

SUYMARA TOLEDO MIRANDA

**AVALIAÇÃO DE ASPECTOS DA COLMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS PREENCHIDOS COM DIFERENTES SUBSTRATOS NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE TANQUE COMUNITÁRIO DE
RESFRIAMENTO DE LEITE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2018

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

Miranda, Suymara Toledo, 1989-
M672a Avaliação de aspectos da colmatação em sistemas alagados
2018 construídos preenchidos com diferentes substratos no tratamento
de águas residuárias de tanque comunitário de resfriamento de
leite / Suymara Toledo Miranda. – Viçosa, MG, 2018.
xvi, 99f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f. 86-99.

1. Águas residuais - Purificação. 2. Garrafas plásticas.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola.
II. Título.

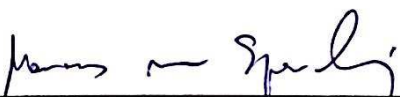
CDD 22. ed. 628.35

SUYMARA TOLEDO MIRANDA

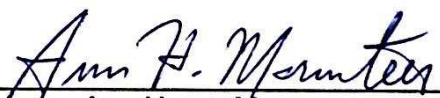
**AVALIAÇÃO DE ASPECTOS DA COLMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS PREENCHIDOS COM DIFERENTES SUBSTRATOS NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE TANQUE COMUNITÁRIO DE
RESFRIAMENTO DE LEITE**

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-
Graduação em Engenharia
Agrícola, para obtenção do título
de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 16 de fevereiro de 2018.



Marcos Von Sperling



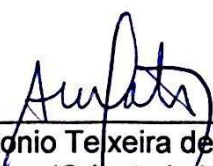
Ann Honor Mounteer



Alisson Carraro Borges



Mateus Pimentel de Matos
(Coorientador)



Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

DEDICO

*Aos meus pais,
Rita de Cássia Toledo e Silva Vieira e Rone Miranda Vieira
pelo amor, dedicação e ensinamentos,
sem vocês essa conquista não seria possível!*

*Às minhas irmãs,
Monalisa Toledo Miranda e Cristiane Toledo Miranda,
pelo amor, amizade, paciência e carinho.*

*Ao meu noivo,
Pedro Henrique Macedo Lamarca,
pelo amor, carinho, apoio, compreensão nos momentos difíceis e ajuda com o
experimento.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo!

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pelo apoio e infraestrutura.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, pela orientação, ensinamentos, apoio e por acreditar no meu trabalho. Suas críticas, sugestões, correções e incentivos, desde a graduação, me ajudaram no amadurecimento como profissional do meio científico e pessoal.

Ao meu coorientador, Mateus Pimentel de Matos, pela ajuda, sugestões e ensinamentos.

Ao “Quito”, pelo apoio na condução do experimento em campo.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

Aos membros da banca, Antonio Matos, Mateus Matos, Alisson Borges, Marcos Von Sperling e Ann Mounteer, pelos conselhos e sugestões.

Ao Simão, pelos ensinamentos, amizade e apoio no trabalho de laboratório.

Aos amigos do GPQA.

Aos membros da associação de tanque comunitário de resfriamento de leite pela disponibilização da área para a instalação do experimento em campo.

À EPAMIG e Instituto de Laticínios Cândido Tostes pelo apoio.

Aos funcionários do DEA: Rafael, José Mauro, Rosária, Claudenilson, Fátima e Gil, pelo auxílio e agradável convivência.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

CONTEÚDO

LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	x
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	2
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
3.1. Sistemas Alagados Construídos	3
3.2. Componentes dos Sistemas Alagados Construídos	4
3.2.1. Substrato	5
3.2.2. Vegetação	6
3.2.2.1. Capim-tifton 85 (<i>Cynodon</i> spp.)	7
3.2.2.2. Capim-elefante cv. Napier (<i>Pennisetum purpureum</i> Schum)	9
3.2.3. Biofilme	10
3.3. Colmatção em Sistemas Alagados Construídos	14
3.3.1. Acúmulo de sólidos e sua influência na dinâmica da água no meio poroso	15
3.3.2. Biofilme formado	17
3.3.3. Contribuição do vegetal	18
3.4. Métodos de identificação e avaliação do processo de colmatção	20
3.4.1. Amostragem de sólidos e caracterização do material colmatante	21
3.4.2. Testes hidrodinâmicos utilizando-se traçadores	22
4. MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1. Localização e caracterização do experimento	24
4.2. Condução do Experimento	26
4.3. Monitoramento físico, químico e bioquímico do afluente e efluente das unidades avaliadas	29
4.4. Métodos de avaliação da colmatção	31
4.4.1. Monitoramento visual dos pontos de escoamento superficial nos SACs-EHSS31	31
4.4.2. Quantificação dos sólidos intersticiais	31
4.4.3. Teste efetuado utilizando-se o traçador	32
4.4.3.1. Cálculo da massa a ser aplicada	32
4.4.3.2. Cálculo das condições hidrodinâmicas	34
4.5. Análise estatística dos dados	37
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38

5.1. Caracterização das condições ambientais, evaporação e evapotranspiração nos SACs-EHSS-----	38
5.2. Avaliação do desempenho dos SACs-EHSS ao longo de todo seu período operacional-----	42
5.2.1. Taxa de Carregamento Superficial-----	42
5.2.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)-----	44
5.2.3. Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Totais (SST) -----	48
5.2.4. Nitrogênio Total (NT)-----	52
5.2.5. Fósforo Total (PT)-----	56
5.2.6. Potássio e Sódio-----	60
5.3. Métodos de identificação da colmatção -----	64
5.3.1. Identificação visual do escoamento superficial nos SACs-EHSS -----	64
5.3.2. Quantificação dos sólidos de colmatção -----	67
5.3.2.1. Influência das plantas no processo de colmatção dos SACs-EHSS -----	67
5.3.2.2. Séries de sólidos dos SAC cultivados-----	73
5.3.2.3. Sólidos presentes nas amostras retiradas dos SACs-EHSS -----	75
5.3.3. Avaliação da colmatção utilizando-se o teste com traçador-----	78
6. CONCLUSÃO -----	84
7. RECOMENDAÇÕES -----	85
8. REFERÊNCIAS -----	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Tempo de detenção hidráulica (TDH) e valores de vazões médias afluentes.	27
Tabela 2. Vazões médias afluentes e efluentes dos SACs com apresentação do desvio padrão (em parênteses).	40
Tabela 3. Valores médios das taxas de carregamento superficial de matéria orgânica (DBO ₅), sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), potássio (K) e sódio (Na), aplicadas durante o período de operacional, Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).	44
Tabela 4. Eficiências médias na remoção de DBO ₅ relativas ao substrato e à combinação de formas de cultivo nos SACs-EHSS.	46
Tabela 5. Eficiências médias na remoção de DBO ₅ (%) nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).	47
Tabela 6. Eficiências médias na remoção de ST e SST relativas ao substrato e às diferentes formas de combinação no cultivo nos SACs-EHSS.	50
Tabela 7. Eficiências médias na remoção de ST e SST nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).	51
Tabela 8. Eficiências médias na remoção de NT relativas ao substrato e à combinação de cultivo nos SACs-EHSS.	53
Tabela 9. Eficiências médias na remoção de NT (%) nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).	56
Tabela 10. Eficiências médias na remoção PT relativas ao substrato e à combinação de cultivo nos SACs-EHSS.	57
Tabela 11. Eficiências médias na remoção de PT (%) nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).	59
Tabela 12. Eficiências médias na remoção de K e Na relativas ao substrato e à combinação nas formas de cultivo vegetal nos SACs-EHSS.	62
Tabela 13. Eficiências médias na remoção de Na e K, em %, nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).	62
Tabela 14: Resumo das eficiências médias na remoção poluentes/nutrientes dos SACs-EHSS nos Períodos I e II.	63

Tabela 15: Profundidade máxima atingida pelas raízes do capim-tifton e capim-elefante, ao final do período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016) dos SACs-EHSS.	70
Tabela 16: Estatística descritiva dos valores médios das variáveis, em dag kg^{-1} , relativas à série de sólidos (ST, SVT e SFT), em amostras coletadas em duas profundidades e posições, nos SACs-EHSS estudados.	74
Tabela 17: Razão massa de sólidos amostrados/volume total do leite, em (kg m^{-3}) , para cada SAC-EHSS.	75
Tabela 18: Média das razões SF/ST (%) no material sólido colmatante, coletado no substrato dos SACs-EHSS.	76
Tabela 19: Média das razões SV/ST (%) no material sólido colmatante, coletado no substrato dos SACs-EHSS.	76
Tabela 20: Parâmetros das características hidrodinâmicas obtidos através do teste efetuado utilizando-se traçador	80

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Vista geral do experimento.....	25
Figura 2: Desenho esquemático representando a vista geral do experimento.....	28
Figura 3: Corte frontal dos SACs-EHSS (A-A'); corte frontal de um SAC preenchido com brita # 0 (B-B'); e corte frontal de um SAC preenchido com garrafas PET amassadas (C-C').	29
Figura 4: Vista em planta do tubo de metal cravado no leito do SAC-EHSS preenchido com brita (a) e preenchido com garrafas PET amassadas (b), onde se coletava o material colmatante.	32
Figura 5: Vista dos SACs-EHSS cobertos para se efetuarem os testes utilizando-se o traçador	34
Figura 6: Temperatura máxima, mínima e média do ar, durante o período de monitoramento dos SACs-EHSS (de abril a dezembro de 2016).....	38
Figura 7: Precipitação mensal total registrada no município de Silveirânia-MG, durante o período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016).	39
Figura 8: Evaporação/evapotranspiração durante o período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016).....	41
Figura 9: Variação nas taxas de carregamento superficial de matéria orgânica (DBO ₅), sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), potássio (K) e sódio (Na), aplicadas ao longo do monitoramento experimental, Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).	42
Figura 10: Taxas de carregamento superficial de matéria orgânica (DBO ₅), sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), potássio (K) e sódio (Na), aplicadas ao longo do monitoramento experimental, Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).....	43
Figura 11: Valores de DBO ₅ no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de abril a dezembro de 2016.	45
Figura 12: Variação na DBO ₅ efluente nos SACs-EHSS ao longo do monitoramento experimental nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).....	47
Figura 13: Valores da concentração de ST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.....	49

Figura 14: Valores das concentrações de SST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.	49
Figura 15: Valores das concentrações de NT no afluente e efluente dos SACs-EHSS de abril a dezembro de 2016.	53
Figura 16: Variação das concentrações de NT nos SACs-EHSS durante o período operacional nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).	55
Figura 17: Valores das concentrações de PT no afluente e efluente dos SACs-EHSS no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.	56
Figura 18: Variação das concentrações de PT nos SACs-EHSS durante monitoramento dos sistemas, nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).	59
Figura 19: Valores das concentrações de Na no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.	60
Figura 20: Valores das concentrações de K no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.	61
Figura 21: Monitoramento da extensão do escoamento superficial nos SACs-EHSS no período de abril a dezembro de 2016.	64
Figura 22: Monitoramento da extensão do escoamento superficial nos SACs-EHSS, avaliada após 230 dias do início da sua operação.	66
Figura 23: Desenvolvimento axial das raízes do capim-elefante no SAC-BET(a); desenvolvimento axial das raízes do capim-tifton 85 no SAC-PTE(b); “tapete” formado pelo capim-elefante (c); e desenvolvimento de raízes de capim-elefante em torno da garrafa PET (d).	68
Figura 24: Camada compacta formada de material orgânico em amostra do capim-elefante.	69
Figura 25: Comprimento das raízes do capim-elefante (a); do capim-tifton 85 (b); e desenvolvimento de raízes sobre o substrato de garrafas PET amassadas (c).	73
Figura 26: Curvas C_{pulso} obtidas por meio do estudo efetuado utilizando-se traçador.	79

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

(A) - Afluente;

(E) - Efluente;

°C - Graus Celsius;

ANOVA - Análise de variância;

APHA - *American Public Health Association*;

ARL - Água residuária de laticínios;

ARS - Água residuária da suinocultura;

ARTL - Água residuária de tanque comunitário de resfriamento de leite;

CV - Coeficiente de variação;

D₁₀ - Diâmetro correspondente a 10% do material que passa, tomado na curva granulométrica;

D₆₀ - Diâmetro correspondente a 60% do material que passa, tomado na curva granulométrica;

DBC - Delineamento em blocos casualizados;

DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio;

DEA - Departamento de Engenharia Agrícola da UFV;

DQO - Demanda química de oxigênio;

K - Potássio ;

LQA - Laboratório de Qualidade da Água, do DEA/UFV;

n - porosidade do substrato ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$);

N₂ - Nitrogênio gasoso;

Na - Sódio ;

NH₃ - Amônia;

NH_4^+ - Amônio;

NO_2^- - Nitrito;

NT - Nitrogênio total;

NTK - Nitrogênio total Kjeldhal;

PT - Fósforo total;

PET - Polietileno Tereftalato;

Q_A - Vazão média afluente aos SAC-EHSS;

Q_E - Vazão média efluente aos SAC-EHSS;

SACs - Sistemas Alagados Construídos;

SAC-B - Sistema Alagado Construído preenchido com brita # 0, sem cultivo;

SAC-BET - Sistema Alagado Construído preenchido com brita # 0, cultivado na sua primeira metade com capim-elefante e, na sua segunda metade, com capim-tifton 85;

SAC-BTE - Sistema Alagado Construído preenchido com brita # 0, cultivado na sua primeira metade com capim-tifton 85 e, na sua segunda metade com capim-elefante;

SAC-EHSS - Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial;

SAC-P - Sistema Alagado Construído preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo;

SAC-PET - Sistema Alagado Construído preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na sua primeira metade com capim-elefante e, na sua segunda metade, com capim-tifton 85;

SAC-PTE - Sistema Alagado Construído preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na sua primeira metade com capim-tifton 85 e, na sua segunda metade, com capim-elefante;

SAC-EHS - Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Superficial;

SAC-EV - Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Vertical;

SST - Sólidos Suspensos Totais (mg L^{-1});

ST - Sólidos Totais (mg L^{-1});

TCOs - Taxa de carregamento orgânico superficial ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$);

TDH - Tempo de detenção hidráulica (d);

UFV - Universidade Federal de Viçosa;

V - Volume total do sistema (m^3);

Δ - Estimativa da perda de água por evaporação ou evapotranspiração nos SAC-EHSS.

RESUMO

MIRANDA, Suymara Toledo, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2018. **Avaliação de aspectos da colmatção em sistemas alagados construídos preenchidos com diferentes substratos no tratamento de águas residuárias de tanque comunitário de resfriamento de leite**. Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientador: Mateus Pimentel de Matos.

Diversos fatores são apontados na literatura como contribuintes no processo de colmatção de Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS), sendo um deles a desintegração do substrato. No presente trabalho, procurou-se avaliar o comportamento e a colmatção de SACs-EHSS cultivados com *Pennisetum purpureum* Schum (capim-elefante cv. Napier) e *Cynodon* spp. (capim-tifton 85), de forma consorciada, utilizando-se garrafas PET amassadas ou brita # 0 como substrato, no tratamento de água residuária de tanque comunitário de resfriamento de leite (ARTL). A unidade experimental foi constituída por seis SACs-EHSS, nas dimensões de 0,6 m de altura x 1,0 m de largura x 2,5 m de comprimento que estavam em operação a 1 ano. Segundo as condições operacionais, esses sistemas foram denominados de SAC-P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na sua primeira metade com capim-tifton 85 e, na sua segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na sua primeira metade com capim-elefante e, na sua segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na sua primeira metade com capim-tifton 85 e, na sua segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na sua primeira metade com capim-elefante e, na sua segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio de brita, sem cultivo). Com o intuito de investigar a possível perda de eficiência na remoção de poluentes pelo sistema, em razão da colmatção nas unidades avaliadas, a operação do sistema foi dividida em dois períodos: Período I (de abril a dezembro de 2015) e Período II (abril a dezembro de 2016). Assim, compararam-se estatisticamente, as eficiências de remoção de DBO₅, série de sólidos e concentração de nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), potássio (K) e sódio (Na). Para caracterização do grau de colmatção, utilizaram-se o método direto, com extração dos sólidos do substrato, e o teste hidrodinâmico utilizando-se um traçador salino (LiCl). A extensão do escoamento superficial, forma de evidência

de colmatção do substrato, também foi monitorada. Os resultados indicaram que a eficiência dos SACs-EHSS na remoção de poluentes aumentaram ou permaneceram semelhantes após um ano e nove meses de sua operação, mesmo apresentando sinais de elevado grau de colmatção do substrato, o que ficou evidente com o aumento na extensão do escoamento superficial nos leitos. Os SACs-EHSS com substrato constituído por brita # 0 apresentaram maior extensão do escoamento superficial do que os garrafas PET amassadas, sendo esse fenômeno mais evidente nos SACs-EHSS cultivados que nos não cultivados. Verificou-se que os sólidos retidos no substrato dos SACs-EHSS preenchidos com brita foram 4 vezes maiores aos quantificados em SACs preenchidos com garrafas PET amassadas, o que se atribui ao esfarelamento (desgaste da brita). Os sólidos de colmatção são constituídos predominantemente por material inorgânico, no entanto, apesar de estar em menor concentração, o material orgânico é que maior influência tem na obstrução dos poros do sistema, formando um aglomerado, principalmente nos SACs-EHSS cultivados e, em maior grau, na sua região inicial. Com a realização do teste hidrodinâmico, foi possível observar que todos os sistemas apresentaram zonas mortas e grande dispersão. Diante dos resultados obtidos, verificou-se que os principais fatores de colmatção dos sistemas foram o desgaste do substrato de brita e a presença de plantas. Garrafas PET amassadas podem constituir alternativa viável de substrato em SACs-EHSS, tendo em vista que propiciaram eficiente remoção de poluentes da ARTL, ao longo de um ano e nove meses de monitoramento, além de proporcionar mais lenta colmatção do substrato dos sistemas.

ABSTRACT

MIRANDA, Suymara Toledo, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, February, 2018. **Evaluation of clogging aspects in constructed wetland systems filled with different substrates in the treatment of wastewater from community milk cooling tank.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-adviser: Mateus Pimentel de Matos.

Several factors are pointed out by the literature as contributors to the process of clogging in horizontal subsurface flow constructed wetland systems (HSSF-CW), one of which is the disintegration of the substrate. In the present work, the behavior and the clogging of HSSF-CW cultivated with *Pennisetum purpureum* (elephant grass cv. Napier) and *Cynodon* spp. (Tifton 85 grass) were evaluated, in association, using PET bottles crushed or gravel # 0 as substrate, in the treatment of wastewater from a community milk cooling tank (WMCT). The experimental unit consisted of six HSSF-CWs, in the dimensions of 0,6 m high x 1,0 m wide x 2,5 m long that were in operation for 1 year. The operational conditions of these systems were called CW-P (medium filled with crushed PET bottles, no culture); SAC-PTE (medium filled with crushed PET bottles, cultivated in its first half with tifton 85 grass and, in its second half, with elephant grass); CW-PET (medium filled with crushed PET bottles, cultivated in its first half with e capim-elephant grass and, in its second half, with tifton 85 grass); CW-BTE (medium filled with gravel, cultivated in its first half with tifton 85 grass and, in its second half, with elephant grass); CW-BET (medium filled with gravel, cultivated in its first half with elephant grass and, in its second half, with tifton grass 85); CW-B (gravel medium, without culture). In order to investigate the possible loss of efficiency in the removal of pollutants through the system, due to the clogging in the evaluated units, the operation of the system was divided into two periods: Period I (from April to December 2015) and Period II (April to December 2016). Thus, the efficiency of removal of BOD₅, solids series and the concentration of total nitrogen (NT), total phosphorus (PT), potassium (K) and sodium (Na) were compared statistically. For the characterization of the degree of clogging, the direct method was used, with extraction of the solids from the substrate, and the hydrodynamic test using tracer (LiCl). The extent of surface runoff, a form of evidence of substrate clogging, was also monitored. The results indicated that the efficiency of the HSSF-CWs in the removal of pollutants increased or remained

similar after one year and nine months of operation, even showing signs of substrate clogging, which was evident with the increase in surface runoff in the HSSF-CW beds. The HSSF-CWs with substrate constituted by gravel # 0 presented a greater extension of the surface flow than the crushed PET bottles, being this phenomenon more evident in the cultivated HSSF-CWs than in the non-cultured ones. It was found that the solids retained on the substrate of the gravel filled HSSF-CWs were 4 times larger than those quantified in CWs filled with crushed PET bottles, which is attributed to crushing (gravel wear). The clogging solids are predominantly composed of inorganic material. However, in spite of being in a lower concentration, the organic material has the greatest influence on the pore obstruction of the system, forming an agglomerate, mainly in the cultivated HSSF-CWs and, to a certain degree, in its initial region. With the hydrodynamic test, it was possible to observe that all the systems presented dead zones and great dispersion. In view of the obtained results, it was verified that the main factors of clogging in the systems were the gravel substrate wear and the presence of plants. Crushed PET bottles may be a viable substrate alternative in HSSF-CWs, since they allowed efficient removal of pollutants from the WMCT, over one year and nine months of monitoring, in addition to providing slower substrate saturation of the systems.

1. INTRODUÇÃO

A procura por tecnologias alternativas no tratamento de águas poluídas e residuárias que demandem baixos recursos econômicos, tanto para implementar quanto para operar, é crescente. A utilização dos Sistemas Alagados Construídos (SACs) têm se mostrado uma opção sustentável, razão pelo qual têm sido empregados há décadas no tratamento de águas residuárias.

Os SACs, também denominados de *wetlands* construídos, leitos cultivados, terras úmidas construídas, jardins filtrantes são sistemas artificiais de tratamento de águas residuárias que reproduzem, de forma controlada, o tratamento que ocorre em ambientes naturais, tais como pântanos e brejos.

Esses sistemas são construídos com base na engenharia e apresentam sua base impermeabilizada, sendo seus principais componentes o meio suporte ou substrato (brita, areia, solo, entre outros), as espécies vegetais e os microrganismos que se desenvolvem em associação a esses constituintes. Dentre as principais configurações, as unidades de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) têm sido mais utilizadas e investigadas, em função das boas eficiências, facilidade de operação e menor risco de contaminação do operador (menor contato com o líquido em tratamento).

Em geral, os mecanismos envolvidos no tratamento de águas residuárias em SACs-EHSS são físicos, com sedimentação, adsorção e filtração de sólidos a um substrato poroso; biológicos, devido ao metabolismo microbiano e absorção pelas plantas; e químicos, com formação de precipitados (KADLEC; WALLACE, 2009; ZHANG et al., 2014). No entanto, esses processos podem contribuir para o principal problema operacional nesses sistemas: o entupimento do substrato, fenômeno denominado “colmatção”. Em função dos seus aspectos construtivos (presença de meio suporte) e operacionais (alimentação contínua com aplicação em sua área transversal de entrada), os SACs-EHSS estão mais sujeitos, do que outras configurações, a esse fenômeno de obstrução do espaço poroso.

Os principais fatores que levam à colmatção ainda são controversos. Alguns autores afirmam que os sólidos orgânicos, provenientes da própria água residuária afluyente, seriam os principais agentes da colmatção. Outros creditam ao crescimento de raízes e rizomas das plantas e ao crescimento do biofilme no

substrato. Há, ainda, aqueles que destaquem a contribuição do desgaste (esfarelamento) do material constituinte do meio filtrante. Dessa forma, as pesquisas para o entendimento dos principais fatores que contribuem para a colmatção em SACs-EHSS têm sido de suma importância. Neste estudo, buscou-se avaliar a eficiência do sistema e a influência do desgaste do material filtrante (brita # 0) e da presença de plantas no processo de colmatção em SACs-EHSS. Para isso utilizou-se, como comparação, um substrato inerte constituído por garrafas PET amassadas, nos quais foram cultivadas duas diferentes espécies vegetais, em dois arranjos espaciais, e leitos não cultivados.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho e a colmatção de SACs-EHSS, cultivados com capim-elefante cv. Napier e capim-tifton 85, de forma consorciada, utilizando garrafas PET amassadas ou brita # 0 como substrato, no tratamento de água residuária de tanque comunitário de resfriamento de leite (ARTL).

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos foram:

- Identificar possíveis alterações no desempenho do sistema, decorrentes do avanço do processo de colmatção nos SACs-EHSS;
- Avaliar o efeito do cultivo do capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum Schum.*) e do capim-tifton 85 (*Cynodon spp*) no processo de colmatção dos sistemas;
- Avaliar a influência do tipo de substrato (brita # 0 e garrafas PET amassadas) no processo de colmatção dos sistemas e na eficiência do sistema na remoção de nutrientes/poluentes da ARTL;
- Caracterizar a composição do material responsável pela colmatção do substrato;
- Avaliar as condições hidrodinâmicas dos SACs utilizando-se o teste com traçador.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Sistemas Alagados Construídos

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) são sistemas projetados e construídos propiciando a ocorrência simultânea e de forma controlada de processos de ordem química, física e biológica, envolvendo a vegetação plantada, o substrato e os microrganismos para o tratamento de águas residuárias e poluídas (WANG et al., 2017).

Esse tipo de sistema é especialmente adequado para implantação quando há a disponibilidade de pouco capital para investimento, comparativamente ao demandado em sistemas convencionais e mecanizados de tratamento de efluentes, devido aos baixos custos de implantação e manutenção, simplicidade operacional (demanda de mão de obra pouco qualificada), nenhum ou baixo requisito energético e possibilidades de aproveitamento da massa vegetal para alimentação animal ou outros fins (VYMAZAL, 2005; CASELLES-OSORIO et al., 2007; KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS et al., 2010a; ZHANG et al., 2014; WANG et al., 2017). A redução nos custos pode se dar, também, pela utilização de um substrato encontrado no próprio local ou pela escolha de um material alternativo, como é o caso das garrafas PET, consideradas, atualmente, um poluente de disposição final problemática.

Por se tratar de sistemas não mecanizados, essencialmente naturais e que proporcionam as melhores eficiências no tratamento de águas residuárias em regiões tropicais ou subtropicais do mundo, tem sido especialmente indicada sua implantação nessas regiões. No entanto, embora sua aplicação em regiões de clima frio apresente desafios especiais (ZHANG et al., 2014, WANG et al., 2017), o emprego de SACs também tem apresentado grande expansão nessas localidades.

Os SACs podem ser classificados em dois grandes grupos distintos, conforme a forma de escoamento da água residuária: superficial horizontal (SAC-ES) e os de escoamento subsuperficial, sendo este último subdividido em horizontal (SAC-EHSS) e vertical (SAC-EV) (KADLEC; KNIGHT, 1996; KADLEC; WALLACE, 2009).

Nos SACs-ES, a água residuária escoar no sentido horizontal, sobre a superfície, ficando a água exposta à atmosfera, enquanto a vegetação cultivada no meio pode ser flutuante ou emergente. Já nos sistemas subsuperficiais, a água

residuária escoar abaixo da superfície do leito, ou seja, por entre o substrato que é cultivado (KADLEC; WALLACE, 2009). Devido à forma de escoamento das águas residuárias, os SAC-EHSS têm sido mais utilizados em razão do menor potencial para geração/dispersão de odores, atração de vetores e contato humano direto, possibilidade de tratamento contínuo da água residuária, além de ser operacionalmente simples.

Os SACs-EHSS têm sido utilizados para o tratamento de diferentes tipos de águas residuárias, tais como as domésticas (BRASIL et al., 2007), de laticínios (MATOS et al., 2008; MATOS et al., 2012; SARAIVA; PAIVA 2016), da lavagem/despolpa de frutos do cafeeiro (FIA et al., 2010a; FIA et al., 2010b), de suinocultura (MATOS et al., 2010b), bovinocultura de leite (PELISSARI et al., 2013), em áreas agrícolas (TUNÇSIPER et al., 2015); escoamento das águas pluviais (HEYVAERT et al., 2006); efluentes industriais, fábricas de produtos químicos, curtumes e indústrias têxteis, destilarias e indústrias de processamento de alimentos (COMINO et al., 2011 e VYMAZAL, 2009); lixiviados de aterro sanitário (MANNARINO et al., 2006), dentre outras.

No tratamento em SACS-EHSS, a eficiência na remoção de poluentes varia consideravelmente (ZHANG et al., 2014), o que se dá em razão da complexa combinação de processos físicos, químicos e biológicos na remoção dos contaminantes, que depende de muitas variáveis, incluindo taxa de aplicação hidráulica; tipo de água residuária; taxa de aplicação orgânica; tempo de detenção hidráulica; modo operacional (intermitente ou contínuo); variação nas condições ambientais como a temperatura; presença e tipos de vegetações, substrato; formação de biofilme, entre outras (BRIX, 1997; MATOS et al., 2008; KADLEC; WALLACE, 2009; ÁVILA et al., 2013).

3.2. Componentes dos Sistemas Alagados Construídos

Os componentes fundamentais dos SACs são a vegetação, substrato e o biofilme. Em geral, os mecanismos envolvidos no tratamento de águas residuárias nesses sistemas são a filtração pelo substrato e pelo biofilme, a degradação microbiana da matéria carbonácea e nitrogenada, a absorção de nutrientes pelas plantas e a adsorção/absorção ao substrato.

3.2.1. Substrato

O meio suporte de um SAC é constituído de substrato poroso, sendo comumente utilizados solo, areia, brita ou outros tipos de materiais, como escória de alto forno, argila expandida, entre outros. É essencial que a escolha seja por materiais que proporcionem alta porosidade e condutividade hidráulica ao meio poroso (USEPA, 2000), já que é por onde o efluente a ser tratado irá escoar. Por essa razão, materiais pedregulhosos têm sido preferidos em relação a solos, por exemplo, no preenchimento dos SACs de escoamento subsuperficial. O substrato também tem a função de dar suporte ao crescimento de macrófitas e de biofilme e de proporcionar um crivo à passagem de sólidos de maior diâmetro. Quando a água flui através do meio poroso, grande quantidade de sólidos suspensos e matéria orgânica insolúvel são interceptados por meio dos processos de sedimentação, filtração e adesão.

Sabe-se que os substratos e os microrganismos desempenham papel fundamental no processo de purificação das águas residuárias em SACs e, assim, a eficiência do tratamento é também dependente da área superficial do substrato, que influencia no desenvolvimento do biofilme, e na capacidade de adesão de partículas sólidas nesse meio.

Os SACs-EHSS, que utilizam materiais tradicionais, por exemplo, a brita, como substrato, apresentam eficiências satisfatórias na remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) de 78,5 a 96,3 % (MATOS et al., 2010b). Com o uso de esferas de plástico, meio de alta porosidade ($0,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), Sklarz et al. (2009) obtiveram eficiência média de 95%, enquanto Costa et al. (2013) de 69 a 72 %, ao utilizarem escória de alto forno.

Materiais alternativos têm sido avaliados como substrato em diferentes tipos de sistemas utilizados no tratamento de águas residuárias. Saraiva (2016) avaliou a eficiência de SAC-EHSS cultivados com capim-elefante e capim-tifton 85, de forma consorciada, utilizando garrafas PET amassadas ou brita # 0 como substrato, no tratamento de águas residuárias de tanques de resfriamento de leite (ARTL). A eficiência de remoção de DBO_5 variou de 83 a 86 % nos SACs-EHSS preenchidos com garrafas PET amassadas e de 84 a 88 % naqueles preenchidos com brita. De acordo com o autor, a utilização de garrafas PET amassadas como substrato em SACs-EHSS mostrou-se tecnicamente adequada, já que proporcionou resultados

similares ou até melhores na remoção de nutrientes/poluentes da ARTL, em relação aos proporcionados quando o preenchimento foi feito com brita # 0. Além disso, em razão de seu baixo custo e o apelo ambiental que constitui, considerando-se a lógica da reciclagem, deve ser considerada alternativa potencial para preenchimento de SACs-EHSS,

Dallas e Ho (2005) estudaram a eficiência de SACs-EHSS preenchidos com dois diferentes substratos, garrafas PET não amassadas, mas cortadas em duas ou três partes (dependendo do tamanho da garrafa), material que apresentou porosidade drenável de 94 %, além de brita, com porosidade drenável de 40%. De acordo com esses autores, além do substrato de garrafas PET cortadas ter proporcionado melhores resultados, em termos de remoção de nutrientes/poluentes, houve redução de 50 % nos custos para construção dos SAC-EHSS, em comparação aos SACs preenchidos com a brita.

A procura por substratos que sejam mais resistente aos desgastes físicos e químicos e que sejam de mais baixo custo é uma iniciativa crescente, e tem sido verificado, atualmente, grande número de pesquisas no que se refere a isso.

3.2.2. Vegetação

As plantas utilizadas nos SACs-EHSS devem ser capazes de resistir a ambientes úmidos, visto que nessa configuração, os leitos permanecem sempre saturados (alimentação contínua com água residuária). As espécies vegetais que se adaptam a essas condições do sistema, são capazes de extrair macro e micronutrientes necessários ao seu crescimento, além de transferir oxigênio para o substrato, possibilitando a formação de sítios aeróbios em torno das raízes. Essas plantas também favorecem o desenvolvimento dos filmes biologicamente ativos que propiciam a degradação dos compostos orgânicos, proporcionando a depuração da água residuária (KADLEC; WALLACE, 2009).

A presença da vegetação em SACs-EHSS também distribui e reduz a velocidade do escoamento da água residuária, o que cria melhores condições para sedimentação de sólidos suspensos (BRIX, 1997). Todas as plantas requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução, no entanto, para sustentar a alta produtividade e retirar do sistema os nutrientes nele incorporados, é necessário,

também, que haja o manejo adequado das plantas, com colheitas periódicas da biomassa (KADLEC; WALLACE, 2009).

Alguns autores estudaram o desempenho de SACs-EHSS cultivados com o capim-tifton 85 (FIA et al., 2011; MATOS et al., 2008, 2009, 2010a; SARAIVA; PAIVA, 2016) e o capim-elefante (MATOS et al., 2012, SARAIVA; PAIVA, 2016), espécies vegetais avaliadas neste trabalho. As características, as potencialidades e os resultados do emprego dessas culturas em SACs-EHSS estão descritas a seguir.

3.2.2.1. Capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.)

O gênero *Cynodon* é composto por um amplo grupo de gramíneas de origem tropical e subtropical, em sua maioria, originárias dos continentes africano e asiático. As gramíneas do gênero *Cynodon* são conhecidas como gramas bermuda e estrela. As gramas bermudas são plantas que apresentam rizomas (caules subterrâneos), são adaptadas e resistentes aos invernos moderadamente frios, enquanto as estrelas, são as plantas mais robustas e não rizomatosas e, por isso, menos resistentes, ainda que bem adaptadas a essas condições de baixas temperaturas. Fazem parte do grupo das bermudas, as cultivares Callie, Coastcross, Florakirk e Tifton-85 e, do grupo das estrelas, as cultivares Estrela, Florona, Florico e Tifton-68 (AZAR et al., 2009).

O capim-tifton 85 é constituído por espécies e cultivares de ampla adaptação às diferentes condições edafoclimáticas (OLIVEIRA et al., 2000). O capim-tifton 85 é uma gramínea de ciclo fotossintético C4, subtropical, perene, recomendada para fenação e pastejo, em decorrência da boa relação lâmina foliar/colmo que possui. Apresenta boa resistência a doenças, ao déficit hídrico, ao fogo e baixa resistência à acidez (BURTON et al., 1993).

Apresenta porte mais alto, hastes delgadas e lisas, folhas menores e mais estreitas de cor verde mais escura do que as outras bermudas híbridas, estolões abundantes verdes de tom arroxeado e rizomas mais grossos e desenvolvidos, mas em quantidade relativamente pequena. É uma gramínea que tem como características morfológicas o crescimento prostrado característico; é estolonífera e rizomatosa. A sua inflorescência é pequena, formada por cinco racemos digitados

no ápice da ráquis, não produzindo sementes viáveis por ser um híbrido interespecífico. A sua propagação é vegetativa (ATHAYDE et al., 2005).

O capim-tifton 85 foi estudado por Matos et al. (2008), quando cultivado em SACs-EHSS, empregados no tratamento de água residuária de laticínios (ARL). A ARL foi aplicada numa vazão média de 60 L dia^{-1} e tempo de residência hidráulica de 4,8 dias e taxas de aplicação de carga orgânica (TCOs) de 66, 130, 190, 320 e $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO_5 . Os autores observaram que a produtividade de matéria seca do capim-tifton 85 aumentou com o acréscimo na TCO aplicada nos SACs. Entretanto, verificaram, também, tendência de decréscimo na produtividade de matéria seca, quando os valores de TCO se aproximaram de $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO_5 . Os autores também observaram que os SACs-EHSS que receberam maiores taxas de carregamento orgânico (320 e $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) não apresentaram uniformidade na altura das plantas ao longo do sistema, notando-se menor altura média das plantas na zona de entrada e maior altura média na zona de saída. Os autores associaram o fenômeno ao estágio de degradação/decomposição da matéria orgânica. No início do sistema, há uma região mais redutora, decorrente da presença de matéria orgânica lábil e, conseqüentemente, com menor disponibilidade de nutrientes, ao contrário do que ocorre no seguimento seguinte, onde as condições são mais oxidantes, favorecendo-se a degradação do material orgânico e, com isso, maior disponibilização de nutrientes no meio. Na região final, apesar de também apresentar condições favoráveis à absorção de nutrientes, esses já se encontram em menores concentrações, resultando em menor disponibilidade para assimilação pela vegetação.

Matos et al. (2009) avaliaram a remoção de poluentes em SACs-EHSS utilizando o capim-tifton 85, no tratamento de ARS filtrada. A ARS foi aplicada a uma taxa média de $154,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO_5 . Os autores encontraram eficiências de remoção de DQO variando de 68 a 97 %; de DBO_5 variando de 63 a 97 %; N-Total (nitrogênio total) variando de 53 a 92 %; P (fósforo) variando de 7 a 87 %; K (potássio) variando de 6 a 53 % e Na (sódio) variando de -23 a 63 %.

Fia et al. (2011) estudaram SACs-EHSS sob TCOs de 163, 327, 460 e $561 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO_5 , no tratamento de ARS, sendo que esses apresentaram valores médios de produtividade de matéria seca do capim-tifton 85 de 5,13; 6,26; 5,03 e $4,73 \text{ t ha}^{-1}$, com cortes aos 90 e 150 dias após o plantio, estando a maior produção de biomassa relacionado à TCO de $327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO_5 (TCO intermediária).

Assim, os relativamente baixos valores de produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas, provavelmente estão relacionados à alta TCO aplicada, indicando que a planta possui capacidade limitada de absorção, e que excesso de sais pode, inclusive, prejudicar o seu desenvolvimento e desempenho. Os autores também analisaram o desempenho das espécies cultivadas nos SACs-EHSS, no que se refere à remoção de macronutrientes, obtendo extrações médias de N e P, com o corte da parte aérea do capim-tifton 85, respectivamente de 7,2 e 1,32 kg ha⁻¹ d⁻¹, em um período de 150 dias do início da condução do experimento.

Saraiva (2016) avaliou a capacidade de extração de nutrientes pelos capins tifton 85 e elefante, em SACs-EHSS, no tratamento de ARTL. Observou-se que o capim-elefante foi o que apresentou maior habilidade na remoção de nitrogênio (6,8 kg ha d⁻¹) e fósforo (0,5 kg ha d⁻¹), enquanto o capim-tifton 85 foi capaz de extrair maior quantidade de sódio (0,06 kg ha d⁻¹) da ARTL.

3.2.2.2. Capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum)

O capim-elefante comum (*Pennisetum purpureum*, Schum) é uma gramínea triploíde, de origem africana. Apresenta grande número de variedades e/ou ecotipos, como: Napier, Mercker, Porto Rico, Albano, Mineiro, Mole de Volta Grande, Gigante de Pinda, Mott, Taywan, Cameroon, Urukwanu, Roxo, entre outros. (VILELA, 1998).

Segundo Pereira (1993), a espécie foi introduzida no Brasil a partir dos anos de 1960 e o seu sucesso no país deve-se a sua adaptabilidade às condições de clima e de solo de praticamente todo o Brasil, porte avançado e grande produtividade. É uma gramínea perene, de crescimento cespitoso, com colmos eretos dispostos em touceiras, não cobrindo totalmente a superfície de cultivo. Apresenta folhas de coloração verde escura ou clara, grande quantidade de perfilhos aéreos e basilares, sua propagação é, geralmente, feita por meio de colmos.

Sua aplicabilidade em SACs foi avaliada por Matos et al. (2012) que estudaram a eficiência de SACs-EHSS, cultivados com capim-elefante e cinco taxas de carregamento orgânico (TCOs) na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios (ARL). A ARL foi aplicada numa vazão média de 60 L d⁻¹ e tempo de residência hidráulica de 4,8 dias e TCOs de 66; 130; 190;

320 e 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅. Os SACs-EHSS mostraram-se eficientes na remoção da DBO₅, DQO e dos SST, ST e NT porém, foram pouco eficientes na remoção de PT, K e Na da ARL. As remoções de DBO₅ e DQO variaram na faixa de 79 a 96 %, respectivamente.

3.2.3. Biofilme

De acordo com Jenkinson e Lappin-Scott (2001), em seus ambientes naturais, bactérias não existem como células isoladas e crescem em comunidades organizadas para sobreviverem. As comunidades microbianas que se desenvolvem em interfaces, tais como líquido-sólido ou interfaces de ar-líquido, são denominadas "biofilmes". Segundo os mesmos autores, a adesão inicial do biofilme à superfície é um evento aleatório influenciado pela energia livre de superfície e pela proximidade de células microbianas. As células aderidas promovem a divisão celular, colonizam a superfície e, assim, fornecem mais células para adesão e acumulação.

Em SACs, desenvolve-se biofilme microbiano na rizosfera, raízes e meio filtrante, sendo constituído por colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários e outros microrganismos que degradam a matéria orgânica, transformando-os em sais inorgânicos e, com isso, tornando nutrientes disponíveis para as plantas (MARQUES, 1999).

A comunidade microbiana em SACs pode ser autóctone (nativa) ou alóctone (estrangeira). Microrganismos autóctones apresentam características adaptativas que são capazes de possuir atividade metabólica, sobreviver e crescer em sistemas úmidos, participando de processos de purificação, enquanto os microrganismos alóctones (incluindo patógenos que entram com a água residuária) geralmente não têm qualquer importância funcional no ambiente dos SACs (VYMAZAL, 2005). Segundo Suliman et al. (2006), água e nutrientes são os principais limitantes para o crescimento da biomassa que se forma dispersa ou aderida ao substrato. Truu et al. (2009) acrescentaram, ainda, sua influência de condições hidráulicas, propriedades das águas residuárias, disponibilidade de nutrientes, do substrato, tipos de plantas e os diferentes fatores ambientais nos SACs.

Segundo Iwai e Kitao (1994), citados por von Sperling (1996), no biofilme formado, os compostos necessários para o desenvolvimento bacteriano como

matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes, são adsorvidos à superfície do substrato. A aderência é influenciada por interações célula-célula, pela presença de moléculas de polímeros na superfície e pela composição do meio. Após a aderência, esses são transportados através do biofilme, por meio de mecanismos de difusão, onde são metabolizados pelos microrganismos. Sólidos de natureza coloidal ou suspensa não conseguem se difundir no biofilme, necessitando ser hidrolisados a moléculas de menores dimensões, para que isso possa ocorrer. Os produtos finais são transportados em sentido contrário, em direção à fase líquida. O biofilme possui uma camada externa, contendo oxigênio, e outra interna, desprovida de oxigênio. Condições anóxicas ou anaeróbias são decorrentes do consumo de oxigênio à medida em que se penetra no biofilme. Na camada em condições anóxicas, ocorrerá a redução de nitratos e na camada em condições anaeróbias, ter-se-á a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos.

Flemming e Wingender (2010) afirmaram que apenas 10% da massa seca do biofilme é constituída por microrganismos, sendo o restante constituído pela matriz gelatinosa. A matriz é o material extracelular, produzida pelos próprios organismos, na qual células do biofilme são incorporadas. É composto por um conglomerado de diferentes tipos de biopolímeros conhecidos como substâncias poliméricas extracelulares (SPE), importante na arquitetura tridimensional do biofilme. Flemming e Wingender (2010) citaram algumas das funções do SPE: aderência em superfícies (bióticas ou abióticas), agregação de bactérias em flocos ou biofilmes, estabilização da estrutura do biofilme, formação de uma barreira de proteção que aumenta a resistência contra efeitos considerados agressivos às células, retenção de água, sorção de compostos orgânicos exógenos para a acumulação de nutrientes que provêm do meio, acúmulo de atividades enzimáticas, assim como a digestão de macromoléculas exógenas para aquisição de nutrientes.

De acordo com Paoli e von Sperling (2013a), as características do biofilme microbiológico irão variar de acordo com o tipo de efluente a ser tratado e a disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes, razão pela qual há maior desenvolvimento de biofilme na região de entrada dos SACs.

O tipo, a diversidade e a população de microrganismos presentes em SACs-EHSS, que dependem das condições ambientais e de operação de um reator, influenciam diretamente nos processos de degradação do material orgânico e na remoção dos macronutrientes: nitrogênio e fósforo. Por ser o ambiente nos SACs-

EHSS complexo, nesse coexistem grande diversidade de microrganismos, cada um com a sua importância e função na depuração de águas residuárias, estando distribuídos em diferentes regiões dos SACs, no que se refere à distância de entrada do afluente e da rizosfera.

Os microrganismos necessitam de uma fonte de energia e de carbono. A fonte de energia pode ser a luz solar, ou a obtida por reações químicas. Como fonte de carbono para o seu metabolismo e reprodução, esses microrganismos podem ser classificados em dois grupos: autotróficos, que utilizam o dióxido de carbono (CO_2) da atmosfera, ou heterotróficos, que utilizam o carbono orgânico (VON SPERLING, 1996). O grupo mais importante na degradação do material orgânico em SACs-EHSS são os heterótrofos (COOPER et al., 1996).

A remoção de material orgânico das águas residuárias em SACs-EHSS se processa basicamente por meio de mecanismos biológicos de decomposição aeróbia e anaeróbia. Na decomposição aeróbia, a matéria carbonácea é removida por bactérias heterotróficas, na presença de O_2 , com produção de CO_2 (VON SPERLING, 1996).

No processo de degradação anaeróbia, por sua vez, as reações são mediadas por bactérias anaeróbias, processando-se por meio de duas etapas: a primeira caracterizada pela conversão da matéria orgânica, geração de ácidos e alcoóis por bactérias formadoras de ácidos. A segunda, promovida por bactérias formadoras de metano, dá-se com contínua conversão da matéria orgânica para a síntese de novas células, a metano e dióxido de carbono (VON SPERLING, 1996). Devido à limitação de oxigênio e às condições de baixo potencial redox (ambiente saturado) no meio poroso de SACs-EHSS, a maior parte do material orgânico é degradada por microrganismos anaeróbios.

Em SACs-EHSS, a remoção de nitrogênio das águas se dá por variados processos, ocorrendo, principalmente, por meio da ação de microrganismos, absorção e síntese vegetal. Truu et al. (2005) sugeriram que *archaea* nitrificantes, fungos desnitrificantes, microrganismos heterotróficos podem desempenhar um papel importante na transformação do nitrogênio em SACs-EHSS, sendo que a maior parte do nitrogênio removido ocorre por processos de nitrificação e desnitrificação

A nitrificação é definida como a etapa de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal a nitrato, via nitrito. Este processo ocorre em duas etapas: o primeiro

passo é mediado principalmente por bactérias autotróficas quimiossintetizantes do gênero *Nitrosomonas* (e a segunda etapa, principalmente pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* (VYMAZAL, 2007).

A desnitrificação ocorre sob condições anaeróbias, removendo o nitrato por sua conversão em formas gasosas, com a formação de vários intermediários.

A reação é catalisada pelas bactérias desnitrificantes *Pseudomonas* spp. (DORNELAS, 2008) e por outras bactérias heterotróficas facultativas (KADLEC; WALLACE, 2009):

Em condições anaeróbias, também pode ocorrer a amonificação do nitrato, que é a transformação do nitrato e nitrito em amônio, realizado por bactérias anaeróbias facultativas (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Outro processo responsável pela remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de águas residuárias é o denominado ANAMMOX (do inglês, *Anaerobic Ammonium Oxidation*), é realizado por um grupo de bactérias, a *Planctomycetes*, no qual o amônio (NH_4^+) é oxidado diretamente a nitrogênio gasoso (N_2), sendo o nitrito (NO_2^-) oceptor de elétrons (YAMAMOTO et al., 2008). Esse processo tem como vantagem a redução das exigências de oxigênio (permite que mais de 50 % do oxigênio seja preservado) para a oxidação biológica do NH_4^+ a NO_3^- e elimina a necessidade de uma fonte externa de carbono orgânico para que ocorra a desnitrificação (STROUS et al., 1998).

Segundo von Sperling (2014), o fósforo está, geralmente, presente nas águas residuárias em baixas concentrações e apresenta-se, principalmente, nas formas de fosfato, incluindo o fosfato orgânico, o inorgânico (ortofosfato) e o polifosfato. Os organismos presentes nos SACs requerem fósforo para seu crescimento e o incorporam em seus tecidos. Oehl et al. (2004) afirmaram que os microrganismos podem desempenhar papel importante na remoção de fósforo como mineralizadores do fósforo orgânico via mineralização biológica (liberação do fósforo durante a degradação da matéria orgânica). Richardson e Marshall (1986), citados por Kadlec e Knight (1996), indicaram que a retenção e incorporação do fósforo pela microbiota ocorrem numa escala de tempo menor que 1 hora. Contudo, mais de 90% é liberado no ambiente nas próximas 6 horas. De acordo com Freitas (2006), a capacidade de SACs-EHSS removerem P é limitada, quando comparada com a capacidade de remoção de N, já que não há nenhum "mecanismo de perda permanente" de P nesses sistemas análogo ao da desnitrificação.

3.3. Colmatção em Sistemas Alagados Construídos

A colmatção é um fenômeno caracterizado pelo entupimento do meio poroso e redução da porosidade drenável, ligado diretamente ao processo de funcionamento dos SACs-EHSS, devido ao acúmulo de materiais associados ao tratamento, e a fatores de caráter operacional ou, ainda, devido a condições ambientais (PEDESCOLL et al., 2009).

Conforme já discutido, os princípios envolvidos no tratamento de águas residuárias em SACs-EHSS são físicos, com a sedimentação, adsorção e filtração de sólidos a um substrato poroso; biológicos, devido ao metabolismo microbiano e absorção pelas plantas; e químicos, com formação de precipitados; (KADLEC; WALLACE, 2009; ZHANG et al., 2014). No entanto, esses processos podem contribuir para o principal problema operacional nesses sistemas, que é o entupimento do meio poroso.

A colmatção está relacionada a vários processos de acúmulo de diferentes tipos de sólidos, o que leva a uma redução nas características hidráulicas iniciais, isto é, ocorre diminuição na porosidade efetiva e condutividade hidráulica no meio (KNOWLES et al., 2011), gerando escoamento superficial das águas residuárias e o aparecimento de zonas mortas ou curtos-circuitos (PEDESCOLL et al., 2009), além de diminuir o tempo de detenção hidráulica (TDH) no sistema, conduzindo à obtenção de menor eficiência no tratamento. Como consequência, pode haver diminuição na eficiência do tratamento, bem como da vida útil operacional do sistema.

Na literatura, existem inúmeras controvérsias sobre os principais fatores que contribuem para o processo de colmatção, que de acordo com Kadlec e Wallace (2009), Knowles et al. (2011), Paoli e von Sperling (2013), Miranda et al., 2016; Miranda et al., (2017) e Matos et al. (2017) são a deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície dos SACs-EHSS, deposição de precipitados químicos, crescimento de biofilme e desenvolvimento de raízes e rizomas das plantas no leito de material poroso. Matos et al. (2018) acrescentaram, ainda, que a utilização de substratos de pequena granulometria proporcionam mais rápida diminuição no volume de poros drenável, no meio. Os mesmos autores afirmaram que as condições de pH, potencial redox e a constituição do substrato podem tanto tornar

o ambiente propício à precipitação de sólidos como contribuir para o desgaste (esfarelamento) do substrato, diminuindo, ainda mais essa porosidade drenável.

3.3.1. Acúmulo de sólidos e sua influência na dinâmica da água no meio poroso.

Os processos de filtração e sedimentação que ocorrem quando a água residuária escoar através do meio poroso fazem com que haja a deposição dos sólidos, acometendo a obstrução do meio poroso. Segundo Hua et al. (2010), o acúmulo de sólidos suspensos em SACs-EV (unidades de escoamento vertical) e consequente obstrução dos poros pode ser dividido em três fases: (I) fase progressiva de adesão nas partículas do substrato; (II) a formação da camada de deposição onde há maior atração e adesão de partículas, restringindo a passagem do líquido e favorecendo os choques entre as partículas; e (III) a formação e fase de obstrução total dos poros.

De acordo com alguns autores, o tamanho dos sólidos em suspensão e a carga aplicada irão influenciar diretamente no processo de colmatção e nos mecanismos de sua remoção nos SACs-EHSS. Xu et al. (2013) observaram em SACs-EV que a combinação de altas cargas hidráulicas e de sólidos em suspensão aplicadas é que mais influenciaram na colmatção dos sistemas. Kadlec e Wallace (2009) afirmaram que a sedimentação de partículas de dimensões maiores é o principal mecanismo de remoção de sólidos em SACs-EHSS e que isso ocorre, predominantemente, nos primeiros metros de escoamento no leito. Corroborando com esses autores, Hua et al. (2010) verificaram que a retenção no meio poroso não é apenas por filtração, ocorrendo influência de mecanismos físicos na obstrução do volume poroso, como também a formação do biofilme. Para eles, o diâmetro dos sólidos das águas residuárias é menor que a dos poros do material filtrante, o que tornam os processos de adesão das partículas ao substrato e a formação do biofilme mais importantes no início da operação do sistema. Observaram, ainda, que a distribuição de tamanho do substrato no entupimento é um fator determinante.

Os sólidos presentes nas águas residuárias podem ser de origem orgânica ou inorgânica. Knowles et al. (2011) afirmaram que a biodegradabilidade da matéria orgânica acumulada nos SACs é que prediz o seu impacto sobre a colmatção.

Tanner et al. (1998) estudaram SACs-EHSS para tratar águas residuárias de laticínios e verificaram que 80 % da matéria orgânica advinda dessa água residuária era facilmente biodegradável. Fu et al. (2013) observaram que, do material orgânico presente no leito, as frações que mais contribuíram para a colmatção são as orgânicas lábeis, que constituíam cerca de apenas 30 % do total do material orgânico, além dos ácidos fúlvicos.

Lado outro, Casselles-Osorio et al. (2007) verificaram que geralmente abaixo de 20 % dos sólidos acumulados em seis diferentes SACs-EHSS era constituído por matéria orgânica, no tratamento de águas residuárias municipais e, nos testes de biodegradabilidade realizados, tanto em meio aeróbio como anaeróbio, indicaram acúmulo de um material orgânico muito recalcitrante e que não podia ser facilmente biodegradado. Miranda et al. (2017) avaliaram a composição do material responsável pela colmatção do meio poroso de SACs-EHSS, no tratamento de água residuária de suinocultura e também observaram que a maior parte dos sólidos acumulados no leito desses sistemas foi o de material não degradável, caracterizados pela fração de sólidos fixos. Esses resultados foram corroborados por Tanner e Sukias (1995) e Pedescoll et al. (2009).

Matos et al. (2017) avaliaram os principais fatores interferentes no processo de colmatção de SACs-EHSS, recebendo esgoto doméstico pré-tratado em um reator anaeróbio de manta de lodo e escoamento ascendente, utilizando como substrato a escória de alto forno. De acordo com os autores, a maior parte da massa de sólidos que colmatava os poros era inorgânica e originada do desgaste do substrato de argila expandida.

Pozo-Morales et al. (2013) estudaram a influência do tamanho e da organização do substrato no processo de colmatção. O experimento foi realizado utilizando-se dois SACs-EHSS em escala piloto alimentados com esgoto doméstico. O primeiro experimento foi realizado com pedras de tamanho uniforme ($\varnothing$ de 1 a 6 cm), superfícies lisas e sem nenhuma organização específica. No segundo, pedras angulares com diâmetros ($\varnothing$ de 5 a 6 cm, no início; $\varnothing$ de 4 a 3 cm, na região central; e $\varnothing$ de 2 a 1 cm, no final) foram organizadas de acordo com o tamanho de forma decrescente, formando uma diagonal longitudinal. O primeiro sistema funcionou satisfatoriamente durante 6 meses, antes de apresentar problemas com colmatção. O segundo não apresentou sintomas de entupimentos dos poros durante o período experimental, além de obter maior porosidade efetiva,

maior teor de oxigênio dissolvido, favorecer a degradação aeróbia da matéria orgânica e melhor eficiência no tratamento da água residuária.

Pedescoll et al. (2009) utilizaram a análise de difração de raio X, a fim de comparar a composição mineral do meio poroso e a composição dos sólidos acumulados em SACs-EHSS. Os resultados das análises revelaram que a fração mineral do meio poroso e a dos sólidos acumulados, em ambos os SACs-EHSS avaliados, era composta, principalmente, de carbonato de cálcio e de quartzo, diferindo apenas nas proporções relativas. Segundo os autores, a semelhança entre a composição mineral do meio poroso e a dos sólidos acumulados nos SACs-EHSS sugere que a fração inorgânica do material colmatante pode ter origem no pó presente na matéria prima do substrato utilizado para a formação do leito ou ser resultado da sua desintegração, por ocasião de sua disposição no SAC.

Paoli e von Sperling (2013), trabalhando com SACs-EHSS preenchidos com escória de alto-forno, realizaram a caracterização e distribuição dos sólidos presentes ao longo do meio filtrante dos sistemas. Foram amostrados oito pontos, coletados a 20 cm de profundidade (meia profundidade do leito) e coletados 0,5 L de material contendo escória, biomassa aderida e em suspensão junto com o efluente do local. Os autores efetuaram a quantificação e caracterização dos sólidos por meio das análises de sólidos totais, fixos e voláteis. Eles observaram que, dos sólidos presentes nos leitos das unidades, cerca de 80% foram caracterizados como sendo fixos, ou seja, sólidos recalcitrantes de difícil degradação pelos microrganismos.

3.3.2. Biofilme formado

Em SACs-EHSS, o desenvolvimento do biofilme é considerado fator importante no processo de colmatção (CHAVAN; DHULAP, 2013). Os biofilmes geralmente formam colônias filamentosas ou agregados, em condições saturadas, e o desenvolvimento desta rede de conexões é eficiente na captura de partículas (MAYS; HUNT, 2005, citados por KNOWLES et al., 2011).

Água e nutrientes são os principais limitantes para o crescimento do biofilme no substrato (SULIMAN et al., 2006). Dessa forma o desenvolvimento do biofilme depende, em grande parte, da qualidade da matéria orgânica presente na água residuária. Caselles-Osório e Garcia (2006) encontraram menor condutividade

hidráulica em SACs-EHSS alimentados com solução de glicose do que os que foram alimentados com solução de amido. Eles atribuíram o decréscimo na condutividade hidráulica no SACs-EHSS alimentado com solução de glicose a um maior crescimento do biofilme, nutrido pelos açúcares facilmente assimiláveis.

3.3.3. Contribuição do vegetal

Nos SACs-EHSS cultivados, as plantas, juntamente com o substrato, constituem o suporte físico para o crescimento aderido de microrganismos e, por conseguinte, o desenvolvimento do biofilme. A contribuição de plantas no processo de colmatção dos SACs-EHSS é assunto controverso que está sendo pesquisado e discutido por vários autores.

Knowles et al. (2011), Pedescoll et al. (2011) e Miranda et al. (2017) afirmaram que a presença de plantas contribui para a colmatção de SACs-EHSS. Segundo os autores, a obstrução do meio poroso nos SACs-EHSS pode ser causada, também, pelo crescimento de rizomas e raízes e pela senescência das plantas que produzem grandes quantidades de detritos vegetais, podendo levar à redução na condutividade hidráulica, aparecimento de curtos-circuitos e escoamento superficial no sistema.

Tanner et al. (1998), avaliando a acumulação de material orgânico em SACs-EHSS associados a diferentes taxas de aplicação hidráulica, verificaram que o total de material orgânico acumulado no meio poroso era maior que a contribuição ocasionada pela aplicação das águas residuárias. Os autores inferiram, ainda, que as plantas constituem a maior e mais provável fonte adicional de depósitos de matéria orgânica, quando o corte da parte aérea das plantas não é efetuado de forma adequada e nos períodos corretos, o que proporciona a ocorrência de queda excessiva de tecido morto vegetal e seu possível acúmulo sobre a superfície do leito do sistema. Da mesma forma, Pedescoll et al. (2011), estudando SACs-EHSS no tratamento de água residuárias domésticas, observaram que as raízes constituíram, após 3 anos, 35 a 70 % do total acumulado de sólidos nos sistemas estudados e constataram que as raízes e rizomas das plantas podem contribuir para o entupimento subsuperficial do meio poroso, principalmente nos primeiros centímetros superficiais do leito. Já a parte aérea, contribui para a obstrução da superfície, reduzindo o escoamento da água residuária ao longo do SAC-EHSS.

Muitos trabalhos evidenciam que a redução na condutividade hidráulica é maior nos SACs-EHSS plantados e que cada espécie de planta pode influenciar de maneira distinta nessa redução, indicando que SACs plantados estão mais sujeitos à colmatção. Pedescoll et al. (2011) avaliaram o efeito do tratamento primário e regime de escoamento na colmatção de SACs-EHSS. Os autores verificaram diminuição da condutividade hidráulica após três anos de operação, sendo $44 \pm 14 \text{ m d}^{-1}$, $72 \pm 34 \text{ m d}^{-1}$ e $43 \pm \text{m d}^{-1}$, na zona de entrada, e $122 \pm 55 \text{ m d}^{-1}$, $216 \pm 65 \text{ m d}^{-1}$ e $98 \pm 23 \text{ m d}^{-1}$, na zona de saída das linhas de controle, alternada e anaeróbias, respectivamente. Observaram que a condutividade hidráulica na entrada diminuiu até 60 % e 90 % em SACs-EHSS não plantados e plantados, respectivamente, independentemente do tipo de tratamento primário ou regime de escoamento e que a condutividade hidráulica foi significativamente menor em SACs-EHSS plantados que em não plantados (cerca de 30 % e 50 % inferior nas zonas de entrada e saída dos sistemas, respectivamente).

Paoli e von Sperling (2013) avaliaram dois SACs-EHSS, um plantado com *Typha latifolia* e outro mantido não plantado, no tratamento de efluente de um reator UASB, utilizado no tratamento de esgoto sanitário. Os autores constataram que a condutividade hidráulica no primeiro foi menor e menos uniforme ao longo do comprimento do sistema em relação ao segundo, e que a variação de condutividade hidráulica na zona de entrada (de 3 a 6 m da entrada) do SAC-EHSS cultivado foi de 7 a 41 m d^{-1} e, na mesma zona, no SAC-EHSS não cultivado, foi de 67 a 166 m d^{-1} . Já a variação na saída, a 18 m de distância da entrada dos SACs-EHSS, a condutividade hidráulica foi de 30 e 107 m d^{-1} , no plantado, e de 198 e 324 m d^{-1} , no não plantado.

Na mesma linha de raciocínio, Pedescoll et al. (2013) avaliaram oito diferentes configurações de SACs, em termos do desenvolvimento da colmatção. Os autores observaram que o crescimento de raízes e rizomas influenciaram diretamente nos valores de condutividade hidráulica encontrados, sendo que, ao final do estudo, a condutividade hidráulica foi 3 e 5 vezes maior no SAC não plantado do que no SAC plantado.

Por outro lado, autores como Brix (1997), Cooper et al. (2008), Brasil e Matos (2008), Matos et al. (2015b) argumentam que as raízes favorecem o escoamento no leito, contrapondo os efeitos da colmatção. Um dos primeiros argumentos é que a estrutura tubular das raízes proporcionaria aumento na macroporosidade do

meio poroso (KICKUTH; KÖNEMANN, 1988, citados por KNOWLES et al., 2011). Fisher (1990), citado por Knowles et al. (2011), observou que a expansão das raízes em um SAC-EHSS aumentou em 60 mm a profundidade do sistema na zona de entrada, ao longo de três anos, o que amenizaria o entupimento. Brasil e Matos (2008) observaram um incremento da condutividade hidráulica em SACs-EHSS nos primeiros 4 meses após o plantio da taboa e atribuíram esse aumento à abertura de novos caminhos para escoamento da água residuária, decorrente do desenvolvimento das raízes e rizomas das plantas. Assim, a porosidade drenável poderia ser maior do que em unidades sem vegetação.

De acordo com Knowles et al. (2011), um possível benefício das plantas em SACs-EHSS é mitigar o escoamento superficial associado à obstrução da superfície. Isto ocorre devido à oscilação induzida pelo vento nos brotos emergentes e caules, que provoca ruptura na camada de lodo sobre a superfície do sistema, criando canais por onde a água pode retornar à subsuperfície do leito. Turon et al. (2009) afirmaram que, com a morte e a posterior degradação de raízes e rizomas por ação microbiana, há a formação de canais secundários, que facilitam o escoamento da água residuária. Dessa forma, alguns fatores podem ser citados como efeitos favoráveis da presença das plantas em postergar a colmatação do meio poroso em SACs-EHSS: o favorecimento de uma microbiota mais diversificada e o fornecimento de O₂, via aerênquima, para a zona radicular das plantas, que estimula a degradação do material orgânico acumulado, além da formação de canais secundários, facilitando o escoamento da água residuária.

3.4. Métodos de identificação e avaliação do processo de colmatação

Na literatura, são citados alguns exemplos de metodologias que podem ser utilizadas para identificação e avaliação do processo de colmatação em SACs, como: medição da condutividade hidráulica, por meio do qual se avalia a maior ou menor dificuldade de escoamento da água residuária através do meio poroso; testes utilizando-se traçadores, com os quais se possibilita a obtenção do tempo de detenção hidráulica (TDH) e as condições dinâmicas no sistema; amostragem do material colmatante, por meio da qual pode-se elucidar o grau e a natureza da obstrução; e métodos geofísicos, que são técnicas indiretas de investigação das estruturas de subsuperfície por meio da aquisição e interpretação de dados

instrumentais (MORRIS; KNOWLES, 2011; NIVALA et al., 2012; MATOS et al., 2018).

No presente estudo, foram utilizados apenas os métodos de avaliação da caracterização do material colmatante e teste utilizando-se traçadores, para avaliar a colmatção nos SACs-EHSS.

3.4.1. Amostragem de sólidos e caracterização do material colmatante

Trata-se de uma metodologia na qual o objetivo é a amostragem do substrato no leito, separação e quantificação dos sólidos aderidos e intersticiais (CASELLES-OSORIO et al., 2007; LANCHEROS et al., 2017).

Miranda et al. (2017) descreveram a metodologia para que fosse possível a quantificação dos sólidos em SACs-EHSS. Nessa metodologia, a amostragem é direta, no entanto, invasiva, uma vez que o tratamento da água residuária é cessado e os sistemas devem ser totalmente drenados para possibilitar que se efetue a coleta de amostras.

O tamanho, o formato e a exposição das partículas do substrato à degradação mecânica durante o transporte e o seu acondicionamento para formação do leito dos SACs-EHSS, bem como na operação do sistema, irão influenciar nas características hidráulicas e ocorrência do entupimento do meio poroso, diminuindo a eficiência no tratamento das águas residuárias e a vida útil dos sistemas (PESCOLL et al., 2009; KADLEC; WALLACE, 2009).

Lancheros et al. (2017) avaliaram a distribuição espacial dos sólidos acumulados e sua relação com a condutividade hidráulica SACs-EHSS. Após três anos de operação, foram quantificados os sólidos suspensos totais e os sólidos suspensos voláteis acumulados nos espaços intersticiais e os que aderiram à superfície do substrato. Quantificações semelhantes foram realizadas três meses após um processo de lavagem do leito granular. Os valores médios nas primeiras amostras colhidas foram $3,129 \text{ kg m}^{-2}$ de sólidos suspensos totais (SST), dos quais 35,5 % eram de sólidos suspensos voláteis (SSV). Os valores médios nas segundas amostras coletadas foram de $0,224 \text{ kg m}^{-2}$ de SST, sendo 42,7 % de SSV. Os autores observaram a existência de uma relação inversa entre sólidos acumulados e condutividade hidráulica, concluindo que a taxa de acumulação de sólidos foi o fator primário na obstrução do meio poroso nos SACs-EHSS.

3.4.2. Testes hidrodinâmicos utilizando-se traçadores

Com o intuito de se conhecer o escoamento real e os processos que irão interferir na colmatção em um meio poroso são necessários estudos de hidrodinâmica (KADLEC; WALLACE, 2009).

A técnica comumente utilizada em SACs-EHSS consiste na aplicação e coleta de um marcador químico, denominado traçador, tendo como principal objetivo chegar à curva de distribuição do TDH. Um erro frequente é considerar que o TDH possa ser caracterizado como único quociente de volume/vazão, uma vez que o escoamento real através de um reator está longe de ser ideal (ASRAF-SNIR; GITIS, 2011). Segundo Matos et al., (2015b) quanto menor o tempo gasto para a saída da solução traçadora nos SACs-EHSS, afastando-se do valor (volume/vazão) estabelecido no projeto, mantidas as demais condições iguais, maior o grau de colmatção. Assim, trata-se de uma técnica menos invasiva, que pode auxiliar na identificação das condições hidrodinâmicas nos SACs-EHSS.

A caracterização precisa do comportamento hidráulico nos sistemas exige que o traçador seja conservador, solúvel na água de alimentação, além de ser resistente à decomposição biológica, química e fotoquímica (GUTOWSKI et al., 2015). O fato do traçador ter que ser ideal, apresentando todas as características citadas, é o que torna o teste com traçadores inconveniente, devido a não existência de uma substância ideal para ser utilizada como solução traçadora, uma vez que cada substância poderá gerar diferentes respostas. (MATOS et al., 2015b).

Na literatura, são descritos alguns tipos de traçadores utilizados na avaliação hidrodinâmica de SACs, sendo esses: iônicos (salinos), fluorescentes e até mesmo radioativos. Como exemplo de traçadores salinos utilizados comumente em testes conduzidos em SACs e lagoas, têm-se o cloreto de sódio, cloreto de lítio e os brometos de potássio e de sódio. Segundo Cota et al. (2011), o cloreto de sódio é de fácil aquisição, baixo custo e de fácil detecção, no entanto, apresenta características que o tornam não ideal, como risco de absorção pelas plantas e necessidade de aplicação de altas quantidades, em função das elevadas concentrações do *background*, quando comparada aos dos outros traçadores (traços ou não detectáveis) (MATOS et al., 2015b). Segundo Headley e Kadlec (2007), os traçadores de sais de brometo e lítio são amplamente utilizados, devido às baixas concentrações ou, até mesmo, inexistência no meio natural, facilidade de

serem analisados, não se degradarem e apresentarem boa recuperação na execução do ensaio. Entretanto, estão sujeitos à sorção na fase sólida do meio poroso.

A fluoresceína sódica é um traçador corante fluorescente, com coloração amarelo-esverdeado. Apresenta excitação máxima de 491 nm e emissão máxima de 513 nm (HARDEN et al. 2003). A fluoresceína sódica é detectada em baixas concentrações, não é tóxica, porém pode ocorrer a perda de fluorescência devido a variações de pH (SMITH; PRETORIUS, 2002, citados por BORGES et al., 2009) e tem risco de ser degradada pela ação da luz, o que poderia ser maximizado na ocorrência do escoamento superficial, condição previsível em SACs em avançado grau de colmatção.

A rodamina WT, apresenta como vantagens o baixo custo e a facilidade de detecção e como desvantagens sua possível adsorção irreversível à fase sólida, estando também sujeita à fotodegradação (SILVA et al., 2009).

Os traçadores radioativos, como iodo, crômio, cobalto e trítio (H_3) são medidos por um detector de radiação (sem necessidade de coleta de amostras), mas requererem aparato especial e equipe especializada, dado o risco de contaminação ao ambiente (PAOLI; VON SPERLING, 2013).

Vários estudos, com diferentes traçadores foram realizados com o intuito de se estudar a colmatção em SACs-EHSS. Matos et al. (2015b) avaliaram a utilização do NaCl para caracterização do grau de colmatção e das condições hidrodinâmicas de SACs-EHSS plantado e não plantado e verificaram a confiabilidade do uso desse traçador em testes executados durante o estágio de crescimento (após o corte da parte aérea) e o florescimento da taboa (*Typha latifolia*). Os resultados indicaram que traçador salino pode ser utilizado em estudos de avaliação do grau de colmatção de SACs, já que a porcentagem de recuperação do sal não influenciou os resultados, além de não apresentar danos à taboa.

Costa et al. (no prelo) utilizaram a injeção de traçador de cloreto de lítio (LiCl) para estudar o comportamento hidrodinâmico de SACs-EHSS, no tratamento de esgoto sanitário de diferentes proporções geométricas construtivas. Os autores verificaram comportamento disperso e não pistonado em todos os SACs-EHSS, independente das proporções geométricas. Concluíram que pode-se ter maior liberdade no dimensionamento e definição da razão comprimento-largura (L/B), em

SACs-EHSS e, dessa forma, destinar maior seção transversal para o escoamento da água residuária, proporcionando-se, assim, maior tempo de operação sem que haja a intensa colmatção inicial dos sistemas.

Paoli e von Sperling (2013b) utilizaram o traçador (^{82}Br) para avaliar o comportamento hidrodinâmico de dois SACS-EHSS, um plantado e o outro não plantado, que estavam em operação por cerca de dois anos e apresentavam escoamento superficial indesejado, no início do leito. Os autores observaram diferenças nos valores de condutividade hidráulica ao longo do leito do SAC plantado, apresentando caminhos preferenciais a partir do teste com traçador, que apresentou TDH médio para a unidade plantada menor que na unidade não plantada (diferença média de 9% entre as unidades).

Não foi encontrado, na literatura consultada, qualquer menção a teste hidrodinâmicos efetuados em meios porosos constituídos por garrafas PET, muito menos amassadas. Por essa razão, justificam-se estudos relativos a isso para melhor caracterização desse substrato alternativo para SACs-EHSS, substrato esse que, por ser inerte, pode proporcionar maior tempo de vida útil às unidades, mantendo boas eficiências de remoção (SARAIVA, 2016).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Localização e caracterização do experimento

O experimento, instalado em escala piloto, foi conduzido nas instalações do Tanque Comunitário de Resfriamento de Leite, localizado no município de Silveirânia-MG, situado na Zona da Mata Mineira, a 500 m de altitude, com coordenadas geográficas de 21° 09' 31" de latitude sul e 43° 12' 54" longitude oeste.

O experimento foi constituído por 6 sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), confeccionados em alvenaria, com dimensões de 0,6 m de altura x 1,0 m de largura x 2,5 m de comprimento, posicionados sobre o solo e tendo o fundo (em nível) e as laterais impermeabilizados com lona de PVC de 0,5 mm de espessura, montados paralelamente e delimitados por muretas de alvenaria. As unidades avaliadas já estavam em operação desde abril de 2015, no tratamento de água residuária do

tanque comunitário de leite (ARTL), período esse que foi monitorado por Saraiva (2016).

Os SACs-EHSS tiveram como substrato a brita # 0 ($D_{60} = 9,1 \text{ mm}$, coeficiente de uniformidade – $CU = D_{60}/D_{10} = 3,1$ e volume de vazios inicial, $n = 0,398 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), e garrafas PET (250 e 500 mL) amassadas ($n = 0,642 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$).

As garrafas PET foram adquiridas em uma usina de reciclagem de resíduos localizada no município de Viçosa-MG e de catadores contratados com este intuito. Foram necessárias, em média, 12000 garrafas PET (massa de, aproximadamente, 100 kg de material) para preenchimento dos tanques de alvenaria. Antes de serem amassadas, foram retiradas as tampas e os rótulos das garrafas PET e, depois disso, foram novamente tampadas (SARAIVA, 2016). Nos SACs preenchidos com garrafas PET amassadas foi colocada, acima do substrato, uma tela plástica (malha de 13 mm) e sobre uma camada de 0,10 m de brita # 3, de modo a evitar que as garrafas PET flutuassem no sistema, o que deixaria de retratar a condição de escoamento subsuperficial em meio poroso de um SAC-EHSS.

As espécies vegetais plantadas nos SACs-EHSS foram o capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum) e o capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*). (Figura 1).



Figura 1: Vista geral do experimento.

No experimento, os tratamentos impostos foram os seguintes:

- SAC-P - substrato constituído por garrafas PET amassadas e sem cultivo vegetal;

- SAC-PTE - substrato constituído por garrafas PET amassadas e cultivado, na primeira metade, com capim-tifton 85 (*Cynodon spp*) e, na segunda metade, com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum);
- SAC-PET - substrato constituído por garrafas PET amassadas e cultivado, na primeira metade, com capim-elefante cv. Napier e, na segunda metade, com capim-tifton 85;
- SAC-BTE - substrato constituído por brita # 0 e cultivado, na primeira metade, com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante cv. Napier;
- SAC-BET - substrato constituído por brita # 0 e cultivado, na primeira metade, com capim-elefante cv. Napier e, na segunda metade, com capim-tifton 85 e;
- SAC-B - substrato constituído por brita # 0 e sem cultivo vegetal.

4.2. Condução do Experimento

Com o intuito de investigar a possível perda de eficiência na remoção de poluentes pelo sistema, em razão da colmatação nas unidades avaliadas, a operação do sistema foi dividida em períodos: Período I (dados gerados de abril a dezembro de 2015, no experimento conduzido por Saraiva (2016)) e Período II (monitoramento do sistema de 11 de março de 2016 até o dia 15 de dezembro de 2016), com a aplicação da ARTL. Durante os dois períodos de monitoramento, foi efetuada a alimentação das unidades de forma contínua, durante 24 h, no início do leite dos SACs-EHSS. A água residuária gerada no processo de higienização do tanque comunitário de leite era conduzida até um reservatório com volume de 1000 L, de onde era encaminhada para caixas de alimentação (volume de 200 L), individuais de cada SAC-EHSS. A distribuição do afluente se deu, no ponto central na entrada de cada SAC-EHSS, por meio de uma torneira de plástico de ½ polegada e, pela qual se fazia o controle da vazão. Para o cálculo do TDH, considerou-se o volume útil dos SACs-EHSS dividido pela vazão média afluente. O volume útil dos SACs-EHSS corresponde ao produto do volume (2,5 m de comprimento x 1,0 m de largura x 0,35 m de profundidade) pela porosidade dos substratos. Os valores de vazão média afluente (QA) e o TDH obtidos ao longo do período de monitoramento do experimento estão apresentados na Tabela 1.

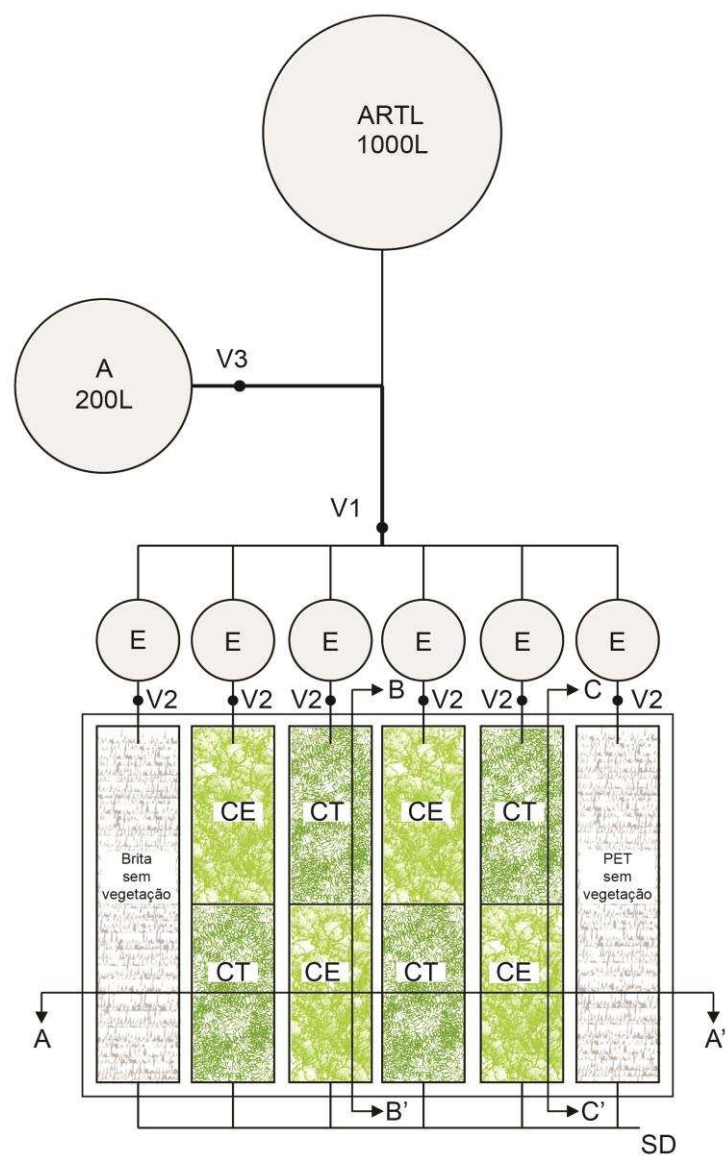
Tabela 1. Tempo de detenção hidráulica (TDH) e valores de vazões médias afluentes.

Tratamento	TDH (d)	Vazão (m ³ d ⁻¹)
	Média	
SAC-P	3,10	0,181
SAC-PTE	3,09	0,182
SAC-PET	3,10	0,181
SAC-BTE	1,91	0,182
SAC-BET	1,92	0,181
SAC-B	1,89	0,184

* SAC-P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido de brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido por brita, sem cultivo).

Na saída de cada unidade experimental foi instalado um sistema de drenagem composto por um tubo de PVC de 32 mm, que ocupava toda a largura do leito, com furos de aproximadamente 5 mm. O controle de nível de água residuária no sistema foi efetuado por meio do ajuste da altura de tubo conectado externamente ao sistema de drenagem dos SACs-EHSS. A altura do nível de água foi de 0,35 m, em ambos os tipos de substrato (brita # 0 e garrafas PET amassadas).

Uma representação esquemática do sistema pode ser visualizada na Figura 2 e, na Figura 3, os cortes frontal e longitudinal dos SACs-EHSS. Nas imagens, é possível observar que, em todos os SACs, houve preenchimento com substrato até 0,45 m de altura, sendo nos leitos com brita, única e exclusivamente com esse material. Nas unidades com garrafa PET amassadas, colocou-se uma camada de 0,35 m dessa, tendo 0,10 m de brita acima (totalizando 0,45 m).



Legenda:

ARTL - Reservatório de água residuária de tanque de leite

A - Reservatório de água pura

E - Reservatório de equalização

V1 - Válvula geral

V2 - Válvula de entrada do esgoto nos SAC

V3 - Válvula de entrada da água pura

SD - Sistema de drenagem

CT - Capim-tifton 85

CE - Capim-elefante

Figura 2: Desenho esquemático representando a vista geral do experimento.

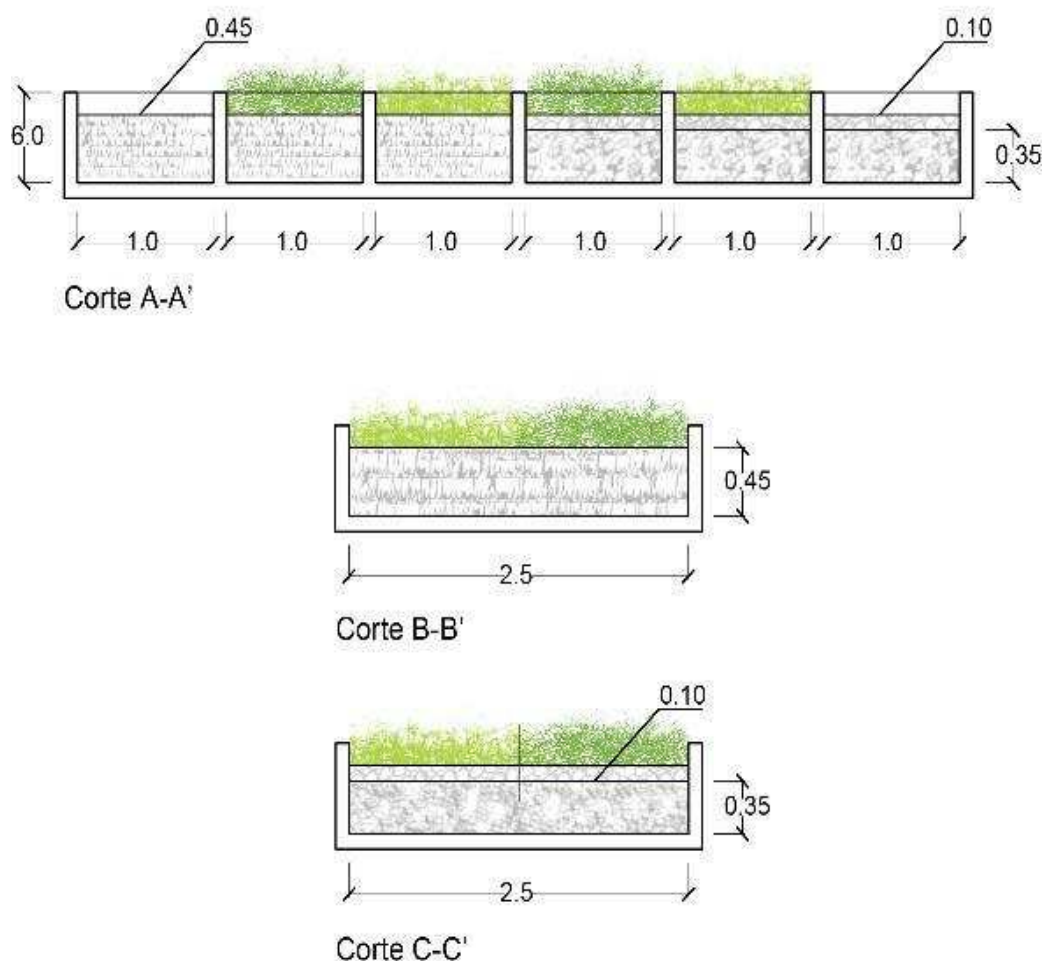


Figura 3. Corte frontal dos SACs-EHSS (A-A'); corte frontal de um SAC preenchido com brita # 0 (B-B'); e corte frontal de um SAC preenchido com garrafas PET amassadas (C-C').

4.3. Monitoramento físico, químico e bioquímico do afluente e efluente das unidades avaliadas

As coletas do afluente e efluente dos SACs-EHSS foram realizadas a cada 30 dias, obtendo-se, um total de oito amostras durante o período de monitoramento dos sistemas, realizado de abril a dezembro de 2016 (Período II). Durante o período experimental foram realizados 6 cortes da parte aérea dos capins a cada 45 dias: (11/04, 31/05, 14/07, 28/08, 14/10 e 03/12 de 2016).

Para o conhecimento da variação na eficiência dos sistemas, ao longo do tempo, análises físicas, químicas e bioquímicas das amostras no afluente e efluentes foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV. As seguintes variáveis foram analisadas: demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), pelo método iodométrico; sólidos totais (ST) e

suspensos totais (SST), pelo método gravimétrico; sólidos voláteis (SVT) e fixos totais (SFT), obtidos após a calcinação do material em mufla, sob temperatura de 550 °C, por 2 h; fósforo total (PT), digestão nítrico-perclórica da amostra e leitura por espectrofotometria; sódio e potássio, digestão nítrico-perclórica da amostra, seguido de quantificação em fotômetro de chama, conforme apresentado em Matos (2015a) e *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). O nitrogênio total (NT) foi quantificado utilizando-se o processo semimicro Kjeldhal com adição de ácido salicílico, seguindo o método apresentado por Matos (2015).

Para análise da capacidade de remoção de poluentes e as condições operacionais dos SACs-EHSS, ao longo do seu período experimental, conforme já explicado, o período de monitoramento desses sistemas foi dividido em Período I (de abril a dezembro de 2015, executada por Saraiva (2016)) e Período II (período deste estudo).

A medição das vazões do afluente e efluente dos SACs-EHSS foi realizada semanalmente, de maneira direta, utilizando-se um cronômetro e recipientes graduados. Durante a condução do experimento, avaliou-se a perda de água por evaporação e evapotranspiração. Para isso, uma vez por mês, em intervalos de uma hora, durante 10 horas no dia (9:00 às 19:00 h), os volumes afluente e efluente ao sistema foram quantificados, utilizando-se, uma proveta graduada de 250 mL.

A importância da quantificação da evaporação/evapotranspiração, decorre da sua utilização para o cálculo das eficiências reais de remoção de poluentes/nutrientes, sendo calculado conforme apresentado na Equação 1.

$$EF = \frac{[(Q_A \cdot C_A) - (Q_A - Ev) \cdot C_E]}{(Q_A \cdot C_A)} \cdot 100 \quad (1)$$

em que,

EF = eficiência na remoção do poluente (%);

C_A = concentração afluente (unidade variável);

Q_A = vazão afluente ($m^3 d^{-1}$);

C_E = concentração efluente (unidade variável);

Ev = evaporação/evapotranspiração nos SACs-EHSS ($m^3 d^{-1}$).

4.4. Métodos de avaliação da colmatção

4.4.1. Monitoramento visual dos pontos de escoamento superficial nos SACs-EHSS

O monitorado do avanço do escoamento superficial foi realizado para verificação do estágio de colmatção. O escoamento do líquido acima dos meios porosos ao longo dos SACs-EHSS foi avaliado uma vez por mês, utilizando-se uma trena.

4.4.2. Quantificação dos sólidos intersticiais

A quantificação e caracterização dos sólidos presentes no meio poroso dos SACs-EHSS foram realizadas ao final do monitoramento do experimento, devido à metodologia ser invasiva, proporcionando alteração nas condições do sistema com a abertura de furos no leito.

Em cada unidade experimental, para amostragem do meio poroso, procedeu-se da seguinte forma:

- 1) Drenagem prévia de toda a água presente no leito dos SACs-EHSS;
- 2) Coleta de duas amostras de substrato juntamente com sólidos retidos nos seus interstícios, em cada SAC-EHSS, a 20 cm do seu início e do seu final. Para isso, cravou-se um recipiente de metal de 30 cm de diâmetro e 60 cm de altura no leito, sendo retirado, manualmente, todo material contido no seu interior (Figura 4).
- 3) Todo material coletado foi armazenado em sacos plásticos, devidamente identificado e levado ao Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV;
- 4) O substrato foi lavado, utilizando-se um volume máximo de 2,0 L de água destilada, de forma a proporcionar a maior remoção possível do material orgânico aderido. Utilizou-se um recipiente de plástico e uma peneira com malha de 1,3 mm para facilitar o procedimento da lavagem do substrato;
- 5) As suspensões geradas na lavagem de cada amostra de substrato foram colocadas em recipientes plásticos de 2 L e secadas em estufa a 65 °C;
- 7) Todas as amostras após serem secadas em estufa foram destorroadas, com auxílio de um almofariz, e passadas em uma peneira de malha 0,212 mm.



(a)



(b)

Figura 4. Vista em planta do tubo de metal cravado no leito do SAC-EHSS preenchido com brita (a) e preenchido com garrafas PET amassadas (b), onde se coletava o material colmatante.

Após esses procedimentos, foram realizadas as seguintes análises no material seco: teor de sólidos totais (ST), pelo método gravimétrico; teor de sólidos voláteis (SVT) e fixos totais (SFT), obtidos após a calcinação do material em mufla, sob temperatura de 550 °C, por 2 h, conforme descrito por Matos (2015).

4.4.3. Teste efetuado utilizando-se o traçador

Para o acompanhamento do processo de colmatção dos SACs-EHSS, realizou-se um teste utilizando-se o traçador de cloreto de lítio (NaCl). O teste foi realizado após completados um ano e oito meses de operação (transcorridos após o início do Período I), em todos os SACs-EHSS, plantados e não plantados. Devido ao fato de o experimento já estar em operação, não foi possível a caracterização hidrodinâmica dos sistemas antes de começarem a ser operados.

4.4.3.1. Cálculo da massa a ser aplicada

O traçador escolhido para o teste foi o cloreto de lítio, em razão da facilidade de ser analisado, de não se degradar e apresentar boa recuperação na execução do ensaio (HEADLEY; KADLEC, 2007). Para o cálculo da massa de cloreto de lítio a ser adicionada nos SACs-EHSS, levou-se em consideração a concentração de *background* no afluente, limite de detecção da curva do equipamento e pico de máxima concentração do traçador desejado, para isso utilizou-se a Equação 2:

$$M = C.Vu \quad (2)$$

em que,

M = massa de traçador a ser adicionada (mg);

C = concentração de pico (mg L^{-1});

Vu = volume útil do reator (L).

Para quantificação da concentração *background*, fez-se amostragens prévias da ARLT e da água limpa, não sendo detectada nenhuma concentração de lítio nas mesmas, por essa razão, a concentração de *background* foi considerada zero.

O limite máximo de detecção da curva de calibração foi de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ e os picos de concentração foram estimados com base no volume útil, uma vez que os SACs-EHSS com brita e garrafas PET amassadas apresentavam volume útil diferentes. Por essa razão foram aplicadas massas de cloreto de lítio de 212 g e 342 g nos SACs-EHSS preenchidos com brita e garrafas PET amassadas, respectivamente, de modo a produzir uma concentração de pico de 100 mg L^{-1} .

Em testes hidrodinâmicos com uso de traçadores, o recomendado é o monitoramento por tempo mínimo de 3 a 4 vezes do TDH teórico, com a finalidade de recuperação do máximo possível do traçador (HEADLEY; KADLEC, 2007; BODIN et al., 2013). Para atender essa recomendação, o teste foi realizado, então, durante 14 dias.

A aplicação da solução preparada com a massa previamente calculada de traçador foi realizada na forma de pulso, totalizando 10 min de aplicação. Bracho et al. (2009), citados por Possmoser-Nascimento (2014), sugeriram que o tempo de aplicação seja inferior a 2% do TDH do sistema, considerando o valor teórico, não alterando as condições normais de funcionamento do reator.

Uma vez aplicado o pulso, amostras do efluente passaram a ser coletadas e armazenadas em pequenos frascos plásticos para posterior leitura da concentração de Li nas amostras, utilizando-se, para isso, um fotômetro de chama (CELM-180®).

A frequência amostral das coletas, que cessou quando a concentração de lítio já não podia ser mais detectada no efluente, variou da seguinte maneira.

- 1° ao 4° dia: amostragem de 2 em 2 horas
- 5° ao 11° dia: amostragem de 4 em 4 horas.
- 11° ao 14° dia: de 12 em 12 horas

Para reduzir a interferência da chuva, foi instalado um telhado coberto com lona sobre o sistema (Figura 5).



Figura 5: Vista dos SACs-EHSS cobertos para se efetuarem os testes utilizando-se o traçador

4.4.3.2. Cálculo das condições hidrodinâmicas

Para o cálculo das variáveis de caracterização das condições hidrodinâmicas dos SACs, foram utilizadas as seguintes equações:

- **Tempo de detenção hidráulica nominal (TDH_n)**

O tempo de detenção hidráulica nominal (TDH_n), de projeto ou teórico foi obtido utilizando-se a Equação 3:

$$TDH_n = \frac{\epsilon \cdot V}{Q} \quad (3)$$

Em que, (ϵ) é a porosidade do meio (m^3 de vazios m^{-3} de material), (V) é o volume total do SAC (m^3) e (Q) é a média entre as vazões afluente e efluente. Dessa forma, reduz-se a influência da evapotranspiração, que pode aumentar o TDH no sistema, em decorrência da redução no volume de água residuária no leito. A precipitação também seria outro fator de influência no tempo de permanência do

líquido no reator, porém, em virtude da instalação da cobertura, considerou haver interferência praticamente nula de chuvas na vazão de saída do leito.

- **Tempo de detenção hidráulica médio (TDHm)**

O valor do TDH médio ou real foi calculado utilizando a equação apresentada por Levenspiel (2000) (Equação 4).

$$TDH_m = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot C(t) dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt} \quad (4)$$

Em que $C(t)$ refere-se à concentração de cloreto de lítio (mg L^{-1}) e t é o tempo referente à concentração medida (min), considerando o tempo 0 como início da aplicação da solução traçadora.

- **Eficiência Volumétrica**

A eficiência volumétrica (ev), pode ser calculada utilizando-se a Equação 5, apresentada por Kadlec e Wallace (2009).

$$ev = \frac{TDH_m}{TDH_n} \quad (5)$$

Em que, TDH_m é o tempo de detenção hidráulica médio (obtido pelo teste com traçadores) e TDH_n é o tempo de detenção hidráulica teórico.

- **Índice de curtos-circuitos**

O índice de curtos-circuitos (ICC) é calculado utilizando-se a Equação 6 (METCALF; EDDY, 2003):

$$ICC = \frac{t_i}{TDH_m} \quad (6)$$

Em que, t_i é o tempo no qual é detectado o início da passagem do traçador no efluente.

- **A eficiência hidráulica (λ)**

É utilizada como medida para análise dos volumes mortos e padrão de escoamento em SACs (PERSSON et al., 1999) sendo definida pela Equação 7.

$$\lambda = \frac{t_p}{TDH_n} \quad (7)$$

Em que, t_p corresponde ao tempo de pico (maior concentração do traçador aferido).

- **Índice de Morril (IDM)**

Índice de Morril (IDM) é obtido pela razão entre o tempo de passagem de 90 % e 10 % da massa de traçador na saída do reator (Equação 8).

$$IDM = \frac{t_{90}}{t_{10}} \quad (8)$$

- **Número de dispersão (d)**

O número de dispersão (d) é o indicativo da turbulência longitudinal do escoamento, apresentando-se mais próximo de um sistema de mistura completa ($d = \infty$) ou fluxo em pistão ($d = 0$). Considerando que SACs são sistemas de alta dispersão ($d > 0,01$), utilizou-se a Equação 9, presente em Levenspiel (2000).

$$\frac{\sigma^2}{(TDH_m)^2} = 2d - 2d^2 \cdot (1 - e^{-d}) \quad (9)$$

Em que σ^2 é variância dos dados de concentração ao longo do tempo.

- **Número de número de tanques em série (N)**

A Equação 10, obtida a partir dos trabalhos de Levenspiel (2000), remete ao valor do número de tanques em série (N), outra medida para verificar o regime de escoamento nos SACs.

$$g(t) = \frac{N}{TDH_m \cdot \Gamma(N)} \cdot \left(\frac{N \cdot TDH_n}{TDH_m} \right)^{N-1} \cdot \exp \left(- \frac{N \cdot TDH_n}{TDH_m} \right) \quad (10)$$

Sendo que, $g(t)$, a função gama, e $\Gamma(N)$, função gama de $(N = N - 1)!$.

4.5. Análise estatística dos dados

A análise estatística foi baseada em avaliação descritiva das características físicas, químicas e biológicas observadas, além das informações fornecidas pelos dados coletados e analisados.

As eficiências na remoção das variáveis estudadas foram analisadas estatisticamente no esquema fatorial 2 x 3, um total de 6 tratamentos. O primeiro fator, substrato, com dois níveis (brita # 0 e garrafas PET amassadas) e o segundo fator, combinação de cultivo, com três níveis (sem vegetação - SV, capins elefante e tifton 85 - ET e capins tifton 85 e elefante - TE). O tipo de delineamento foi em blocos casualizados (DBC), com o número de blocos para cada variável em função do número de amostras.

Para verificações das pressuposições de normalidade e homogeneidade de variância, foram aplicados o teste Kolmogorov-Smirnov e o teste de Cochran Bartlett, respectivamente. Os dados que não atenderam às pressuposições de normalidade e homogeneidades foram analisados por meio de testes não paramétricos, Kruskal-Wallis, para comparação de agrupamentos e Wilcoxon, para, dados pareados, sempre com nível de significância de 5 %. Para o processamento dos dados e as análises estatísticas, foi utilizado o programa *Statistica* Versão 13.3.

As médias foram submetidas à Análise de Variância (ANOVA, $p = 0,05$) e quando significativas, o Teste de Tukey ($p = 0,05$) entre as médias; havendo interação significativa entre os fatores, o desdobramento foi realizado.

Para comparação das eficiências de remoção entre o Período I e o Período II foi utilizado o teste “t” para dados independentes a 5% de significância.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização das condições ambientais, evaporação e evapotranspiração nos SACs-EHSS

Os valores máximos, mínimos e médios de temperatura do ar e dos índices pluviométricos ocorridos no município de Silveirânia-MG, durante o período de monitoramento dos SACs (abril a dezembro de 2016), estão apresentados nas Figuras 6 e 7, respectivamente.

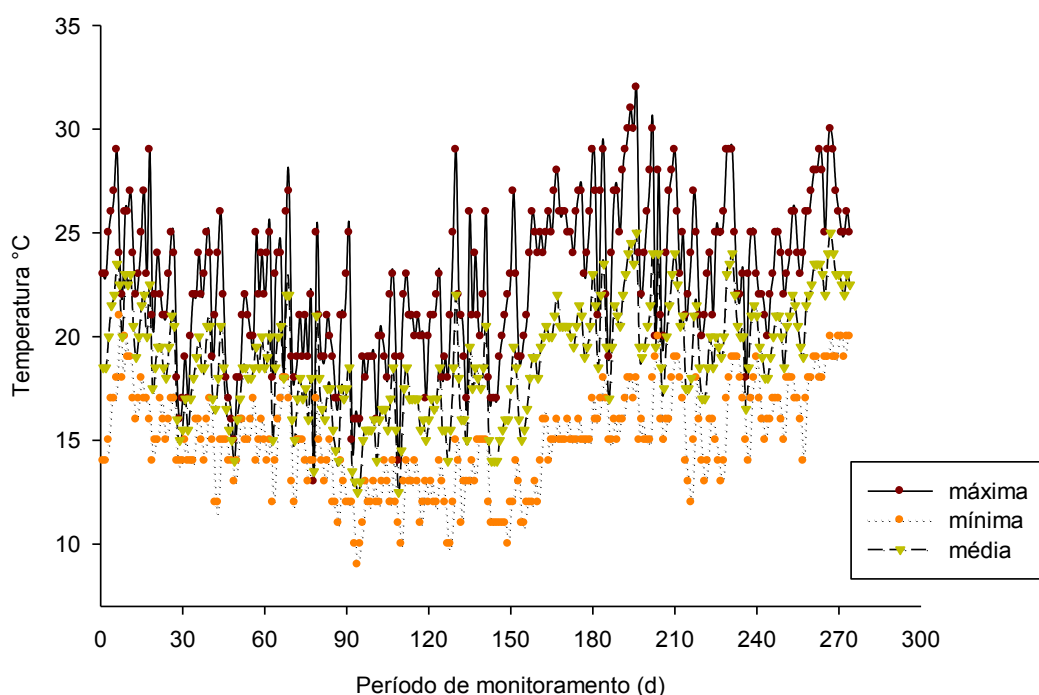


Figura 6: Temperatura máxima, mínima e média do ar, durante o período de monitoramento dos SACs-EHSS (de abril a dezembro de 2016).

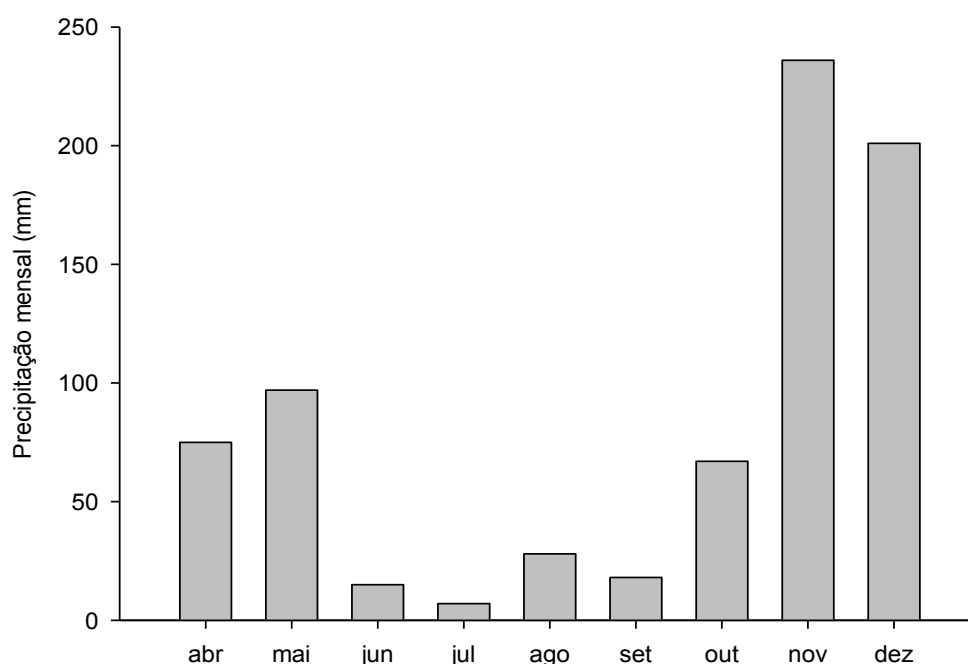


Figura 7: Precipitação mensal total registrada no município de Silveirânia-MG, durante o período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016).

Os SACs-EHSS utilizados no tratamento de águas residuárias são sistemas biológicos que notoriamente sofrem interferências das condições ambientais. Conforme relatado em vários estudos anteriores, por exemplo, em Akratos e Tsihrintzis (2007) e Kadlec e Wallace (2009), a temperatura é uma das principais variáveis que influencia principalmente a atividade biológica e, portanto, o desempenho desses sistemas.

A temperatura do ar mais elevada foi observada no mês de outubro de 2016 (32 °C), enquanto a temperatura mais baixa, no mês de julho (9 °C). Kadlec e Reddy (2001) estudaram a dependência da temperatura em SACs-EHSS na remoção de contaminantes e concluíram que o desempenho desses sistemas no tratamento de águas residuárias são estacionariamente cíclicas e as reações bióticas são reduzidas quando sob temperaturas inferiores às do intervalo ótimo (20 a 35 °C). Segundo Zhang et al. (2014), as melhores eficiências para o tratamento em SACs se encontram em regiões tropicais ou subtropicais do mundo, devido à ocorrência de temperaturas mais elevadas, nesses locais.

O mês mais chuvoso foi novembro de 2016, com total de 236 mm, já, o de menor precipitação (7 mm), em julho do mesmo ano, sendo que a lâmina total precipitada durante o estudo foi de 744 mm.

Na Tabela 2 estão apresentadas as vazões médias afluentes (Q_A) e efluentes (Q_E).

Tabela 2. Vazões médias afluentes e efluentes dos SACs com apresentação do desvio padrão (em parênteses).

Tratamentos	Q_A ($m^3 d^{-1}$)		Q_E ($m^3 d^{-1}$)	
	Abr a set/2016	Out a dez/2016	Abr a set/2016	Out a dez/2016
SAC-P	0,185 (0,12)	0,174 (0,23)	0,179 (0,10)	0,163 (0,14)
SAC-PTE	0,185 (0,10)	0,176 (0,38)	0,178 (0,10)	0,162 (0,28)
SAC-PET	0,185 (0,10)	0,174 (0,29)	0,178(0,10)	0,161 (0,22)
SAC-BTE	0,186 (0,09)	0,175 (0,30)	0,179 (0,10)	0,163 (0,20)
SAC-BET	0,184 (0,17)	0,176 (0,29)	0,178 (0,12)	0,163 (0,20)
SAC-B	0,184 (0,14)	0,183 (0,37)	0,178 (0,11)	0,172 (0,24)

Pode-se observar uma diferença entre as vazões afluente e efluente e tal fato deve-se às perdas de água por evaporação, no caso dos SACs-EHSS não cultivado, e evapotranspiração nos SACs-EHSS cultivados. A vazão de ARTL efluente dos SACs-EHSS foi de 3 a 8% menor do que a afluente aos sistemas.

Na Figura 8 estão apresentados os valores da perda de água por evaporação/evapotranspiração nos SACs-EHSS, monitorados de abril a dezembro de 2016.

Pode-se observar que a maior perda de água em todos os sistemas ocorreu entre os meses de outubro a dezembro de 2016, obtendo-se $13,8 \text{ mm d}^{-1}$ em novembro, no SAC-PTE (preenchido garrafas PET amassadas e cultivo de capim-tifton 85 e capim-elefante, nessa sequência, nos SACs-EHSS). Segundo Kadlec, (2006), o vento, a temperatura ambiente e o calor radiante intervêm ativamente, intensificando os processos de evaporação/evapotranspiração. A menor perda de água foi registrada no SAC-B (preenchido com brita e não cultivado, de $4,5 \text{ mm d}^{-1}$, no mês de julho de 2016.

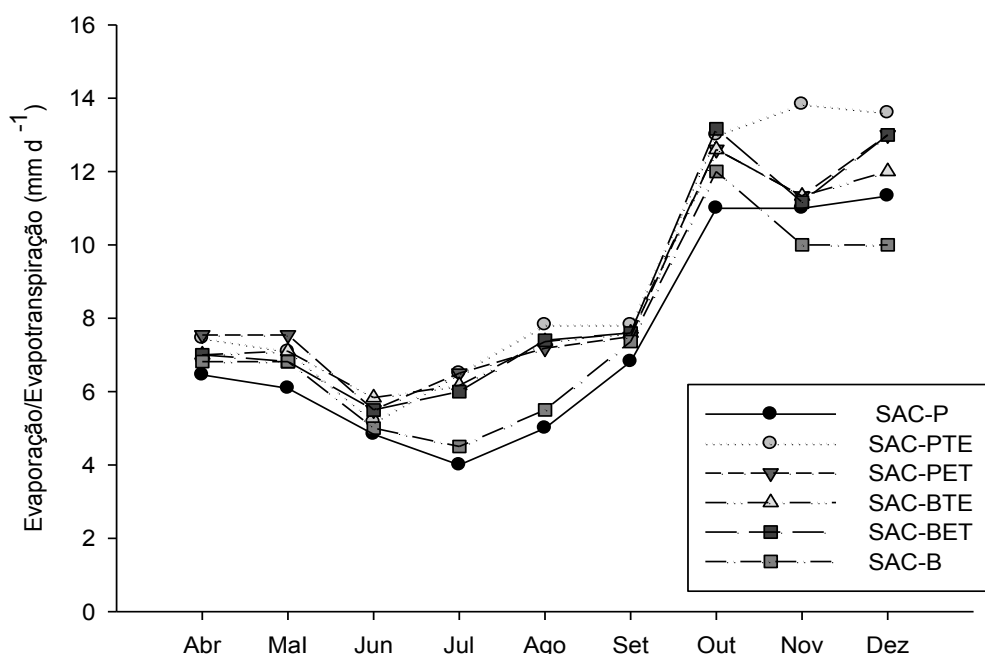


Figura 8: Evaporação/evapotranspiração durante o período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016).

Os valores médios de perda de água, considerando-se todo o período de monitoramento, foram de 7,4; 9,1; 8,7; 8,6; 8,6 e 7,6 mm d⁻¹, respectivamente no SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B. Fia (2009), avaliando o desempenho de SACs-EHSS no tratamento de água residuária de suinocultura, encontrou valores de 1,70 e 6,62 mm d⁻¹, respectivamente, em SAC sem cultivo e SAC cultivado com o capim-tifton 85. Neste estudo também esperava-se encontrar maior diferença entre os valores de lâmina de água perdida nos SACs cultivados, quando comparados aos não cultivados, o que pode não ter ocorrido devido à disposição dos SACs-EHSS, tendo ficado os SAC-B e SAC-P (sem vegetação) nas extremidades, sofrendo, assim, maior interferência dos intempéries (vento e radiação), como pode ser observado na Figura 1. Ainda assim, pelas diferenças encontradas, supõe-se que a maior porosidade do SACs preenchidos com garrafas PET amassadas, proporcionando maior interação do líquido com a atmosfera, além da presença de plantas, no sistema são os fatores que melhor explicam os resultados encontrados.

5.2. Avaliação do desempenho dos SACs-EHSS ao longo de todo seu período operacional

A taxa de aplicação superficial de DBO_5 , ST, NT, PT, K e Na foram avaliadas ao longo de todo período operacional (Períodos I e II), para maior compreensão em relação à eficiência dos SACs-EHSS, preenchidos com diferentes substratos e posição de cultivo das espécies vegetais, no tratamento da ARTL. Além disso, houve o interesse em acompanhar a eficiência desses sistemas, ao longo do tempo de sua operação, verificando-se se houve influência do processo de colmatação na sua capacidade de tratamento.

5.2.1. Taxa de Carregamento Superficial

Nas Figuras 9 e 10 estão apresentados, respectivamente, os valores das taxas de carregamento superficial utilizados e suas faixas de variações (em *box plots*), ao longo do monitoramento dos sistemas, no Período I (abril a dezembro de 2015) (SARAIVA, 2016), e no Período II, fase deste estudo (abril a dezembro 2016).

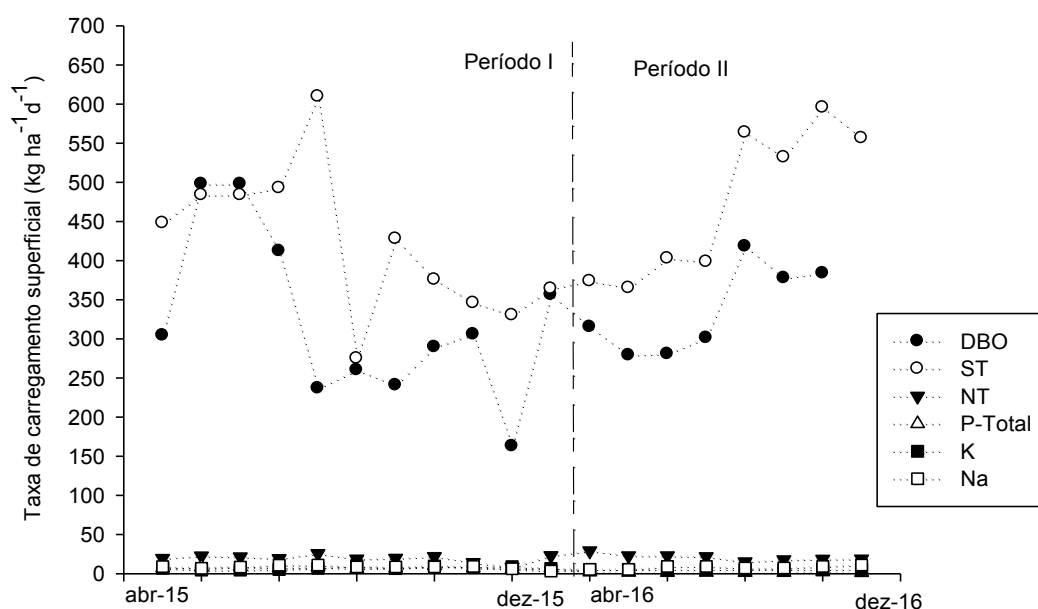


Figura 9: Variação nas taxas de carregamento superficial de matéria orgânica (DBO_5), sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), potássio (K) e sódio (Na), aplicadas ao longo do monitoramento experimental, Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

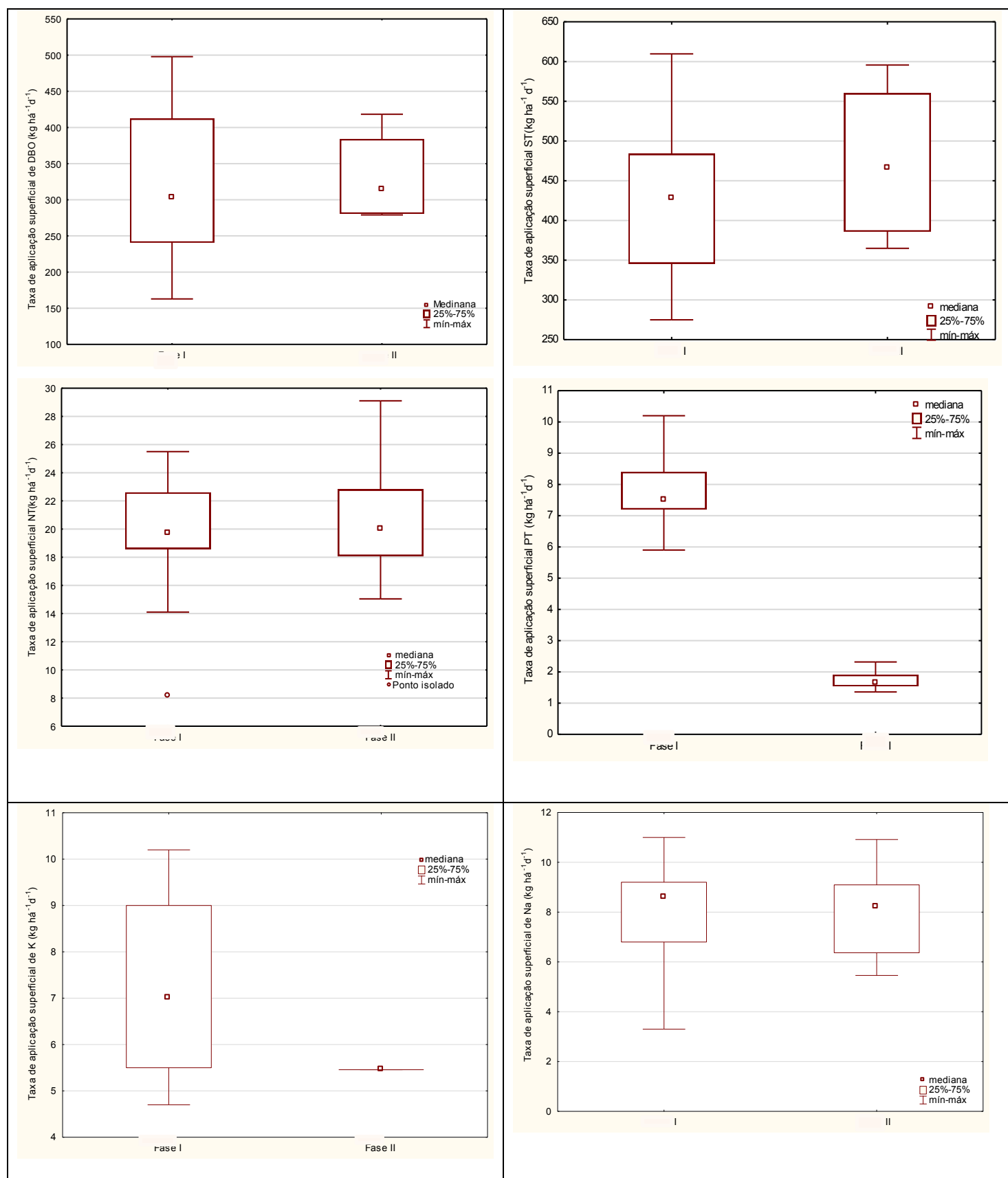


Figura 10: Taxas de carregamento superficial de matéria orgânica (DBO₅), sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), potássio (K) e sódio (Na), aplicadas ao longo do monitoramento experimental, Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

Nas Figuras 9 e 10, pode-se observar pouca variação nas taxas de carregamento superficial de DBO₅, ST, NT e Na, quando comparadas os dados obtidos nos Períodos I e II. Exceção ocorreu em relação aos valores de PT, variável na qual a regularidade não foi constatada, o que pode ter ocorrido em razão do processo de higienização dos tanques comunitários, que não é padronizado, sendo essa uma grande fonte de fósforo na ARTL.

Na Tabela 3, estão apresentados os valores médios das taxas de aplicação superficial ao longo do monitoramento experimental dos sistemas, Período I (abril a dezembro de 2015) (SARAIVA, 2016) e Período II, fase deste estudo (abril a dezembro 2016).

Tabela 3. Valores médios das taxas de carregamento superficial de matéria orgânica (DBO₅), sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), potássio (K) e sódio (Na), aplicadas durante o período de operacional, Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

Taxa de carregamento superficial (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)						
	DBO ₅	ST	NT	PT	*K	Na
Período I	324 a	421 a	19 a	8 b	7 a	8 a
Período II	337 a	474 a	21 a	2 a	6 a	8 a

*Teste t para dados não paramétricos

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula, na coluna, não diferem pelo teste t, em nível de 5 % de significância

Como observado, apenas a taxa de carregamento superficial de PT diferiu significativamente pelo teste t, sendo os maiores valores encontrados no Período I (7,72 kg ha⁻¹ d⁻¹).

5.2.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Na Figura 11, estão apresentados os valores de DBO₅ no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do monitoramento do Período II (de abril a dezembro de 2016).

Nas concentrações de DBO₅ no afluente e efluente, obtidas ao longo do período experimental, nota-se que os SACs-EHSS operaram com boa estabilidade de funcionamento durante o período de avaliação, mesmo trabalhando com efluente de ARTL, que apresenta concentrações variadas de nutrientes/poluentes.

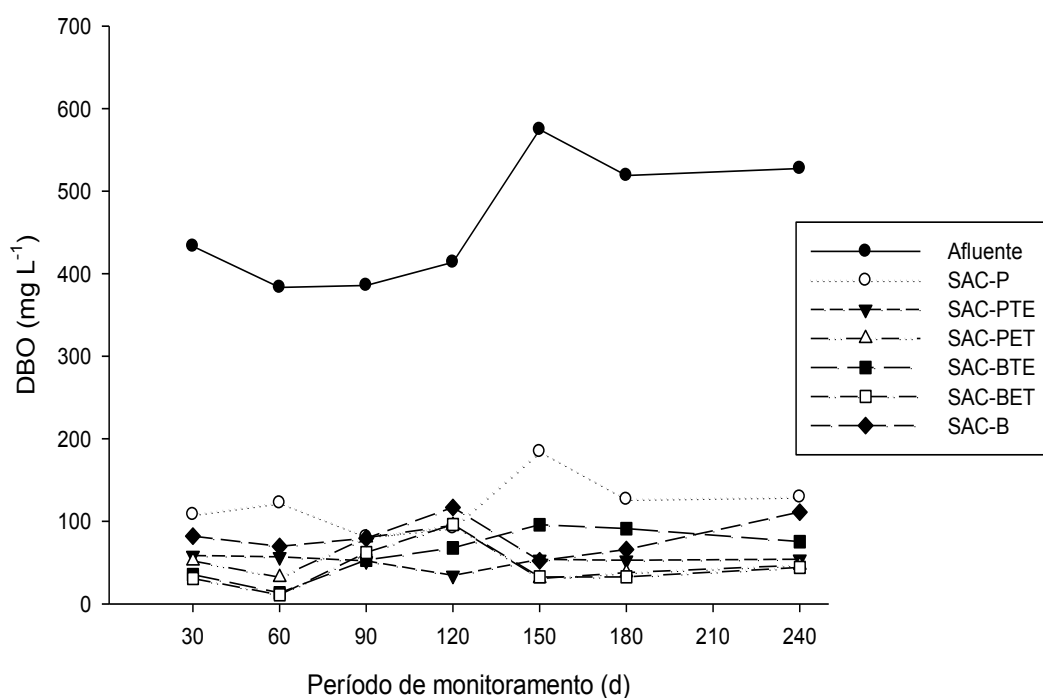


Figura 11: Valores de DBO₅ no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de abril a dezembro de 2016.

Houve uniformidade nos valores efluentes, que variaram na seguinte sequência: de 81 a 129 mg L⁻¹ no SAC-P; de 35 a 58 mg L⁻¹ no SAC-PTE; de 31 a 95 mg L⁻¹ no SAC-PET; de 35 a 96 mg L⁻¹ no SAC-BTE; de 31 a 96 mg L⁻¹ no SAC-BET; e de 52 a 117 mg L⁻¹ no SAC-B. Esses valores, corresponderam a uma eficiência de remoção média de 75±4 %, 89±2 %, 88±7 %, 88±5 %, 90±7 %, 82±6 %, respectivamente nos SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET, SAC-B. Valores semelhantes foram encontrados por Matos et al. (2012), que estudaram a eficiência de SACs-EHSS, cultivados com capim-elefante e capim-tifton 85 e submetidos a cinco taxas de carregamento orgânico (TCOs), na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios (ARL). Os SACs-EHSS mostraram-se eficientes na remoção da DBO₅, que variou de 79 a 96 %, nos cultivados com capim-tifton, e de 85 a 95 %, nos cultivados com capim-elefante.

A análise de variância dos dados evidenciou não existir interação significativa entre os fatores substrato e tipo de vegetação. Isto significa que estes irão interferir, de forma independente, na eficiência de remoção de DBO₅ dos SACs-EHSS em estudo. Assim, os efeitos dos fatores substrato e forma de cultivo serão discutidos isoladamente. Na Tabela 4 estão apresentadas as eficiências médias na

remoção de DBO₅, relativas aos tipos de substrato e às combinações de cultivo nos sistemas.

Tabela 4. Eficiências médias na remoção de DBO₅ relativas ao substrato e à combinação de formas de cultivo nos SACs-EHSS

Fator	Nível do Fator	Remoção de DBO ₅ (%)
Substrato	Brita	84,06 a
	PET	86,72 a
Cultivo	SV	78,63 a
	ET	89,30 b
	TE	88,24 b

*Brita (brita # 0), PET (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula, por fator, não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5 % de significância.

De acordo com a Tabela 4, não houve diferença significativa nas eficiências de remoção de DBO₅, quando comparados os diferentes substratos (garrafas PET amassadas e brita). Dessa forma, pode-se inferir que a utilização do meio poroso com garrafas PET amassadas, torna-se uma opção viável, levando em consideração a elevada remoção de DBO₅ que proporciona.

Em relação ao fator cultivo, observa-se que os SACs-EHSS diferiram significativamente, em nível de 5% de significância, ou seja, houve maior eficiência de remoção de DBO₅ nos SACs-EHSS cultivados em relação aos não cultivados. De acordo com Caselles-Osorio e García (2007), a presença de plantas tem um impacto significativo na eficiência de remoção material orgânico, devido ao transporte convectivo de oxigênio, ou indiretamente pela evapotranspiração, que aumenta as flutuações dos níveis de água e, portanto, cria um ambiente mais aeróbio. Mendonça et al. (2015) avaliaram a eficiência no tratamento de efluentes de laticínios em SACs-EHSS utilizando diferentes substratos (brita # 0 e mistura de areia + brita) e espécies vegetais (sem vegetação, taboa e lírio-do-brejo) e obtiveram eficiência na remoção de DBO₅ que variou de 79 a 95,2 %, em SACs-EHSS cultivados e 77,8 a 94,9 %, em SACs-EHSS não cultivados, porém, não foram significativamente diferentes. Matos et al. (2012) também verificaram que não houve diferença significativa entre os SACs-EHSS cultivados e o não cultivado, na remoção de DBO₅.

Na Figura 12 e Tabela 5, estão apresentados, respectivamente, os valores médios de DBO₅, obtidos ao longo monitoramento dos sistemas no Período I (abril a dezembro de 2015) (SARAIVA, 2016) e no Período II, fase deste estudo (abril a dezembro 2016).

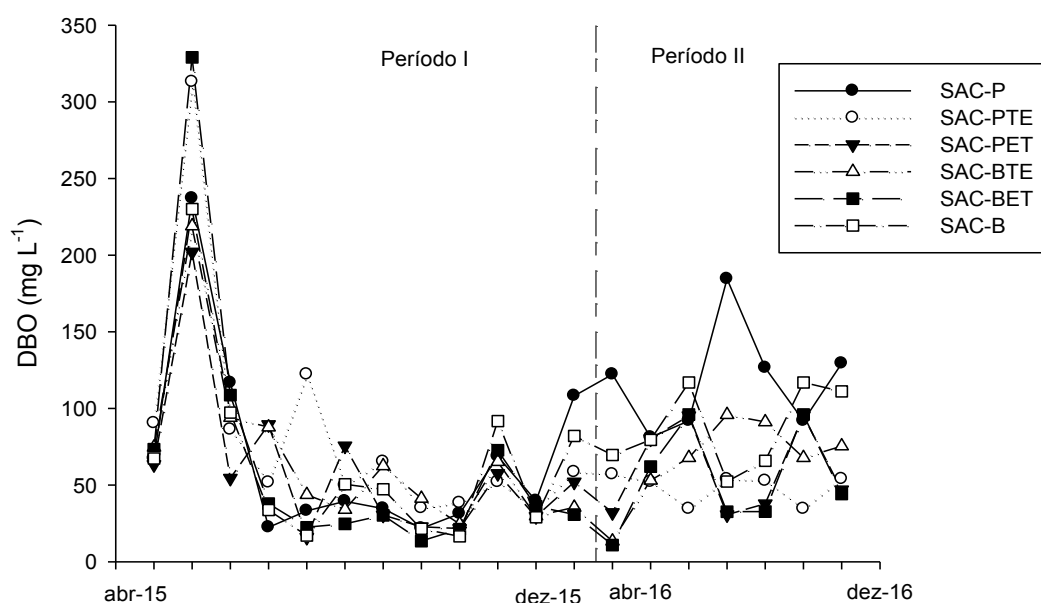


Figura 12: Variação na DBO₅ efluente nos SACs-EHSS ao longo do monitoramento experimental nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

Tabela 5. Eficiências médias na remoção de DBO₅ (%) nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

	SAC-P	SAC-PTE	SAC-PET	SAC-BTE	SAC-BET	SAC-B
Período I	87 b	82 a	87 a	85 a	87 a	87 a
Período II	75 a	89 a	88 a	88 a	90 a	82 a

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5 % de significância, pelo teste t.

SAC P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

De acordo com o que está apresentado na Figura 12, nota-se uma pequena variação da DBO_5 nos efluentes dos SACs-EHSS, quando comparadas os Períodos I e II, obtendo-se os seguintes valores médios de concentração: 65, 85, 60, 71, 70 e 63 mg L^{-1} , respectivamente no SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B, no Período I; e 121, 52, 54, 62, 44, 82 mg L^{-1} , respectivamente no SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B, no Período II. Nos SACs-EHSS sem cultivo, a concentração de DBO_5 no efluente aumentou, enquanto nos SACs cultivados diminuiu, ou seja, a presença das plantas auxiliou na retenção e remoção de material orgânico contido na ARTL. Essa comparação das características da água residuária que sai dos sistemas é possível, já que não houve diferença significativa nas taxas de carregamento orgânico entre os dois períodos.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 5, pode-se verificar que houve diferença significativa de remoção de DBO_5 apenas no SAC-P (sistema preenchido com garrafas PET amassadas e sem cultivo vegetal), sendo a eficiência de remoção no Período I (86,3 %) superior ao do Período II (75,0 %), fato que pode estar ligado ao processo de colmatção do sistema.

5.2.3. Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Totais (SST)

Na Figura 13 e 14, estão apresentados, respectivamente, os valores das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016).

Os teores de ST no afluente e efluentes variaram na seguinte sequência: de 502 a 818 mg L^{-1} , no afluente; de 251 a 381 mg L^{-1} , no SAC-P; de 191 a 279 mg L^{-1} , no SAC-PTE; de 151 a 242 mg L^{-1} , no SAC-PET; de 208 a 290 mg L^{-1} , no SAC-BTE; de 217 a 366 mg L^{-1} , no SAC-BET; e de 205 a 421 mg L^{-1} , no SAC-B. Essas concentrações corresponderam a uma eficiência de remoção média de 54 ± 6 %, 66 ± 5 %, 70 ± 5 %, 63 ± 9 %, 54 ± 10 %, 51 ± 13 %, respectivamente nos SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B.

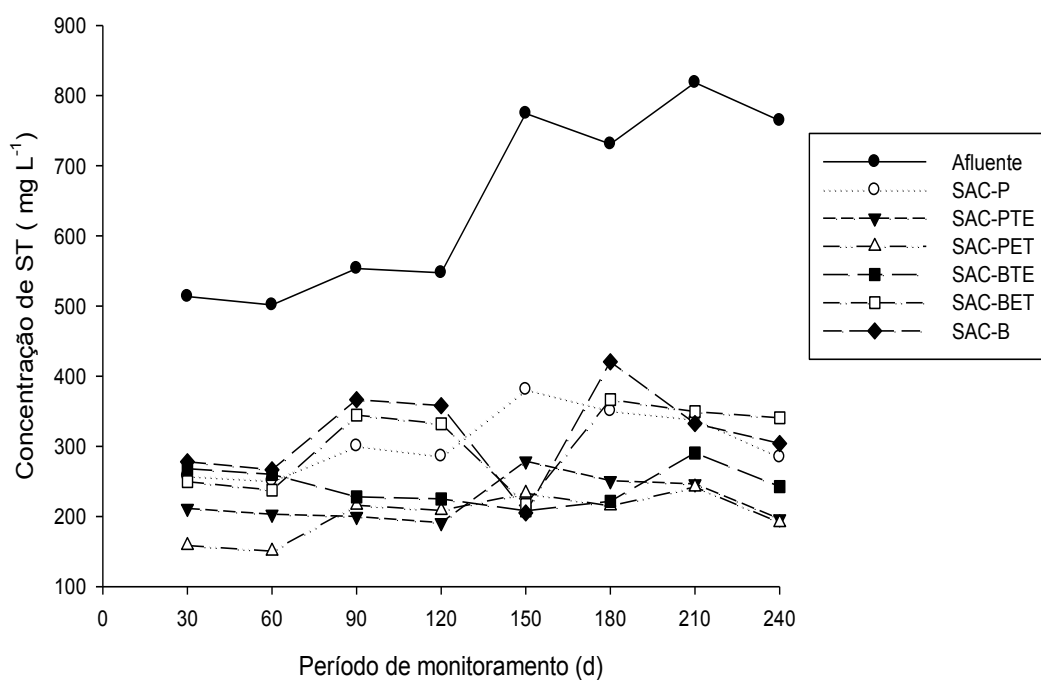


Figura 13: Valores da concentração de ST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.

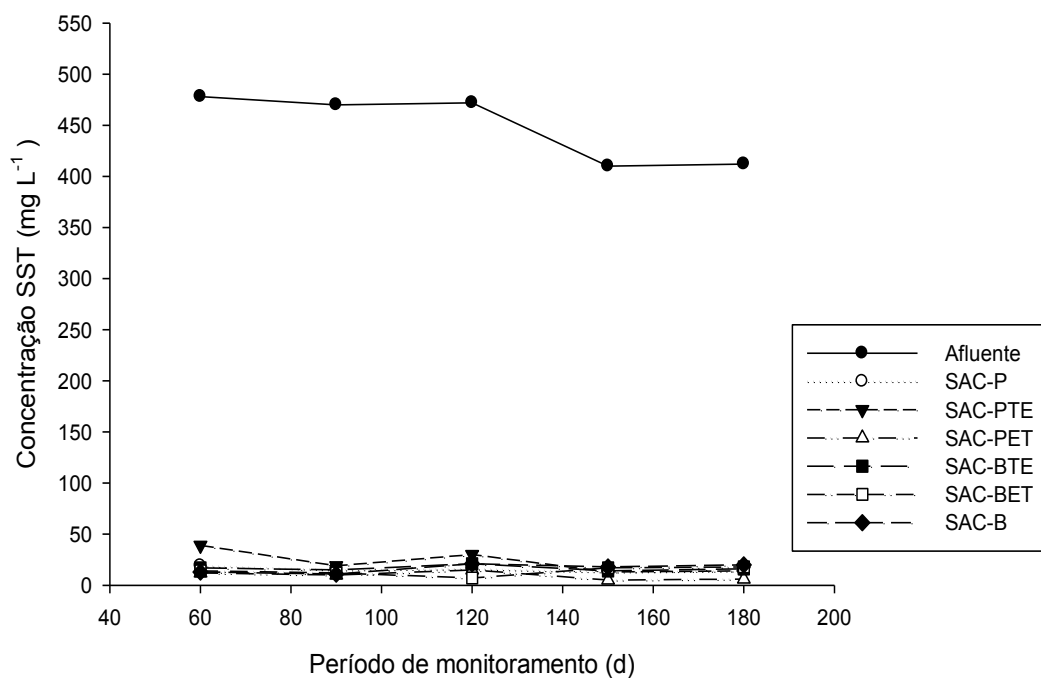


Figura 14: Valores das concentrações de SST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.

Os teores de SST no afluente e efluentes variaram da seguinte maneira: de 410 a 478 mg L⁻¹, no afluente; de 13 a 19 mg L⁻¹, no SAC-P; de 13 a 39 mg L⁻¹, no SAC-PTE; de 5 a 15 mg L⁻¹, no SAC-PET; de 14 a 21 mg L⁻¹, no SAC-BTE; de 7 a 18 mg L⁻¹, no SAC-BET; e de 11 a 21 mg L⁻¹, no SAC-B. Estes teores corresponderam a eficiências de remoção médias de 97±2 %, 95±11 %, 98±4 %, 96±3 %, 97±4 %, 96±4 %, respectivamente nos SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B.

A análise de variância dos dados demonstrou não existir interação significativa entre os fatores substrato e forma de cultivo. Isto significa que estes irão interferir de forma independente na eficiência de remoção de ST e SST dos SACs-EHSS em estudo. Assim, os efeitos dos fatores substrato e forma de cultivo serão discutidos isoladamente, também para essas duas variáveis. Na Tabela 6, estão apresentadas as eficiências médias na remoção de ST e SST, relativas aos tipos de substrato e às combinações de cultivo nos sistemas.

Tabela 6. Eficiências médias na remoção de ST e SST relativas ao substrato e às diferentes formas de combinação no cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção de ST (%)	Remoção SST (%)
Substrato	Brita	55,85 a	96,64 a
	PET	63,28 b	96,62 a
	SV	52,62 a	96,56 a
Cultivo	ET	61,63 b	97,51 a
	TE	64,45 b	95,81 a

*Brita (brita # 0), PET (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula, por fator, não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5 % de significância.

As eficiências médias na remoção de ST apresentaram diferenças significativas para os dois substratos avaliados, mas não entre as diferentes combinações na posição de cultivo dos vegetais. Uma possível causa da menor remoção de ST do meio filtrante composto pela brita pode estar relacionada ao fato dela sofrer desgaste ao longo do tempo, liberando sólidos na água residuária em tratamento, o que não acontece nas garrafas PET amassadas.

As eficiências médias na remoção de SST não apresentaram diferenças significativas para diferentes substratos e combinações na posição de cultivo dos vegetais. No trabalho conduzido por Lee et al. (2004), foi observado que 100 % da remoção de SST aconteceu por mecanismos físicos, não havendo contribuição das

plantas ou de mecanismos microbiológicos para isso. Thomas et al. (1995) e Tanner et al. (1995) também relataram eficiências de remoção similares entre sistemas com e sem planta, contrariando ao encontrado por Karathanasis et al. (2003) que obtiveram remoções de SST maiores na unidade plantada (88 %) do que no SAC sem vegetação (46%). Matos et al. (2010b) também obtiveram eficiências médias de remoção de SST pouco superiores para os SACs-EHSS não cultivados (95 %) quando comparadas àquelas obtidas nos cultivados com taboa (86 %) e capim-tifton 85 (90 %).

As eficiências médias nas remoções de SST foram consideravelmente maiores às de ST, ou seja, embora parte dos ST contidos na ARTL sejam constituídos por sólidos dissolvidos, as maiores retenções nos SACs-EHSS foram de sólidos suspensos. Segundo Karathanasis et al. (2003), a remoção de SST se dá, principalmente, em razão da sedimentação física e pelos processos de filtração que, geralmente, independem da atividade microbiana.

Na Tabela 7 estão apresentados os valores de eficiências médias de remoção de ST e SST ao longo do monitoramento dos sistemas no Período I (abril a dezembro de 2015) (SARAIVA, 2016) e no Período II, período deste estudo (abril a dezembro 2016).

Tabela 7. Eficiências médias na remoção de ST e SST nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

		SAC-P	SAC-PTE	SAC-PET	SAC-BTE	SAC-BET	SA- B
ST (%)	Período I	69 a	67 a	70 a	52 a	57 a	58 a
	Período II	54 a	66 a	70 a	63 a	54 a	51 a
SST (%)	Período I	94 a	91 a	96 a	82 a	90 a	91 a
	Período II	97 a	95 b	98 a	96 b	97 a	96 a

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5 % de significância, pelo teste t.

SAC P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

Em relação aos SST apenas os SAC-PET e SAC-BET diferiram significativamente, sendo as maiores eficiências alcançadas no Período II de monitoramento. À medida que ocorre a maturação do leite, até o momento que

ocorre a obstrução total do espaço poroso, há um aumento no crivo à passagem de partículas de maior granulometria, o que poderia explicar o aumento de um período para o outro. O monitoramento desses sistemas em um terceiro período deve indicar maior grau de obstrução dos SACs, o que, segundo o que já foi discutido neste texto, não necessariamente conduziria à redução na eficiência na remoção de nutrientes/poluentes.

5.2.4. Nitrogênio Total (NT)

Na Figura 15 estão apresentados os valores das concentrações de nitrogênio total (NT) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.

As concentrações de NT no afluente e efluentes variaram na seguinte sequência: de 21 a 40 mg L⁻¹, no afluente; 14 a 26 mg L⁻¹, no SAC-P; de 10 a 26 mg L⁻¹, no SAC-PTE; de 9 a 19 mg L⁻¹, no SAC-PET; de 12 a 15 mg L⁻¹, no SAC-BTE; de 8 a 19 mg L⁻¹, no SAC-BET; e de 9 a 21 mg L⁻¹, no SAC-B. Estas concentrações, corresponderam a eficiências de remoção médias de 30±10 %, 45±13 %, 51±9 %, 56±8 %, 57±19 % e 41±13 %, respectivamente, nos SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B. As eficiências de remoção de NT estão dentro da faixa estabelecida na literatura de 40 e 50% segundo Vymazal (2007). Mendonça et al. (2012), trabalhando com ARL em SACs-EHSS, utilizando diferentes substratos (brita # 0 e mistura de areia + brita) e espécies vegetais (sem vegetação, taboa e lírio-do-brejo) obtiveram eficiências semelhantes na remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), sendo que as eficiências médias variaram de 46,0 a 53,2 % em SACs-EHSS cultivados e de 29,4 a 31,6 % nos não cultivados. Da mesma forma, Gorra et al. (2014) utilizaram SAC-EHSS no tratamento de ARL no norte da Itália e obtiveram eficiência média de remoção de nitrogênio variando de 50 a 60 %.

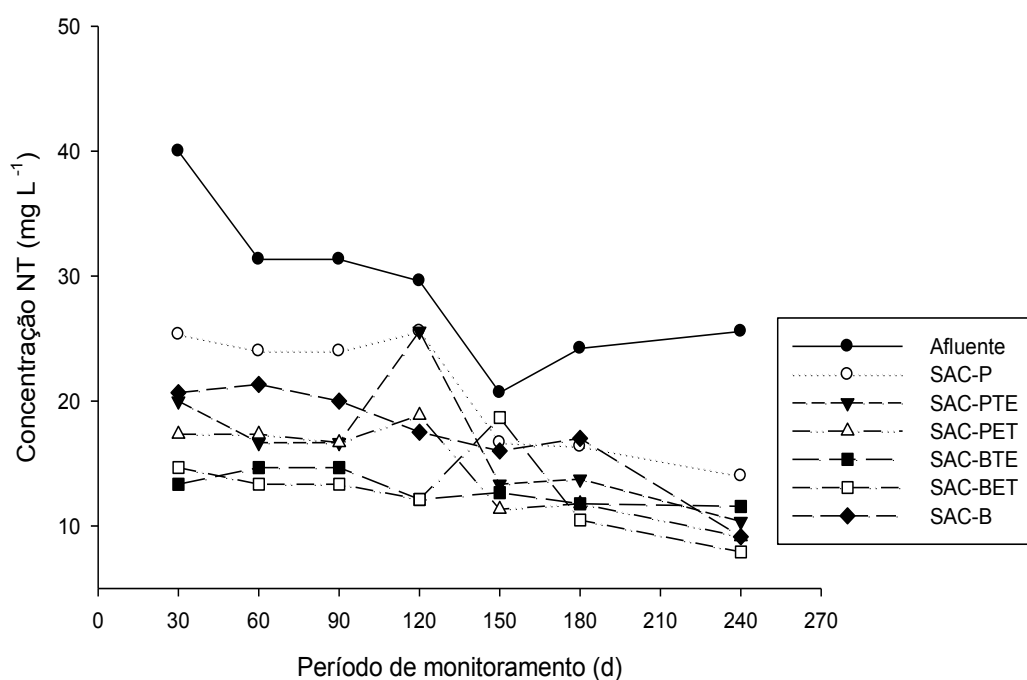


Figura 15: Valores das concentrações de NT no afluente e efluente dos SACs-EHSS de abril a dezembro de 2016.

A análise de variância dos dados demonstrou não existir interação significativa entre os fatores substrato e forma de cultivo. Isto significa que estes irão interferir de forma independente na eficiência de remoção de NT dos SACs em estudo. Assim, os efeitos dos fatores substrato e forma de cultivo serão discutidos isoladamente. Na Tabela 8 estão apresentadas as eficiências médias na remoção de NT, relativas aos tipos de substrato e às combinações de cultivo nos sistemas.

Tabela 8. Eficiências médias na remoção de NT relativas ao substrato e à combinação de cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção de NT (%)
Substrato	Brita	51,37 b
	PET	42,00 a
	SV	35,42 a
Forma de cultivo	ET	54,04 b
	TE	50,60 b

*Brita (brita # 0), PET (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5 % de significância.

As eficiências médias na remoção de NT apresentaram diferenças significativas para diferentes substratos e combinações na disposição de cultivo dos vegetais, nos leitos dos SACs-EHSS. Segundo Wu et al. (2014), diferentes substratos influenciam no estabelecimento do biofilme e na estrutura da comunidade microbiana, bem como na eficiência do tratamento. Um meio poroso, tal como argila expandida, fornece maior área de superficial para contato com a água residuária, favorecendo o crescimento do biofilme. Analogamente à argila expandida, as britas possuem maiores áreas expostas para crescimento e aderência de microrganismos do que os leitos preenchidos com garrafas PET amassadas, favorecendo, assim, maiores remoções de NT, que é predominantemente ocorre por ação de microrganismos (nitrificação/desnitrificação e assimilação microbiana).

O melhor desempenho de SACs-EHSS cultivados em relação aos não cultivados pode ser decorrente da absorção deste nutriente pelas plantas. Além disso, as raízes das plantas proporcionam condições favoráveis ao desenvolvimento dos microrganismos capazes de efetuar transformações nas formas químicas do nitrogênio (Liu et al., 2012). Segundo Chen et al. (2016), as plantas liberam exsudatos pelas raízes que afetam a densidade e a diversidade da microbiota radicular, que, por sua vez, aumentam as taxas de remoção de nutrientes.

As macrófitas proporcionam aumento na remoção de nutrientes contidos na água residuária em tratamento, por seu acúmulo na biomassa, fixação de particulados inorgânicos e orgânicos e, caso o amônio esteja presente, por sua transformação em nitrato em rizosfera oxidante (BRIX, 1994). Zang et al. (2016) afirmaram que a presença de plantas nos SACs pode melhorar a eficiência no tratamento de águas residuárias, já que verificaram que, quando comparado com o tratamento controle (sem cultivo vegetal), os SACs cultivados com *M. Aquaticum* e *A. philoxeroides* aumentaram as taxas de remoção de nitrogênio total em 50,9 % e 36,3 %, respectivamente.

Mendonça et al. (2012) também verificaram diferenças significativas na remoção de nitrogênio, obtendo maiores eficiências nos SAC-EHSS cultivados em relação aos não cultivados. Seguindo a mesma tendência, Matos et al. (2012), no tratamento de ARL, obtiveram eficiência de remoção de NTK de 29 % em SACs não cultivados, 43 % em SACs cultivados com capim-elefante e 70 % cultivados

com o capim-tifton 85, utilizando cargas médias de $4,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de N e $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO_5 .

Na Figura 16 e na Tabela 9 estão apresentados, respectivamente, as concentrações e os valores médios de NT no efluente dos SACs-EHSS, ao longo do monitoramento dos sistemas, nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) (SARAIVA, 2016) e II, fase deste estudo (abril a dezembro 2016).

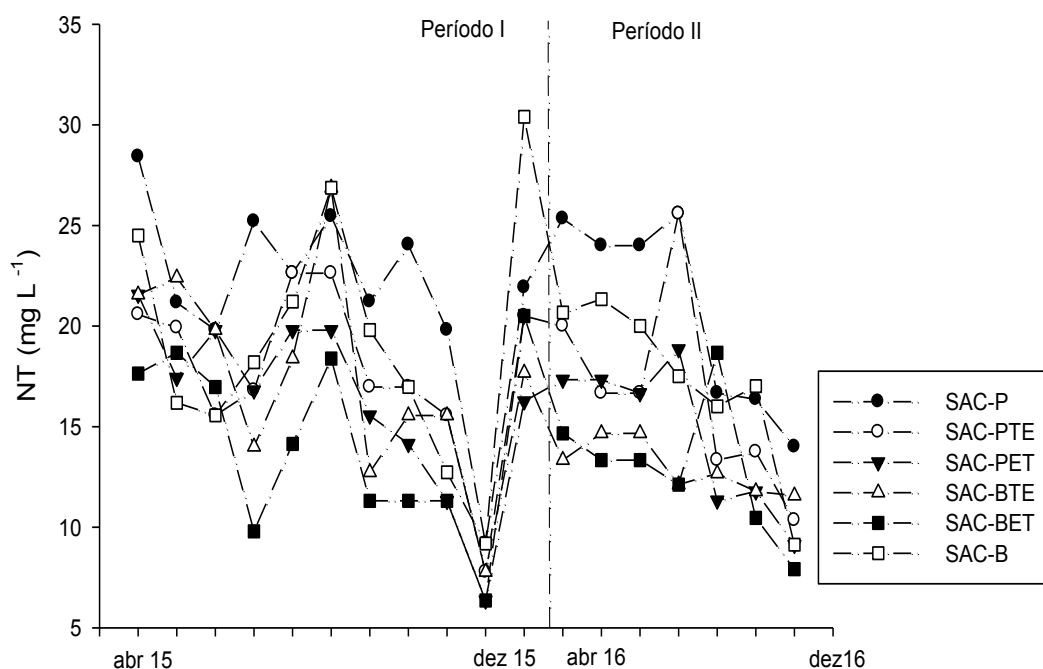


Figura 16: Variação das concentrações de NT nos SACs-EHSS durante o período operacional nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

De acordo com o que está apresentado na Figura 16, observa-se uma pequena variação das concentrações de NT nos efluentes dos SACs quando comparados os Períodos I e II, obtendo-se os seguintes valores médios de concentração: 23, 18, 17, 18, 15 e 20 mg L^{-1} , respectivamente no SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B, no Período I, e 21, 17, 15, 13, 13 e 17 mg L^{-1} , respectivamente no SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B, no Período II (de abril a dezembro de 2016).

Tabela 9. Eficiências médias na remoção de NT (%) nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

	SAC-P	SAC-PTE	SAC-PET	SAC-BTE	SAC-BET	SAC-B
Período I	21 a	37 a	43 a	38 a	50 a	30 a
Período II	30 a	45 a	51 b	56 b	57 a	41 a

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5 % de significância, pelo teste t.

SAC-P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

As eficiências de remoção de NT diferiram estatisticamente nos SAC-PET e SAC-BET, o que pode ter ocorrido pelo maior estabilização no desenvolvimento e crescimento das plantas e de uma microbiota adaptada ao tratamento ARTL.

5.2.5. Fósforo Total (PT)

Na Figura 17, estão apresentados os valores das concentrações de fósforo total (PT) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016).

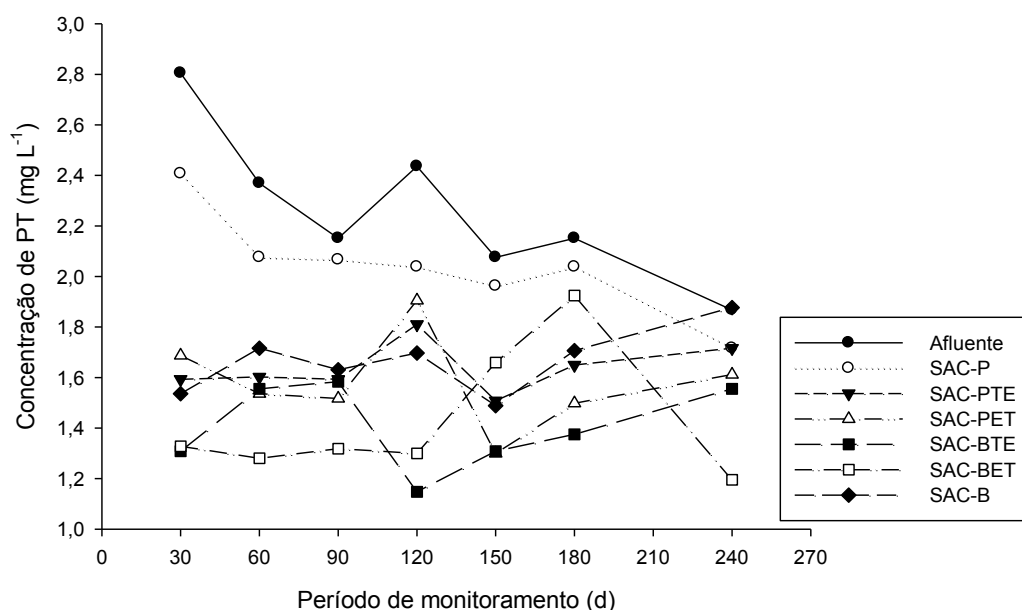


Figura 17: Valores das concentrações de PT no afluente e efluente dos SACs-EHSS no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.

As concentrações de PT no afluente e efluentes variaram da seguinte forma: de 1,9 a 2,8 mg L⁻¹, no afluente; de 1,7 a 2,4 mg L⁻¹, no SAC-P; de 1,5 a 1,8 mg L⁻¹, no SAC-PTE; de 1,3 a 1,9 mg L⁻¹, no SAC-PET; de 1,1 a 1,6 mg L⁻¹, no SAC-BTE; de 1,2 a 1,9 mg L⁻¹, no SAC-BET; e de 1,5 a 1,9 mg L⁻¹, no SAC-B. Estas concentrações, corresponderam a uma eficiência de remoção média de 17±9 %, 30±9 %, 35±12 %, 38±11 %, 39±15 %, 26±12 %, respectivamente, nos SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET, SAC-B. O fósforo é removido por sorção e precipitação. Comino et al. (2011), estudando SACs híbridos (SACs verticais seguidos de SACs horizontais), cultivados com *P. australis* para tratar ARL, no norte da Itália, encontraram 37 % de eficiência na remoção de fósforo total, valor próximo aos obtidos nos SACs-EHSS cultivados neste estudo.

A análise de variância dos dados demonstrou não existir interação significativa entre os fatores substrato e forma de cultivo vegetal. Isto significa que estes irão interferir de forma independente na eficiência de remoção de PT dos SACs-EHSS, em estudo. Assim, os efeitos dos fatores substrato e formas de cultivo serão discutidos isoladamente. Na Tabela 10, estão apresentadas as eficiências médias na remoção de PT, relativas aos tipos de substrato e às combinações nas formas de cultivo nos sistemas.

Tabela 10. Eficiências médias na remoção PT relativas ao substrato e à combinação de cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção de PT (%)
Substrato	Brita	35,61 b
	PET	27,36 a
Formas de cultivo	SV	21,26 a
	ET	37,93 b
	TE	35,25 b

*Brita (brita # 0), PET (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula, por fator, não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5 % de significância.

As eficiências médias na remoção de PT apresentaram diferenças significativas para diferentes substratos e combinações na forma de cultivo dos vegetais, tendo sido obtidas maiores eficiências na remoção de PT nos SACs-EHSS cultivados. Amorim et al. (2015) avaliaram SACs-EHSS, cultivados com

capim-tifton 85 no tratamento de água residuária de suinocultura e obtiveram eficiência inferior na remoção de PT, que variou entre 20 e 30 %.

Diferentemente dos resultados encontrados, Fia et al. (2017) não observaram diferença significativa na remoção de PT em SACs cultivados e não cultivados. Mendonça et al. (2012) também não obtiveram diferença significativa entre os SACs-EHSS cultivados e não cultivados na remoção de fósforo, encontrando eficiências médias de remoção de 33,6 % (SAC-EHSS preenchido com brita e cultivado com taboa), 28,8 % (SAC-EHSS preenchido com brita e cultivado com lírio-do-brejo), 34,3 % (SAC-EHSS preenchido com uma mistura de areia + brita e cultivados com taboa), 34,2 % (SAC-EHSS preenchido com uma mistura de areia + brita e cultivado com lírio-do-brejo), 18,8 % (SAC-EHSS preenchido com brita e sem vegetação) e 18,6 % (SAC-EHSS preenchido com uma mistura de areia + brita e sem vegetação).

Houve maior eficiência de remoção de PT em SACs-EHSS preenchidos com britas em relação aos preenchidos com garrafas PET amassadas, o que já era esperado, uma vez que as garrafas PET amassadas, a princípio, são inertes quimicamente. Mendonça et al. (2012) corroboram essa argumentação ao explicarem que a remoção de fósforo ocorre por processos de adsorção e que os íons fosfato podem interagir quimicamente com alumínio ou ferro presentes na brita utilizada como substrato, aumentando, assim, a eficiência na remoção de PT em SACs preenchidos com britas.

Na Figura 18 e na Tabela 11 estão apresentados, respectivamente, as concentrações e os valores médios de PT ao longo do monitoramento dos sistemas no Período I (abril a dezembro de 2015) (SARAIVA, 2016) e no Período II, fase deste estudo (abril a dezembro 2016).

De acordo com o que está apresentado na Figura 18, observa-se grande variação nas concentrações de PT nos efluentes dos SACs-EHSS quando comparados os Períodos I e II, obtendo-se os seguintes valores médios de concentração: 8,7, 9,5, 8,6, 8,7, 8,4 e 9,1 mg L⁻¹, respectivamente no SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B, no Período I e 2,0, 1,6, 1,6, 1,4, 1,4 e 1,7 mg L⁻¹, respectivamente no SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B, no Período II. A diferença nas concentrações de PT entre os Períodos I e II ocorreu pelo fato de a taxa de carregamento superficial de PT no Período II ter sido inferior ao do Período I (Tabela 3).

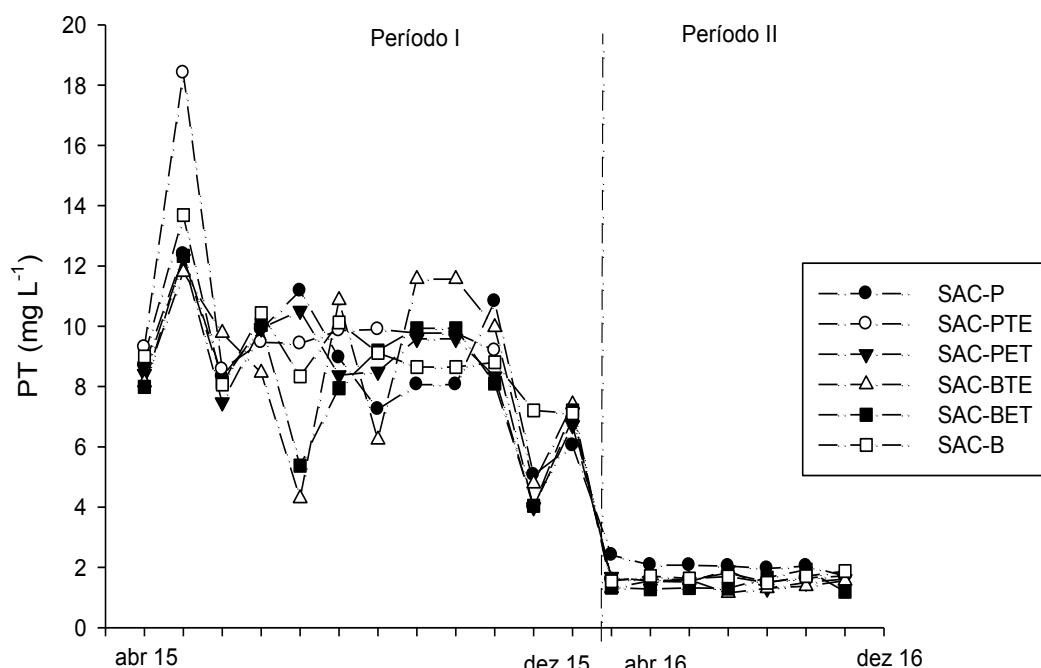


Figura 18: Variação das concentrações de PT nos SACs-EHSS durante monitoramento dos sistemas, nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

Tabela 11. Eficiências médias na remoção de PT (%) nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

	SAC-P	SAC-PTE	SAC-PET	SAC-BTE	SAC BET	SAC B
Período I	27 a	23 a	29 a	22 a	27 a	20 a
Período II	17 a	30 a	35 a	38 b	39 a	26 a

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5 % de significância, pelo teste t.

SAC P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

As eficiências de remoção PT difeririam estatisticamente apenas nos SAC-BTE.

5.2.6. Potássio e Sódio

Na Figura 19, estão apresentados os valores das concentrações de sódio (Na) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016).

As concentrações de Na no afluente e efluentes variaram da seguinte forma: de 8 a 15 mg L⁻¹, no afluente; de 8 a 13 mg L⁻¹, no SAC-P; de 10 a 12 mg L⁻¹, no SAC-PTE; de 8 a 13 mg L⁻¹, no SAC-PET; de 8 a 13 mg L⁻¹ no SAC BTE; de 8 a 13 mg L⁻¹, no SAC-BET; e de 10 a 12,5 mg L⁻¹, no SAC-B. Estas concentrações corresponderam a uma eficiência de remoção média de $-4,7 \pm 24$ %, $-1,5 \pm 24$ %, $17,4 \pm 23$ %, $-0,3 \pm 35$ %, $2,1 \pm 24$ %, -5 ± 27 %, respectivamente nos SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET, SAC-B.

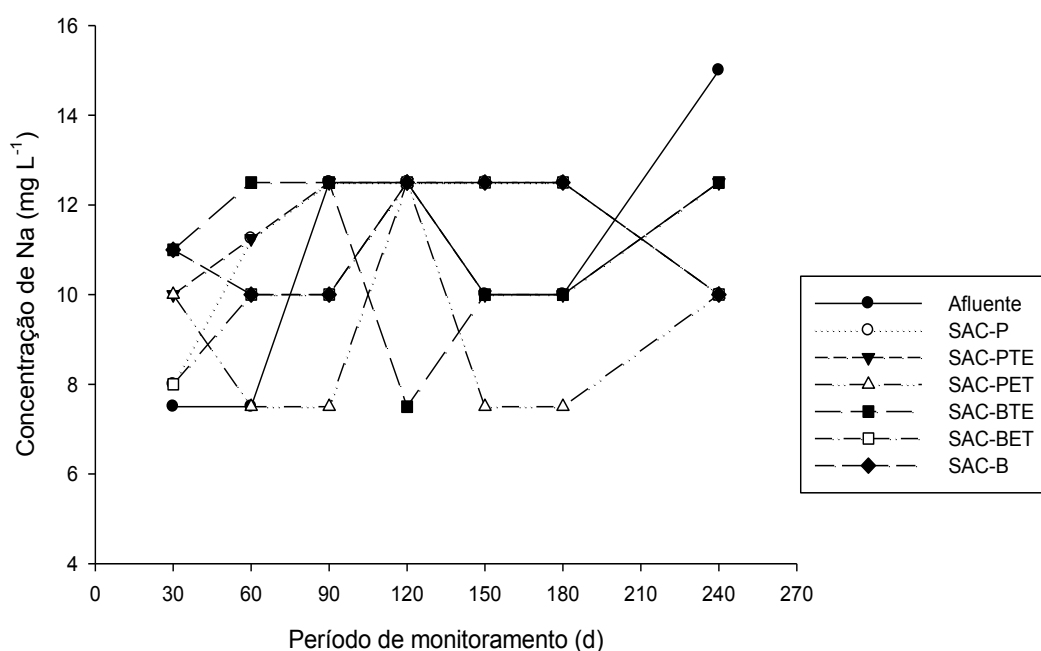


Figura 19: Valores das concentrações de Na no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016.

Na Figura 20 estão apresentados os valores das concentrações de potássio (K) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016).

As concentrações de K no afluente e efluentes variaram da seguinte forma: de 7,3 a 7,5 mg L⁻¹, no afluente; de 5 a 7,5 mg L⁻¹, no SAC-P; de 5 a 7,5 mg L⁻¹, no

SAC-PTE; de 2,5 a 7,5 mg L⁻¹, no SAC-PET; de 4,3 a 5 mg L⁻¹, no SAC-BTE; de 2 a 5 mg L⁻¹, no SAC-BET; e de 4 a 7,5 mg L⁻¹ no SAC-B. Estas concentrações, corresponderam a uma eficiência de remoção média de 19±16 %, 23±16 %, 38±25 %, 36±1 %, 41±13 %, 26±19 %, respectivamente nos SAC-P, SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET, SAC-B.

A análise de variância dos dados demonstrou não existir interação significativa entre os fatores substrato e formas de cultivo vegetal. Isto significa que estes irão interferir de forma independente na eficiência de remoção de K e Na dos SACs-EHSS em estudo. Assim, os efeitos dos fatores substrato e formas de cultivo serão discutidos isoladamente.

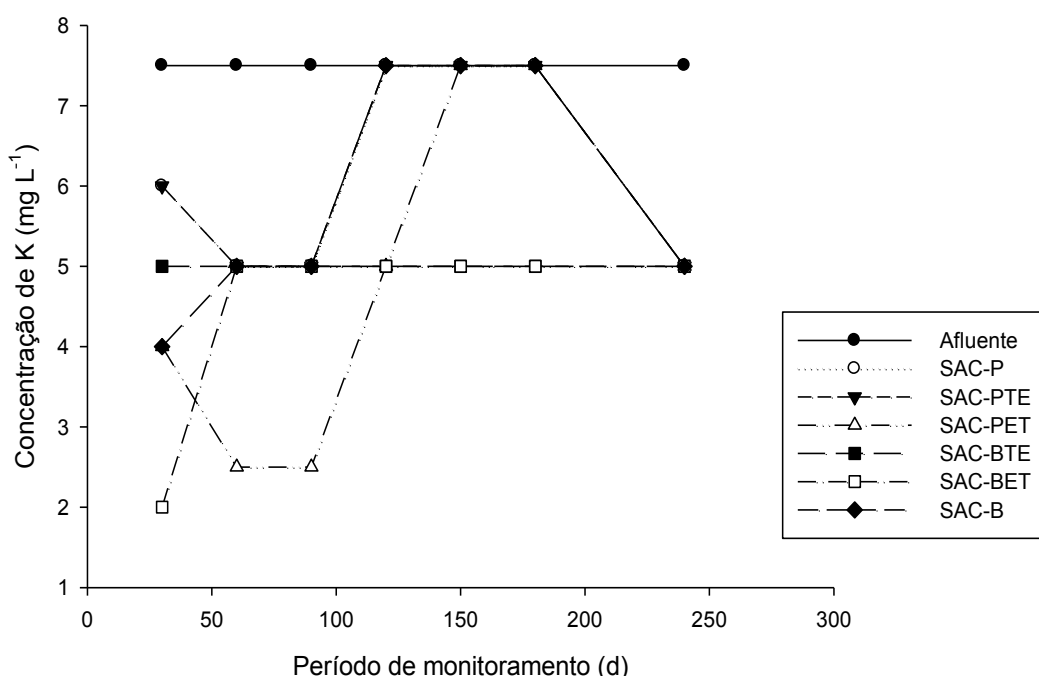


Figura 20: Valores das concentrações de K no afluente e efluente dos SACs-EHSS, no período de monitoramento de abril a dezembro de 2016

. Na Tabela 12 estão apresentadas as eficiências médias na remoção de K e Na, relativas aos tipos de substrato e às combinações nas formas de cultivo nos sistemas.

Nota-se, na Tabela 12, que não houve diferença na remoção de K entre os SACs-EHSS cultivados e nos não cultivados. Fia et al. (2017) avaliaram a influência da vegetação em SACs-EHSS na remoção de poluentes de água residuária da suinocultura (ARS). Os autores encontraram eficiência de remoção não significativa

de potássio, sendo 27 % nos três SAC-EHSS avaliados (não cultivado, cultivado com taboa e cultivado com capim-tifton 85). Matos et al. (2010b), tratando ARS em SACs-EHSS não cultivado e cultivados com *alternanthera*, taboa e capim-tifton 85, também não obtiveram diferenças na remoção de potássio, tendo, no entanto, obtido eficiências superiores às encontradas neste trabalho (entre 29 e 46 %).

Tabela 12. Eficiências médias na remoção de K e Na relativas ao substrato e à combinação nas formas de cultivo vegetal nos SACs-EHSS

Fator	Nível do Fator	*Remoção de K (%)	**Remoção de Na (%)
Substrato	Brita	34,33 a	-1,08 a
	PET	26,33 a	3,74 a
Cultivo	SV	22,20 a	-4,87 a
	ET	36,72 a	13,17 a
	TE	35,68 a	3,52 a

*Brita (brita # 0), PET (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

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

**Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5 % de significância.

Observa-se, ainda, na Tabela 12 que não houve diferença na remoção de Na entre os SACs cultivados e o SAC não cultivado e também considerando os diferentes substrato. Constata-se que as eficiências médias na remoção de Na foram baixas, apresentando, até mesmo, eficiências negativas, o que, segundo Brasil et al. (2005), pode estar associado à grande solubilidade desse elemento químico, sua baixa absorção pelas plantas e sua baixa associação o material orgânico, o qual é fortemente retido por processos físicos nos SACs-EHSS.

Na Tabela 13 estão apresentados, os valores médios de eficiência de remoção de Na e K ao longo monitoramento dos sistemas no Período I (abril a dezembro de 2015) (SARAIVA, 2016) e no Período II, fase deste estudo (abril a dezembro 2016).

Tabela 13. Eficiências médias na remoção de Na e K, em %, nos Períodos I (abril a dezembro de 2015) e II (abril a dezembro de 2016).

		SAC-P	SAC-PTE	SAC-PET	SAC-BTE	SAC-BET	SAC-B
*Na	Período I	6 a	-3 a	8 a	-12 a	-14 a	6 a
	Período II	-5 a	-2 a	17 a	-1 a	2 a	-5 a
**K	Período I	7 a	16 a	23 a	11 a	23 a	15 a
	Período II	19 a	23 a	38 a	36 a	41 a	26 a

*Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5 % de significância, pelo teste t.

** Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5 % de significância, pelo teste de Wilcoxon,

SAC P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

Observa-se, tanto no Período I como no Período II, grande variação na concentração de K e Na efluente dos SACs-EHSS, entretanto, não diferiram estatisticamente.

Na Tabela 14 é apresentado um resumo das eficiências na remoção dos SACs-EHSS nos Períodos I e II.

Tabela 14: Resumo das eficiências médias na remoção poluentes/nutrientes dos SACs-EHSS nos Períodos I e II.

SAC-EHSS	Período I						
	Eficiência de remoção (%)						
	DBO5	ST	SST	NT	PT	K	Na
SAC-P	87 b	69 a	94 a	21 a	27 a	7 a	6 a
SAC-PTE	82 a	67 a	91 a	37 a	23 a	16 a	-3 a
SAC-PET	87 a	70 a	96 a	43 a	29 a	23 a	8 a
SAC-BTE	85 a	52 a	82 a	38 a	22 a	11 a	-12 a
SAC-BET	87 a	57 a	90 a	50 a	27 a	23 a	-14 a
SAC-B	87 a	58 a	91 a	30 a	20 a	15 a	6 a
	Período II						
	Eficiência de remoção (%)						
	DBO5	ST	SST	NT	PT	K	Na
SAC-P	75 a	54 a	97 a	30 a	17 a	19 a	-5 a
SAC-PTE	89 a	66 a	95 b	45 a	30 a	23 a	-2 a
SAC-PET	88 a	70 a	98 a	51 b	35 a	38 a	17 a
SAC-BTE	88 a	63 a	96 b	56 b	38 b	36 a	-1 a
SAC-BET	90 a	54 a	97 a	57 a	39 a	41 a	2 a
SAC-B	82 a	51 a	96 a	41 a	26 a	26 a	-5 a

SAC P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

De acordo com os dados apresentados na Tabela 14, fica evidente o potencial uso de garrafas PET amassadas como meio suporte em SACs-EHSS para o tratamento de águas residuárias.

5.3. Métodos de identificação da colmatação

5.3.1. Identificação visual do escoamento superficial nos SACs-EHSS

Aliada à análise de desempenho dos SACs-EHSS, monitorou-se a expansão do escoamento superficial da ARTL, por meio de medições do seu avanço (Figura 21) e de registros fotográficos (Figura 22).

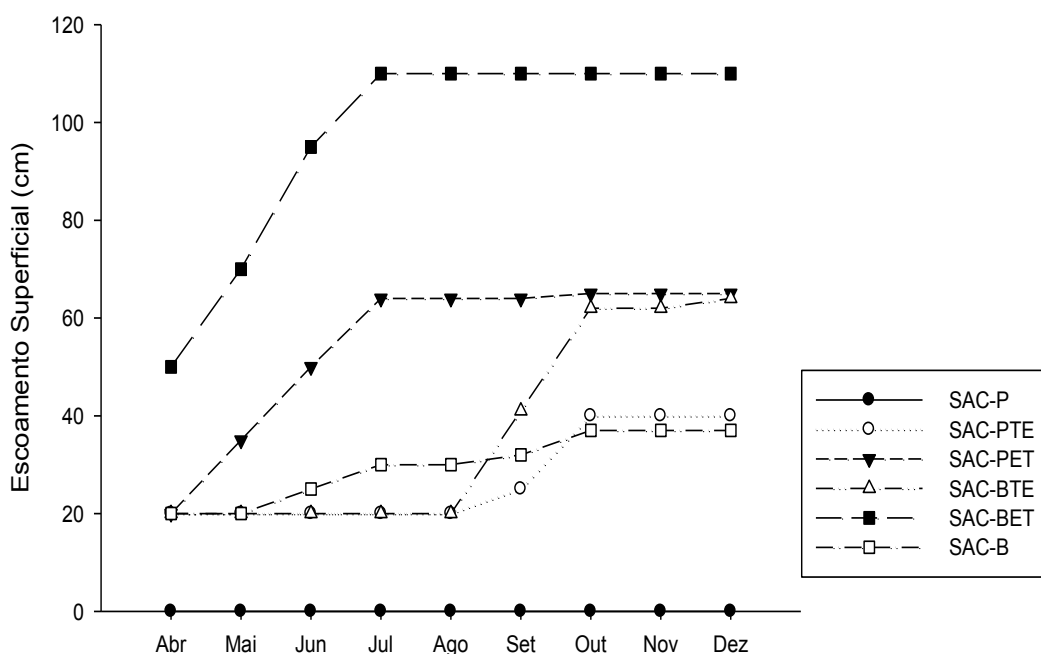


Figura 21: Monitoramento da extensão do escoamento superficial nos SACs-EHSS no período de abril a dezembro de 2016.

Observa-se, um ano e nove meses do início da operação dos SACs-EHSS, que apenas o SAC-P (preenchido com garrafas PET amassadas e não cultivadas) não apresentou escoamento superficial ao longo do período experimental (de abril de 2015 a dezembro de 2016). Outros pontos interessantes notados em todos os outros SACs-EHSS foram os seguintes: o escoamento superficial ocorreu principalmente nos primeiros centímetros dos sistemas, nos quais o aporte de material orgânico é maior, sendo menor a exposição da ARTL a partir do centro dos SACs (Figura 22). Segundo Pedescoll et al. (2013), a parte superior do meio poroso,

principalmente na zona de entrada dos SACs-EHSS, se colmata mais rápido, uma vez que forma o primeiro filtro para os sólidos da água residuária aplicada. Da mesma forma, Matos et al. (2018) verificaram que o entupimento em SACs-EHSS é gradual, com condições mais críticas perto da entrada, devido ao recebimento de maior carga orgânica.

Os sistemas não cultivados SAC-P e SAC-B apresentaram menor escoamento superficial, quando comparados aos sistemas cultivados. Pode-se, assim, inferir que as plantas são uma provável fonte adicional de depósitos de matéria orgânica para o meio poroso, seja pela senescência do vegetal, com queda de folhas e morte de outras partes componentes, e acúmulo desse material sobre a superfície, em maior quantidade, e subsuperficialmente, obstruindo os poros do meio poroso. Da mesma forma, Pedescoll et al. (2011) constataram que as raízes e rizomas das plantas podem contribuir para o entupimento subsuperficial, principalmente nos primeiros centímetros superficiais do leito. Paoli e von Sperling et al. (2013b) observaram que o escoamento superficial em SAC-EHSS cultivado era de, aproximadamente, 25% do comprimento do leito filtrante, enquanto que no SAC-EHSS não cultivado era de apenas 8,5% do comprimento, a partir do início do leito. Além disso, os autores verificaram indícios de formação de caminhos preferenciais no SAC-EHSS cultivado e atribuíram, tal fato, à dinâmica de acumulação de sólidos diferente entre os dois sistemas, em decorrência da presença das raízes ou do sistema radicular propriamente dito.



SAC-P



SAC-PTE



SAC-PET



SAC-BTE



SAC-BET



SAC-B

Figura 22: Monitoramento da extensão do escoamento superficial nos SACs-EHSS, avaliada após 230 dias do início da sua operação.

SAC P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

Os sistemas que tinham o plantio do capim-elefante seguido do capim-tifton 85 foram os que proporcionaram maior lâmina escoada superficialmente, podendo-se inferir que o tipo e a sequência de cultivo das espécies vegetais devem interferir no processo de colmatção dos SACs-EHSS. Ressalta-se, por oportuno, que o fato de se visualizar a água residuária exposta acima da superfície, principalmente, nos SACs cultivados, não é indicativo da redução da eficiência do tratamento da ARTL, como observado na eficiência de remoção de DBO_5 , apresentada na Tabela 4. Corroborando com este estudo, Vymazal (2018) avaliando o efeito de desempenho de tratamento de quatro SACs- EHSS que estão em operação há pelo menos 20 anos, observou que o escoamento superficial não teve efeito significativo sobre a qualidade da água residuária. Da mesma forma, Matos et al. (prelo) verificaram que após 8 anos não houve comprovação de perda de eficiência nos SACs-EHSS utilizados no tratamento de esgoto sanitário. De acordo com os autores, a reinfiltração da água residuária numa seção não obstruída e o funcionamento tal como um SAC de escoamento superficial, tendo grandes extensões de lâmina líquida sobre a superfície, permitem a manutenção de boas eficiências no sistema.

5.3.2. Quantificação dos sólidos de colmatção

5.3.2.1. Influência das plantas no processo de colmatção dos SACs-EHSS

Sabe-se que a contribuição de plantas no processo de colmatção dos SACs-EHSS é assunto controverso e que está sendo pesquisado e discutido por vários autores. Para verificar as principais influências no processos de colmatção, estudou-se o comportamento de crescimento e desenvolvimento das duas espécies vegetais, capim-tifton 85 e capim-elefante nos SACs-EHSS.

Nos SACs com meio poroso preenchido com brita e nos preenchidos com garrafas PET amassadas houve a formação de um “tapete” de raízes que cobria parte da subsuperfície dos sistemas, que se estendia a uma profundidade de 25 cm, tanto no caso do capim-elefante, no qual há a formação de touceiras na superfície, quanto nos cultivados com capim-tifton 85, em que há o crescimento prostrado das plantas. Alguns autores têm evidenciado a presença dessa camada

em SACs-EHSS, com espessuras variando de 10 a 30 cm (ALBACAR, 2010; KNOWLES et al., 2011 e MIRANDA et al., 2017).

Na Figura 23 (a, b e c), pode-se observar um desenvolvimento axial e relativamente profundo (30 cm) das raízes no sistema radicular das plantas. Um fato relevante e que merece destaque é que, nos SACs preenchidos com garrafas PET amassadas, as raízes também se desenvolveram em torno desse material (Figura 23 d).



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 23: Desenvolvimento axial das raízes do capim-elefante no SAC-BET(a); desenvolvimento axial das raízes do capim-tifton 85 no SAC-PTE(b); “tapete” formado pelo capim-elefante (c); e desenvolvimento de raízes de capim-elefante em torno da garrafa PET (d).

Esse emaranhado de raízes permitiu melhores condições para sedimentação/filtração de sólidos suspensos e o desenvolvimento de microrganismos, fazendo com que a eficiência do tratamento fosse melhor nos SACs-EHSS cultivados. No entanto, observou-se a formação de uma camada sólida e compacta composta de material orgânico aderido principalmente na superfície das raízes (0 a 15 cm), fazendo com que a desintegração fosse muito difícil (Figura 24). Miranda et al. (2017), estudando SACs-EHSS cultivados com o capim-tifton 85 e com a alternanthera, também verificaram a presença de uma camada compacta, na qual havia um gradiente vertical de distribuição dos sólidos, tendo maior acúmulo na camada próxima à superfície. Os autores verificaram que essa condição no perfil do substrato era motivada pelo crescimento das raízes das plantas e deposição de sólidos sobre o substrato, oriundos da água aplicada e dos restos vegetais. Da mesma forma, Nguyen (2000), ao utilizar SAC-EHSS cultivado, verificou que a maior parte da matéria orgânica acumulada na camada superficial de 10 cm foi oriunda da morte de raízes e rizomas, exsudação de compostos orgânicos a partir das raízes e à grande quantidade de biomassa e atividade microbiana no leito do sistema. Os autores estimaram que, aproximadamente, 27 % do bloqueio dos poros nessa camada devia-se à presença de raízes e rizomas das plantas, 73 % foi causado por depósitos orgânicos proveniente de água residuária aplicada e de detritos da parte aérea das plantas e apenas 4 % do bloqueio dos poros deveu-se aos depósitos inorgânicos.



Figura 24: Camada compacta formada de material orgânico em amostra do capim-elefante.

Na Figura 21, observou-se a inexistência de escoamento superficial no SAC-P. No entanto, o escoamento superficial ocupou, respectivamente, 16 %, 26 %, 26 %, 44 % e 15 % do comprimento total dos SAC-PTE, SAC-PET, SAC-BTE, SAC-BET e SAC-B. Verificou-se que os SACs preenchidos com garrafas PET amassadas apresentaram, ao longo de todo o período de monitoramento, menor escoamento superficial que os SACs preenchidos com brita. Infere-se, com base nisso, que o maior escoamento superficial nos SACs preenchidos com brita é decorrente do desgaste do material de seu preenchimento e da formação de uma densa camada de raízes. Miranda et al. (2016) estudaram SACs-EHSS de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, preenchidos com brita gnáissica e cultivados com *alternanthera* e capim-tifton 85. Esses sistemas permaneceram em operação por 2 anos e 6 meses, no tratamento de ARS, e encontravam-se colmatados e apresentando escoamento superficial de 13 %, 18 % e 65%, respectivamente, nos SACs sem cultivo, SACs cultivados com capim-tifton e SACs cultivados com *alternanthera*. De acordo com autores, a colmatção do meio poroso foi mais evidente nos SACs cultivados que no não cultivado, o que atribuíram à contribuição dos depósitos de matéria orgânica morta por parte das plantas.

Para melhor entendimento em relação ao desenvolvimento das raízes no meio filtrante, foram medidas as profundidades de seu alcance nos SACs-EHSS (Tabela 15).

Tabela 15: Profundidade máxima atingida pelas raízes do capim-tifton e capim-elefante, ao final do período de monitoramento (de abril a dezembro de 2016) dos SACs-EHSS.

	Capim-tifton	Capim-elefante
	----- cm -----	-----
SAC PTE	15	18
SAC PET	16	19
SAC BTE	22	24
SAC BET	22	27

SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85);

Nota-se que, nos sistemas preenchidos com brita, os capins tifton 85 e elefante tiveram maior crescimento do que nos SACs preenchidos com garrafas PET amassadas, devido, principalmente, ao impedimento físico de uma tela, colocada a 10 cm de profundidade nos SACs preenchidos com garrafas PET, para evitar que elas flutuassem. No entanto, a partir de uma análise visual, foi possível observar que as raízes se desenvolveram sobre as garrafas PET amassadas, não sendo possível a quantificação dessa altura, permitindo que a eficiência de remoção de poluentes fosse semelhante ou até mesmo melhor que nos SACs com meio filtrante de britas, como pode ser observado nas Tabelas (4, 6, 8, 10 e 12). Jesus (2016) avaliou o desenvolvimento do capim-vetiver e do capim-tifton 85 cultivados em SAC-EHSS, preenchidos com brita gnássica # 0, no tratamento do efluente primário de esgoto sanitário. A autora observou que a profundidade máxima atingida pelas raízes do capim-vetiver e capim-tifton foram de 18 e 25 cm, respectivamente, valor aproximado ao encontrado neste trabalho, no que se refere ao crescimento das raízes do capim-tifton.

Observa-se, ainda, o mesmo tipo de crescimento das raízes (fasciculado) em ambas as espécies de capins, formando-se densas "cabeleiras". Em todos os sistemas, verificou-se que a maior densidade de raízes se concentrou a 10 cm da superfície do substrato.

Sabe-se que as raízes das plantas influenciam na capacidade de purificação de águas residuárias em tratamento em SACs, extraindo macro e micronutrientes necessários ao seu crescimento. Estas plantas também favorecem o desenvolvimento do biofilme que propicia a degradação dos compostos orgânicos, além de possibilitar a retenção de sólidos. Então, o bom desenvolvimento, como ocorreu nos capins tifton 85 e elefante, nos dois substratos, foi essencial para o tratamento da ARTL.

Na Figura 25 (a, b e c) está ilustrado, respectivamente, o aspecto típico e a profundidade das rizosferas do capim-tifton 85, capim-elefante e o desenvolvimento radicular sobre as garrafas PET amassadas, durante o período experimental.



(a)



(a)



(b)



(b)

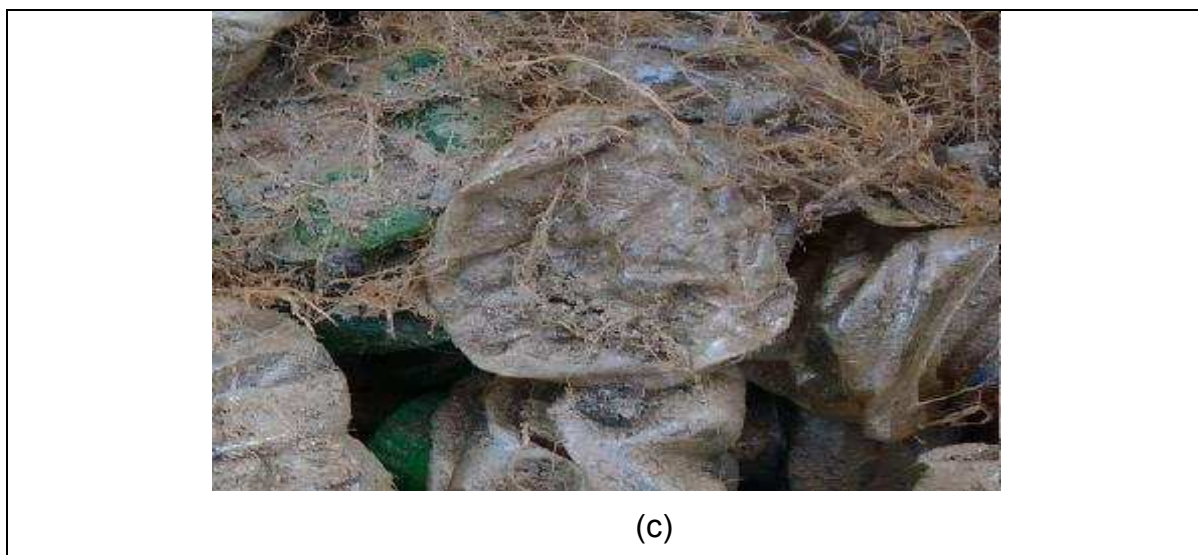


Figura 25: Comprimento das raízes do capim-elefante (a); do capim-tifton 85 (b); e desenvolvimento de raízes sobre o substrato de garrafas PET amassadas (c).

5.3.2.2. Séries de sólidos dos SAC cultivados

Para melhor entendimento da composição e da relação com o processo de colmatção, analisaram-se amostras do material colmatante coletadas nos sistemas. Na Tabela 16, apresentam-se os dados referentes à estatística descritiva das variáveis correspondentes à série de sólidos coletados às profundidades de 0 a 15 cm e de 15 a 45 cm, apenas para os sistemas cultivados, em duas posições 1 e 2, respectivamente coletadas a 20 cm do início e a 20 cm do final dos SACs-EHSS.

A caracterização do material colmatante do meio poroso de cada unidade experimental indicou que, em sua maior parte, foi composto por sólidos fixos. No entanto, pode-se observar que a maior diferença nos valores da série de sólidos entre as profundidades está na porcentagem de SVT (em comparação com a massa de ST). Fazendo-se uma comparação na concentração de SVT por SAC, entre as profundidades de (0-15 cm) e de (15-45 cm), nas distintas posições L1 e L2, observa-se que no SAC-PTE, na profundidade de 0 a 15 cm, foi 1,6 e 2,9 vezes maior que o obtido na profundidade de 15 a 45 cm, respectivamente, para a posição L1 e L2; no SAC-PET, na profundidade de 0 a 15 cm, foi 1,8 e 1,8 vezes maior que os obtidos na profundidade de 15 a 45 cm, respectivamente, para a posição L1 e L2; no SAC-BTE, na profundidade de 0 a 15 cm, foi 2,3 e 2,9 vezes maior que os obtidos na profundidade de 15 a 45 cm, respectivamente para a posição L1 e L2; e

no SAC-BET, na profundidade de 0 a 15 cm, foi 3,3 e 5,14 vezes maior que os obtidos na profundidade de 15 a 45 cm, respectivamente para a posição L1 e L2. A maior presença desse material orgânico na parte superior dos leitos é devida aos sólidos contidos na ARTL, bem como à senescência de partes da vegetação cultivadas nos SACs-EHSS. Pedescoll et al. (2009) relataram que as porcentagens de sólidos voláteis no material colmatante variaram de 15 a 33% e que a quantidade de material inorgânico encontrado nos sólidos retidos no leito foi superior a 75%, nos seis SAC-EHSS estudados, todos cultivados.

Tabela 16: Estatística descritiva dos valores médios das variáveis, em dag kg^{-1} , relativas à série de sólidos (ST, SVT e SFT), em amostras coletadas em duas profundidades e posições, nos SACs-EHSS estudados.

Posições	Tratamentos	Profundidade (0 - 15 cm)				Profundidade (15 - 45 cm)		
			ST	SVT	SFT	ST	SVT	SFT
L1	SAC-PTE	média	98,12	18,68	81,32	99,42	11,92	88,08
		CV	0,04	0,16	0,16	0,04	0,41	0,41
	SAC-PET	média	97,17	16,59	83,41	99,40	9,45	90,55
		CV	0,21	1,44	1,44	0,03	0,37	0,37
	SAC-BTE	média	96,46	10,81	89,19	99,53	4,77	95,23
		CV	0,16	0,33	0,33	0,03	0,07	0,07
	SAC-BET	média	95,60	23,64	76,36	99,63	7,20	92,80
		CV	0,11	0,18	0,18	0,05	0,05	0,05
L2	SAC-PTE	média	98,00	13,91	86,09	99,67	4,87	95,13
		CV	0,02	0,09	0,09	0,01	0,29	0,29
	SAC-PET	média	99,23	6,31	93,69	99,55	3,45	96,55
		CV	0,02	0,12	0,12	0,21	0,22	0,22
	SAC-BTE	média	96,79	8,87	91,13	97,97	3,09	96,91
		CV	0,07	0,15	0,15	0,07	0,05	0,05
	SAC-BET	média	98,63	7,71	92,29	99,56	1,50	98,50
		CV	0,04	0,11	0,11	0,02	0,04	0,04

L1 - amostras coletadas a 20 cm do início dos SACs; L2 - amostras coletadas a 20 cm do final dos SACs; SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); * massa de sólidos em relação ao material colmatante retirado do espaço poroso dos SACs-EHSS.

Pode-se verificar que o SAC-BET apresentou maior concentração de SVT em relação aos outros sistemas e, como observado na Figura 20, maior escoamento superficial devido, aparentemente, à contribuição dos depósitos de

matéria orgânica morta das plantas e pela deposição de sólidos sobre o substrato. Assim, evidencia-se que a posição do cultivo de espécies em SACs-EHSS pode interferir na retenção e acumulação dos sólidos no início dos sistemas, favorecendo a sua colmatagem.

5.3.2.3. Sólidos presentes nas amostras retiradas dos SACs-EHSS

A quantidade de sólidos em kg m^{-3} , retirados após a lavagem dos meios porosos nos SACs-EHSS, separados em duas profundidades distintas de 0-15 cm e 15-45 cm (nos SACs-EHSS cultivados) e em duas posições L1 e L2, respectivamente coletadas a 20 cm do início e a 20 cm do final dos SACs, estão apresentados na Tabela 17. Nos SACs não cultivados, não se considerou duas diferentes profundidades, realizando uma amostra composta dessas, pois em função da ausência de plantas, as diferenças entre as alturas do leito não são tão evidentes como em unidades plantadas.

Tabela 17: Razão massa de sólidos amostrados/volume total do leito, em (kg m^{-3}), para cada SAC-EHSS.

Posições	Tratamento	Profundidade (0 - 15 cm)	Profundidade (15 - 45 cm)
L1	SAC-P	7,46	
	SAC-PTE	1,28	2,58
	SAC-PET	1,04	2,81
	SAC-BTE	0,96	15,59
	SAC-BET	0,94	15,59
	SAC-B	16,45	
L2	SAC-P	5,03	
	SAC-PTE	0,92	1,63
	SAC-PET	0,95	1,87
	SAC-BTE	0,86	15,90
	SAC-BET	0,84	15,90
	SAC-B	14,40	

L1 - amostras coletadas a 20 cm do início dos SACs; L2 - amostras coletadas a 20 cm do final dos SACs SAC-P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

Muito se tem discutido sobre a real interferência do substrato na colmatagem de SACs. A partir dos dados apresentados na Tabela 17, pode-se verificar a grande

diferença na quantidade de sólidos presentes nos SACs-EHSS preenchidos com brita em relação aos preenchidos com garrafas PET amassadas. Observa-se que o SAC-B apresentou, nas posições L1 e L2, respectivamente, 9,0 e 9,4 kg de sólidos por m³ de volume do leito a mais que o SAC-P; o SAC-BTE apresentou, nas posições L1 e L2, respectivamente, 12,7 e 14 kg m⁻³ de sólidos a mais que o SAC-PTE; e o SAC-BET apresentou, nas posições L1 e L2, respectivamente, 12,7 e 14,0 kg m⁻³ de sólidos a mais que o SAC-PTE. Assim, pode-se afirmar que o desgaste da brita propiciou maior diferença na quantidade de sólidos retirados dos sistemas.

Nas Tabelas 18 e 19 estão apresentadas, respectivamente, as médias das razões SF/ST e SV/ST no material sólido, em todos os SACs,-EHSS levando-se em consideração a diferença de substrato (brita e garrafas PET amassadas) e as duas posições 1 e 2, respectivamente coletadas a 20 cm do início e a 20 cm do final dos SACs-EHSS.

Tabela 18: Média das razões SF/ST (%) no material sólido colmatante, coletado no substrato dos SACs-EHSS.

	L1	L2	MÉDIAS
Brita	88,27	95,34	91,81 a
PET	84,04	93,43	88,74 b
MÉDIAS	86,16 B	94,39 A	90,23

L1- amostras coletadas a 20 cm do início dos SACs-EHSS; L2- amostras coletadas a 20 cm do final dos SACs-EHSS;

Médias seguidas pela mesma letra não diferem, a 5 % de significância, pelo teste F

Tabela 19: Média das razões SV/ST (%) no material sólido colmatante, coletado no substrato dos SACs-EHSS.

	L1	L2	MÉDIAS
Brita	11,73	4,66	8,20 a
PET	15,96	6,57	11,27 a
MÉDIAS	13,85 A	5,62 B	9,74

L1 - amostras coletadas a 20 cm do início dos SACs-EHSS; L2 - amostras coletadas a 20 cm do final dos SACs-EHSS;

Médias seguidas pela mesma letra não diferem, a 5 % de significância, pelo teste F.

A caracterização do material colmatante do meio poroso indicou que, em sua maior parte, foi composto por sólidos fixos, diferindo significativamente tanto em relação aos diferentes substratos (brita ou garrafas PET amassadas) quanto em relação às posições de coleta (L1 e L2). Observa-se maior presença de SF/ST no SACs-EHSS preenchidos com brita, o que pode estar associado ao seu desgaste.

Da mesma forma, Baptestini et al. (2015) realizaram a caracterização dos sólidos intersticiais de SACs-EHSS, verificando que grande parte dos sólidos fixos é composta pelo pó oriundo da brita utilizada como substrato e sua produção pode ter se dado, principalmente, pelo atrito das pedras durante a manipulação do material, quando da montagem do experimento. Já Pedescoll et al. (2009) verificaram que os sólidos inorgânicos ligados à colmatação apresentaram composição mineral análoga à do material filtrante, que pode ser devido à formação de ácidos ligados às vias bioquímicas de remoção de matéria orgânica promovendo a dissolução e desintegração do meio granular (CASELLES-OSORIO; GARCIA, 2006). Caselles-Osorio et al. (2007) também verificaram que mais de 80% dos sólidos de colmatação são inorgânicos. Matos et al. (2015) relacionaram a ocorrência da precipitação de sólidos e o desgaste do substrato com as condições de pH, potencial redox e a constituição do substrato. Matos et al. (2017), ao analisarem o material acumulado em SACs-EHSS preenchidos com escória de alto forno, observaram que 80 % dos sólidos eram inorgânicos, dos quais 82 % são oriundos do desgaste do meio suporte.

Aliado aos dados apresentados na Tabela 16, na qual verifica-se a maior proporção de sólidos retirados em SACs-EHSS preenchidos com britas, pode-se inferir que a utilização do substrato de garrafas PET amassadas irá diminuir a proporção de sólidos inorgânicos no meio, uma vez que são confeccionados com materiais que não sofrerão desgastes como a brita, podendo-se prolongar o início do processo de colmatação em SACs-EHSS.

De acordo com o que está apresentado na Tabela 18, observa-se que a maior parte dos sólidos inorgânicos acumulados crescem à medida que se afastam da entrada dos sistemas, uma vez que se encontrou maiores valores significativos de SF/ST na posição L2 (local próximo a saída dos SACs-EHSS) em relação a L1 (entradas dos SACs-EHSS). O mesmo foi observado por Matos et al. (2017) e por Miranda et al. (2017).

De acordo com os dados apresentados na Tabela 19, observa-se que o teor de material orgânico decresceu à medida que se afastou da entrada dos SACs, sendo a razão SV/ST em L1 (próximo à entrada do sistema) 2,6 vezes superior à L2 (próximo à saída do sistema). Paoli e von Sperling (2013a), trabalhando com SACs-EHSS preenchidos com escória de alto-forno, realizaram a caracterização e distribuição dos sólidos presentes ao longo do meio filtrante dos sistemas,

obtiveram valores de sólidos voláteis de 30 e 36 %, na entrada desses sistemas, e de 7 e 14 %, a 18,5 m dessa entrada, respectivamente, em amostras do material acumulado nos poros coletadas nos SACs-EHSS sem cultivo e naqueles com cultivo.

Miranda et al. (2016) estudaram o comportamento de SACs-EHSS preenchidos com brita gnáissica e cultivados com *alternanthera* e capim-tifton 85, em operação por um período de 2 anos e 6 meses, no tratamento de ARS. Ao final desse período, os SACs-EHSS encontravam-se colmatados e apresentavam uma lâmina de escoamento superficial de 26 cm, 35 cm e 130 cm, respectivamente, nos SAC sem cultivo, SAC cultivado com capim-tifton 85 e SAC cultivado com *alternanthera*. Ao avaliarem os sólidos de colmatção do meio poroso dos substratos, os autores encontraram a razão SV/ST de 6 %, 16 % e 19 %, respectivamente no SAC sem cultivo, SAC cultivado com capim-tifton 85 e SAC cultivado com *alternanthera*, já para a razão SF/ST de 95 %, 87 % e 84 %, respectivamente, para a mesma ordem dos SACs. Dessa forma, infere-se que no que se refere a substratos não inertes, em torno de 80 % dos sólidos são fixos, tendo redução dessa razão com uso de materiais inertes, havendo clara contribuição do desgaste do substrato na colmatção.

5.3.3. Avaliação da colmatção utilizando-se o teste com traçador

As curvas de resposta (concentração *versus* tempo) obtidas no teste utilizando-se o traçador (LiCl) em todos os SACs-EHSS são apresentadas na Figura 26. Pode-se observar que a concentração máxima do traçador obtida nos SACs-EHSS preenchidos com garrafas PET amassadas, de maneira não esperada, foi superior a 100 mg L⁻¹ (concentração esta calculada anteriormente à execução do teste). Acredita-se que o fato ocorreu devido ao valor de porosidade considerado no cálculo da massa de lítio a ser aplicada (Equação 6), que foi o valor encontrado por Saraiva (2016). Contudo, novos testes foram realizados e observou-se que o valor de porosidade do meio constituído por garrafas PET amassadas variaram, em razão, principalmente, dos diferentes tamanhos que o amassar proporcionava, decorrente dos vários tipos de materiais constituintes das garrafas. Além disso, pode ter havido certa acomodação do material com o peso da brita #3 colocada acima dessas, diferindo do valor encontrado em laboratório. Diante dessas

condições, o volume de vazios do leito seria menor que o estimado, ocorrendo a passagem de um "nuvem" de traçador com concentração maior que a desejada (100 mg L^{-1}).

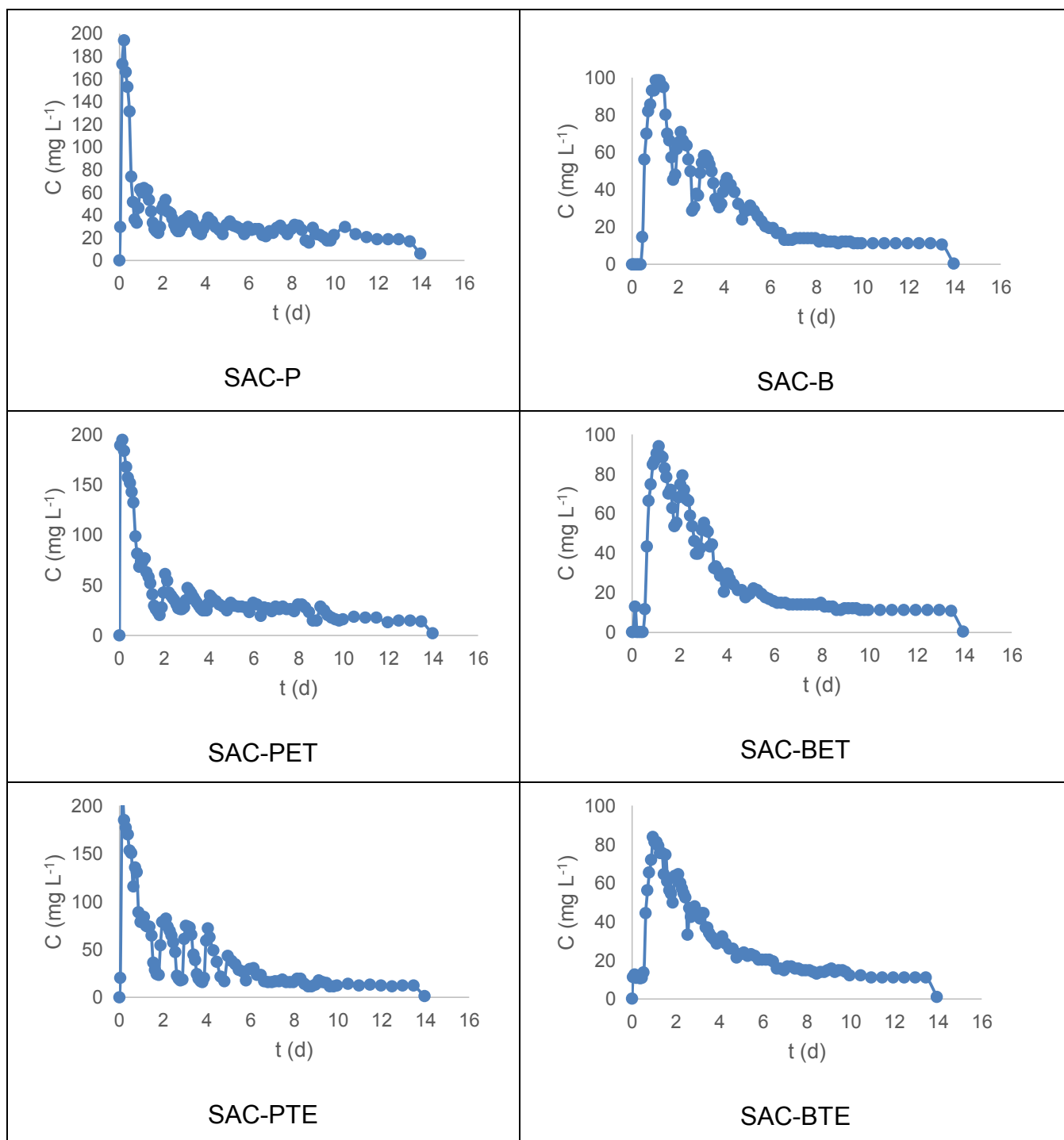


Figura 26: Curvas C_{pulso} obtidas por meio do estudo efetuado utilizando-se traçador.

Em que SAC P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda

metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

Na Figura 26 é possível perceber em todas as curvas um efeito de “cauda”. Segundo Levenspiel (2000) e Borges et al. (2009), o efeito de cauda ocorre devido à mobilidade do traçador no meio poroso, difundindo-se em zonas mortas, adsorção no substrato dos sistemas, resultante da retenção superficial ou curto circuito hidráulico. Guo et al. (2017) avaliaram a hidrodinâmica de três sistemas alagados construídos de escoamento superficial e atribuíram o efeito de cauda a existência de uma zona morta e a uma zona de mistura, fazendo com que houvesse uma recuperação lenta do traçador. Magalhães Filho et al. (2013), Matos et al. (2015) e Costa (2016) também obtiveram resultados semelhantes. Assim, essas oscilações na curva de concentração do traçador ocorriam devido às retenções e liberações do sal nos SACs-EHSS.

Os valores dos parâmetros hidrodinâmicos obtidos por meio do teste efetuado utilizando-se um traçador para os SACs-EHSS são apresentadas na Tabela 20.

Tabela 20: Parâmetros das características hidrodinâmicas obtidos através do teste efetuado utilizando-se traçador

	SAC-P	SAC-PTE	SAC-PET	SAC-BTE	SAC-BET	SAC-B
TDHm (d)	3,4	2,9	2,7	3,3	3,1	3,1
TDHn (d)	3,8	3,5	3,6	2,4	2,4	2,4
ev	0,9	0,8	0,7	1,4	1,3	1,3
ti (h)	1	1	1	1	3	11
ICC	0,01	0,01	0,02	0,01	0,04	0,15
tp (h)	5	3	3	23	27	25
IDM	83,8	59,8	48,8	9,4	6,8	5,6
λ	0,05	0,04	0,03	0,40	0,46	0,44
d	0,5	0,6	0,5	0,3	0,3	0,3
N	1,2	1,2	1,7	1,6	1,7	1,7
REC (%)	86,42	95,28	94,66	94,64	96,06	108,48

SAC P (meio preenchido com garrafas PET amassadas, sem cultivo); SAC-PTE (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-PET (meio preenchido com garrafas PET amassadas, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-BTE (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante); SAC-BET (meio preenchido com brita, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85); SAC-B (meio preenchido com brita, sem cultivo).

A massa do traçador recuperada durante o ensaio hidrodinâmico em todos os sistemas foi superior a 85 %, o que mantém a integridade do teste, tal como estabelecido por Headley e Kadlec (2007). Esse alto percentual de recuperação do lítio já era esperado uma vez que não é absorvido pelas plantas.

O TDH nominal ou teórico (TDH_n) calculado em função do volume útil e da vazão média (entre as vazões afluyente e efluente) variou em relação aos SACs-EHSS preenchidos com brita e garrafas PET amassadas. Nos SACs-EHSS preenchidos com brita, cultivados e não cultivados, o TDH_m foi superior ao TDH_n. No entanto, esperava-se que o tempo de detenção médio real fosse menor que o TDH teórico, em função do escoamento superficial no início dos leitos das unidades, o que evidencia possível indício de obstrução do espaço poroso, apresentado em maior magnitude no SAC-BET. Entende-se que isso não foi observado em razão da interferência de dois processos conjuntos: o aprisionamento do traçador em zonas mortas e a variação na vazão aplicada, ocasionada pela evaporação/evapotranspiração nos sistemas. Também pode ser creditado ao fato da porosidade medida em laboratório ser, possivelmente, diferente da encontrada em campo, em razão do assentamento do material, influência do crescimento das raízes e "empolamento" do substrato nos SACs-EHSS.

Em contra-partida, nos SACs-EHSS com meio poroso constituído por garrafas PET amassadas, o TDH_m foi inferior ao TDH_n, indicando, assim, que haveria maior colmatção nos sistemas. Novamente, especula-se haver relação com a porosidade considerada, conforme discutido anteriormente. Apesar disso, esses resultados não corroboram o que foi observado visualmente no monitoramento da colmatção dos SACs-EHSS, em razão da inexistência do escoamento superficial no SAC-P (Figuras 21 e 22), como também a grande diferença da quantidade de sólidos retirados nos sistemas (Tabela 17), o que propiciaria maior colmatção nos sistemas com substrato de brita. Uma hipótese para explicar os resultados contrastantes estaria fundamentado nas características dos sólidos, que é mais importante do que a quantidade (SULIMAN et al., 2006; CASELLES-OSORIO et al, 2007; PEDESCOLL et al., 2009). Apesar da maior quantidade de sólidos colmatantes presentes nos leitos preenchidos com brita, esses são formados em uma proporção maior de sólidos inorgânicos, que ocupam menor volume que os sólidos orgânicos. Segundo Matos et al. (2017), os últimos têm massa específica nove vezes menor do que os SF. Além disso, como a brita

tem maior área superficial para formação de biofilme, boa parte dos sólidos pode ser aderido, enquanto nos leitos com garrafas PET, ser, em sua maioria, intersticial.

Dessa forma, hipoteticamente, os SACs-EHSS preenchidos com brita apresentam piores condições iniciais que os SACs-EHSS preenchidos com garrafas PET amassadas, porque a quantidade de sólidos presentes compensaria haver maior proporção de SF nesses e seria suficiente para causar obstrução do espaço poroso. Em regiões mais distantes da entrada dos SACs-EHSS, nas quais a quantidade de sólidos nos dois leitos é reduzida, os sólidos orgânicos presentes em maior proporção no leito com garrafas PET amassadas, que, teoricamente, são em sua maioria intersticiais, fariam com que essas unidades apresentassem piores condições hidrodinâmicas. Matos et al. (2015) observaram melhores condições hidrodinâmicas em um SAC-EHSS plantado, mesmo em condições de maior lâmina de água residuária sobre a superfície do leito, no início do sistema, em comparação com uma unidade semelhante, porém não plantada. Em estudos de hidrodinâmica em SACs reais e simulados, Persson et al. (1999) encontraram valores de λ variando entre 0,11 e 0,90. De acordo com os autores, SACs com λ superior a 0,75 apresentam boa condição hidráulica e λ com valores inferiores a 0,50 representam baixa eficiência hidráulica. Observa-se que todos os SACs-EHSS avaliados neste estudo apresentaram baixa eficiência hidráulica, sendo os menores valores encontrados nos SACs-EHSS preenchidos com garrafas PET amassadas. Não foi possível observar diferenças entre os SACs-EHSS, cultivados e não cultivados. Matos et al. (2015), avaliando as condições hidrodinâmicas de SACs-EHSS, em operação há 7 anos, cultivado e não plantado, também encontraram baixa eficiência hidráulica nos sistemas. Borges et al. (2009) determinaram a eficiência hidráulica de três SACs-EHSS de mesma dimensão (24,0 m x 1,0 m x 0,35 m), encontrando valores entre 0,87 e 1,10. Esses altos valores foram atribuídos, dentre outros fatores, à geometria das unidades, que possuíam uma relação comprimento/largura de 24/1.

No que diz respeito à eficiência volumétrica, valor igual a 1,0 indica utilização de todo volume disponível para escoamento e, valores maiores ou menores que 1,0 ineficiência na utilização do volume poroso (METCALF; EDDY 2003). Neste trabalho, foram encontrados nos SACs-EHSS preenchidos com garrafas PET amassadas, valores inferiores ao da unidade, sendo os valores de ev nos SACs-EHSS cultivados de 0,8 e 0,7 respectivamente, no SAC-PTE e SAC-PET com

menores eficiências volumétricas do que os não cultivados (SAC P), no qual foi obtido valor de 0,9, indicando maior colmatção nos SACs-EHSS cultivados. Da mesma forma, Paoli e Von Sperling (2013a) estudaram SACs-EHSS, após 2 anos de operação e, por meio do uso de um traçador radioativo (^{82}Br), constataram que o SAC cultivado se encontrava mais colmatado, apresentando valor de ev de 0,89, contra 0,97 na unidade não cultivada. No entanto, nos SACs-EHSS de meio poroso constituído por brita, os valores de eficiência volumétricas excederam à unidade, resultado não esperado, no presente trabalho.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), valores de IDM próximos a 1 indicam fluxo pistão, e valores próximos a 22 indicam o regime de mistura completa. Neste estudo, SACs de substrato constituído por garrafas PET amassadas obtiveram IDM que variaram de 49 a 84, indicando a ocorrência de mistura completa. Magalhães Filho et al. (2013), trabalhando com SACs-EHSS e com vazões altas ($1,14 \text{ L min}^{-1}$), também encontraram valor alto de IDM (81,71). Diferentemente, nos SACs-EHSS com brita, o IDM variou de 5 a 9, indicando o fluxo em pistão.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), valores de ICC igual a zero indicam escoamento em mistura completa e valor menor que 1 indica presença de curtos-circuitos. Todos os SACs-EHSS avaliados neste estudo apresentaram ICC próximo a zero.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), valores de d abaixo de 0,05 são considerados como de baixa dispersão e acima de 0,25 de alta dispersão. Dessa forma, em todos os sistemas ocorreu alta dispersão. Matos et al. (2015) observaram grande dispersão nos SACs-EHSS, em que d variou de 0,16 e 0,32 no sistema cultivado e 0,14 no sistema não cultivado.

A partir dos baixos valores de N encontrados nos SACs-EHSS e aos altos valores de d , pode-se dizer que os sistemas se comportam, em termos hidráulicos, como sendo de mistura completa.

Nota-se que, nas primeiras horas do experimento, uma quantidade de lítio foi conduzida rapidamente para fora da unidade, levando ao adiantamento do pico máximo do traçador. O restante decaiu lentamente no decorrer do período de avaliação, induzindo atraso na saída. Verifica-se que esses vários fatores vão ao encontro do modelo de dispersão de grande intensidade e com forte tendência ao escoamento com elevada mistura.

Com o estudo hidrodinâmico, foi possível analisar que os SACs-EHSS cultivados, mesmo apresentando maior escoamento superficial, não apresentaram maior colmatção no meio, o que pode ter ocorrido devido à expansão das raízes e rizomas, proporcionando maior volume de vazios, conforme Brasil et al. (2008).

6. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- As eficiências na remoção de poluentes nos SACs-EHSS melhoraram ou permaneceram semelhantes ao longo de um ano e nove meses de operação, ainda que os sistemas tenham apresentado evidências de colmatção, com a ocorrência de escoamento superficial, não havendo diferença entre os substratos de brita e de garrafas PET amassadas;
- Os SACs-EHSS preenchidos com garrafas PET amassadas foram mais eficientes na remoção de ST e SST que aqueles em que o substrato de preenchimento foi brita;
- O escoamento superficial foi maior nos sistemas cujo substrato foi a brita e quando cultivados com vegetais;
- Os sistemas em que foi cultivado o capim-elefante na primeira metade e capim-tifton na segunda metade foram os que tiveram maior lâmina escoada superficialmente, podendo-se inferir que o tipo e a sequência das espécies vegetais interferem no processo de colmatção dos SACs-EHSS;
- Os sólidos acumulados no substrato dos SACs-EHSS preenchidos com brita foram 4 vezes superiores que os acumulados naqueles preenchidos com garrafas PET amassadas, devido ao desgaste da brita;
- Os sólidos colmatantes foram, na sua maioria, inorgânicos e provenientes do desgaste (esfarelamento) do substrato, porém, os sólidos orgânicos foram aqueles que mais influenciaram a ocorrência do processo do escoamento superficial em SACs-EHSS;
- A partir do teste hidrodinâmico, foi possível observar que todos os SACs-EHSS, independentemente do tipo de substrato e forma de seu cultivo, apresentaram zonas mortas e grande dispersão;

- As garrafas PET amassadas podem constituir alternativa viável de substrato em SACs-EHSS, tendo em vista que propiciaram eficiente remoção de poluentes da ARTL e por se tratarem de material inerte, de baixo desgaste, proporcionando mais lenta colmatação do substrato dos sistemas.

7. RECOMENDAÇÕES

Neste estudo foi possível avaliar a colmatação e a eficiência de remoção de poluentes em SACs-EHSS utilizando diferentes meios suportes. No entanto, para melhor entendimento dos fatores envolvidos, observou-se que outros aspectos devem ser melhor estudados e pesquisas futuras devem ser realizadas neste sentido. Para isso, são expostas algumas sugestões:

- Realizar a medição da porosidade nos SACs (*in loco*), principalmente dos contendo garrafas PET amassadas, antes de iniciar o monitoramento;
- Para melhor entendimento da hidrodinâmica nesses sistemas, utilizar SACs-EHSS preenchidos com as garrafas PET versus preenchidos com brita de maiores granulometrias;
- Realizar o estudo da hidrodinâmica em maior período operacional dos sistemas;
- Promover abertura de furos na base das garrafas PET, utilizando-as sem tampa e avaliar, dessa forma, o desempenho dos SACs-EHSS;
- Avaliar a capacidade de adesão e formação de biofilme na superfície das garrafas PET.

8. REFERÊNCIAS

- AMORIM, F., FIA, R., SILVA, J. R., CHAVES, C., PASQUALIN, P. (2015). Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura: Parte II Nutrientes. *Engenharia Agrícola*, 35(5), 931-940.
- AKRATOS, C. S., TSIHRINTZIS, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29, 173-191, 2007.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nded. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1496.
- ATHAYDE, A. A. R., CARVALHO, R. C. R., MEDEIROS, L. T., VALERIANO, A. R., ROCHA, G. P. (2005). Gramíneas do gênero *Cynodon* cultivares recentes no Brasil. *Boletim Técnico*, 73, 1-14.
- ÁVILA, C., REYER, C., BAYONA, J. M., GARCÍA, J. (2013.) Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. *Water Research*, 47, 315-325.
- AZAR, G. S., BONA, M. D. P. S. C., NACIMENTO, H. T. S., OLIVEIRA, M. E., CARVALHO, M. S. S. (2009). Rendimento Forrageiro e Características Morfológicas de *Cynodon* nos Períodos Chuvoso e Seco. *Revista Científica de Produção Animal*, 11(2).
- BAPTESTINI, G. C. F., MATOS, A. T., CECON, P. R., MIRANDA, S. T. (2015). Caracterização dos sólidos intersticiais de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Revista Engenharia na Agricultura*, 23(6), 562.

BODIN, H., PERSSON, J., ENGLUND, J. E. MILBERG, P. (2013). Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. *Journal of Hydrology*, 501, 1–12.

BORGES, A. C., MATOS, A. T., CALIJURI, M. C., OLIVEIRA, G. H. H., ROLDÃO, J. S. F. (2009). Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas tropicais. *Engenharia Agrícola*, 29, (2), 301-310.

BRASIL, M. S., MATOS, A. T.; FIA, R., SILVA, N. C. L. (2007). Desempenho agronômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Engenharia na Agricultura*, 15(3), 307-315.

BRIX, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 29(4), 71-78.

BRIX, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35(5), 11-17.

BURTON, G. W., GATES, R. N., HILL, G. M. (1993). Registration of Tifton 85 bermuda grass. *Crop Science*, 33(3), 644-645.

CASELLES-OSORIO, A., PUIGAGUT, J., SEGÚ, E., VAELLO, N., GRANÉS, F., GARCÍA, D., GARCÍA, J. (2007). Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, 41(6), 1388-1398.

CASELLES-OSORIO A., GARCÍA J. (2006). Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved particulate organic matter. *Water Research*, 40, 3603-3611.

CASELLES-OSORIO, A., GARCÍA, J. (2007). Effect of physic-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environ. Pollut.* 146, 55-63.

CASELLES-OSORIO A., PUIGAGUT J., SEGÚ E., VAELO N., GRANÉS F.; GARCIA D., GARCIA J. (2007) Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, 41, 1388-1398.

CHAVAN B.L., DHULAP V.P. (2013). Developing a Pilot Scale Angular Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland for Treatment of Sewage through Phytoremediation with *Colocasia esculenta*. *International Research Journal of Environment Sciences*, 2(2), 6-14.

CHEN, Z. J., TIAN, Y. H., ZHANG, Y., SONG, B. R., LI, H. C., CHEN, Z. H. (2016). Effects of root organic exudates on rhizosphere microbes and nutrient removal in the constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 92, 243-250.

COMINO, E., RIGGIO, V., ROSSO, M. (2011). Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid constructed wetland. *Ecol. Eng.* 37, 1673–1680.

COOPER, P.F.; JOB, J.D.; GREEN, B.; SHUTES, R.B.E. (1996). *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. WRc Publications, Swindon, United Kingdom, 184p.

COTA, R.S., VON SPERLING, M., PENIDO, R.C.S. (2011). Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 64(5).

COSTA, R. A. (2016). *Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos*. Viçosa: UFV, 111. Dissertação de mestrado.

COSTA, J.F.; PAOLI, A.C.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M. (2013). Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. *Water Science and Technology*, 68(7), 1495-1502.

DALLAS, S., HO, G. (2005). Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde, Costa Rica, Central America. *Water Science and Technology*, 51(10), 119-128.

DE NARDI, I. R., ZAIAT, M., FORESTI, E. (1999). Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. *Bioprocess Engineering*. 21(5), 469-476.

FLEMMING, H. C., WINGENDER, J. (2010). The biofilm matrix. *Nature Review, Microbiology*. 8, 623-633.

FIA, R., MATOS, A. T., FIA, F. R., MATOS, M. P., LAMBERT, T. F., NASCIMENTO, F. S. (2010a). Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi*, 14(8).

FIA, R., MATOS, A. T., QUEIROZ, M. E., CECON, P. R., FIA, F. R. (2010b). Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi*, 14(12).

FIA, F. R. L., MATOS, A. T., FIA, R., LAMBERT, T. F., MATOS, M. P. (2011). Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Revista Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. 6(1).

FIA, F. R. L., MATOS, A. T., FIA, R., BORGES, A. C., CECON, P. R. (2017). Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, 22(1), 303-311.

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

GORRA, R., FREPPAZ, M., ZANINI, E., SCALENGHE, R. (2014). Mountain dairy wastewater treatment with the use of a 'irregularly shaped'constructed wetland (Aosta Valley, Italy). *Ecological engineering*, 73, 176-183.

GUO, C., CUI, Y., DONG, B., LIU, F. (2017). Tracer study of the hydraulic performance of constructed wetlands planted with three different aquatic plant species. *Ecological Engineering*, 102, 433-442.

GUTOWSKI, L., OLSSON, O., LANGE, J., KÜMMERER, K. (2015). Photolytic transformation products and biological stability of the hydrological tracer Uranine. *Science of the Total Environment*, 533, 446-453.

HARDEN, H. S., CHANTON, J. P., ROSE, J. B., JOHN, D. E., HOOKS, M. E. (2003). Comparison of sulfur hexafluoride, fluorescein and rhodamine dyes and the bacteriophage PRD-1 in tracing subsurface flow. *Journal of Hydrology*, 277(1-2), 100-115.

HEADLEY, T. R., KADLEC, R. H. (2007). Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 7(3-4), 269-282.

HEYVAERT, A. C., REUTER, J. E., GOLDMAN, C. R. (2006). Subalpine, cold climate, stormwater treatment with a constructed surface flow wetland. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 42(1), 45-54.

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

HUA, G. F., ZHAO, Z. W., KONG, J., GUO, R., ZENG, Y. T., ZHAO, L. F., ZHU, Q. D. (2014). Effects of plant roots on the hydraulic performance during the clogging process in mesocosm vertical flow constructed wetlands. *Environmental Science Pollution Research*, online.

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

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. (1996). *Treatment wetlands*. Florida: CRC Press, 893.

KADLEC, R. H. (2006). Water temperature and evapotranspiration in surface flow wetlands in hot arid climate. *Ecological Engineering*, 26(4), 328-340.

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

KARATHANASIS, A. D., POTTER, C. L., COYNE, M. S. (2003). Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v.20 157-169.

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

LANCHEROS, J. C., PUMAREJO, C. A., QUINTANA, J. C., CASELLES-OSORIO, A., CASIERRA-MARTÍNEZ, H. A. (2017). Solids distribution and hydraulic conductivity in multi-cell horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 107, 49-55.

LEE, C.Y., LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. (2004). Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, 92, 173–179.

LEVENSPIEL, O. (2000). *Chemical Reaction Engineering*. John Wiley e Sons, 3^a ed., New York, 668.

LIU, X., HUANG, S.L., TANG, T.F.Z., LIU, X.G., SCHOLZ, M. (2012). Growth characteristics and nutrient removal capability of plants in subsurface vertical flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 44, 189–198.

MAGALHÃES FILHO, F. J. C., SILVA, J. B., PAULO, P. L. (2013). Hidrodinâmica de um wetland construído combinado com um sistema por evapotranspiração como pré-tratamento. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 1(2), 276-285.

MANNARINO, C. F., FERREIRA, J. A., CAMPOS, J. C., RITTER, E. (2006). Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). *Eng. sanit. ambient*, 11(2), 108-112.

MARQUES, D. M. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. (1999). In: CAMPOS, J. R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES - Projeto PROSAB. 409-435.

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

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

MATOS, A. T., ABRAHÃO, S. S., BORGES, A. C., MATOS, M. P. (2010a). Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 15(1), 83-92.

MATOS, A. T., FREITAS, W. S., LO MONACO, P. A. V. (2010b). Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, 5(2), 119-132.

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

MATOS, A. T. *Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias* (2015) Editora UFV, 1ª ed., Viçosa, MG. 149p.

MATOS, M. P., VON SPERLING, M., MATOS, A. T., PASSOS, R. G. (2015). Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Engenharia Agrícola*, 35(6), 1137-1148.

MATOS, M. P., VON SPERLING, M., MATOS, A. T., MIRANDA, S. T., SOUZA, T. D., COSTA, L. M. (2017). Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. *Ecological Engineering*, 106, 588-596.

MATOS, M. P., VON SPERLING, M., MATOS, A. T. (2018). Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 1-21.

MATOS, M. P., VON SPERLING, M., MATOS, A. T., DIAS, D.F.C, SANTOS, C.R.S (prelo). Colmatção e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*

MENDONÇA, H. V., RIBEIRO, C. B. M., BORGES, A. C., BASTOS, R. R. (2012). Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. *Ambi-Água*, 7(2), 75-87.

MENDONÇA, H. V., RIBEIRO, C. B. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. (2015). Sistemas alagados construídos em batelada: remoção de demanda bioquímica de oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. *Ambi-Agua*, 10 (2), 442-453.

METCALF, EDDY. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse*. McGraw-Hill, 4^a ed., New York, 1818.

MIRANDA, S. T., MATOS, A. T., BAPTESTINI, G. C. F., BORGES, A. C. (2016). Evaluation of unclogging aspects in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 74(7), 1594-1601.

MIRANDA, S. T., MATOS, A. T., MATOS, M. P., BORGES, A. C., BAPTESTIN, G. C. (2017). Characterization of clogging material from horizontal subsurface flow constructed wetland systems. *Engenharia Agrícola*, 37(3), 463-470.

PAOLI, A. C., VON SPERLING, M. (2013a). Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction. *Water Science and Technology*, 67(6), 1345-1352.

PAOLI, A. C., E VON SPERLING, M. (2013b). Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 1(2), 213-222.

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

PEDESCOLL, A., CORZO, A., ÁLVAREZ, E., GARCÍA, J., PUIGAGUT, J. (2011a) The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in

horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Research*, 45, 3579-3589.

PEDESCOLL, A., SAMSÓ, R., ROMERO, E., PUIGAGUT, J., GARCIA, J. (2011b) Reliability, repeatability and accuracy of the falling head method for hydraulic conductivity measurements under laboratory conditions. *Ecological Engineering*, 37, 754–757.

PEDESCOLL, A., SIDRACH-CARDONA, R., SÁNCHEZ, J. C., CARRETERO, J., GARFI, M., BÉCARES, E. (2013). Design configurations affecting flow pattern and solids accumulation in horizontal free water and subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, 47 (3), 1448-1458.

PELISSARI, C., DESCEZARO, S. T., SEZERINO, P. H., DE CARVALHO JUNIOR, O., WOLFF, D. B., PHILIPPI, L. S. (2013). Wetlands construídos de fluxo vertical empregado no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 1(2), 223-233.

PEREIRA, A.V. (1993). *Anais do 10º Simpósio sobre Manejo da Pastagem*, Piracicaba: FEALQ.

PERSSON, J., SOMES, N. L. G., WONG, T. H. F. (1999). Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology*, v.40 (3), 291–300.

POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E. (2014). *Lodo em lagoas de polimento: acúmulo e implicações no comportamento hidrodinâmico e no desempenho do sistema*. Dissertação de Mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. UFMG, Belo Horizonte, MG, 114.

POZO-MORALES, L., FRANCO, M., GARVI, D., LEBRATO, J. (2013). Influence of the stone organization to avoid clogging in horizontal subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 54, 136-144.

OEHL, F., FROSSARD, E., FLIESSBACH, A., DUBOIS, D., OBERSON, A. (2004). Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(4), 667-675.

OLIVEIRA, M. A., PEREIRA, O. G., GOMIDE, J. A., ALBERTO, C., YHUAMAN, M., GARCIA, R., CECON, P. R. (2000). Análise de crescimento do capim-bermuda 'Tifton 85' (*Cynodon* spp.). *Rev. bras. zootec*, 29(6), 1930-1938.

SARAIVA, C. B., PAIVA, P. H. C. (2016). Tratamento de água residuária de tanque de resfriamento de leite: remoção de DBO e DQO. *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, 70(5), 286-293.

SARAIVA, C. B. (2016). *Tratamento de água residuária de tanque de resfriamento de leite utilizando sistema alagado construído com diferentes meios suportes e disposição das espécies vegetais cultivadas*. Viçosa: UFV, 169. Tese de Doutorado.

SILVA, L. L., DONNICI, C.L., AYALA, J.D., FREITAS, C.H., MOREIRA, R.M., PINTO, A. M. F. Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. *Química Nova*, 32(6), 1576-1585.

SKLARZ, M. Y., GROSS, A., YAKIREVICH, A., SOARES, M. I. M. (2009). A recirculating vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater. *Desalination*, 246(1-3), 617-624.

STROUS, M., HEIJNEN, J. J., JETTEN, M. S. M. (1998). The sequencing batch reactor as a powerfull tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Berlin, 50(5), 589-596.

SULIMAN, F, FRENCH, H. K., HAUGEN, L. E., SOVIK, A. K. (2006). Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. *Ecological Engineering*, 27, 124-133.

TANNER, C. T., SUKIAS, J. P. (1995). Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 32(3), 229-239.

TANNER, C. C., SUKIAS, J. P. S., UPSDELL, M. P. (1998). Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Research*, 32, 3046–3054.

TUNÇSIPER, B., DRIZO, A., TWOHIG, E. (2015). Constructed wetlands as a potential management practice for cold climate dairy effluent treatment—VT, USA. *Catena*, 135, 184-192.

TRANG, N. T. D., KONNERUP, D., SCHIERUP, H. H.; CHIEM, N. H., TUAN, L. A. T.; BRIX, H. (2010). Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate. *Ecological Engineering*, Journal Elsevier, v. 36, p. 527-535

TRUU, J., NURK, K., JUHANSON, J., MANDER, U. (2005) Variation of microbiological parameters within planted soil filter for domestic wastewater treatment. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 40, 1191–1200.

TRUU, M., JUHANSON, J., TRUU, J. (2009). Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of the total environment*, 407(13), 3958-3971.

U.S.EPA, -. E. P. A. (2000b) *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*. Washington, DC.9 p.

VILELA, D., ALVIM, M. J., CANTOS, F. (1998). Produção de leite de vacas Holandesas em confinamento ou em pastagens de Coastcross. *Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia*, v.25, n.6, p.1228-1244.

VON SPERLING. M. (1996). *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2, 243p.

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

VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L. (2008). *Wastewater treatment in Constructed Wetlands with horizontal Sub-Surface Flow*. Environmental Pollution, 14. Dordrecht, Netherlands: Springer, 566.

VYMAZAL, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478-490.

VYMAZAL, J. (2009). Review: the use constructed wetlands with horizontal subsurface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35, 1–17,

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

XU, Q., CUI, L., ZHANG, L., LI, Z., YU, G. (2013). The Effect of two factor combination of three kinds of loading on the soil clogging in vertical flow constructed wetland. *Frontier of Environmental Science*, 2(4).

WANG, M., ZHANG, D. Q., DONG, J. W., TAN, S. K. (2017). Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate—A review. *Journal of Environmental Sciences*.

YAMAMOTO, T., TAKAKI, K., KOYAMA, T., FURUKAWA, K. (2008). Long-term stability of partial nitrification of swine wastewater digester liquor and its subsequent treatment by anammox. *Bioresour. Technol.* 99(14), 6419– 6425.

WU, S., KUSCHK, P., BRIX, H., VYMAZAL, J., DONG, R. (2014). Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water research*, 57, 40-55.

ZHANG, D. Q., JINADASA, K. B. S. N., GERSBERG, R. M., LIU, Y., NG, W. J., TAN, S. K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries—a review of recent developments (2000–2013). *Journal of environmental management*, 141, 116-131.

ZHANG, S., XIAO, R., LIU, F., ZHOU, J., LI, H., WU, J. (2016). Effect of vegetation on nitrogen removal and ammonia volatilization from wetland microcosms. *Ecological Engineering*, 97, 363-369.