

GHEILA CORRÊA FERRES BAPTESTINI

**SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO
HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL COM INVERSÃO NO SENTIDO DE
ESCOAMENTO**

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
2014

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

T

B222s
2014 Baptestini, Gheila Corrêa Ferres, 1983-
Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal
subsuperficial com inversão no sentido de escoamento / Gheila
Corrêa Ferres Baptestini. – Viçosa, MG, 2014.
xvi, 161f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.132-151.

1. Águas residuais. 2. Alagadiços. 3. Condutividade
hidráulica. 4. Suíno - Resíduos - Eliminação. I. Universidade
Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola.
Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 627.125

GHEILA CORRÊA FERRES BAPTESTINI

**SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO
HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL COM INVERSÃO NO SENTIDO DE
ESCOAMENTO**

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: 22 de dezembro de 2014.


Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco


Silvio Bueno Pereira


Ana Augusta Passos Rezende


Ann Honor Munteer


Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

A Deus, por tudo.

Dedico

AGRADECIMENTOS

É com muita satisfação que expresso aqui o mais profundo agradecimento a todos aqueles que tornaram a realização deste trabalho possível.

O primeiro agradecimento pela realização de mais esta etapa concluída não poderia ser a outro senão a Deus, por estar sempre ao meu lado, em todos os momentos dessa caminhada.

Aos meus pais e irmãs, Oivo, Sônia, Cynthia, Priscilla e Soyana, pelo apoio, carinho e amizade. Minha família é muito especial.

Ao meu grande companheiro, esposo, amigo e confidente, Júlio Cezar, que tanto me ajudou e incentivou. Obrigada meu amor!

Aos meus sogros, cunhadas e cunhados. Como é bom ter vocês ao meu lado!

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

Aos meus coorientadores, Alisson Carraro Borges, Mauro Aparecido Martinez e Paulo Roberto Cecon, pela ajuda, sugestões e ensinamentos.

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

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

Aos componentes da banca, professores Paola Alfonsa, Silvio, Ana Augusta e Ann, pelos conselhos e esclarecimentos, e aos professores Igor e Wallisson, pela disponibilidade.

Aos professores da UFV que contribuíram para a realização deste trabalho com auxílio na resolução de problemas práticos e permissão de uso de equipamentos e laboratórios.

Ao Simão, pela agradável convivência, auxílio e ensinamentos nas jornadas de laboratório.

Aos amigos do GPQA, pelas conversas, brincadeiras, boa convivência, ajuda e troca de conhecimentos.

Aos estagiários, em especial aos meus estagiários temporários graduados e pós-graduados, foi um privilégio contar com estagiários tão qualificados.

Aos meus verdadeiros amigos, pelo convívio, amizade e pelos bons momentos.

Aos professores da UFV, que durante a graduação, mestrado e doutorado tanto contribuíram para minha formação como profissional, e que foram fundamentais para que esse momento se tornasse realidade.

As amigas das repúblicas onde morei. Não esquecerei as conversas e bons momentos que passamos. Obrigada meninas!

Aos funcionários do DEA pelo auxílio e agradável convivência.

Aos funcionários da Fazenda Água Limpa, pela ajuda.

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

“Mas se desejarmos fortemente o melhor e, principalmente, lutarmos pelo melhor... O melhor vai se instalar em nossa vida. Porque sou do tamanho daquilo que vejo, e não do tamanho da minha altura”.

(Carlos Drummond de Andrade)

ÍNDICE

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	viii
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
3.1. Sistemas Alagados Construídos (SACs).....	5
3.1.1. Tipos de escoamento em SACs	6
3.1.2. Espécies vegetais cultivadas nos SACs	8
3.2. Colmatação	13
3.2.1. Retenção de sólidos	14
3.2.2. Formação do biofilme	15
3.2.3. Contribuição da vegetação	16
3.2.4. Precipitados químicos	19
3.2.5. Contribuições diversas	20
3.2.6. Fatores relacionados à operação e formato dos SACs	21
3.3. Descolmatação em SACs: estratégias preventivas e de restauração	27
3.3.1. Troca do leito.....	28
3.3.2. Repouso ou alimentação intermitente	28
3.3.3. Aeração artificial	30
3.3.4. Retrolavagem	32
3.3.5. Agentes químicos	32
3.3.6. Minhocas	34
3.4. Medição da condutividade hidráulica em SACs	36
4. MATERIAL E MÉTODOS	46

4.1. Localização	46
4.2. Configuração e operação dos Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS).....	46
4.3. Avaliação e monitoramento dos Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS).....	51
4.4. Monitoramento do escoamento superficial e inversão do sentido de escoamento	55
4.5. Determinação da condutividade hidráulica nos Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS).....	56
4.6. Amostragem e caracterização dos sólidos intersticiais e superficiais dos leitos dos Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS).....	58
4.7. Análise estatística dos dados.....	64
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
5.1. Problemas enfrentados durante o período experimental	66
5.2. Desempenho das espécies cultivadas nos SACs-EHSS	71
5.3. Comportamento do escoamento superficial (ES).....	78
5.4. Comportamento de K_s nos SACs-EHSS	89
5.5. Análise da brita e dos sólidos retidos nos interstícios do meio poroso	107
5.5.1. Análise granulométrica e mineral da brita.....	107
5.5.2. Sólidos retidos nos interstícios do meio poroso.....	110
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	129
7. CONCLUSÃO	130
8. REFERÊNCIAS	132
APÊNDICE A – Difractogramas de Raio X.....	152

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

*	Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F
ns	Não significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F
2θ	Ângulo de difração
θ	Teor de água no solo
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ARC	Água residuária da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro
ARL	Água residuária de laticínios
ARS	Água residuária de suinocultura
As	Área da seção transversal do leite ocupada pela água residuária
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CE	Condutividade elétrica
Co	Cobalto
Cr	Crômio
CU	Coeficiente de uniformidade
C_{SFT}	Concentração de sólidos fixos totais na amostra de sólidos
C_{SVT}	Concentração de sólidos voláteis totais na amostra de sólidos
D	Diâmetro médio da partícula
D_{10}	Diâmetro correspondente a 10% do material que passa, tomado na curva granulométrica
D_{60}	Diâmetro correspondente a 60% do material que passa, tomado na curva granulométrica
DBO_5	Demanda bioquímica de oxigênio
DBO_{Total}	Demanda bioquímica de oxigênio total
DEA	Departamento de Engenharia Agrícola
DEC	Departamento de Engenharia Civil
dh/ds	Gradiente hidráulico
DIC	Delineamento inteiramente casualizado
DPS	Departamento de Solos

DQO	Demanda química de oxigênio
ES	Escoamento superficial
Eh	Potencial redox
F	Fator forma, associado à geometria do piezômetro
Fe	Ferro
g	Aceleração da gravidade
H_2O_2	Peróxido de hidrogênio
HCl	Ácido clorídrico
h	Altura do nível de água dentro do tubo no tempo t
h_0	Altura inicial de água dentro do tubo no tempo t_0
K	Potássio
K_s	Condutividade hidráulica em meio saturado
K_{s20}	Condutividade hidráulica em meio saturado com líquido mantido sob temperatura-padrão de 20 °C
L	Altura do tubo submerso
LMC	Laboratório de Materiais de Construção
LQA	Laboratório de Qualidade da Água
LSRS	Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
MS	Massa seca a 65 °C
M_u	Massa seca ao ar do total de sólidos retirados do meio poroso
N	Nitrogênio
Na	Sódio total
NaClO	Hipoclorito de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
NA	Nível de água
NA_E	Altura do nível d'água no equilíbrio
Ni	Níquel
$N-NH_4^+$	Nitrogênio na forma de amônio
$N-NO_3^-$	Nitrogênio na forma de nitrato
NT	Nitrogênio total
\emptyset	Diâmetro da partícula

P	Fósforo
Pb	Chumbo
<i>pH</i>	Potencial hidrogeniônico
PMS	Produtividade de massa seca
Q	Vazão afluente aos SACs-EHSS
\bar{Q}	Vazão média
Q*	Vazão afluente aos SACs-EHSS correspondente ao tempo de aplicação da ARS em 2,0 h
R	Raio interno do tubo (piezômetro) ou do poço
RG	Reservatório Graduado
RSU	Resíduo sólido urbano
SAC	Sistema alagado construído
SAC-EHSS	Sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial
SAC-EHSS 0	Sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial utilizado para determinação de K_s da brita limpa
SAC-EHSS 1I	SAC-EHSS que não foi cultivado com qualquer espécie vegetal e que teve seu sentido de escoamento invertido
SAC-EHSS 2I	SAC-EHSS que foi cultivado com capim tifton 85 (<i>Cynodon</i> spp.) e que teve seu sentido de escoamento invertido
SAC-EHSS 3I	SAC-EHSS que foi cultivado com alternanthera (<i>Alternanthera philoxeroides</i>) e que teve seu sentido de escoamento invertido
SAC-EHSS 4NI	SAC-EHSS que não foi cultivado com qualquer espécie vegetal e que teve seu sentido de escoamento invertido
SAC-EHSS 5NI	SAC-EHSS que foi cultivado com capim tifton 85 (<i>Cynodon</i> spp.) e que teve seu sentido de escoamento invertido
SAC-EHSS 6NI	SAC-EHSS que foi cultivado com alternanthera (<i>Alternanthera philoxeroides</i>) e que teve seu sentido de escoamento invertido

SAC-EHSS 1	SAC-EHSS que não foi cultivado com qualquer espécie vegetal (controle), antes da inversão
SAC-EHSS 2	SAC-EHSS que foi cultivado com capim tifton 85 (<i>Cynodon</i> spp.), antes da inversão
SAC-EHSS 3	SAC-EHSS que foi cultivado com alternanthera (<i>Alternanthera philoxeroides</i>), antes da inversão
SAC-EHSS 4	SAC-EHSS que não foi cultivado com qualquer espécie vegetal (controle), antes da inversão
SAC-EHSS 5	SAC-EHSS que foi cultivado com capim tifton 85 (<i>Cynodon</i> spp.), antes da inversão
SAC-EHSS 6	SAC-EHSS que foi cultivado com alternanthera (<i>Alternanthera philoxeroides</i>), antes da inversão
SAC-ES	Sistema alagado construído de escoamento horizontal superficial
SAC-EV	Sistema alagado construído de escoamento vertical
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
SFT	Sólidos fixos totais
SVT	Sólidos voláteis totais
t_{37}	Tempo de retardo básico
$T_{\text{água}}$	Temperatura da água residente nos SACs-EHSS
$T_{\text{ar externo}}$	Temperatura do ar externo à casa de vegetação
$T_{\text{ar interno}}$	Temperatura do ar no interior da casa de vegetação
TCO	Taxa de carregamento orgânico
TDH	Tempo de detenção hidráulica
$t-t_0$	Intervalo de tempo para o nível de água variar de h_0 para h
$U_{\text{ar externo}}$	Umidade relativa do ar externo à casa de vegetação
$U_{\text{ar interno}}$	Umidade relativa do ar no interior da casa de vegetação
U_{bs}	Teor de água, em base seca, da massa dos sólidos retirados do meio poroso
UFV	Universidade Federal de Viçosa
V	Volume coletado do meio poroso

Zn	Zinco
Δt	Intervalo de tempo para o nível de água no tubo graduado variar de H_1 para H_2
ε	Porosidade
μ	Viscosidade dinâmica da água sob temperatura ambiente
μ_{20}	Viscosidade dinâmica da água sob temperatura de 20 °C
ρ	Massa específica da água

RESUMO

BAPTESTINI, Gheila Corrêa Ferres, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, Julho de 2014. **Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com inversão no sentido de escoamento.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientadores: Alisson Carraro Borges, Mauro Aparecido Martinez e Paulo Roberto Cecon.

Com a realização deste estudo, objetivou-se avaliar o efeito da inversão no sentido do escoamento nas condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS). Para possibilitar isso, foram instalados seis SACs-EHSS, nas dimensões de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, sem declividade de fundo, preenchidos com mistura de brita número 0 e 1 e mantidos em casa de vegetação, para se efetuar o tratamento de água residuária de suinocultura (ARS). Os SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS 4 não foram cultivados com qualquer espécie vegetal, os SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 5 foram cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) e os SAC-EHSS 3 e SAC-EHSS 6 cultivados com alternantera (*Alternanthera philoxeroides*). Nos SACs-EHSS 1, 2 e 3 foram instaladas uma segunda entrada e uma segunda saída, visando possibilitar a inversão. Ao longo do período experimental foram realizados testes para determinar a condutividade hidráulica em meio saturado (K_s), no centro de cada terço, de cada sistema, e, também, cortes das plantas, para quantificação da produtividade de matéria seca. O período de monitoramento foi de 481 dias. Com relação à K_s , os valores analisados referem-se a um período de 813 dias. Em todos os SACs-EHSS foi aplicada, em média, uma taxa de carregamento orgânico de 444 kg ha⁻¹ d⁻¹ e vazão média de 0,020 m³ d⁻¹, aplicada de forma intermitente, sendo o tempo de detenção hidráulica igual a 19,9 h. O monitoramento do avanço do escoamento superficial (ES) foi realizado com auxílio de fitas métricas instaladas nas bordas nos sistemas. A inversão no sentido de escoamento da água residuária foi realizada quando se observou que o ES da água residuária aplicada alcançou 50% do comprimento do SAC-EHSS. Fez-se uma única inversão em cada sistema, em datas distintas. Os SACs-EHSS invertidos foram denominados SACs-

EHSS 1I, 2I e 3I. A título de comparação, determinou-se K_s em um SAC preenchido com brita, denominado SAC-EHSS 0. Ao fim do período experimental, foram retiradas amostras do leito dos SACs-EHSS com o objetivo de quantificar e caracterizar os sólidos intersticiais, as distâncias de 0,02, 1,0 e 1,98 m do início do sistema. A análise estatística foi baseada em avaliação descritiva dos fenômenos físicos, químicos e biológicos observados, além das informações fornecidas pelos dados coletados e analisados. A produtividade média de matéria seca foi de 11,07, 10,63 e 11,62 t ha⁻¹ nos SAC-EHSS 2I, SAC-EHSS 5NI e SACs-EHSS 3 / 6, respectivamente. A sequência cronológica de inversão no sentido de escoamento dos sistemas foi: SAC-EHSS 2, SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS 3. Ao fim do experimento, esses três SACs-EHSS ficaram totalmente alagados. Em todos os sistemas, K_s diminuiu com o decorrer do tempo de condução do experimento. A variação de K_s , do início para o fim do período avaliado, considerando os 3 Terços, foi de 2.259,5 a 1.035,1 m d⁻¹ no SAC-EHSS 1/1I, de 2.146,4 a 574,8 m d⁻¹ no SAC-EHSS 2/2I, de 1886,7 a 103,2 m d⁻¹ no SAC-EHSS 3/3I, de 3.505,3 a 756,8 m d⁻¹ no SAC-EHSS 4/4NI, de 2.729,0 a 304,4 m d⁻¹ no SAC-EHSS 5/5NI e de 2.495,9 a 169,4 m d⁻¹ no SAC-EHSS 6/6NI. Em média e no geral, a inversão promoveu maior acúmulo de sólidos voláteis totais (SVT) nos interstícios dos SACs-EHSS, principalmente na região 3, onde passou a ser a plicada a ARS após a inversão. Concluiu-se que a utilização de ES à 50% do comprimento dos SACs-EHSS como referencial operacional de momento para se promover a inversão no sentido do escoamento da água residuária não foi um bom critério, já que, embora tenha proporcionado extinção momentânea do ES nos SACs-EHSS, não promoveu aumento de K_s nos SACs-EHSS 1I e 3I, ou apenas aumentou, momentaneamente, o K_s no SAC-EHSS 2I. Verificou-se decisiva participação da pequena fração SVT presente nos interstícios, na colmatação, seja em SACs-EHSS invertidos ou não. Os valores de K_s não apresentaram boa correlação com o grau de colmatação dos SACs-EHSS, em razão da metodologia utilizada para determinação da variável K_s .

ABSTRACT

BAPTESTINI, Gheila Corrêa Ferres, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2014. **Constructed wetlands of subsurface horizontal flow by reversing the direction of flow.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Coadvisers: Alisson Carraro Borges, Mauro Aparecido Martinez and Paulo Roberto Cecon.

The objective of the present study was to evaluate the effect of reversing the direction of flow in the hydrodynamic conditions in horizontal subsurface flow constructed wetland systems (SACs-EHSS). To make this possible six SACs-EHSS were installed with dimensions of 0.6 m x 0.5 m x 2.0 m in height, width and length, respectively, with no bottom slope, filled with pea gravel and maintained in a greenhouse for the treatment of swine wastewater (ARS). SAC-EHSS 1 and SAC-EHSS 4 were not cultivated with any plant species, SAC-EHSS 2 EHSS and SAC-EHSS 5 were planted with tifton 85 (*Cynodon* spp.), and SAC-EHSS 3 and SAC-EHSS 6 were planted with alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*). A second inlet and outlet, to enable reversing the direction of flow, were installed in SAC-EHSS 1, 2 and 3. During the experimental period tests were performed to determine the saturated hydraulic conductivity of media (K_s), in the center of each third of each system and the plants were harvested to quantify the dry material yield. The monitoring period was 481 days. With respect to K_s , the analyzed values refer to a period of 813 days. In all SACs-EHSS an average organic loading rate of 444 kg ha⁻¹ d⁻¹ was applied, an average flow rate of 0.020 m³ d⁻¹ was applied intermittently, and the hydraulic retention time was equal to 19.9 h. The advance of the surface flow was monitorial with the aid of a measuring tape installed along the edges of the systems. Reversal in flow direction of wastewater was performed when it was observed that superficial flow reached 50% of the SAC-EHSS length. A single reversion was done in each system on different dates. The SACs-EHSS reversed were denominated SACs EHSS-1I, 2I and 3I. For the purpose of comparison, K_s in a SAC filled with pea gravel, called SAC-EHSS 0, was determined. At the end of the experimental period, samples from the porous material were taken at distances of 0.02, 1.0 and 1.98 m from the inlet, in order to quantify and

characterize the interstitial solids. Statistical analysis was based on descriptive evaluation of physical, chemical and biological phenomena observed in addition to the information provided by the data collected and analyzed. The average dry matter yield was 11.07, 10.63 and 11.62 t ha⁻¹ in the SAC-EHSS 2I, SAC-EHSS 5NI and SACs-EHSS 3 / 6, respectively. The chronological sequence of inversion of flow direction of the systems was: SAC-EHSS 2, SAC-EHSS 1 and SAC-EHSS 3. At the end of the experiment, these 3 SACs-EHSS were completely flooded. In all systems, K_s decreased during the conduction time of the experiment. The variation of K_s , from the beginning to the end of the study period, considering the 3 Thirds, was 2,259.5 to 1,035.1 m d⁻¹ in SAC-EHSS 1 / 1I, 2,146.4 to 574.8 m d⁻¹ in SAC-EHSS 2 / 2I, 1,886.7 to 103.2 m d⁻¹ in SAC-EHSS 3 / 3I, 3,505.3 to 756.8 m d⁻¹ in SAC-EHSS 4 / 4NI, 2,729.0 to 304.4 m d⁻¹ in SAC-EHSS 5 / 5NI and 2,495.9 to 169.4 m d⁻¹ in SAC-EHSS 6 / 6NI. On average and overall, inversion promoted a greater accumulation of volatile solids in the interstices of SACs-EHSS, especially in the last third, which became the point of wastewater application after inversion. It was concluded that the use of surface flow in 50% of the length of the SACs-EHSS as the time to promote flow reversal of the wastewater was not a good option, since, although it provided momentary extinction of surface flow in the SACs-EHSS, it did not increase K_s in SACs-EHSS 1I and 3I, or increased only momentarily the K_s in SAC-EHSS 2I. Participation of small fraction of volatile solids present in the interstices was decisive in clogging, in all the SACs-EHSS, inverted or not. The K_s values did not correlate well with the degree of clogging of the SACs-EHSS, because of the methodology used to measurements the variable K_s .

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (SACs) reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em ambientes alagados, diferindo, contudo, na introdução de tecnologia, para que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e seja otimizado (FREITAS, 2006). Estes sistemas apresentam como vantagens o reduzido custo de operação, a pouca necessidade de mecanização do processo, a baixa exigência de manutenção, além da fácil operação (KADLEC; WALLACE, 2008).

A técnica deste tipo de tratamento de água residuária está baseada em processos físicos, químicos e biológicos que, no decorrer do tempo, resultam em progressivo acúmulo de sólidos no leito do SAC, principalmente na região inicial, que age como um filtro, acarretando o entupimento do meio poroso, fenômeno conhecido como colmatação (BRASIL et al., 2007; MATOS et al., 2010a; NIVALA et al., 2012). Dessa forma, a colmatação é um processo inerente ao tratamento de águas residuárias em SACs e se constitui em um dos principais problemas deste tipo de sistema (KNOWLES et al., 2011).

Segundo Kadlec e Wallace (2008), aparentemente, existem duas etapas distintas na colmatação: a primeira, de ocorrência em curto prazo, relacionada ao desenvolvimento de raízes das plantas e à biomassa formada essencialmente no início do leito; e a segunda, de ocorrência em longo prazo, relacionada à deposição de sólidos suspensos minerais, acumulação de material de caráter refratário e formação de precipitados químicos insolúveis. Em ambos os casos, resultam, ao longo do tempo, na redução da condutividade hidráulica e no tempo de detenção hidráulica (TDH), na formação de poças de água residuária sobre a superfície do sistema, no surgimento de escoamento superficial e na queda de eficiência do tratamento (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Em geral, existem três maneiras de medir a extensão e o impacto do entupimento em meios porosos: (1) medições de condutividade hidráulica, para indicar a gravidade da obstrução da colmatação, (2) teste com traçadores, para compreender o comportamento do escoamento no meio

poroso obstruído e (3) a caracterização da matéria colmatante, para elucidar o grau e a natureza da obstrução. Cada abordagem fornece um tipo de informação e, como não há um método único, capaz de medir quantitativamente o entupimento em SACs, todas as três abordagens podem ser necessárias para que se possa, realmente, compreender a colmatção (NIVALA et al., 2012).

Além da identificação e caracterização do problema, muitos estudos vêm sendo realizados com o foco na gestão da colmatção em SACs, que, segundo Nivala et al. (2012), pode ser dividida em duas categorias: *estratégias preventivas*, que visam retardar ou minimizar os efeitos negativos associados ao entupimento, e *estratégias de restauração ou descolmatção*, aplicadas nos sistemas que apresentem problemas hidráulicos ou baixa eficiência no tratamento, devido à colmatção.

Estratégias preventivas incluem abordagens relacionadas à operação dos SACs. Já as estratégias de restauração são empregadas a fim de trazer o sistema de volta a conformidade. De acordo com Behrends et al. (2006), idealmente, a descolmatção deve ser realizada com o mínimo de custo possível, de modo não invasivo e de maneira que evite deixar o sistema fora de operação por prolongados períodos de tempo.

Embora o conceito de colmatção seja simples, o processo envolve muitos fatores que ainda não são totalmente compreendidos (KADLEC; WALLACE, 2008; KNOWLES et al., 2011). Isso tem estimulado muitos estudos que visam melhor compreensão e desenvolvimento de soluções para o processo de colmatção. Com o intuito de desenvolver estratégias de descolmatção menos invasivas, muitos estudos propõem o uso de técnicas alternativas em relação à troca do leito, método tradicionalmente utilizado, como a aplicação de agentes químicos; uso de minhocas no sistema, retrolavagem e aplicação intermitente da água residuária.

Para Nivala et al. (2012), apesar das técnicas acima citadas terem sido recentemente desenvolvidas para gerenciar SACs colmatados, a melhor abordagem será a de minimizar os efeitos negativos do entupimento por meio de melhores técnicas de pré-tratamento, melhorias nos projetos dos sistemas e novas práticas de operação e manutenção.

Diante do exposto, percebe-se a necessidade de maior entendimento da dinâmica do processo de entupimento dos poros e de técnicas que visem o retardamento e, até mesmo, o retrocesso do processo de colmatção. Os esforços são para que esses tipos de procedimento tendam à simplicidade de execução, com resultados satisfatórios e os menores custos possíveis. Isso é fundamental para adequar e otimizar a operação de SACs, tornando ainda maior a longevidade desses sistemas, e ainda proporcionar o aprimoramento operacional e facilitar a disseminação desta técnica de tratamento de águas residuárias.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o efeito da inversão do sentido do escoamento nas condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS).

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar o escoamento superficial como critério para estimar o tempo e o percentual de colmatção, e como critério de decisão para inversão no sentido de escoamento nos SACs-EHSS;
- Monitorar a formação da colmatção e a velocidade de seu avanço no sistema, por meio da condutividade hidráulica saturada (K_s) e do escoamento superficial (ES);
- Avaliar o possível efeito da inversão no sentido de escoamento no aumento da porosidade livre e, conseqüentemente, em K_s nos SACs-EHSS cultivados e não cultivados;
- Avaliar o comportamento hidrodinâmico do sistema via análise de K_s no meio, obtida ao longo dos SACs-EHSS e do período de aplicação da água residuária;
- Caracterizar qualitativamente e quantitativamente o material colmatante presente nos interstícios do leito dos sistemas e avaliar o efeito da inversão no sentido de escoamento nas características desse material.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Sistemas Alagados Construídos (SACs)

Os sistemas alagados construídos (SACs), também denominados em alguns trabalhos como *wetlands* construídos, banhados artificiais, leitos cultivados, leitos cultivados artificiais ou, ainda, terras úmidas construídas, são sistemas artificiais que utilizam processos naturais no tratamento de águas residuárias. Esses sistemas são constituídos por uma ou mais células, que consistem em lagoas ou canais impermeabilizados, que podem ou não ser preenchidos com material suporte (solo, areia, brita, cascalho, entre outros) para às plantas macrófitas emergentes, que são espécies vegetais adaptadas a ambientes alagados (USEPA, 2000; KADLEC; WALLACE, 2008; MATOS et al., 2008; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Outro componente fundamental dos SACs é o biofilme de bactérias formado e aderido ao meio suporte, responsável, direta ou indiretamente, pela remoção de poluentes associados ao sistema (MARQUES, 1999).

A disseminação mundial desta tecnologia teve origem nas pesquisas realizadas no Max Planck Institute, na Alemanha Ocidental, a partir de 1952. Já na década de 70, o uso de SACs difundiu-se mais amplamente no hemisfério ocidental. A partir dos anos 80, o uso de SACs no tratamento de águas residuárias foi acelerando em todo o mundo, principalmente por se tratar de uma tecnologia simples e capaz de atingir elevados níveis de eficiência de tratamento (KADLEC; WALLACE, 2008).

Nesse tipo de sistema, o tratamento se dá por processos físicos, químicos e biológicos, utilizando o sistema solo/planta/microrganismos e a radiação solar como reator para depuração da água residuária (USEPA, 2000; MATOS et al., 2008). Em geral, nos mecanismos para remoção dos poluentes incluem-se processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas, volatilização e complexação (KADLEC; WALLACE, 2008).

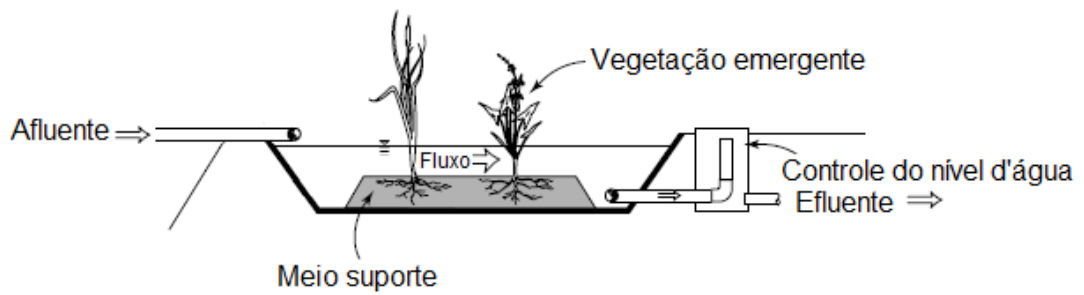
Os SACs podem ser utilizados em diferentes níveis de tratamento (USEPA, 2000) e para diversos tipos de águas residuárias, tais como as domésticas (BRASIL et al., 2007), de laticínios (MATOS et al., 2008), da

lavagem/despolpa de frutos do cafeeiro (FIA et al., 2010b), de suinocultura (MATOS et al., 2010d), bovinocultura de leite (PELLISSARI et al., 2013), lixiviados de aterro sanitário (MANNARINO et al., 2006), dentre outras.

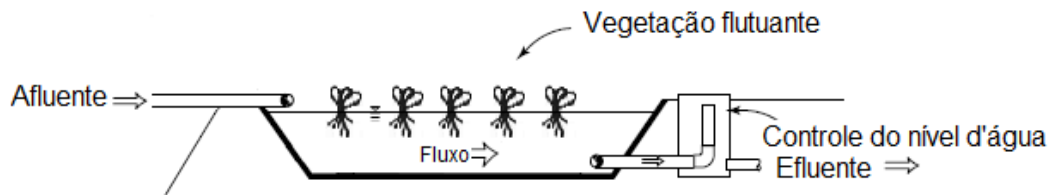
3.1.1. Tipos de escoamento em SACs

O projeto e a construção de SACs estão baseados nas características do efluente a ser tratado, na eficiência final desejada para remoção de poluentes, na área disponível e no interesse paisagístico (SALATI, 2003). Podem apresentar diversas configurações construtivas, todavia, os SACs são classificados em três tipos básicos, conforme a forma de escoamento da água residuária: superficial horizontal (SAC-ES), subsuperficial horizontal (SAC-EHSS) ou vertical (SAC-EV) (KADLEC; WALLACE, 2008):

- Nos SACs-ES, a água residuária escoar no sentido horizontal, com superfície livre, em condição semelhante à proporcionada por lagoas, podendo ser a vegetação flutuante ou emergente (Figura 1) (KADLEC; WALLACE, 2008);
- Nos SACs-EHSS, a água residuária escoar no sentido horizontal, abaixo da superfície do leito, ou seja, por entre um meio poroso que é cultivado (Figura 2) (KADLEC; WALLACE, 2008);
- Nos SACs-EV, a água residuária é aplicada sobre a superfície do leito cultivado, escoando subsuperficialmente no sentido vertical (Figura 3) (KADLEC; WALLACE, 2008).



(a)



(b)

Figura 1. Elementos básicos de um Sistema Alagado Construído de Escoamento Superficial (SAC-ES) (a) com vegetação emergente e (b) com vegetação flutuante (adaptado de Kadlec e Wallace, (2008)).

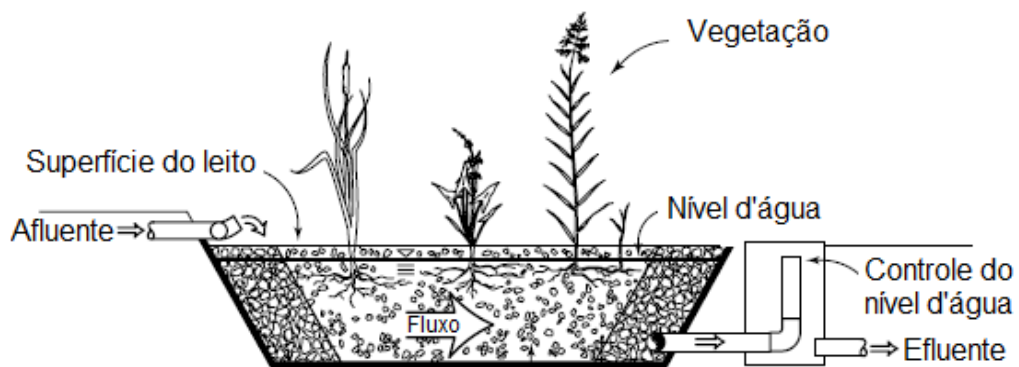


Figura 2. Elementos básicos de um Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-ESS) (adaptado de Kadlec e Wallace, 2008).

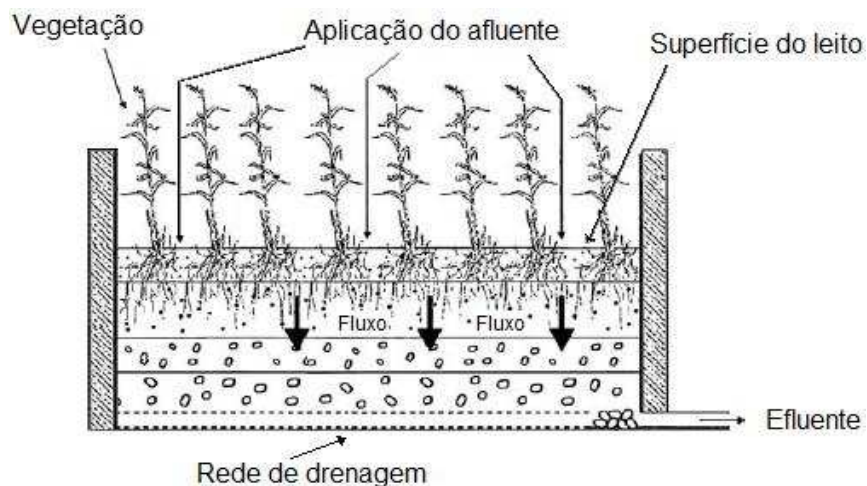


Figura 3. Elementos básicos de um Sistema Alagado Construído de Escoamento Vertical (SAC-EV) (adaptado de Kadlec e Wallace, 2008).

3.1.2. Espécies vegetais cultivadas nos SACs

As plantas são componentes fundamentais nos SACs, atuando como extratoras de grande parte dos macro e micronutrientes das águas residuárias (FIA et al., 2010a; MATOS et al., 2010b). O nitrogênio (N) e o fósforo (P) são elementos constituintes da biomassa das macrófitas e são essenciais na composição de moléculas que atuam em processos metabólicos (BIUDES; CAMARGO, 2008). Essas plantas podem, ainda, extrair ou possibilitar a transformação de substâncias contendo metais pesados e compostos orgânicos tóxicos (FIA et al., 2010a). Além disso, podem transferir oxigênio para o substrato, proporcionando a formação de sítios aeróbios em torno de rizomas e raízes (FIA et al., 2010a), e favorecer o desenvolvimento do biofilme, que é fundamental na degradação dos compostos orgânicos durante o tratamento (TANNER, 2001).

Os critérios para seleção das espécies geralmente visam o sucesso do sistema, ou seja, o alcance da maior eficiência possível. De acordo com Tanner (1996), as espécies vegetais selecionadas devem apresentar rápido estabelecimento, alta taxa de crescimento, alta capacidade de assimilação de nutrientes, grande capacidade de estocar nutrientes na biomassa, possuir tolerância às características físicas e químicas do efluente e tolerâncias às condições climáticas locais. Além disso, devem apresentar denso sistema

radicular, serem pouco susceptíveis ao ataque de pragas e doenças e serem passíveis de cortes sucessivos e frequentes (MATOS et al., 2008). Marques (1999) recomenda ainda que sejam utilizadas espécies locais e não espécies exóticas.

Alguns requisitos específicos variam de acordo com outras peculiaridades, como a carga aplicada e as características do SAC, tais como o tipo de escoamento e o modo de operação do sistema (TANNER, 1996). Outros pontos podem estar relacionados a fatores ecológicos, estéticos, recreativos e econômicos (TANNER, 1996).

No Brasil, um grande número de espécies vegetais tem sido cultivadas em SACs, como por exemplo, *Juncus* sp. (SOUSA et al., 2000), *Typha* sp. (BRASIL et al., 2005; MATOS et al., 2009; FIA et al., 2011; PELISSARI et al., 2013), *Zizaniopsis bonariensis* (MACHADO et al., 2009; SUNTTI et al., 2011), *Pennisetum purpureum* (MACHADO et al., 2009), *Eleocharis* sp. e *Scirpus* sp. (VALENTIM, 2003), *Hemerocallis flava* (PRATA et al., 2013), *Equisetum hyemale* L. (SARNAGLIA, 2014), *Mentha aquática* (AVELAR, 2012), *Lolium multiflorum* Lam. (ROSSMANN et al., 2012), *Cynodon* spp. (MATOS et al., 2008; MATOS et al., 2009; FIA et al., 2011; FERRES, 2012) e *Alternanthera philoxeroides* (MATOS et al., 2009; FERRES, 2012). As duas últimas espécies citadas também foram utilizadas no presente trabalho e, por isso, serão descritas mais detalhadamente a seguir.

Alternanthera philoxeroides

Planta da família Amaranthaceae, de plantas angiospérmicas. Conhecida popularmente como perna-de-saracura, bredo-d'água, lagunilha, tripa-de-galinha, erva-de-jacaré, pé-de-pomba, periquito-saracura, perpétua ou alternantera (KINUPP, 2007; LORENZI, 2008). É uma espécie herbácea, perene, estolonífera¹, rizomatosa², ereta ou ascendente, de 30 a 80 cm de

¹ Diz-se da planta que produz estolho ou estolão, um tipo de caule prostrado, rastejante, que produz gemas de espaço em espaço. Essas gemas podem formar raízes e folhas e originar novas plantas (DAMIÃO FILHO, 1993). .

² Diz-se da planta que emite rizoma, um tipo de caule modificado que se desenvolve sob a superfície do solo e que pode acumular substâncias nutritivas. Diferencia-se da raiz por apresentar gemas, que dão origem a partes aéreas foliares e floríferas (DAMIÃO FILHO, 1993). .

altura, bastante comum em áreas abertas, especialmente em solos úmidos e férteis, ou mesmo em áreas alagadas, sendo, portanto, uma macrófita aquática (anfíbia) (KINUPP, 2007; LORENZI, 2008; SOUZA et al., 2009). Em ambiente aquático, forma raízes adventícias e, em ambiente terrestre, apresenta tanto raízes adventícias como pivotante (Figura 4) (JULIEN et al., 2012). Nativa da parte meridional da América do Sul, sua forma de propagação pode ocorrer tanto vegetativamente, por meio de estolões, como por meio de sementes (LORENZI, 2008).

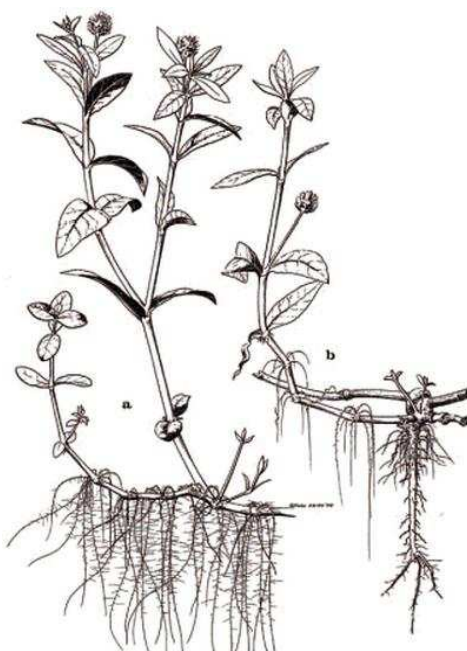


Figura 4. *Alternanthera philoxeroides*. (a) raízes adventícias em ambiente aquático, e (b) raízes adventícias e pivotante em ambiente terrestre (JULIEN et al., 2012).

De acordo com Agrahar-Murugkar e Pal (2004), a alternantera é uma das hortaliças folhosas não-convencionais mais comumente utilizadas como complemento alimentar em algumas tribos da Índia, onde é consumida fresca, picada e misturada com outras hortaliças ou peixes secos ou fermentados. As folhas e ramos jovens também podem ser utilizados para consumo humano, quando cozidos ou transformados em bolos, pães e outras receitas (KINUPP, 2007). Segundo Kinupp e Barros (2008), a *Alternanthera philoxeroides* é uma fonte promissora de proteína, apresentando 19,55% de proteína em base seca, podendo ser utilizada no

preparo de concentrados proteicos. É ainda utilizada como forragem para gado de pequenos animais de áreas alagadas, como componentes de ração para lagosta e alimento para abelhas, conforme relatam Pott e Pott (2000), citados por Souza et al. (2009). Possui propriedades medicinais, como demonstram os trabalhos de Perotti et al. (2010), Reis (2013) e Ribeiro et al. (2014). Além disso, foi estudada por Wang e Qin (2006), que avaliaram a capacidade de remoção, por sorção, de Ni (II), Zn (II) e Cr (VI) em soluções aquosas, utilizando a biomassa da *A. philoxeroides*. Os autores concluíram que a biomassa desta espécie possui a capacidade de remoção dos metais citados de soluções aquosas e que o processo é influenciado pelo pH da solução, tempo de contato, temperatura e tamanho das partículas.

A alternantera pode ser considerada uma planta daninha, infestando lavouras de arroz inundado, canais de irrigação e drenagem, lagoas e represas (LORENZI, 2008). Em lagos, cresce enraizada no fundo, liberando-se com o tempo e formando ilhas flutuantes que obstruem a luz para o fundo (LORENZI, 2008). Em canais, impede a circulação da água (LORENZI, 2008).

Quanto ao uso desta espécie vegetal em SACs, Fia et al. (2008), que trabalharam com SACs-EHSS no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC), concluíram que a alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) apresentou maior capacidade extratora de nutrientes que a taboa (*Thypha* sp.), chegando a extrair aproximadamente 4,6, 28,8 e 9,1% de todo o N, P e K, respectivamente, aplicados no sistema. Entretanto, os mesmos autores relatam que as plantas cultivadas não se adaptaram às condições de exposição de altas cargas orgânicas, embora acredite-se que isso esteja diretamente associado à intoxicação com o potássio, contido em altas concentração na ARC. Matos et al. (2009) também concluíram que a alternantera apresentou maior capacidade extratora de nutrientes que o capim tifton 85 (*Cynodon* spp.), com valores de extração chegando a 9,5 e 23% de todo o N-total e K aplicados no SAC-EHSS, no tratamento de água residuária de suinocultura (ARS). Matos et al. (2010d) obtiveram eficiência de remoção de 87 ± 10 e $84 \pm 11\%$ de DQO e DBO_{total} , respectivamente, em SACs-EHSS cultivados com alternantera, no tratamento de ARS.

Cynodon spp.

A cultivar tifton 85 (*Cynodon spp.*) é um híbrido e pertence ao gênero *Cynodon*. Trata-se de uma planta forrageira perene, estolonífera, rizomatosa (PEDREIRA, 2010), cujo relvado pode atingir até 1 m de altura, ou seja, é uma gramínea de porte mais alto (MATOS et al., 2008), com colmos mais compridos, folhas mais largas e cor verde escura, rizomas grandes e em menor número, e estolões que se expandem rapidamente (BURTON et al., 1993). É recomendada para pastejo, fenação e silagem, com aceitabilidade por bovinos, bubalinos, equinos, ovinos e caprinos (SANTOS et al., 2010). Segundo Mitich (1989), citado por Santos et al. (2010), apesar de ser considerada uma forrageira de qualidade e valor nutritivo, é uma espécie que pode comportar-se como praga, principalmente em áreas de cultivo agrícola e produção de sementes de forrageiras de outras espécies, devido a sua fácil propagação e difícil erradicação.

Queiroz et al. (2004), estudando o desempenho de quatro espécies forrageiras, dentre elas o tifton 85, verificaram que esta espécie foi a que se mostrou mais adequada para o cultivo em rampas de escoamento superficial, submetidas à aplicação de ARS. Os autores verificaram que o tifton 85 alcançou maior produtividade e capacidade de extração de nutrientes, além de rápida recuperação após o corte, com boa cobertura do solo, o que dificultou o desenvolvimento de espécies invasoras no local.

Matos et al. (2013) avaliaram o efeito da aplicação de percolado de resíduo sólido urbano (RSU) na produtividade e na composição química da parte aérea do tifton 85. Os autores observaram um aumento na produtividade de matéria seca, nos teores de proteína bruta e nas concentrações de N, K, Na, Ca, Mg, Mn, Cd, Pb e Fe na parte aérea do capim, com aumento nas taxas de aplicação do percolado.

Em SACs, o tifton 85 foi estudado por Matos et al. (2008), em SACs-EHSS, empregados no tratamento de água residuária de laticínios (ARL). O capim teve boa adaptação às condições do meio, apresentando bom enraizamento, alta produtividade e grande capacidade em remover nutrientes (N, P e K) e Na da água residuária. Na pesquisa de Matos et al. (2009) com SACs-EHSS, no tratamento de ARS, a forrageira apresentou bom desempenho na produtividade de matéria seca. Os autores

recomendaram o uso desta espécie, caso o produtor deseje aproveitá-la na alimentação animal. Fia et al. (2008) também utilizaram o tifton 85 em SACs-EHSS, no tratamento de ARS, sendo esta a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, em relação à Taboa (*Thypha* sp.).

3.2. Colmatação

Os SACs são sistemas dinâmicos, sendo assim, muitas transformações ocorrem em seu interior ao longo do tempo. Como resultado dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem durante o tratamento, há acúmulo de sólidos no meio poroso, resultando em gradual colmatação ou entupimento do leito (NIVALA et al., 2012). Esse fenômeno é mais pronunciado na parte inicial do sistema, que age como filtro, retendo grande parte dos sólidos suspensos presentes na água residuária (KADLEC; WALLACE, 2008). Assim, os estágios iniciais da colmatação ocorrem principalmente na entrada dos SAC-EHSS, avançando progressivamente em direção à saída do sistema, formando um gradiente longitudinal de entupimento.

Nos SACS-EHSS, também ocorre um gradiente vertical de distribuição dos sólidos, havendo maior acúmulo na camada próxima à superfície. Este perfil parece ser motivado pelo crescimento das raízes das plantas e deposição de sólidos sobre o meio suporte, oriundos da água aplicada e dos restos vegetais (CHAZARENCO; MERLIN, 2005; KADLEC; WALLACE, 2008; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; ALCABAR, 2010). Em muitos trabalhos tem sido relatada a presença de camadas de lodo sobre o leito de SAC-EHSS, as quais podem alcançar espessuras acima de 150 mm (COOPER et al., 2005; ROUSSEAU et al., 2005; NIVALA; ROUSSEAU, 2009; KNOWLES et al., 2010b).

De acordo com Pedescoll et al. (2009), o processo de colmatação ocorre tanto devido ao acúmulo de material associado ao tratamento como a fatores de cunho operacional. A quantidade e a composição desse material, também denominado de material colmatante, varia de acordo com cada sistema, devido aos diferentes formatos, formas de manejo, características da água residuária e condições ambientais as quais estão submetidos os

SACs (PEDESCOLL et al., 2009). Já a distribuição da colmatação e a velocidade com que ela ocorre no SAC estão relacionadas com a concepção e operação do sistema, como por exemplo, o diâmetro das partículas do leito, o tipo de arranjo na entrada do leito, o mecanismo utilizado para aplicação de água residuária, a taxa de aplicação, o tipo de SAC e as características da água residuária (KNOWLES et al., 2011).

A seguir, será apresentada uma síntese dos conhecimentos e experiências sobre os principais fatores e mecanismos que levam à colmatação em SACs.

3.2.1. Retenção de sólidos

Os sólidos contidos na água residuária são o principal fator de contribuição externa para a colmatação. Estes sólidos, que podem ser orgânicos e, ou inorgânicos, com partículas de tamanho e formato variados, acumulam-se no leito dos SACs, devido ao processo de filtração que ocorre quando a água residuária escoar através do meio poroso, onde há, também, raízes e rizomas de plantas. Entenda-se por filtração todos os processos que conduzem à retenção dos sólidos, como, sedimentação, decantação, floculação e o impacto do escoamento e consequente adesão dos sólidos às partículas do meio suporte e às partes subterrâneas das plantas (ALCABAR, 2010; KNOWLES et al., 2011).

Kadlec e Wallace (2008) afirmaram que a sedimentação de partículas é o principal mecanismo de remoção dos sólidos de maior tamanho e que esse processo ocorre, sobretudo, no início dos SAC-EHSS. Isso se deve, principalmente, às baixas velocidades de escoamento da água no interior do leito. Knowles et al. (2011) esclareceram que a retenção dos sólidos sobre a superfície das partículas do leito se dá, sobretudo, pela adsorção eletroquímica (somatório da interação da dupla camada elétrica e das interações dipolo, conhecidas como forças de van der Waals). A força de fixação depende da carga relativa das partículas e da superfície das partículas do leito.

Esta contribuição externa de sólidos é inevitável, uma vez que está associada com a principal função de um SAC, que é o tratamento da água

residuária, portanto, a remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica (ALCABAR, 2010). Para Chazarenc et al. (2009), o acúmulo de sólidos nos SACs pode ter duas consequências, com efeitos opostos sobre a eficiência do tratamento: diminui a longevidade do sistema, reduzindo o espaço poroso, mas, aumenta a atividade biológica, favorecendo o desenvolvimento de biofilme. O acúmulo de sólidos nos interstícios do meio poroso também reforça, gradativamente, a retenção de sólidos com o decorrer do tempo de operação do sistema, por diminuir a porosidade do meio (HUBBE et al., 2009). Por promover a redução na porosidade, a retenção de sólidos leva, conseqüentemente, à redução na condutividade hidráulica no meio poroso.

3.2.2. Formação do biofilme

A formação do biofilme ocorre em resposta às cargas aplicadas de matéria orgânica particulada e solúvel. Segundo Winter e Goetz (2003), durante o tratamento nos SACs, o biofilme retém sólidos orgânicos e inorgânicos, formando a biomassa, cuja composição varia de acordo com a natureza da água residuária tratada. A formação dessa biomassa é maior na zona de entrada dos SACs, onde a carga orgânica é mais elevada (RAGUSA et al., 2004). Estima-se que 0,6 g de biomassa sejam geradas para cada 1,0 g de DBO₅ removida (CANNON et al., 2000, citado por HUA et al., 2014).

O desenvolvimento do biofilme depende, em grande parte, da qualidade da matéria orgânica presente na água. Caselles-Osório e Garcia (2006) obtiveram menores valores de condutividade hidráulica em SACs-EHSS alimentados com água residuária sintética, à base de glicose, do que em SACs-EHSS alimentados com água residuária sintética, à base de amido. Os autores atribuíram esse resultado a um maior crescimento do biofilme no SAC-EHSS alimentado com glicose, visto que a fonte de matéria orgânica era mais facilmente biodegradável. Em outros casos, o crescimento do biofilme é favorecido em ambientes aeróbios (CHAZARENC et al., 2009), fator que deve ser considerado em SAC-EHSS muito rasos, nos quais o potencial redox (Eh) é mais elevado do que em sistemas mais profundos (GARCÍA et al., 2003).

Geralmente, em condições saturadas, o biofilme forma colônias filamentosas ou agregados e o desenvolvimento dessa rede de conexões nos poros é mais eficiente na captura de partículas, em comparação aos revestimentos uniformes de biofilme (KNOWLES et al., 2011). Assim, a formação e crescimento da biomassa também levam à redução no espaço poroso, o que tem um impacto negativo sobre K_s (KADLEC; WALLACE, 2008). Suliman et al. (2006) constataram mudanças na porosidade drenável, de 30% para 10,5%, após o estabelecimento do biofilme no SAC-EHSS estudado.

A granulometria do meio suporte também influencia a formação e distribuição da biomassa. De acordo com Wallace e Knight (2006), citados por Vymazal e Kröpfelová (2008), quanto menor a granulometria do leito, maior a área superficial por unidade de comprimento e maior a quantidade de biofilme formado em resposta a carga orgânica aplicada. Além disso, quanto menor o tamanho dos poros, mais eficaz é o biofilme em aprisionar os sólidos orgânicos e inorgânicos. Se a biomassa resultante preenche completamente os espaços vazios, a condutividade hidráulica passará a ser controlada pelas características da biomassa e não pelas características dos poros, sendo a consequência mais provável nessa situação o surgimento de escoamento superficial. Já em materiais grosseiros, há menor área superficial disponível para a formação de biofilme por unidade de comprimento. Como resultado, a quantidade de biofilme formado é menor em resposta à carga orgânica aplicada. Assim, como os poros são maiores, a biomassa não consegue preencher completamente o volume de vazios, conseqüentemente, a água escoar através do espaço poroso restante, diminuindo as chances de ocorrer escoamento superficial (WALLACE; KNIGHT, 2006, citados por VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Nesta situação, a condutividade hidráulica corresponderá às características dos poros livres.

3.2.3. Contribuição da vegetação

Segundo Brix (1997), a presença de vegetação nos SACs reduz a velocidade de escoamento do líquido no meio poroso, pois incrementa a

resistência à passagem da água. Isto cria melhores condições para a sedimentação de partículas sólidas em suspensão, reduz o risco de erosão do leito e ressuspensão do material sedimentado, além de aumentar o tempo de contato entre a água e a superfície das raízes das plantas, proporcionando maior remoção de nutrientes (BRIX, 1997). Contudo, o papel das plantas na colmatação dos SAC-EHSS é, ainda, um debate em evolução.

Um dos primeiros pressupostos foi de que o crescimento das raízes iria suavizar a colmatação do leito, já que a estrutura tubular das raízes proporcionaria aumento na macroporosidade do mesmo (KICHUTH, 1981, citado por BRIX, 1994). Fisher (1990), citado por Knowles et al. (2011) observaram 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 amenizou o entupimento do meio poroso. Brasil e Matos (2008) observaram um incremento da condutividade hidráulica em SACs-EHSS, nos primeiros 4 meses após o plantio, e atribuíram o aumento da condutividade hidráulica ao crescimento das raízes, que abriram novos caminhos para o escoamento da água residuária. Esse comportamento foi presumido pela constatação de um soerguimento do meio suporte. No entanto, 5,5 meses depois, a condutividade hidráulica reduziu, em relação à primeira avaliação efetuada.

Em SACs-EV, Fu et al. (2013) notaram que o sistema não cultivado colmatou mais rapidamente que os cultivados. De acordo com os autores, os resultados sugerem que as macrófitas podem adiar a colmatação dos SACs-EV, até certo ponto e dependendo do tipo de planta. Fu et al. (2013) supuseram serem duas as razões para fenômeno observado: primeiro, as raízes e rizomas das plantas podem penetrar no substrato, expandindo-o e, assim, aumentar a porosidade do meio; segundo, as raízes e rizomas das plantas proporcionam um ambiente aeróbio, que acelera a degradação da matéria orgânica, e isso abranda a progressão do entupimento.

Outros estudos demonstram que a presença das raízes não impede "falhas" hidráulicas, tal como pode ser denominado o escoamento superficial em SACs-EHSS (COOPER et al., 2005; ROUSSEAU et al., 2005; CHAZARENC et al., 2007; KNOWLES et al., 2010b; PAOLI; VON

SPERLING, 2013). Além disso, as mudanças nas características hidrodinâmicas podem ser distintas em sistemas cultivados. Chazarenc et al. (2007), por meio de testes com traçadores, observaram maior incidência de curto-circuito nos SACs-EHSS plantados que nos não plantados, atribuindo o fato à presença da vegetação.

Muitos trabalhos também 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. Foi o que demonstraram Paoli e von Sperling (2013), que trabalharam com SACs-EHSS plantado e 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, há 18 m de distância da entrada dos SACs-EHSS, K_s foi de 30 e 107 m d^{-1} no plantado, e de 198 e 324 m d^{-1} no não plantado. Ferres (2012), também trabalhando com SAC-EHSS, construídos em escala piloto e utilizados no tratamento de ARS, encontrou maiores valores de condutividade hidráulica nos SAC-EHSS não plantados. Os valores variaram de 1.392 m d^{-1} a 2.390 m d^{-1} nos sistemas cultivados com tifton 85 (*Cynodon* spp.), de 1.449 a 1.973 m d^{-1} nos cultivados com alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) e de 2.123 a 2.834 m d^{-1} nos sistemas não cultivados.

A vegetação dos SACs também deve ser considerada fonte de matéria orgânica que influencia na colmatação, pois ao entrar na senescência, as plantas produzem grandes quantidades de detritos vegetais. Dependendo da composição química da planta, os processos de degradação física e biológica dos restos vegetais ocorrem lentamente, de tal forma que o material depositado no SAC pode persistir por vários anos até que seja totalmente degradado (CHRISTENSEN et al., 2009). Segundo Kadlec e Wallace (2008), tipicamente de 5 a 20% dos detritos vegetais são recalcitrantes.

Em alguns casos, a contribuição dos depósitos de matéria orgânica, por parte das plantas, pode tornar-se mais importante do que o contributo externo de sólidos da água residuária. Como no trabalho de Tanner e Sukias (1995), no qual verificou-se que as taxas de acúmulo de matéria orgânica foram de 1.200 a 2.000 g de matéria seca $m^{-2} \text{ ano}^{-1}$ maiores nos SAC-EHSS cultivados que nos não cultivados, e o acúmulo de substâncias húmicas foi de 2 a 8 vezes mais elevado nos 100 mm superior do substrato. Todavia, o maior acúmulo de matéria orgânica não necessariamente implica em maior redução de K_s . Conforme Knowles et al. (2011), a biodegradabilidade da matéria acumulada nos SACs é que prediz o seu impacto sobre a colmatação. Assim, as características dos sólidos são tão importantes quanto sua quantidade (LLORENS et al., 2009).

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. Percebe-se que este mecanismo é particularmente benéfico para a operação de SACs-EV (MOLLE et al., 2006).

3.2.4. Precipitados químicos

As reações químicas dentro dos SACs podem resultar na formação de precipitados químicos insolúveis. Estes precipitados também podem bloquear os poros do leito, tendo o mesmo efeito que os demais fatores descritos anteriormente, na redução da condutividade hidráulica e da porosidade livre. No entanto, uma vez que a formação de precipitados é essencialmente regulada pelo potencial redox no interior do leito, a redução na condutividade hidráulica não se restringe à região de entrada do SAC (KADLEC; WALLACE, 2008). Ambientes anaeróbios (com um potencial redox inferior a -100 mV) podem promover a combinação dos componentes da água residuária com os componentes do meio granular, como o cálcio, o alumínio e / ou silicatos, dando origem a compostos que ocupam os espaços intersticiais do meio poroso, formando uma espécie de solda (ALCABAR,

2010). Suliman et al. (2006) explicaram que um dos processos de remoção de fósforo em SACs é a formação de precipitados deste elemento com o cálcio do meio filtrante. O agrupamento destes precipitados atua como núcleo para o posterior crescimento de cristais, que contribuem para a obstrução dos poros (MCBRIDE, 1994, citado por SULIMAN et al., 2006). O fósforo pode, ainda, formar precipitados a partir de reações com o ferro, o alumínio e o magnésio, formando amorfos ou cristalinos fracamente solidificados (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Dependendo da composição da água residuária e das condições ambientais a que o SAC está sujeito, a combinação entre substâncias podem produzir, com relativa facilidade, compostos insolúveis que precipitam e se tornam parte do material colmatante (ALCABAR, 2010). As transformações químicas dentro do ambiente de um SAC podem ser estimuladas por interações biológicas, assim, os sistemas que tratam efluentes industriais podem proporcionar colmatação devido à influência mútua da atividade biológica e da concentração elevada de determinados compostos na água residuária (KADLEC; WALLACE, 2008). Tal fenômeno foi descrito por Nivala et al. (2007), que observaram graves incrustações de ferro no leito de um SAC-EHSS aerado, utilizado no tratamento de chorume de lixo urbano. Os autores atribuíram o fenômeno à precipitação de hidróxido de ferro, dada às condições altamente oxidantes do meio. Estes precipitados foram então adsorvidos à superfície do material que compunha o leito e associados ao biofilme, de tal forma que a porosidade foi fortemente reduzida e o leito tornou-se “cimentado”, causando um quadro grave de colmatação, inclusive no sistema de aeração, que teve que ser substituído.

3.2.5. Contribuições diversas

Outra contribuição para o material colmatante são os sólidos introduzidos no sistema durante a construção e aqueles originários da erosão química ou por atrito do material granular que compõe o leito (KNOWLES et al., 2011).

Pedescoll et al. (2009), por meio de análises de difração de raio-X, mostrou que a composição mineral dos sólidos acumulados nos SACs-

EHSS foi semelhante à do material que compunha o leito (principalmente quartzo e calcita). Segundo os autores, a semelhança entre a composição mineral do material granular e os sólidos acumulados no SAC-EHSS sugere que a fração inorgânica do material colmatante pode ter origem no pó presente na matéria prima do leito, ou ser resultado da desintegração desta, quando da montagem do SAC. A dissolução e desintegração do meio granular em SACs pode estar relacionado, também, com a formação de ácidos, na maior parte ligados ao ciclo do enxofre, particularmente na redução de sulfato. Esta reação tem sido relatada como sendo uma importante via bioquímica para a remoção de matéria orgânica nas condições que prevalecem em SACs-EHSS (CASELLES-OSORIO; GARCÍA, 2006). O uso de máquinas para operações de manutenção rotineiras também promovem a desintegração do meio granular.

3.2.6. Fatores relacionados à operação e formato dos SACs

O grau de entupimento em SACs depende da acumulação de sólidos de diferentes naturezas, porém, a distribuição temporal e espacial da colmatação depende basicamente do comportamento hidráulico do sistema, de suas dimensões e características, além dos fatores operacionais (PEDESCOLL et al., 2009), que indiretamente influenciam a hidrodinâmica dos SACs e, conseqüentemente, a condutividade hidráulica.

O conhecimento das características da água residuária a ser tratada, tais como teor de sólidos, de matéria orgânica, de nutrientes, de metais pesados, entre outros, são vitais para tomada de decisão quanto ao manejo dos sistemas. Também se faz necessário conhecer as características destes poluentes, já que tanto a forma física quanto a biodegradabilidade dos constituintes da água residuária afetarão a colmatação (KNOWLES et al., 2011). Por exemplo, baixas taxas de aplicação de sólidos não exclui, necessariamente, o risco de entupimento em curto prazo, como demonstrado por Caselles-Osorio e García (2006), que realizaram testes em SACs-EHSS em escala experimental, alimentados com diferentes formas de matéria orgânica (glicose x amido), porém com a mesma carga de DQO, de $6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Os resultados mostraram que o sistema alimentado com glicose

dissolvida, mais biodegradável, apresentou menores valores de condutividade hidráulica em relação ao alimentado com amido dissolvido, que tem menor biodegradabilidade.

Tanto em SACs-EHSS como em SACs-EV, a sobrecarga hidráulica, bem como a aplicação excessiva de matéria orgânica, especialmente de sólidos suspensos, pode levar ao surgimento do escoamento superficial. Isso porque a taxa de acúmulo de matéria orgânica na superfície do sistema pode exceder a taxa de mineralização, gerando a formação de lodo, seguida de redução na taxa de infiltração, levando ao surgimento de poças e posterior escoamento superficial (ROUSSEAU et al., 2005; KNOWLES et al., 2011). No entanto, a configuração do SAC pode influenciar na resposta do sistema à carga de matéria orgânica aplicada.

Caselles-Osorio et al. (2007) observaram uma relação positiva entre o acúmulo de sólidos no sistema e a taxa de aplicação de matéria orgânica, em seis diferentes SACs-EHSS com idades entre 3 e 4 anos, utilizados no tratamento secundário de esgoto doméstico de quatro pequenas cidades no norte da Espanha. As taxas de aplicação de matéria orgânica, em termos de DQO, variaram de 3,1 a 17,5 g m⁻² d⁻¹, e as taxas de acúmulo de sólidos secos foram de 0,6 a 14,3 kg m⁻² ano⁻¹. Quase todos os SACs-EHSS estudados por Caselles-Osorio et al. (2007) apresentavam empoçamento na superfície, característica típica de SACs colmatados.

Em contrapartida, Chazarenc e Merlin (2005), que estudaram três SACs-EV, adaptados para o tratamento de esgoto bruto, há 3, 4 e 8 anos funcionando, relataram que o acúmulo de sólidos nos sistemas parece ter melhorado a eficiência dos mesmos, sem que os SACs-EV apresentassem sintomas de colmatação. Neste estudo, as cargas orgânicas, em termos de DBO₅, aplicadas nos sistemas de 3, 4 e 8 anos de idade, foram de 64, 32 e 48 g m⁻² d⁻¹, respectivamente, e as taxas de acúmulo de sólidos secos foram de 39,8; 32,8 e 80,3 kg m⁻² ano⁻¹, respectivamente.

A maneira como é feita a aplicação da água residuária no SAC influencia a distribuição da colmatação na região de entrada. Em SACs-EHSS alimentados superficialmente, a água é aplicada sobre a superfície e a colmatação inicia-se na parte superior do leito, com a formação de uma camada de lodo que reduz a infiltração da água, fazendo com que ocorra

escoamento superficial. Já em SACs-EHSS alimentados subsuperficialmente, a água é aplicada por meio de tubos instalados abaixo da superfície e a colmatação tem início na região próxima e esse tubo de distribuição. A obstrução desta área faz com que a água flua para a superfície, o que também gera escoamento superficial (KADLEC; WALLACE, 2008; ALCABAR, 2010). O ideal é que a água seja distribuída o mais uniformemente possível, evitando acúmulo de sólidos preferencialmente em alguns lugares em detrimento de outros, o que gera caminhos preferenciais e curto-circuito, podendo afetar a eficiência de tratamento. Em SAC-EV, isso pode ser evitado por meio da distribuição uniforme do afluente sobre toda a área superficial (KADLEC; WALLACE, 2008). Em SACs-EHSS, a distribuição deve se estender por toda a largura do sistema (KADLEC; WALLACE, 2008; KNOWLES et al., 2011). Akratos e Tsihrintzis (2007) sugeriram ainda que o afluente deva ser distribuído em vários pontos ao longo dos primeiros metros do comprimento do SAC-EHSS (alimentação em fases), uma vez que grande parte da matéria orgânica é removida no primeiro terço da unidade.

Outro fator relacionado às características construtivas dos SACs é a granulometria do leito. Segundo Kadlec e Wallace (2008), a condutividade hidráulica de um meio poroso é muito sensível ao tamanho e formato das partículas que o compõe. A eficiência do tratamento também é afetada pelas características do material granular do leito, como já mencionado, quanto menores as partículas do meio suporte, maior a área superficial disponível para o crescimento do biofilme e maior é a eficiência na remoção de sólidos e poluentes. No entanto, leitos compostos por partículas de pequeno diâmetro são mais propensos à colmatação (KNOWLES et al., 2011). O uso de solo como meio suporte era comum nos primeiros SACs construídos, atualmente, sabe-se que partículas de maiores tamanhos não afetam a eficiência do tratamento. Segundo USEPA (2000), recomenda-se que o diâmetro das partículas do leito não ultrapassem 20 mm, entretanto, não há nenhuma evidência clara que aponte para um único tamanho ou tipo de material granular. Em vista disso, uma variedade de diferentes tamanhos e materiais têm sido avaliados, tal como areia (0,25 a 0,43 mm) (TRANG et al., 2010), areia de concha (0,063 a 4,0 mm Ø) (SULIMAN et al., 2006), brita

zero (3 a 12 mm Ø) (BRASIL et al., 2007; MATOS et al., 2008; FIA et al., 2011), escória de autoforno (20 a 40 mm) (VON SPERLING; PAOLI, 2013) e argila expandida de vários diâmetros (22 a 32 mm e 0,063 a 8,0 mm) (SULIMAN et al., 2006; OLIVEIRA, 2008; RAMOS, 2011).

Geralmente o material da zona de entrada e saída tem maiores diâmetros que o material da região central dos SACs-EHSS. USEPA (2000) recomenda tamanhos de partículas entre 40 e 80 mm nas zonas de entrada e saída, a fim de minimizar a obstrução do meio poroso, melhorar a drenagem e auxiliar na distribuição do escoamento. Cooper (1990), citado por Vymazal e Kröpfelová (2008), indicou tamanhos entre 50 e 200 mm para entrada e saída. O uso de gabiões, ou seja, pedras empacotadas em telas de arame pode facilitar a limpeza da estrutura.

Além do diâmetro, o arranjo e o formato das partículas também é importante. No que se refere ao formato, partículas arredondadas são mais adequadas que as de formato irregular para preenchimento de sistemas, objetivando-se minimizar alterações nas propriedades hidráulicas iniciais (PEDESCOLL et al., 2011b).

O meio suporte de SACs-EV é, geralmente, constituído por camadas, cujo diâmetro do material granular é crescente em direção ao fundo do sistema (KADLEC; WALLACE, 2008). Sun et al. (2007) avaliaram um arranjo diferente das partículas para SAC-EVs, substituindo a camada superior por um material com diâmetro maior (10 mm) que o da camada intermediária (4 mm), porém menor que da última camada (26 mm). Os autores concluíram que o arranjo não convencional adia a ocorrência de colmatação, permitindo a deposição de sólidos suspensos mais uniformemente no interior do leito e facilita a aeração durante o período de repouso, todavia, o arranjo não eliminou os problemas com entupimento do meio poroso.

Pozo-Morales et al. (2013) estudaram o efeito da aeração natural, do tipo de material e da organização das partículas do meio poroso, de acordo com o tamanho, na composição do leito. 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 (1 - 6 cm Ø), superfícies lisas e sem nenhuma organização específica. No segundo, pedras angulares foram organizadas de acordo com

o tamanho, formando um viés decrescente longitudinal dos diâmetros das partículas (5 - 6 cm Ø no início, 4 – 3 cm Ø na região central e 2 – 1 cm Ø no final). O segundo SAC-EHSS também contava com um dispositivo de aeração natural e sua superfície foi completamente coberta com areia compactada, permitindo apenas uma entrada e uma saída para a ventilação. O experimento foi realizado ao longo de 16 meses. O primeiro sistema funcionou satisfatoriamente durante 6 meses, antes de apresentar problemas com colmatação. O segundo não apresentou sintomas de colmatação durante o período experimental e manteve a eficiência de tratamento. Além disso, apresentou maior porosidade efetiva, maior teor de oxigênio dissolvido e favoreceu a degradação aeróbia da matéria orgânica.

A configuração global do sistema de tratamento, igualmente, deve ser levada em consideração. Segundo Pedescoll et al. (2013), os tratamentos primários, baseados em processos físicos, desempenham papel importante na redução da carga de sólidos aplicados no SAC, maximizando a vida útil do sistema. Caselles-Osorio e García (2007) estimaram que, quando comparado com sedimentação simples, o tratamento físico-químico pode prolongar a vida útil de um SAC-EHSS por cerca de 10 anos. Eles observam, no entanto, que o custo do coagulante somado ao custo da energia e tratamento do lodo torna essa opção mais cara. Brasil e Matos (2008) observaram a extinção do escoamento superficial nos SACs-EHSS estudados após a implantação de um tanque de sedimentação, precedido por um tratamento preliminar (gradeamento de desarenação). Varga et al. (2013) utilizaram reatores anaeróbios combinados com SACs para o tratamento de esgoto doméstico e água residuária de vinícola. Segundo os autores, o digestor anaeróbio mostrou ser uma solução bastante eficiente na remoção de sólidos suspensos, o que possibilitou operar os SACs com elevadas cargas hidráulicas, sem ocorrência de colmatação. Outros pré-tratamentos possíveis incluem tanques sépticos (PEDESCOLL et al., 2009), reator UASB (VON SPERLING; PAOLI, 2013), lagoas aeróbia e facultativa (NGUYEN, 2000) e lagoas anaeróbias (HUNT et al., 2002). Em alguns casos, um pré-tratamento específico pode ser necessário, como exemplifica o trabalho de Nivala et al. (2007), que implantou tanques aerados antes do SAC-EHSS para promover a precipitação de ferro no chorume de lixo

urbano. Pedescoll et al. (2013) ressaltaram que, se mal projetados e / ou mantidos, os sistemas de pré-tratamento podem contribuir com uma sobrecarga de sólidos indesejáveis nos SACs.

Quanto ao manejo, alguns autores aconselham a alimentação intermitente dos SACs (PEDESCOLL et al., 2011a), que envolve a alternância entre a alimentação com água residuária e períodos de repouso (sem aplicação de água). A princípio, isso proporcionaria um arejamento subsuperficial do leito e, em condições aeróbias, a mineralização do material depositado no meio poroso seria acelerada. Este tipo de manejo tem sido bastante empregado em SACs-EV (KADLEC; WALLACE, 2008). De acordo com Hua et al. (2014), a aplicação de períodos de repouso em SACs-EV é uma maneira prática para reduzir a colmatção. Os autores relataram que a condutividade hidráulica e a porosidade efetiva aumentaram gradualmente após períodos de descanso de 3, 7 e 10 dias. Ressalta-se que o período de recuperação necessário para cada sistema em particular dependerá das condições climáticas: sistemas em climas frios e úmidos exigirão um período de recuperação mais longo do que aqueles em climas quentes e áridos (KNOWLES et al., 2011). Nguyen (2000) sugeriu que a drenagem periódica de SACs pode aumentar as taxas de decomposição de lignocelulose, devido às condições aeróbias. Pedescoll et al. (2011a) não encontraram diferenças significativas no acúmulo de sólidos em SACs-EHSS sob alimentação intermitente e contínua. Nesse trabalho os SACs-EHSS controle receberam aplicação contínua, cuja água residuária era o efluente de sedimentação convencional. Nos SACs-EHSS que receberam aplicação intermitente, a água residuária era submetida à sedimentação convencional e o ciclo de aplicação nos SACs-EHSS durava quatro dias: nos dois primeiros dias a água residuária era aplicada continuamente, no terceiro dia, a aplicação era interrompida e o SAC mantido saturado. Ao final dessa etapa, o sistema era esvaziado e, assim, permanecia por mais um dia (quarto dia), sem aplicação de água residuária.

Outra forma de prevenir a colmatção é por meio da manutenção adequada dos SACs, que pode garantir maior longevidade aos sistemas. Segundo Vymazal e Kröpfelová (2008), para prevenir o entupimento do meio poroso deve-se, periodicamente, limpar os sistemas de pré-tratamento,

retirando o lodo, limpar os distribuidores e coletores de água, remover o acúmulo de lodo sobre a superfície do SAC, especialmente na entrada, e fazer o corte ou retirada das plantas. Em SACs que já apresentam um grau inicial de colmatação, Cooper et al. (2005) propuseram que a recuperação do leito entupido deva ocorrer antes que a colmatação alcance a região de saída, ou seja, a colmatação deve ser tratada no estágio inicial. Kadlec e Wallace (2008) citaram, como prática de manutenção das plantas, a realização de queimadas. Essa prática pode proporcionar a mineralização de grande parte do material retido sobre o leito, o que teria um impacto positivo sobre o entupimento, no entanto, este método tem várias implicações ambientais e exige um tempo de recuperação do SAC, para reestabelecimento da microbiota e vegetação.

3.3. Descolmatação em SACs: estratégias preventivas e de restauração

As estratégias preventivas e de restauração se inserem no âmbito da gestão da colmatação em SACs, que tem sido um assunto bastante focado nas pesquisas, visto que, o entupimento dos leitos desses sistemas é um problema que se tornou generalizado e evidente nas últimas duas décadas (KNOWLES et al., 2011).

Assim como outros tipos de tratamento de água residuária, os SACs também necessitam de manutenção periódica (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). De acordo com Rousseau et al. (2005), a manutenção operacional é um fator importante para garantir a longevidade dos sistemas. Desse modo, essa manutenção, bem como a forma de condução operacional dos sistemas, se enquadram nas estratégias preventivas (NIVALA et al., 2012).

Deve-se deixar claro que alguns SACs, mesmo que colmatados e com presença de escoamento superficial, podem atender aos objetivos de eficiência do tratamento (KADLEC; WALLACE, 2008; KNOWLES et al., 2011), no entanto, a redução no desempenho, bem como o risco do contato humano com a água residuária não tratada ou parcialmente tratada, por vezes, atrai a atenção de agências reguladoras e demais partes interessadas (NIVALA et al., 2012). Quando isso acontece, as estratégias de

restauração são empregadas a fim de trazer o sistema de volta ao funcionamento normal (NIVALA et al., 2012).

A seguir, serão citadas algumas estratégias utilizadas para prevenir ou reparar os problemas causados pela colmatção em SACs.

3.3.1. Troca do leito

Tradicionalmente, quando um SAC encontra-se colmatado, costuma-se substituir o material entupido do leito por um material limpo, ou remover o leito colmatado, lavá-lo, e retornar o material limpo para o SAC (KADLEC; WALLACE, 2008; KNOWLES et al., 2011; NIVALA et al., 2012). Segundo Hua et al. (2014) a escavação do leito é um dos métodos mais caros, embora também seja o único que restaure a porosidade para seu valor inicial. Apesar de esses métodos serem os mais eficientes, os mesmos são extremamente invasivos e exigem um tempo prolongado de recuperação do sistema, para que um novo biofilme se estabeleça e para que ocorra readaptação das plantas, ambos essenciais no tratamento de efluentes em SACs (KADLEC; WALLACE, 2008; HUA et al., 2014).

3.3.2. Repouso ou alimentação intermitente

O repouso periódico é um método passivo para restabelecer a capacidade hidráulica do SAC e minimizar os efeitos da colmatção. Consiste em interromper o escoamento de água, deixando o sistema em repouso por um período de tempo. Entretanto, para que isso seja possível, os SACs devem ser constituídos por várias células, com capacidade hidráulica total de 100 a 200% da prevista no projeto, ou ainda, contar com SACs reserva. O repouso periódico também pode ser empregado em SACs utilizados no tratamento de efluentes produzidos sazonalmente (USEPA, 2002). O princípio desse método é o de drenar o sistema, proporcionando aeração do meio poroso e, presumivelmente, a digestão aeróbia, *in situ*, dos sólidos orgânicos, o que restabeleceria a porosidade, ajudando a desobstruir o sistema (NIVALA et al., 2012). Segundo Molle et al., (2006) a chave para assegurar a longevidade operacional dos SACs é otimizar o arejamento dos poros, para garantir condições aeróbias, controlar o crescimento da

biomassa aderida e a taxa de mineralização dos sólidos suspensos retidos. Matos et al. (2010c) sugeriram o repouso periódico de SACs-EHSS para recuperação da capacidade oxidativa do sistema.

O uso de intervalos de repouso é comum em SACs-EV, desde os primeiros estágios de desenvolvimento dessa tecnologia (NIVALA et al., 2012). Langergraber et al. (2003), por exemplo, utilizaram, como ação corretiva para a colmatação, um período de repouso de 14 dias para recuperação do sistema. Winter e Goetz (2003) também sugeriram esse tipo de ação, mas esclareceram que o período de descanso depende do clima da região.

Caselles-Osorio e Garcia (2007), em estudo para avaliar o efeito do pré-tratamento físico-químico sobre a qualidade do efluente de SACs-EHSS, utilizaram a aplicação em batelada como estratégia de alimentação dos sistemas, ao invés da aplicação contínua. A escolha teve por finalidade evitar a sedimentação e adsorção de sólidos nas paredes dos tanques e tubulações.

Hua et al. (2014) avaliaram o efeito do repouso em SACs-EV de 100 cm de altura por 30 cm de diâmetro, em escala de laboratório, e verificaram que tanto a porosidade efetiva como a condutividade hidráulica aumentaram gradualmente após períodos de descanso de 3, 7 e 10 dias. As taxas de recuperação na condutividade hidráulica foram maiores na camada superior (0 a 20 cm), principalmente entre os períodos de repouso de 7 e 10 dias. Também houve redução do biofilme e de sua aderência. Estes resultados refletem a suavização do entupimento do leito, visto que a possibilidade e capacidade de captura dos sólidos, e conseqüente obstrução dos poros, diminuíram com a redução do biofilme. Os autores explicaram que, durante o período de repouso, o biofilme reduziu porque os microrganismos não conseguiram absorver nutrientes externos e entram em um estado endógeno de respiração, durante o qual utilizam a própria energia armazenada. Portanto, o crescimento microbiano é limitado pela concentração do substrato. Esse processo conduz à redução da biomassa.

Pedescoll et al. (2011a) estudaram o efeito do tipo de tratamento primário (Reator UASB e sedimentação convencional) e do regime de aplicação de água residuária (contínuo e em batelada) no desenvolvimento

da colmatação em SACs-EHSS. Ao final de três anos, Pedescoll et al. (2011a) não confirmaram a hipótese de que o repouso proporcionaria menor acúmulo de sólidos devido à oxigenação do meio, já que verificaram não haver diferença na redução na porosidade efetiva e na quantidade de sólidos acumulados nos SACs-EHSS, com aplicação intermitente da água residuária. Os autores explicaram que uma maior transferência de oxigênio pode aumentar o crescimento do biofilme que, por sua vez, contribuiria para maior acúmulo de sólidos. Os valores de condutividade hidráulica também não diferiram estatisticamente entre os tratamentos, embora os SACs-EHSS com alimentação intermitente tenham apresentado valores ligeiramente mais altos de condutividade na saída do sistema (cerca de 10% maior), em relação ao sistema controle. Este resultado deve-se, provavelmente, a um menor desenvolvimento do sistema radicular observado quando da aplicação intermitente da água residuária, o que indica que a alternância entre fases saturada e não saturada pode provocar estresse nas plantas.

3.3.3. Aeração artificial

A oxigenação do meio poroso também pode ser realizada empregando-se sistemas de aeração artificial. Neste caso, um processo similar ao repouso periódico poderia ocorrer nos SACs-EHSS, mas a uma taxa de transferência de oxigênio maior. Destaca-se que a oxigenação, via repouso ou aeração forçada, tem por objetivo remover sólidos orgânicos. Todavia, a formação de sólidos inorgânicos, tais como precipitados de hidróxido de ferro, pode ser reforçada e aumentar o entupimento do meio (NIVALA et al., 2007).

O impacto da aeração forçada sobre a colmatação ainda carece de estudos que revelem informações consistentes a respeito dessa prática (KADLEC; WALLACE, 2008). Os resultados dos estudos de Zhang et al. (2010) indicaram que a aeração artificial em SACs-EHSS reduziu os custos com a construção dos sistemas, por ser a área necessária menor, para uma mesma eficiência. Além disso, o custo adicional de operação dos SACs-EHSS aerados artificialmente correspondeu a cerca de 28,8% da quantidade

de energia elétrica de sistemas de tratamento biológico convencionais aerados.

Ouellet-Plamondon et al. (2006) investigaram o efeito da aeração artificial na eficiência do tratamento de água residuária da aquicultura, utilizando-se SACs-EHSS plantados e não plantados. Os autores relataram que houve pequena, mas significativa, melhoria na remoção de sólidos suspensos totais (SST) nos sistemas aerados, tanto no verão como no inverno. Isso significa que a aeração artificial poderia aumentar a mineralização da matéria orgânica e minimizar a colmatação. Segundo os mesmos autores, a ligeira melhoria na remoção de SST nos SACs-EHSS aerados provavelmente ocorreu também devido à ação física, como a manutenção de espaços vazios na parte inicial do meio poroso.

A aeração artificial, utilizada em SACs-EHSS no trabalho de Chazarenc et al. (2009), teve tanto efeitos positivos como negativos, pois favoreceu a degradação aeróbia dos poluentes, reduzindo, assim, o acúmulo de sólidos, mas estimulou o maior desenvolvimento de biofilme na entrada dos SACs-EHSS plantados. Os autores alertaram para o fato de que o período de estudo, de 6 meses, foi curto demais para ser conclusivo a respeito do possível efeito, em longo prazo, da aeração artificial na colmatação.

Nivala et al. (2007) estudaram o efeito da aeração em SACs-EHSS utilizados para tratar chorume de lixo urbano, em Anamosa, Iowa, USA. O foco desse trabalho foi avaliar a influência da aeração na remoção de matéria orgânica e nitrogênio (N-NH_4^+) do chorume, em clima frio. O experimento consistiu na utilização de um SAC-EHSS, em escala-piloto, cultivado inicialmente com *Solidago rígida* e equipado com sistema de aeração instalado no fundo do SAC-EHSS. A aeração era feita diariamente, por um período de 12 horas. Após dois anos de operação, o acúmulo de precipitados de ferro na superfície do SAC-EHSS e nos tubos do sistema de aeração resultou na colmatação de ambos, com conseqüente queda no desempenho do sistema de tratamento. Foram, então, instalados um pré-tratamento para retirada do ferro, por oxidação, e um novo sistema de aeração. Os resultados do trabalho desenvolvido por Nivala et al. (2007)

demonstraram que a aeração melhorou o desempenho do sistema de tratamento, aumentando a remoção de DBO₅, DQO e N- NH₄⁺.

3.3.4. Retrolavagem

A retrolavagem é outra opção para tentar retirar os sólidos acumulados no leito. Essa técnica é bastante aplicada na manutenção de filtros utilizados em estações de tratamento de água, em sistemas de irrigação, em piscinas, na indústria, entre outros. Consiste na inversão do sentido de escoamento, passando a água pelo filtro em sentido contrário ao da filtragem, com o objetivo de remover partículas orgânicas e inorgânicas retidas no meio filtrante (LIBÂNIO, 2010). No caso de filtros de areia, o valor da vazão de retrolavagem tem de ser suficiente para originar a fluidização do leito filtrante, ou seja, a passagem reversa da água pela camada de areia deve determinar um estado de suspensão das partículas de areia, com expansão progressiva da altura do leito, atingindo um limite que possibilite a manutenção da areia dentro do filtro e remova as impurezas (LIBÂNIO, 2010).

Whitney e Fitzgerald (2008), citados por Nivala et al. (2012), relataram o uso desse método em SAC-EHSSs empregados no tratamento de águas pluviais com um elevado teor de sedimentos. O uso de retrolavagem em SACs-EV também foi investigado, em escala de bancada, por Fei et al. (2010). Foram utilizados tubos no fundo dos sistemas para permitir a lavagem de sólidos acumulados utilizando o escoamento de água através do leito. Fei et al. (2010) relataram que foram necessárias taxas de descarga entre 9 e 15 L m⁻² s⁻¹ para remover os sólidos aprisionados e que um escoamento combinado de ar / água foi o tratamento mais eficaz. Os mesmos autores ainda relataram que, após a retrolavagem houve aumento na condutividade hidráulica, no tempo de detenção hidráulico e nas taxas de remoção de DQO.

3.3.5. Agentes químicos

Uma alternativa para a descolmatação que ultimamente vem recebendo atenção é a aplicação, *in situ*, de agentes químicos. Nos últimos

anos, em algumas pesquisas têm sido avaliado o uso, *in situ*, de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) para restaurar a condutividade hidráulica de SACs colmatados, tal como nos trabalhos conduzidos por Behrends et al. (2006) e Hanson (2002), citados por Nivala et al. (2012), e Nivala e Rousseau (2009). O H_2O_2 concentrado é um oxidante muito forte, capaz de oxidar os compostos mais recalcitrantes (não biodegradáveis) presentes no biofilme (USEPA, 2000).

Hanson (2002), citado por Nivala et al. (2012), conduziu um dos primeiros estudos, em grande escala, com utilização de H_2O_2 para reverter a colmatção em SACs-EHSS empregados no tratamento de esgoto doméstico, no Novo México (EUA). Um volume de 189 L de H_2O_2 concentrado (35%) foi diluído em água até a atingir a concentração de 5% (v/v), em seguida, foi bombeada para a entrada do SAC-EHSS. Para assegurar que o H_2O_2 não permaneceria no meio poroso, o mesmo foi lavado com 200 L de água limpa. O trabalho total durou menos de 4 h. O H_2O_2 concentrado foi aplicado em outros SACs-EHSS, no mesmo local. Alguns sistemas apresentaram melhoria significativa, mas em outros, o material retirado da zona de entrada foi transportado para jusante e causou entupimento na região final dos SACs-EHSS.

Nivala e Rousseau (2009) reportaram dois estudos de caso, em ambos utilizando o H_2O_2 na remediação de SACs que apresentavam escoamento superficial. Os SACs eram em grande escala, sendo um SAC-EHSS, há oito anos em operação, localizado em Minnesota, empregado no tratamento de esgoto doméstico, e o outro um SAC-EV, há onze anos em operação, situado na Bélgica, destinado ao tratamento de água residuária de laticínios. No primeiro estudo, um total de 1.600 L de H_2O_2 concentrado (35%) foi injetado diretamente no leito, usando uma ferramenta de injeção específica. A água empoçada na superfície do SAC diminuiu imediatamente após a injeção do produto. O monitoramento da qualidade da água efluente logo após o experimento mostrou pequena alteração, em curto prazo, nos parâmetros de qualidade da água, sem efeitos negativos aparentes, em longo prazo. O custo total da operação foi cerca de 5 vezes menor que a alternativa de trocar o leito do SAC-EHSS. No segundo caso, 100 L de H_2O_2 concentrado (35%) foram aplicados manualmente na superfície do sistema.

Devido ao acúmulo de matéria orgânica (uma camada de 2 a 5 cm de espessura) na parte superior do SAC-EV, a maior parte do peróxido reagiu com o material acumulado na superfície, não sendo suficiente para desobstruir os poros subsuperficiais do leito. Como resultado, observou-se pouca alteração, com redução de 1 a 2 cm na camada de matéria orgânica acumulada e, após a aplicação, as características do efluente não se alteraram e a água empoçada na superfície permaneceu.

Em estudo em escala de laboratório, Hua et al. (2010) investigaram o uso de quatro substâncias químicas diferentes para remediar a colmatção em SAC-EV plantados com *Typha latifolia*: hidróxido de sódio (NaOH), 5 g L⁻¹, ácido clorídrico (HCl), 5 mL L⁻¹, hipoclorito de sódio (NaClO), 5 mL L⁻¹, e detergente, 5 g L⁻¹. A aplicação de cada substância química foi repetida diariamente, com um tempo de reação de 8 h, durante uma semana. Como a aplicação de detergente gerou muita espuma, o mesmo não pode ser avaliado durante o experimento. Os resultados apontaram uma restauração da porosidade efetiva de 15%, 18%, e 23% nos tratamentos com HCl, NaOH e NaClO, respectivamente, tendo havido aumento na taxa de infiltração de água no substrato. A comunidade microbiana se recuperou totalmente sete dias após efetuados os tratamentos, entretanto, foi observado danos às raízes das plantas, em decorrência da aplicação de NaClO nos SACs, o que não foi observado em relação aos tratamentos com soluções de HCl e de NaOH.

3.3.6. Minhocas

As minhocas modificam profundamente as características físicas do solo, construindo galerias subterrâneas, revolvendo o solo e, assim, aumentando sua aeração e capacidade de drenagem da água (MOTTER et al., 1987).

Uns dos primeiros a propor a introdução intencional de minhocas em SACs, para promover a limpeza do substrato entupido, foi Davison et al. (2005). Eles observaram a existência de minhocas nos sólidos acumulados na camada superior de vários SACs no norte da Austrália. Em posterior

estudo com SAC-EHSS, em mesocosmos³, os autores relataram que as minhocas eram responsáveis pela translocação da matéria que obstruía os poros subsuperficialmente, trazendo-a para a superfície do leito. Após 9 semanas de estudo, a taxa média de sobrevivência das minhocas foi de 94%, e aproximadamente 44,5% da massa seca do lodo dos SACs-EHSS foi perdida, por decomposição ou consumo.

A aplicação de minhocas em SAC-EVs colmatados foi estudada por Li et al. (2011). Nesse estudo, minhocas da espécie *Eisenia foetida* foram utilizadas em SACs-EV, em mesocosmos, e também em SACs-EV de grande escala. No primeiro caso, os sistemas não foram cultivados, para evitar a influência das raízes no experimento, no segundo caso, os sistemas foram cultivados com *Phragmites australis*. Nos mesocosmos, foi adicionado 1 kg de minhoca por metro quadrado de superfície. Após oito meses funcionando, os sistemas sem minhocas colmataram. Neste, o valor médio de sólidos acumulados no substrato foi de 28 mg / 5 mL, sendo a pior situação encontrada no substrato em torno do tubo de distribuição de água, que foi de 40 mg / 5 mL. Já nos sistemas com minhoca, a média de sólidos acumulados no substrato foi de apenas 14 mg / 5 mL, e não havia nenhum acúmulo ao redor do tubo de distribuição da água residuária. Além disso, no sistema com minhocas, a quantidade de substâncias orgânicas não dissolvidas, encontradas no substrato em torno do tubo de distribuição da água residuária e 10 cm abaixo da superfície do substrato, foram respectivamente 35% e 70% inferiores aos encontrados no SAC-EV sem minhoca. Segundo os autores, as minhocas podem mover ou liberar as partículas inorgânicas não dissolvidas, desobstruindo os poros. Quanto às substâncias orgânicas não dissolvidas, por serem instáveis, podem servir como alimento para as minhocas, o que altera as características dos sólidos acumulados. Em relação aos sistemas em grande escala, os autores concluíram que, com a adição de 0,5 kg m⁻² de minhocas e um tempo de dez

³ Para Odum (1984), citado por Alves (2011), “o termo mesocosmo parece mais apropriado para sistemas de tamanho médio entre os microcosmos de laboratório e os grandes macrocosmos complexos do mundo real”. Para Banse (1982), citado por Alves (2011), “mesocosmo expressa a variação em tamanho de veículos experimentais maiores que recipientes de bancada, porém menores que, e isolados de, qualquer subunidade do ambiente natural”.

dias, a colmatção pode ser amenizada, sem afetar negativamente a qualidade do efluente.

3.4. Medição da condutividade hidráulica em SACs

A condutividade hidráulica, representada pela letra “ K ”, é um parâmetro que expressa a facilidade com que um fluido se movimenta ao longo de um meio poroso (LIBARDI, 2000; KLEIN, 2008). Para um dado material poroso, o valor da condutividade hidráulica aumenta à medida que o teor de água no meio (θ) se torne maior, atingindo o máximo quando o meio está saturado, sendo denominada de condutividade hidráulica em meio saturado (K_s). Em alguns trabalhos, o termo permeabilidade é utilizado como sinônimo de condutividade hidráulica, no entanto, conceitualmente, torna-se necessário diferenciar esses dois parâmetros, pois o primeiro relaciona-se às características inerentes ao meio (textura, porosidade, estrutura, dentre outros), enquanto o segundo representa a capacidade do meio poroso em facilitar o escoamento do líquido (OLIVEIRA et al., 2010), sendo, portanto, a expressão conjunta de características do meio poroso e do líquido que nele escoam.

As principais propriedades do meio poroso que afetam K_s são a textura, a porosidade, a densidade, a estrutura, o tamanho e distribuição das partículas e agregados, a presença de matéria orgânica e a atividade de microrganismos (KLEIN, 2008). No caso do líquido que atravessa o meio poroso, a propriedade relevante é a sua viscosidade, cujo valor varia em função da temperatura. Assim, K_s é afetada pela temperatura do fluido, sendo seu valor inversamente proporcional ao da viscosidade do líquido (MENEZES, 2003)

A medição da condutividade hidráulica no leito dos SACs-EHSS não é uma tarefa muito simples, já que neste sistema ocorrem situações de difícil controle que afetam a condutividade hidráulica, tais como a presença de escoamento preferencial, além de curto circuito e obstrução da porosidade, este último em consequência de variações de crescimento e degradação de raízes e acumulação/degradação de resíduos sólidos nos SACs-EHSS (USEPA, 2000). Apesar disso, o valor de K_s é um dos parâmetros que tem

sido utilizado para medir o grau e indicar a gravidade da colmatção e seu impacto sobre o SAC, devido a sua relação direta com a variação da porosidade do meio (NIVALA et al., 2012).

Para a determinação de K_s de um solo existe uma grande variedade de métodos, com diferentes níveis de precisão e quesitos a serem cumpridos, de forma a garantir confiabilidade nos resultados. Estes métodos podem ser agrupados, de uma maneira geral, em métodos diretos e indiretos (QUEIROZ, 1995). Nos métodos diretos, K_s pode ser determinada em condições de laboratório ou *in situ*. Já nos métodos indiretos, procura-se correlacionar K_s com outras propriedades do meio poroso, de mais fácil determinação (distribuição do tamanho de poros, textura, porosidade drenável etc.).

A utilização de alguns desses métodos na determinação de K_s em SACs geralmente exigirá que certas adaptações sejam feitas, ou que algumas considerações sejam ignoradas, já que os métodos foram desenvolvidos para serem aplicados no solo, que geralmente apresentam-se estruturados e com grandes profundidades, condições muito diferentes das dos SACs.

Alguns dos métodos testados para determinação de K_s em SACs são fundamentados na equação de Darcy.

Em estudos de dinâmica da água em meios porosos, a primeira equação para a determinação do movimento da água no solo foi introduzida, no ano de 1856, pelo engenheiro hidráulico Henry Darcy, que trabalhou com colunas de areia saturadas com água (TODD, 1967).

Esta equação, válida para um fluido incompressível sob condições isotérmicas e escoamento laminar, estabelece que o fluxo de água em meios porosos saturados é diretamente proporcional a gradiente hidráulico, sendo a constante de proporcionalidade representada pela condutividade hidráulica (TODD, 1967). Fundamentalmente, todos os métodos de determinação de K_s tem origem na equação de Darcy.

A equação de Darcy pode ser empregada diretamente para determinar K_s em SACs-EHSS, como feito nos trabalhos de Brasil e Matos (2008), Sanford (1995), Drury e Mainzhausen (2000), Fisher (1990), Kadlec e Watson (1993) e Watson e Choate (2001), os quatro últimos citados por

Knowles et al. (2010b). Nesses estudos, o gradiente hidráulico foi estimado por meio de medidas do nível d'água em vários pontos ao longo do leito, ou, controlando a vazão afluyente e efluente ao sistema, de modo a coincidir o gradiente da linha d'água com o gradiente do fundo. Para o cálculo de K_s utilizou-se a equação de Darcy na forma apresentada a seguir:

$$K_s = \frac{\bar{Q}}{A_s \cdot (dh/ds)} \quad (\text{Eq. 1})$$

em que,

K_s = condutividade hidráulica em meio saturado ($L T^{-1}$);

\bar{Q} = vazão média ($L^3 T^{-1}$);

A_s = área da seção transversal do leito ocupada pela água residuária (L^2);

dh/ds = gradiente hidráulico ($L L^{-1}$).

O valor de K_s obtido utilizando-se esse método representa a condutividade hidráulica média no SAC-EHSS, na direção axial do escoamento. No entanto, K_s assim estimado, não revela as regiões onde a colmatção é mais acentuada ao longo da seção longitudinal ou transversal (DITTRICH, 2006). Ainda assim, os valores de K_s obtidos dessa forma podem ser úteis no dimensionamento dos sistemas, fornecendo uma estimativa geral do comportamento da condutividade hidráulica ao longo do tempo de funcionamento de um SAC-EHSS.

Sanford et al. (1995) questionaram a precisão das medições usando o gradiente hidráulico, afirmando que pequenas variações de medição nos níveis de água pode causar grandes discrepâncias nos resultados apresentados. Kadlec e Watson (1993), citados por Nivala et al. (2012), sugeriram que a precisão das técnicas de medições sejam de cerca de 10 mm.

Ensaio de laboratório

Nesses ensaios, utilizam-se amostras geralmente indeformadas, coletadas em cilindros volumétricos ou anéis do tipo Uhland, cujo

comprimento e área transversal são conhecidos (BERNARDO et al., 2006). No laboratório, o anel contendo a amostra é conectado no topo, a um cilindro e, em seguida o conjunto é posto para saturar durante um período tempo, geralmente 48 h (BERNARDO et al., 2006). Posteriormente, a amostra é submetida ao teste de condutividade hidráulica em um permeâmetro, que podem ser de carga constante ou variável (BERNARDO et al., 2006; KLEIN, 2008).

O permeâmetro de carga constante é indicado para solos com altos valores de K_s , como os arenosos, enquanto o permeâmetro de carga variável é usado em solos com baixos valores de K_s , como os argilosos (FETTER, 1994).

Ainda que os métodos de laboratório apresentem grande praticidade, o uso destes ensaios para determinar K_s em SACs é bastante limitado, visto que, na maioria dos casos, o material que compõem o leito, como brita, areia ou cascalho, mais os sólidos ali depositados ao longo do tempo, são desestruturados ou possuem estrutura fraca, o que dificulta a retirada de amostras indeformadas e representativas (PEDESCOLL et al., 2012). Contudo, essas restrições não excluem a possibilidade da aplicação desses ensaios em estudos sobre colmatação em SACs. Isso foi demonstrado no trabalho de Suliman et al. (2006) com SACs-EHSS em escala piloto, preenchidos com areia de concha e argila expandida. Nesse estudo foram retiradas 27 amostras indeformadas ao longo do comprimento e profundidade dos sistemas, de 100 cm³ cada uma, para determinação da condutividade hidráulica em laboratório, aplicando carga variável. Os valores de K_s variaram de $2,3 \times 10^{-4}$ a $6,7 \times 10^{-4}$ m s⁻¹ nos SACs-EHSS preenchidos com areia de concha, e de $1,9 \times 10^{-3}$ a $5,4 \times 10^{-3}$ m s⁻¹ nos SACs-EHSS preenchidos com argila expandida.

Esses ensaios também podem ser utilizados para estimar K_s do meio suporte limpo, tal como fizeram Brasil e Matos (2008) para brita # 0 (diâmetro – $D_{60} = 7,0$ mm, coeficiente de uniformidade - CU: $D_{60}/D_{10} = 1,6$, volume de vazios de 48,4%). Os autores utilizaram um piezômetro de carga constante e um tubo de PVC, com 0,50 m de comprimento e 0,075 m de diâmetro, preenchido com a brita. O valor de K_{s20} encontrado foi de 7.970 m d⁻¹.

Ensaio em campo

O Permeâmetro de Guelph é um aparelho que permite medir a condutividade hidráulica saturada de solos que apresentem valores entre 10^{-6} e 10^{-2} cm s^{-1} ($8,64 \cdot 10^{-4}$ e $8,64 \text{ m d}^{-1}$) para K_s , sendo o princípio de funcionamento similar ao do frasco de Mariotte (OLIVA, 2006).

Apesar da faixa de valores de K_s , que podem ser determinados pelo permeâmetro de Guelph, está fora da faixa de valores normalmente encontrada em SACs, o uso do método nesses sistemas foi relatado em alguns trabalhos. Ranieri (2003), citado por Knowles et al. (2010b), utilizou esse tipo de permeâmetro para determinar K_s de um SAC-EHSS, preenchido com cascalho, e encontrou valores variando de 190 a 610 m d^{-1} . Observa-se que os valores de K_s encontrados não estão dentro da faixa recomendada para uso do equipamento. Langergraber et al. (2003) também utilizaram o permeâmetro de Guelph, mas para medir K_s em um SAC-EV, preenchido com areia e cascalho. No entanto, o valor de K_s era baixo demais para ser determinado por este método.

Recentemente, foram publicados trabalhos que relataram a utilização de *Slug test* para medir diretamente K_s no meio poroso de SACs-EHSS. Dentre os modos de interpretação dos dados obtidos durante o *slug test* há o método de Hvorslev (1951), autor que descreveu em várias equações, as possíveis soluções analíticas aplicadas a diferentes geometrias dos piezômetros e condições do aquífero. No Quadro 1 estão apresentadas duas dessas geometrias e as respectivas equações, para aquíferos não confinados. Outra interpretação também pode ser realizada por meio do teste de Lefranc (1937) (CHAPUIS, 1989) (Equação 2).

O *Slug test* é um ensaio de recuperação de nível, utilizado para determinação de parâmetros hidráulicos de poços e caracterização das propriedades hidrogeológicas do aquífero (FIORI, 2010). Esse método permite determinar a variação espacial de K_s pontualmente em uma mesma área, por meio da realização de vários testes em diferentes poços ou piezômetros (FETTER, 1994). Consiste na introdução (*falling head test*) ou retirada (*rising head test*) de um volume conhecido de água no poço ou piezômetro em estudo. Posteriormente, registra-se o rebaixamento ou recuperação do nível de água, no interior do poço ou piezômetro, com o

decorrer do tempo, até a condição estática inicial. Segundo Nivala et al. (2012), a vantagem desse método de determinação de K_s em SACs é sua facilidade de execução e maior precisão, em relação ao uso direto da Equação de Darcy.

Quadro 1. Geometria dos piezômetros de Hvorslev para aquíferos livres, e seus respectivos fatores de forma (F) e equações para o cálculo da condutividade hidráulica em meio saturado (K_s)

Diagrama	Fator forma (F)	Equação para " K_s "
<p>a)</p>	$F = \frac{2 \pi L}{\ln\left(\frac{L}{R}\right)}$	$K_s = \frac{R^2}{2L(t - t_0)} \cdot \ln\left(\frac{L}{R}\right) \cdot \ln\left(\frac{h_0}{h}\right)$ <p>Para $\frac{L}{R} > 8$</p> <p>(Eq. 2)</p>
<p>b)</p>	$F = \frac{11 \pi R^2}{2 \pi R + 11L}$	$K_s = \frac{2 \pi R + 11L}{11(t - t_0)} \cdot \ln\left(\frac{h_0}{h}\right)$ <p>(Eq. 3)</p>

Adaptado de NAVFAC (1986).

NA_E = altura do nível d'água no equilíbrio (L); h_0 = altura inicial de água dentro do tubo no tempo t_0 (L); h = altura do nível de água dentro do tubo no tempo t (L); R = raio interno do tubo ou poço (L); L = altura do tubo submerso (L); $t - t_0$ = intervalo de tempo (s).

Caselles-Osorio et al. (2007) e Pedescoll et al. (2009) utilizaram o *falling head test* em SAC-EHSS de grande escala na Espanha. Paoli e von Sperling (2013) também utilizaram o mesmo teste em um SAC-EHSS preenchido com escória de alto-forno, no Brasil. Os ensaios consistiram na aplicação de uma carga hidráulica em piezômetros instalado no substrato do SAC-EHSS (caso "c" do Quadro 1). Para o cálculo de K_s foi utilizada a Equação 2, referente ao ensaio de Lefranc, com configuração de um *slug*

test. Os valores encontrados variaram de 0 a 200 m d⁻¹, no estudo de Caselles-Osorio et al. (2007), de menos de 20 a 800 m d⁻¹, no trabalho de Pedescoll et al. (2009), e de 7 a 324 m d⁻¹ no estudo de Paoli e von Sperling (2013). No trabalho de Ferres (2012) foram utilizados piezômetros como descrito no item (d), do Quadro 1, referente ao método de Hvorslev, em SACs-EHSS preenchidos com brita. Os valores estimados de K_s no trabalho de Ferres (2012) foram de 1.392 a 2.834 m d⁻¹.

Apesar do método de determinação de K_s ser semelhante entre os trabalhos citados acima, nota-se que há grande variabilidade nos valores de K_s . Isso provavelmente está ligado a fatores como tempo de operação dos SACs-EHSS, características do material poroso, condições ambientais que o sistema foi submetido, tipo de piezômetro utilizado e forma de cálculo de K_s . Nos trabalhos de Caselles-Osorio et al. (2007), Pedescoll et al. (2009) e Paoli e von Sperling (2013) os SACs-EHSS apresentavam entre 2 e 4 anos de operação, o material poroso apresentava CU entre 1,2 e 2,5%, com porosidade inicial entre 34 e 40%, os piezômetros foram inseridos a uma profundidade molhada de 25, 20 e 13 cm, respectivamente, e em todos os trabalhos o cálculo de K_s foi feito de forma interativa, no entanto, nada foi citado a respeito da correção dos valores de K_s para temperatura de referência de 20 °C. No trabalho de Ferres (2012) os SACs-EHSS apresentavam em média 3 meses de operação, ou seja, muito novos em relação aos demais, o material poroso apresentava CU de 3,1%, com porosidade inicial de 39,8%, os piezômetros foram inseridos a uma profundidade molhada de 10 cm, e o cálculo de K_s foi realizado pelo método de Hvorslev, com correção para temperatura de referência de 20 °C. No caso do trabalho de Ferres (2012), os maiores K_s provavelmente estão ligados à idade dos sistemas, que eram bastante jovens em relação aos SACs-EHSS dos demais trabalhos citados, além disso, o formato do piezômetro utilizado nas medições foi diferente, bem como a forma de cálculo, além disso, a distribuição granulométrica também se distingue dos demais.

O fato de alguns testes apresentarem restrições quanto a sua aplicação em SACs não impede que o princípio desses testes sejam utilizados. Foi o que fizeram Knowles e Davies (2009), citados por Nivala et

al. (2012), que propuseram um novo método para a medição *in situ* de materiais com K_s elevada, recriando o ensaio de permeâmetro de carga constante (Figura 5). O teste consiste no uso de um permeâmetro (célula), feito com um tubo não perfurado, que é inserido no meio suporte, deixando encapsulada a porção do leito do SAC onde serão feitas as medidas. Um reservatório, localizado na superfície do sistema, aplica água dentro da célula segundo o mesmo princípio do frasco de Mariotte, permitindo a manutenção de uma carga constante. O valor de K_s no meio poroso encapsulado pode ser calculado por meio da equação de Darcy. Dentro do permeâmetro, são inseridos piezômetros a diferentes profundidades. Cada piezômetro possui em seu interior sondas digitais conectadas à manômetros, o que permite calcular K_s em diferentes profundidades. Ao estimar K_s , tanto ao longo do sentido horizontal como vertical, o método possibilita a identificação de diferentes graus de colmatação ao longo do comprimento, largura e profundidade de um SAC. Knowles et al. (2010b) utilizaram este permeâmetro em seu trabalho com SAC-EHSS, encontrando valores de K_s variando de $0,1 \text{ m d}^{-1}$ a 1.550 m d^{-1} .

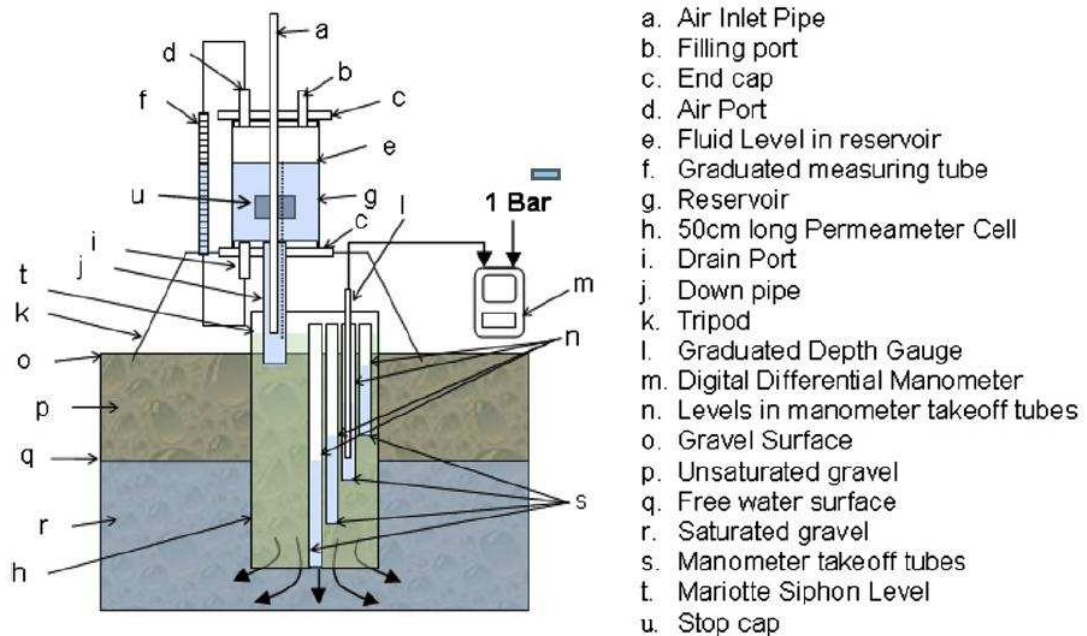


Figura 5. Esquema do permeâmetro proposto por Knowles e Davies (2009), citados por Nivala et al. (2012).

O aparelho foi concebido para ser usado por uma pessoa em locais remotos. Pesa cerca de 10 kg e utiliza em torno de 10 L de água para cada teste. Foi dimensionado para estimar K_s na faixa de valores médios tipicamente encontrados em SACs-EHSS em funcionamento, que é de 0 a 10.000 m d^{-1} (MORRIS; KNOWLES, 2011).

Métodos indiretos

Kadlec e Wallace (2008) apresentaram a Equação 4 para estimativa de K_s em SACs, derivada da equação proposta por Ergun (1952). Os mesmos autores ressaltaram que ela foi desenvolvida para material com partículas esféricas, de diâmetro uniforme, bem diferente do geralmente encontrado em SACs.

$$K_s = \frac{\rho \cdot g \cdot \varepsilon^3 \cdot D^2}{150 \cdot (1 - \varepsilon)^2 \cdot \mu} \quad (\text{Eq. 4})$$

em que,

ρ = massa específica da água (M L^{-3});

g = aceleração da gravidade (L T^{-2});

ε = porosidade (adimensional);

D = diâmetro médio da partícula (L);

μ = viscosidade dinâmica da água ($\text{M L}^{-1} \text{T}^{-1}$).

Nivala et al. (2012) advertiram que a variação de K_s em SACs não se restringe ao tamanho, forma e distribuição dos diâmetros das partículas do material de origem do leito e as características do fluido, uma vez que esses sistemas são muito complexos e dinâmicos. Fatores como presença de raízes, restos vegetais, sólidos orgânicos e inorgânicos e microrganismos também devem ser considerados, dado a sua comprovada influência na modificação de K_s ao longo do tempo e espaço.

Correção de K_s para temperatura padrão

Em todos os testes, o valor de K_s deve ser ajustado para uma temperatura padrão de 20 °C, aplicando-se a seguinte equação (BERNARDO et al., 2006):

$$K_{s20} = K_s \cdot \frac{\mu_T}{\mu_{20}} \quad (\text{Eq. 5})$$

em que,

K_{s20} = condutividade hidráulica em meio saturado à temperatura padrão de 20 °C ($L T^{-1}$);

K_s = condutividade hidráulica em meio saturado à temperatura ambiente ($L T^{-1}$);

μ_T = viscosidade dinâmica da água sob temperatura ambiente ($M L^{-1}T^{-1}$);

μ_{20} = viscosidade dinâmica da água sob temperatura padrão de 20 °C ($M L^{-1}T^{-1}$).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Localização

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais, com coordenadas geográficas de 20° 45' de latitude sul, 42° 45' de longitude oeste, e 650 m de altitude.

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água (LQA), no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos (LSRS), ambos situados nas dependências do DEA, no Laboratório de Materiais de Construção (LMC), pertencente ao Departamento de Engenharia Civil (DEC), e no Laboratório de Mineralogia, pertencente ao Departamento de Solos (DPS), todos localizados no campus da UFV / Viçosa.

4.2. Configuração e operação dos Sistemas Alagados Construídos de escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS)

O experimento foi constituído por seis sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), mantidos em casa de vegetação, para se efetuar o tratamento da água residuária de suinocultura (ARS). Estes sistemas estão em operação desde julho de 2011, e foram utilizados no trabalho de Ferres (2012).

A casa de vegetação possui 12 m de comprimento por 8 m de largura, pé-direito de 2,5 m e janelas ao longo de uma das laterais. Estas janelas foram mantidas abertas durante todo o período experimental.

Os SACs-EHSS foram constituídos por caixas de fibra de vidro, em escala piloto, nas dimensões de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, assentados sobre o solo, sem declividade de fundo. Como meio suporte, foi utilizada uma mistura de brita zero e um ($D_{60} = 9,1$ mm, coeficiente de uniformidade – $CU D_{60}/D_{10} = 3,1$ e volume de

vazios inicial de $0,398 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), o qual preenchia os SACs-EHSS até a altura de 0,55 m, deixando uma borda livre de 0,05 m (o nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte).

Cabe esclarecer que o fluxo de água através do meio poroso dos SACs-EHSS não é resultado da declividade de fundo, mas sim da declividade da linha d'água, ou seja, da diferença de nível resultante entre a entrada da água e a saída desta.

Na saída de cada unidade experimental foi instalado um sistema de drenagem, composto por um tubo de PVC de 32 mm de diâmetro, que ocupou toda a largura do leito, com furos de aproximadamente 5 mm. A esses sistemas de drenagem estavam conectados tubos de descarga e controle de nível, que conduziam o efluente a reservatórios graduados.

Para possibilitar a inversão no sentido de escoamento, em três das unidades experimentais foram instaladas uma segunda entrada e uma segunda saída.

No centro de cada terço dos SAC-EHSS haviam instalados tubos de PVC com 75 mm de diâmetro e 0,50 m de comprimento, nos quais foram realizados os testes de condutividade hidráulica em meio saturado (K_s) (Figura 6).

A fim de monitorar o avanço da colmatção, a partir de evidências na ocorrência de escoamento superficial (ES) da água residuária aplicada nos SACs-EHSS, foram coladas fitas métricas nas bordas de todos os sistemas.

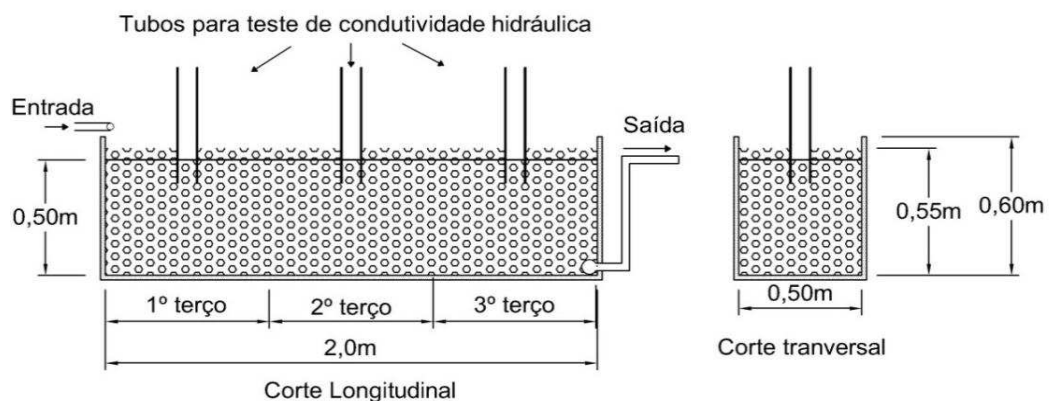


Figura 6. Desenho esquemático dos cortes longitudinal e transversal do SAC-EHSS, com suas respectivas dimensões.

A ARS utilizada no experimento foi proveniente de uma suinocultura pertencente à Fazenda Água Limpa, propriedade particular, localizada no bairro Novo Paraíso, zona rural do município de Viçosa, Minas Gerais, com rebanho de aproximadamente 70 matrizes, com produção diária em torno de 15 m³ de ARS. Por haver abundância de água superficial na fazenda, o consumo deste recurso na limpeza das baias de criação era elevado, gerando um gasto de água de, aproximadamente, 21 L cab⁻¹ d⁻¹.

A limpeza das baias era feita diariamente, pela manhã. A água da lavagem das baias era conduzida, por gravidade, para um desarenador seguido de um tanque de alvenaria com dimensões de 1,40 m x 3,8 m x 11,85 m (Figura 7a). A partir deste tanque, a ARS era bombeada, passando por uma peneira e uma caixa de gordura (Figura 7b e Figura 7c, respectivamente), seguindo, então, para um reservatório tipo "pipa" (capacidade de 2000 L) e conduzida, uma vez a cada duas semanas, com o auxílio de um trator, para o local do experimento, na UFV.



(a)

(b)

(c)

Figura 7. Estruturas componentes do tratamento da água residuária de suinocultura (ARS) na Fazenda Água Limpa: (a) tanque de retenção da ARS, (b) peneira e (c) caixa de gordura (RAMOS, 2011).

Do reservatório pipa, a ARS era transferida para um reservatório temporário (2000 L) de onde era bombeada, diariamente, para uma caixa de polietileno com capacidade para 320 L. Na entrada desta caixa foi instalada uma tela de plástico com malha de 1 mm, a fim de reduzir as chances de entupimento da tubulação e remover os sólidos mais grosseiros da ARS, simulando a passagem da água residuária por tratamento preliminar. Em

seguida, a ARS era conduzida à reservatórios com capacidade de 20 L, que alimentavam os SACs-EHSS, por meio de uma torneira de PVC, instalada no fundo de cada reservatório.

Antes de cada bombeamento, a água do reservatório temporário era agitada manualmente com auxílio de uma pá, durante aproximadamente 5 min. O mesmo procedimento foi feito no reservatório de 320 L, antes que a ARS fosse transferida para os demais reservatórios. O objetivo deste procedimento era homogeneizar a ARS, de maneira que os sólidos presentes na água residuária fossem aplicados de maneira uniforme nos sistemas. Cada reservatório de 20 L era preenchido até sua máxima capacidade e só depois a água era aplicada nos SACs-EHSS. A aplicação da água durava em média 2,0 h, dessa forma, aplicação se dava de forma intermitente. O tempo médio de aplicação da ARS foi determinado com base em testes práticos.

As espécies vegetais cultivadas nos SACs-EHSS foram o capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.) e a Alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*), espécies que também foram utilizadas por Fia et al. (2011) e Matos et al. (2009) em SACs-EHSS, para o tratamento de ARS. Os mesmos recomendaram estas espécies por apresentarem bom desempenho na remoção de nutrientes, boa adaptação quando expostas à aplicação de altas cargas orgânicas, além da capacidade de adaptação e sobrevivência em ambientes extremos, tais como os redutores ou salinos.

O experimento consistiu de duas unidades experimentais sem vegetação (SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS 4), duas colonizadas com capim Tifton 85 (SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 5) e duas colonizadas com Alternanthera (SAC-EHSS 3 e SAC-EHSS 6), todas submetidas a uma mesma taxa de carregamento orgânico (TCO), fixada com base em análise preliminar da ARS. Uma unidade experimental sem vegetação e duas unidades com vegetação (SAC-EHSS 1, 2 e 3, respectivamente) foram adaptadas para que o sentido do escoamento pudesse ser invertido, assim as três restantes (SAC-EHSS 4, 5 e 6) foram as unidades controle.

Para monitoramento das condições climáticas dentro da casa de vegetação, foi instalado um termo-higrômetro, obtendo-se as temperaturas máximas e mínimas diárias, além da umidade relativa do ar. Foi instalado

também, em local escolhido de forma aleatória, um termômetro digital no SAC-EHSS 4 (controle), registrando-se as temperaturas máximas e mínimas da água residuária no interior do leito. Os valores de temperatura, tanto do ar como da água, eram coletados pela manhã, às 9 h. As temperaturas e umidades relativas máximas e mínimas do ar exterior à casa de vegetação foram obtidas de uma estação meteorológica automática, situada na Área Experimental de Irrigação e Drenagem, no Campus da UFV, em Viçosa/MG.

Na Figura 8 apresenta-se um desenho esquemático para visão geral do experimento.

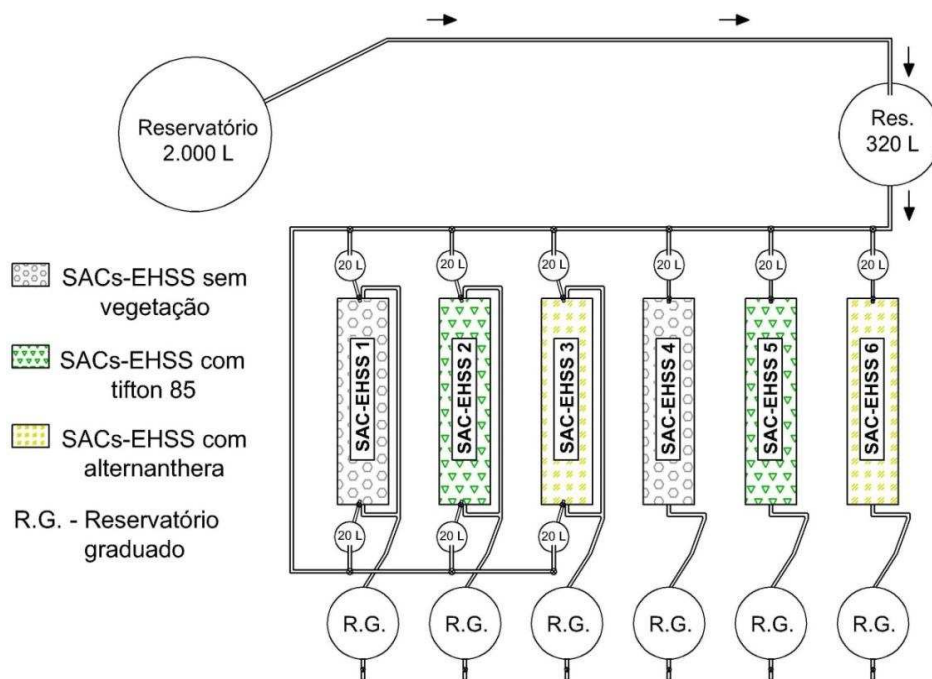


Figura 8. Desenho esquemático do experimento, onde: SACs-EHSS 1, 2 e 3 – sistemas alagados construídos que tiveram o sentido de escoamento invertido; SACs-EHSS 4, 5 e 6 – sistemas alagados construídos que não tiveram o sentido de escoamento invertido.

Ao longo do período experimental, foram feitos os cortes das plantas, em média, a cada 65 dias. As plantas de tifton 85 foram cortadas a altura aproximada de 6,0 cm acima do nível do substrato. Já as plantas de alternanthera foram cortadas a uma distância de 6,0 cm do enraizamento. Em ambas as espécies cultivadas, impôs-se, como critério, o corte de todos os ramos não enraizados. Todo o material coletado foi colocado em sacos

de papel e levado à estufa com circulação de ar, para secagem sob temperatura de 65 °C, até ser atingida massa constante, para então ser quantificada a produtividade de matéria seca (Equação 6).

$$PMS = \frac{MS}{\text{Área}} \quad (\text{Eq. 6})$$

em que,

PMS = produtividade de massa seca (kg ha⁻¹);

MS = massa seca a 65 °C (kg);

Área = área superficial do SAC-EHSS (ha).

O período de monitoramento durou 481 dias, com início em 9 de junho de 2012, quando passaram a ser aplicados os tratamentos, utilizando os reservatórios de 20 L, e término em 3 de outubro de 2013, com o último teste de condutividade hidráulica. Excepcionalmente, com relação à condutividade hidráulica, os valores analisados incluem também os obtidos no período de setembro de 2011 a novembro de 2011, utilizados no trabalho de Ferres (2012). Tal decisão se deve a importância da avaliação do comportamento da condutividade ao longo de todo o tempo de funcionamento do sistema, e não por períodos.

4.3. Avaliação e monitoramento dos Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS)

Durante o período experimental foram coletadas amostras semanais da ARS, sendo todas as coletas efetuadas como amostras simples.

As seguintes variáveis foram quantificadas na ARS: condutividade elétrica (*CE*), por meio de um condutímetro de bancada, potencial hidrogeniônico (*pH*), utilizando um peagâmetro de bancada, demanda química de oxigênio (*DQO*), por oxidação química em refluxo aberto, demanda bioquímica de oxigênio (*DBO₅*) por incubação em frascos de Winkler, sólidos totais (*ST*), por secagem da amostra sob temperatura de

103-105 °C, sólidos voláteis totais (SVT), por oxidação da matéria orgânica sob altas temperaturas (550 °C), utilizando uma mufla, sólidos suspensos totais (SST), por filtração, utilizando um filtro 0,45 µm, fósforo total (P), por espectrofotometria, sódio total (Na) e potássio total (K) por fotometria de chama, conforme constam no *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater* (APHA et al., 2012). O nitrogênio total (NT) foi quantificado utilizando-se o processo semimicro Kjeldhal com adição de ácido salicílico, seguindo-se metodologia apresentada por Matos (2012).

As variações nas principais características da ARS, ao longo de todo período experimental, estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária da suinocultura (ARS) utilizada no experimento

Variáveis	ARS
pH	7,46 ± 0,30
CE (dS m ⁻¹)	5,741 ± 2,768
DQO (mg L ⁻¹)	5.529 ± 4.392
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	2.220 ± 1.548
ST (mg L ⁻¹)	4.363 ± 2.684
SVT (mg L ⁻¹)	2.419 ± 1.504
SST (mg L ⁻¹)	2.111 ± 2.032
NT (mg L ⁻¹)	675 ± 411
P (mg L ⁻¹)	127 ± 97
K (mg L ⁻¹)	350 ± 258
Na (mg L ⁻¹)	84 ± 56

As características operacionais dos SACs-EHSS, estabelecidas com base nas características da ARS, estão apresentadas na Tabela 2. Para determinação do tempo de detenção hidráulica (TDH), considerou-se o volume útil dos SACs-EHSS, que corresponde ao produto do volume total (2,0 m de comprimento x 0,50 m de largura x 0,50 m de profundidade molhada) pela porosidade do material suporte (0,398 m³ m⁻³), e a vazão correspondente ao tempo de aplicação da ARS em 2,0 h (Q*).

Tabela 2. Características operacionais dos SACs-EHSS

Q	Q^*	TDH	TCO
$0,020 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$	$0,010 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$	19,9 h	$444 \pm 310 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO_5

Q – vazão afluente, Q^* - vazão afluente considerando o tempo de aplicação de 2,0 h, TDH – tempo de detenção hidráulica, TCO – taxa de carregamento orgânico, estabelecida com base na área superficial.

As variações da temperatura da água residente nos SACs-EHSS são mostradas na Figura 9. Nas Figura 10 e Figura 11, respectivamente, são apresentadas as variações dos valores máximos e mínimos de temperatura e umidade relativa do ar interno e externo a casa de vegetação.

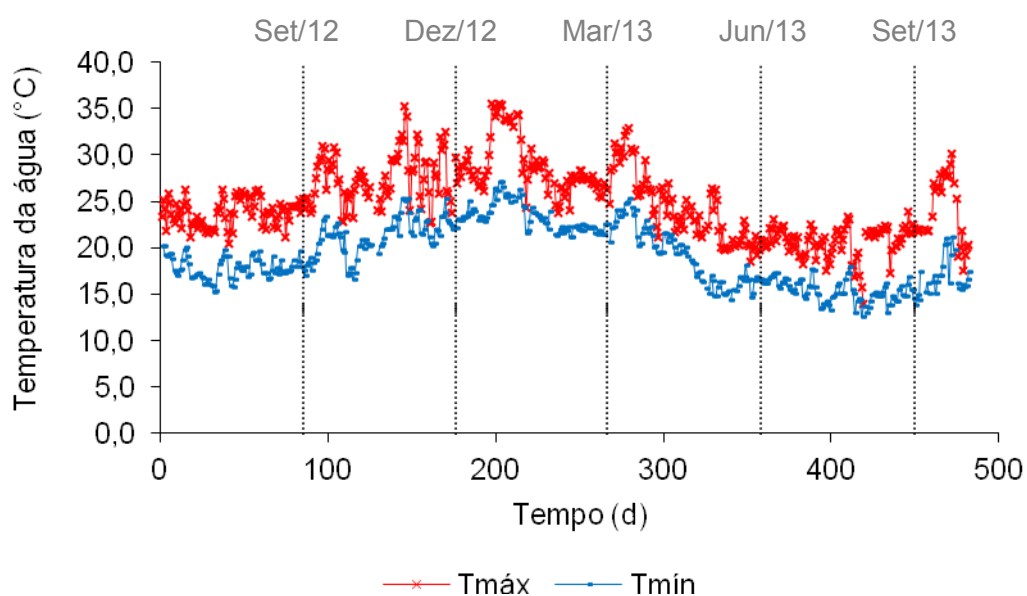


Figura 9. Variação das temperaturas máximas e mínimas da água interior aos SACs-EHSS.

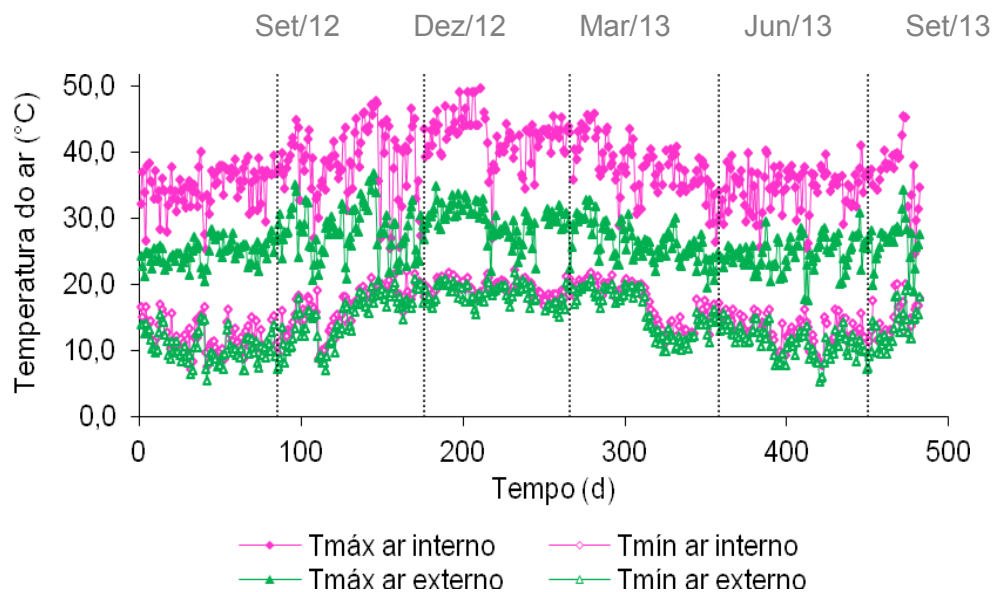


Figura 10. Variação nas temperaturas máximas e mínimas do ar interior e exterior a casa de vegetação.

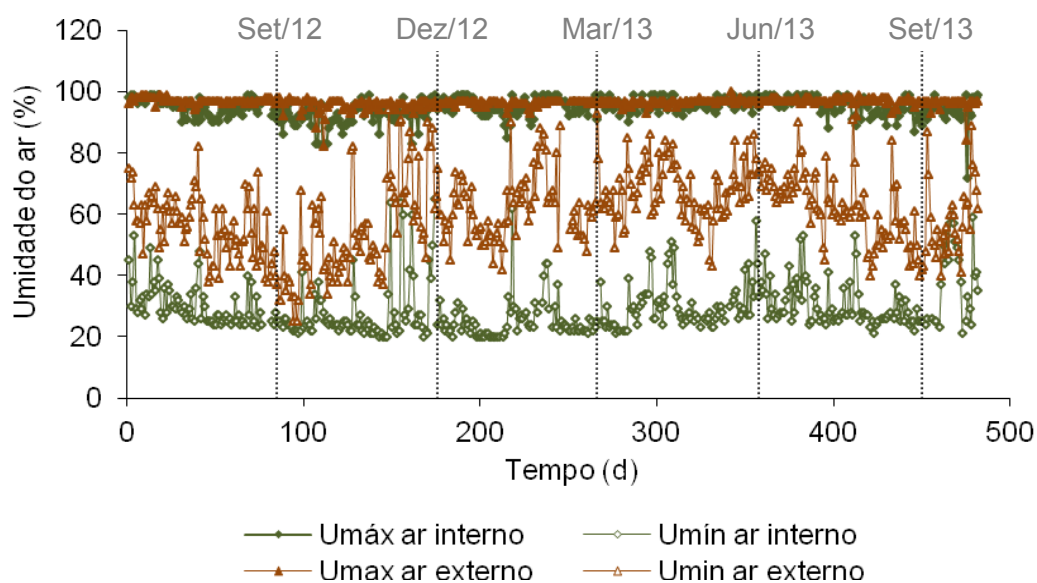


Figura 11. Variação das umidades relativas máximas e mínimas do ar interior e exterior a casa de vegetação.

As temperaturas máximas e mínimas do ar interno mantiveram-se superiores às máximas e mínimas do ar externo, tendo as máximas apresentado maiores diferenças. Para umidade relativa, as maiores diferenças foram observadas para os valores mínimos. Na Tabela 3 são apresentados os valores extremos e os valores médios obtidos, para temperatura do ar, da água e umidade relativa do ar.

Tabela 3. Valores máximos, mínimos e médios para temperatura da água no interior do SAC-EHSS e para temperatura e umidade relativa do ar interno e externo a casa de vegetação

	$T_{\text{água}}$	$T_{\text{ar interno}}$	$T_{\text{ar externo}}$	$U_{\text{ar interno}}$	$U_{\text{ar externo}}$
	----- °C -----			----- % -----	
Máximo	35,5	49,6	36,7	99,0	100,0
Mínimo	12,6	7,2	5,2	20,0	25,0
Média	22,0	26,6	20,4	61,9	78,4

$T_{\text{água}}$ – temperatura da água residente nos SACs-EHSS; $T_{\text{ar interno}}$ – temperatura do ar no interior da casa de vegetação; $T_{\text{ar externo}}$ – temperatura do ar externo à casa de vegetação; $U_{\text{ar interno}}$ – umidade relativa do ar no interior da casa de vegetação; $U_{\text{ar externo}}$ – umidade relativa do ar externo à casa de vegetação.

4.4. Monitoramento do escoamento superficial e inversão do sentido de escoamento

O monitoramento do avanço do escoamento superficial (ES) foi realizado medindo-se, duas vezes por semana, o alcance do escoamento, com auxílio das fitas métricas instaladas nas bordas dos sistemas. As medidas eram realizadas após 10 a 15 min do início da aplicação da ARS.

A inversão no sentido de escoamento da água foi realizada quando se observou que o ES da água residuária aplicada alcançou 50% do comprimento do SAC-EHSS, ou seja, 100 cm, permanecendo por no mínimo quatro medidas sucessivas. Portanto, o sentido de escoamento da água residuária nos sistemas foi invertido em épocas diferentes, para cada tratamento. Fez-se uma única inversão em cada sistema, sendo o primeiro a ter seu escoamento invertido o SAC-EHSS 2, cultivado com tifton 85, em 27 de julho de 2012 (aos 48 dias de experimento), o segundo foi o SAC-EHSS 1, não cultivado, em 27 de novembro de 2012 (aos 171 dias de experimento), e por último o SAC-EHSS 3, cultivado com alternantera, em 08 de setembro 2013 (aos 456 dias de experimento).

Durante o período experimental, em alguns sistemas, o ES tornou-se igual a 200 cm, ou seja, o sistema ficou totalmente alagado. Nessa situação, decidiu-se por desativá-los, visto que não havia mais o que ser feito.

4.5. Determinação da condutividade hidráulica nos Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS)

A condutividade hidráulica saturada (K_s) do meio suporte dos SACs-EHSS vegetados e não vegetados foi determinada, de maneira pontual, ao longo do comprimento do sistema e ao longo do tempo de experimentação, com intuito de serem avaliados os efeitos dos fatores vegetação, da posição e do tempo nessa propriedade hidrodinâmica. Cada SAC-EHSS foi dividido em três partes ou terços e, em cada um desses terços, foi feito o teste de condutividade hidráulica, assim, os testes foram realizados às distâncias de 0,33; 1,00 e 1,67 m do início do sistema (Figura 6), em média, a cada 60 dias.

O procedimento consistia no uso de um tubo (piezômetro) de 75 mm de diâmetro (2R), inserido de forma permanente a uma profundidade molhada de 10 cm (L), sendo então aplicada, no tubo, uma carga hidráulica inicial de 0,40 m (h_0), na forma de um pulso, medindo-se o tempo que a água demorava a infiltrar no meio poroso do leito. Para medir o decaimento do nível d'água ao longo do tempo foi utilizado um transmissor de nível hidrostático da HYTRONIC®, modelo TSH/100M/P/02 (0 a 1 mca), conectado aos módulos conversor 7520 e A/D 7018, e esses a um computador. As medidas do nível d'água eram registradas a cada segundo. Para coleta e armazenamento dos dados foi utilizado o programa computacional "Sistema de Aquisição de Dados", desenvolvido por Batalha (2011). A água utilizada nas medições foi coletada na saída de cada SAC-EHSS, ou seja, o efluente dos sistemas.

Para estimativa de K_s utilizou-se a Equação 3, apresentada no Quadro 1, obtida pela combinação do princípio da conservação de massa e da lei de Darcy (NAVFAC, 1986).

Este é um teste de carga variável, realizado *in situ*, com nível de água descendente (*falling head test*), aplicado geralmente para determinação da condutividade hidráulica em solos, também conhecido como método de Hvorslev (FETTER, 1994). A escolha da equação citada acima decorre do fato da mesma estar relacionada a uma determinada

configuração geométrica do piezômetro. Esta configuração não possui nenhum tipo de relação a ser obedecida durante os ensaios, tal como é exigido em outros métodos descritos por Hvorslev (1951). Tais relações seriam, por exemplo, a razão entre altura e diâmetro do piezômetro ser maior ou menor que determinado valor, ou uma determinada faixa de valores de diâmetro considerada apropriada. A geometria escolhida para o piezômetro também tende a tornar a técnica de medição mais simples e fácil de ser implantada em SACs-EHSS.

Na Figura 12 está apresentado um esquema demonstrando a geometria do piezômetro utilizado no experimento.

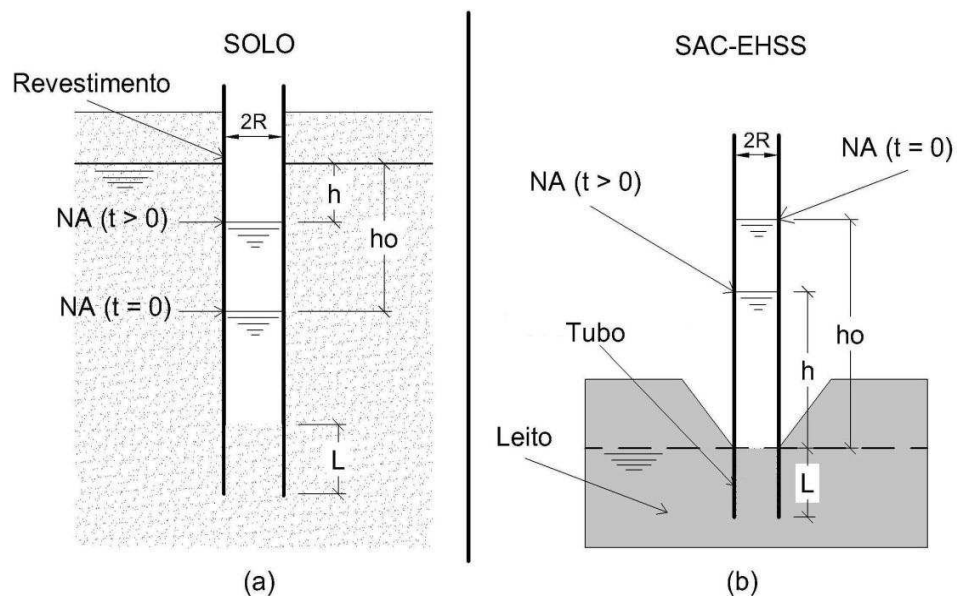


Figura 12. Esquema mostrando a geometria dos piezômetros para o método Hvorslev quando aplicado no solo (a) e quando adaptado em SACs-EHSS (b).

Para estimativa da K_s da brita limpa, o mesmo teste foi realizado em três pontos de um SAC-EHSS, de mesmas dimensões e mesmo material suporte que as demais unidades experimentais, utilizando água limpa. O valor, resultante da média das três medidas, correspondeu, então, a K_s do leito “limpo”, ou seja, do SAC-EHSS em seu estágio inicial, sem a presença de biofilme, sólidos, raízes, rizomas, estolões e restos vegetais. Este sistema

foi denominado SAC-EHSS 0. O valor médio de K_s no SAC-EHSS 0 (com brita limpa) foi de 2.504 m d^{-1} .

Para o cálculo da condutividade, foi utilizado o procedimento proposto por Hvorslev (1951), em que são empregados os parâmetros do piezômetro e da curva, em escala semi-logarítmica, $(h/h_o) \times t$. De acordo com essa solução, K_s pode ser obtida utilizando-se:

$$K_s = \frac{2.\pi.R+11.L}{11.t_{37}} \quad (\text{Eq. 7})$$

em que,

t_{37} = tempo de retardo básico (s).

O tempo de retardo básico corresponde ao tempo decorrido até que o nível d'água atinja 37% do nível inicial, ou seja, $h/h_o = 0,37$.

Os valores de condutividade hidráulica em meio saturado, obtidos utilizando-se a Equação 7, representam a condutividade hidráulica vertical, estando, isso, associado ao *design* do piezômetro utilizado.

Os valores de K_s , medidos nas condições ambientais de momento, foram recalculados para a temperatura de referência de $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Para isso, a temperatura do líquido no interior de cada SAC-EHSS foi obtida em cada teste, utilizando-se um termômetro de mercúrio. Para a correção de K_s , utilizou-se a Equação 5. Os valores de viscosidade utilizados nos cálculos foram aqueles referentes aos da água limpa, obtidos em tabelas contidas em Dewitt e Incropera (2003).

4.6. Amostragem e caracterização dos sólidos intersticiais e superficiais dos leitos dos Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS)

Ao fim do período experimental, foram retiradas amostras do leito dos SACs-EHSS com o objetivo de quantificar e caracterizar os sólidos intersticiais. Para amostragem do meio poroso procedeu-se da seguinte forma:

- 1) Inicialmente, toda a água presente no interior dos SACs-EHSS foi retirada;
- 2) Após um período de 24 h, foram coletadas três amostras ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, às distâncias de 0,02, 1,0 e 1,98 m do início do sistema (pontos 1, 2 e 3, Figura 13). Cada amostra compreendia todo material ao longo do perfil. Para os sistemas cultivados, o material coletado de 0 a 20 cm de profundidade foi separado do material coletado de 20 a 55 cm, totalizando neste caso, seis amostras distintas;

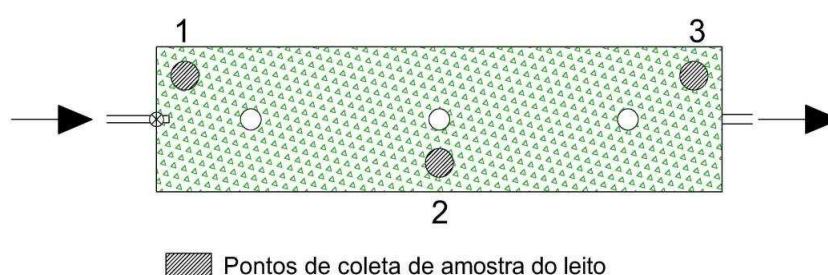


Figura 13. Pontos de coleta de amostras do leito, em que 1, 2 e 3 estão a, respectivamente, 0,02, 1,0 e 1,98 m da entrada do sistema, tendo como referência os sistemas não invertidos.

- 3) Para a amostragem, cravou-se um tubo de PVC com 100 mm de diâmetro e 60 cm de altura, e coletou-se manualmente todo material contido no interior do tubo (Figura 14);



Figura 14. Detalhe da amostragem do leito, mostrando o tubo já cravado na brita para (a) o SAC-EHSS 1, sem vegetação, e para (b) o SAC-EHSS 5, cultivado com tifton 85.

- 4) Todo material coletado foi seco ao ar, durante um período de aproximadamente 48 h;
- 5) Após a secagem, o material coletado foi pesado e passado por peneiras padronizadas segundo as normas da ABNT, com diâmetros de abertura de 19,1, 12,7, 9,25, 6,35, 4,76 e 2,38 mm. No processo de separação também foi utilizada a vibração mecânica (Figura 15a). O material retido em cada uma das peneiras e no recipiente de coleta dos finos foi pesado, a fim realizar uma caracterização granulométrica do leito (Figura 15b);

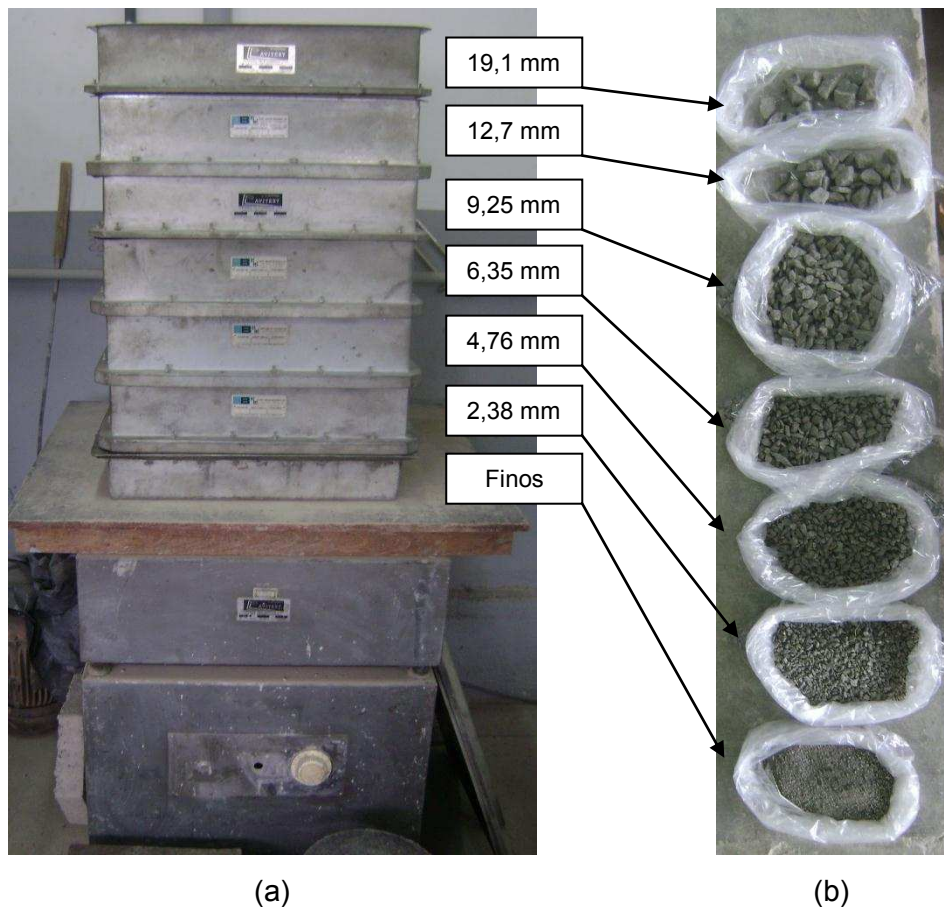


Figura 15. (a) Peneiras e sistema de vibração mecânica utilizados na separação granulométrica e (b) material retido em cada uma das peneiras e no recipiente de coleta dos finos.

- 6) O material retido no recipiente de coleta dos finos foi passado, ainda, por mais duas peneiras, também padronizadas segundo as normas da

ABNT, com diâmetros de abertura de 1,0 e 0,212 mm. O material retido na peneira de 0,212 mm (material grosseiro) e o retido no recipiente de coleta dessa peneira (material fino) foram separados em diferentes recipientes;

- 7) O restante do material, ou seja, com diâmetros $\geq 1,0$ mm, foi lavado com água destilada, utilizando-se um volume máximo de 1,5 L por amostra, de forma a proporcionar a maior remoção possível do material aderido às britas. Para isso, utilizou-se uma bacia e uma peneira com malha de 1,3 mm para facilitar o procedimento;
- 8) O líquido resultante da lavagem de cada uma das amostras foi transferido para béqueres de 2,0 L, passando antes pela peneira de 1,0 mm de diâmetros de abertura, e levados para redução do teor de água em placas aquecedoras, sob temperatura de 60 °C;
- 9) O material contido nos béqueres permaneceu nas chapas até que fosse obtida uma espécie de “lama”. A partir desse ponto, essa “lama” foi transferida para uma lata de metal e levada para secagem, em estufa, a 65 °C, por 24 h. Após serem secadas, todas as amostras foram destorroadas com auxílio de um almofariz, passadas novamente na peneira de malha 0,212 mm, e adicionada ao material grosseiro e fino separados inicialmente (item 7);
- 10) Ao final, após observar que ainda havia material aderido às pequenas britas da fração grosseira, optou-se por analisar separadamente grosseiros e finos;
- 11) Foram realizadas as seguintes análises nos materiais grosseiros e finos: sólidos totais (ST), pelo método gravimétrico, sólidos voláteis totais (SVT) e sólidos fixos totais (SFT), obtidos após a calcinação do material em mufla, sob temperatura de 550 °C, por 2,0 h, conforme constam no *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater* (APHA et al., 2012);
- 12) Fez-se, também, uma análise de raios X no material recolhido após a calcinação em mufla, sob a temperatura de 550 °C (item 12), a fim de identificar qualitativamente os minerais presentes no material retirado do leito dos SACs-EHSS e identificar se a brita também contribuiu para composição deste material colmatante. O material foi analisado em um

Difratômetro com radiação de cobalto (Co), com comprimento de onda de 0,17902 nm, faixa de varredura de (2θ) 4 a 70° e velocidade de varredura com um passo de $0,01^\circ$ a cada segundo.

Todo procedimento descrito anteriormente, para amostragem e análise da brita, também foi realizado no SAC-EHSS 0, de mesmas dimensões e mesmo material suporte que as demais unidades experimentais, mas que não sofreu nenhum tipo de tratamento. Dessa forma, foi possível identificar se houve ou não mudanças qualitativas e quantitativas nas características do meio suporte dos SACs-EHSS ao longo do tempo de operação.

Os dados de teor de sólidos, apresentados na razão massa por volume de poros (g L^{-1}), para serem apresentados em relação à matéria seca foram submetidos às seguintes transformações:

$$ST = \left(\frac{M_u}{1 + U_{bs}} \right) \cdot \frac{1}{V \cdot \varepsilon} \quad (\text{Eq. 8})$$

$$SVT = \left(\frac{M_u}{1 + U_{bs}} \cdot \frac{C_{SVT}}{100} \right) \cdot \frac{1}{V \cdot \varepsilon} \quad (\text{Eq. 9})$$

$$SFT = \left(\frac{M_u}{1 + U_{bs}} \cdot \frac{C_{SFT}}{100} \right) \cdot \frac{1}{V \cdot \varepsilon} \quad (\text{Eq. 10})$$

em que,

ST = sólidos totais no meio poroso do SAC-EHSS (g L^{-1});

SVT = sólidos voláteis totais no meio poroso do SAC-EHSS (g L^{-1});

SFT = sólidos fixos totais no meio poroso do SAC-EHSS (g L^{-1});

M_u = massa seca ao ar do total de sólidos retirados do meio poroso (g);

U_{bs} = teor de água, em base seca, da massa dos sólidos retirados do meio poroso (g g^{-1});

C_{SVT} = concentração de sólidos voláteis totais na amostra de sólidos (g L^{-1});

C_{SFT} = concentração de sólidos fixos totais na amostra de sólidos (g L^{-1});

A título de informação, tanto no que se refere à posição dos terços e a localização dos pontos de coleta de amostras e de medições (1, 2 e 3), nos SACs-EHSS, a ordem foi mantida, tanto para sistemas nos quais foi feita a inversão no sentido do escoamento como naqueles em que isso não ocorreu.

4.7. Análise estatística dos dados

Análise granulométrica

Para a análise granulométrica da brita, fez-se uma análise de variância, considerando 7 tratamentos (SACs-EHSS 1I, 2I, 3I, 4, 5, 6 e a testemunha, o SAC-EHSS 0), com 3 repetições (pontos de coleta do leito), no delineamento inteiramente casualizado (DIC). As médias foram comparadas utilizando-se o teste de Dunnett, para comparar os tratamentos com a testemunha, em nível de 5% de probabilidade. Foi utilizado o programa computacional R (R CORE TEAM, 2014).

Análise de K_s

A fim de se avaliar as características hidrodinâmicas nos SACs-EHSS, antes e após a inversão no sentido do escoamento, foi feita uma divisão dos tratamentos antes da inversão e outra após a inversão. Em ambos os estágios, as análises foram realizadas por meio da estatística descritiva, com base nos fenômenos físicos, químicos e biológicos observados, além das informações fornecidas pelos dados coletados e analisados em ambos os estágios.

❖ Antes da inversão no sentido de escoamento

Antes de ocorrer a inversão no sentido de escoamento, o experimento apresentou os seguintes tratamentos:

- SACs-EHSS controle, não cultivados com qualquer espécie vegetal: SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS4;
- SACs-EHSS cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon* spp): SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 5;

- SACs-EHSS cultivados com alternantera (*Alternanthera philoxeroides*): SAC-EHSS 3 e SAC-EHSS 6.

❖ *Após a inversão no sentido de escoamento*

O diferencial deste estágio foi que cada tipo de vegetação (sem vegetação, tifton 85 e alternantera) se constituiu em um experimento distinto.

A distribuição dos tratamentos foi feita da seguinte forma:

- SACs-EHSS controle, que não tiveram o sentido de escoamento invertido: SAC-EHSS 4NI, SAC-EHSS 5NI e SAC-EHSS 6NI;
- SACs-EHSS que tiveram o sentido de escoamento invertido: SAC-EHSS 1I, SAC-EHSS 2I e SAC-EHSS 3I.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Problemas enfrentados durante o período experimental

Durante o período experimental ocorreram problemas com infestação de pragas em ambas as espécies vegetais, o que pode ter sido favorecido pelo cultivo dentro da casa de vegetação, onde foi conduzido o experimento. Segundo Picanço e Marquini (1999), algumas pragas encontram condições ótimas de desenvolvimento e reprodução em ambiente protegido.

Outro fator que favoreceu o ataque de pragas foi o excesso de nitrogênio aplicado via ARS. De acordo com Picanço et al. (2007), o uso de adubação desequilibrada, sobretudo o excesso de nitrogênio, pode acarretar em aumento nas populações de pragas, principalmente de ácaros e insetos minadores e sugadores.

No capim tifton 85 foram observadas infestações por pulgões, cochonilhas, tripses, cigarrinha e fungos. Uma amostra de folhas foi analisada em laboratório, confirmando a presença de fungos do gênero *Cladosporium* (Figura 17). Este gênero de fungo é típico de campo, em forrageiras (HLÖDVERSSON; KASPERSSON, 1986).

Além do ataque por pragas, o tifton 85 plantado nos SACs-EHSS 2 e 5 apresentou dificuldade de rebrota nas laterais dos SACs-EHSS, isso durante o segundo ano de operação dos sistemas, tendo a maior dificuldade sido observada no SAC-EHSS 5 (Figura 18).



(a)



(b)

Figura 17. Detalhes do capim tifton 85 sob ataque de pragas: (a) folhas com pontos pretos, que são os fungos; (b) folhas com sintomas de ataque de tripes, com manchas esbranquiçadas.



(a)



(b)



(c)

Figura 18. Em (a) detalhe do SAC-EHSS 5NI com dificuldade de rebrota nas laterais, (b) e (c) SACs-EHSS 2I e 5NI, respectivamente. Fotos tiradas em maio de 2013 (355 dias de experimento).

Na alternantera também ocorreram infestações por pulgões, cochonilhas, tripses, cigarrinha e fungos, além de lagartas e vaquinha (Figura 19). Uma amostra de planta foi analisada em laboratório, confirmando a presença de Lepidoptera: Noctuidae. Lepidopteras são pragas na fase de

lagartas, provocando a desfolha das plantas. Spencer e Coulson (1976) citaram o trips, da espécie *Agassicles hygrophila*, e lagartas, da espécie *Vogtia malloi* (Lepidoptera: Pyralidae), como potenciais agentes para controle biológico da alternantera nos USA, onde é considerada uma praga. Essas espécies de insetos foram observadas infestando plantas de alternantera em diversas regiões da América do Sul (SPENCER; COULSON, 1976).

Ao final do primeiro ano, a alternantera estava bastante infestada com pragas, sendo necessário o replantio de algumas mudas no primeiro terço do SAC-EHSS 6 (Figura 20).

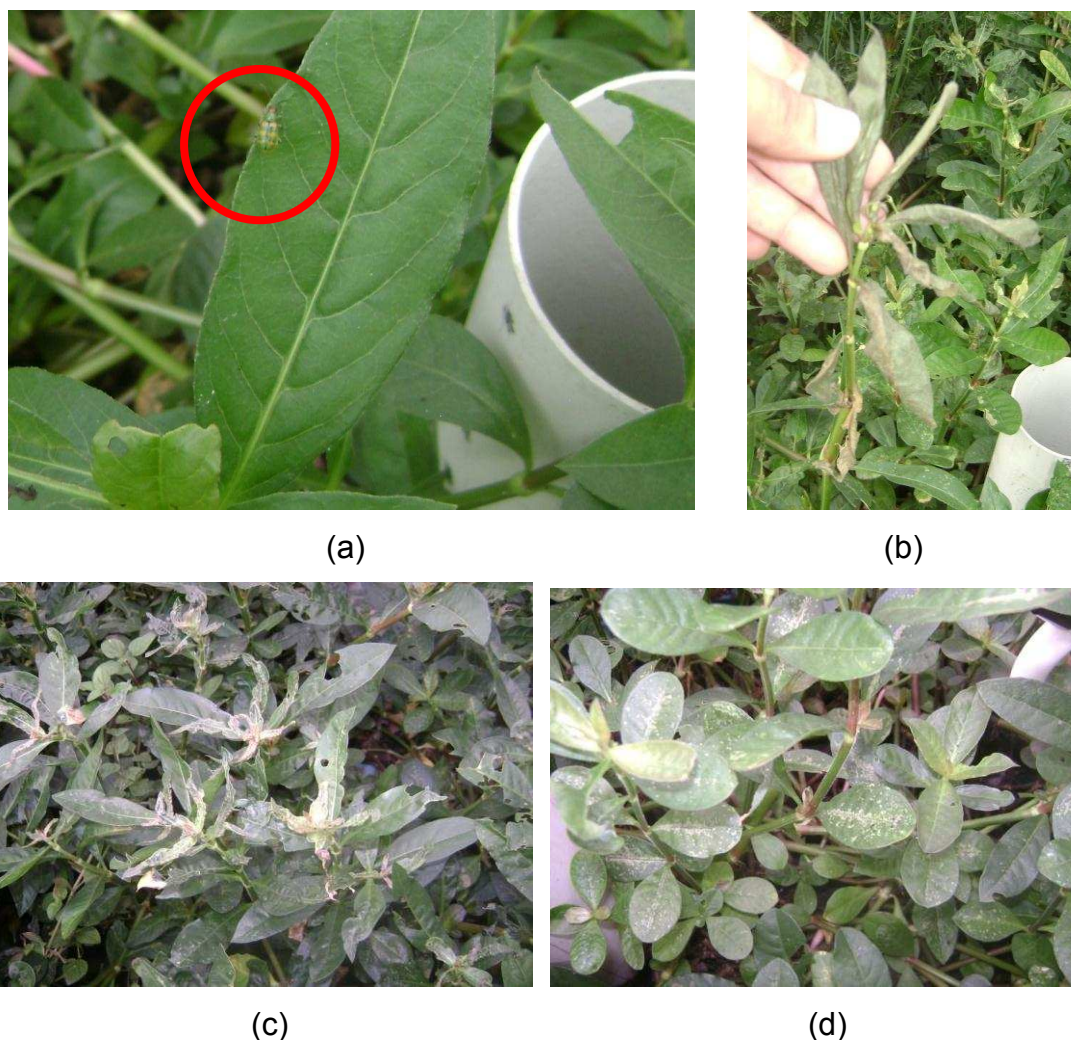


Figura 19. (a) Detalhe da presença de vaquinha nos SACs-EHSS cultivados com alternantera; e alguns sintomas dos ataques das pragas: (b) pontas dos galhos murchas, (c) folhas retorcidas e com buracos e (d) folhas com manchas brancas.



Figura 20. Primeiro terço da SAC-EHSS 6 após ataque de pragas, no fim do primeiro ano de operação do sistema. Foto tirada em julho de 2012 (36 dias de experimento).

Para tentar combater o ataque de pragas, sob recomendação de um profissional especializado, foram realizadas duas aplicações do pesticida Actara, ao longo de todo o período experimental.

Outro fato, que embora não tenha chegado a ser, realmente, um problema, foi o aparecimento de buracos na superfície do leito dos SACs-EHSS (Figura 21). Suspeita-se que esses buracos eram feitos por animais de pequeno porte, durante a noite, para alimentar-se de pequenos insetos que vivam no interior do leito. Isso aconteceu esporadicamente durante o tempo experimental, sendo os buracos desfeitos, retornando a brita para o seu lugar.



Figura 21. Buracos observados na superfície do leito dos SACs-EHSS.

5.2. Desempenho das espécies cultivadas nos SACs-EHSS

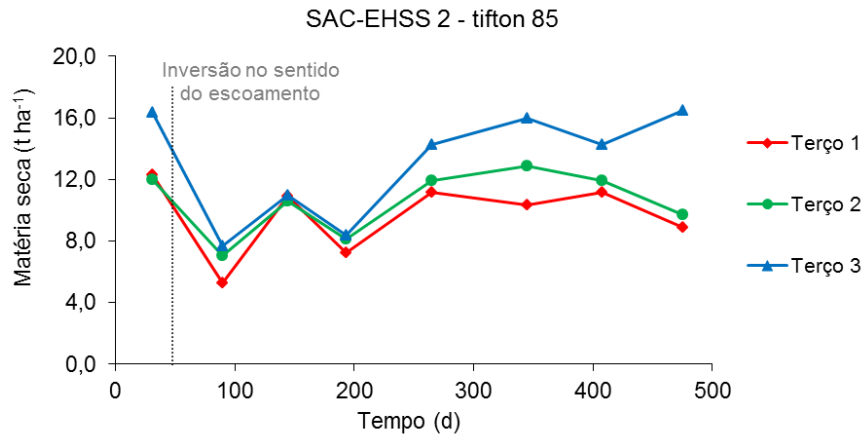
Apesar dos problemas com as pragas, considerou-se que as espécies cultivadas apresentaram boa adaptação ao meio de cultivo durante o período de monitoramento do experimento.

Fia et al. (2011) e Matos et al. (2010e) também não observaram problemas de adaptação inicial do capim tifton 85 cultivado em SACs-EHSS, quando utilizados no tratamento da ARS. No entanto, Matos et al. (2010e) constataram dificuldade em se atingir a densidade de plantas adequadas para cultivo nos sistemas, fato que ocorreu provavelmente devido à época de plantio e cultivo da espécie vegetal, ambos realizados no inverno.

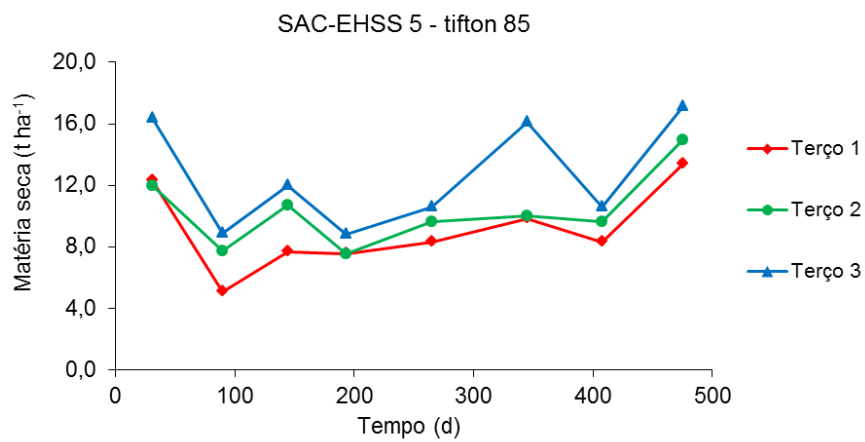
Quanto à alternantera, Matos et al. (2009) não observaram problemas de adaptação das plantas nos SACs-EHSS. Fia et al. (2008), utilizando SACs-EHSS cultivados com alternantera no tratamento de ARC, também não notaram problemas de adaptação da planta, antes da aplicação da água residuária, no entanto, durante este período, o desenvolvimento da planta foi lento. Após o início de aplicação da ARC, os autores relatam o amarelecimento de parte do tecido vegetal, sem que tenha ocorrido senescência das plantas.

Os resultados obtidos na quantificação da produtividade de matéria seca das espécies cultivadas ao longo do tempo estão apresentados na Figura 22.

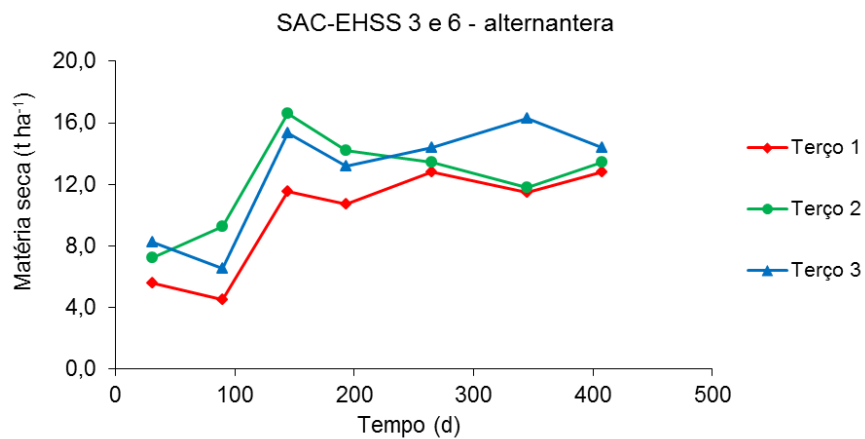
Na Tabela 4 estão discriminadas as produtividades médias por terço e total, para os sistemas cultivados. A apresentação dos resultados foi discriminada para os SACs-EHSS 2 e 5, cultivados com tifton 85, devido à inversão no sentido de escoamento. A partir da inversão cada sistema estava submetido a tratamentos distintos (com inversão e sem inversão), sendo denominados SAC-EHSS 2I e SAC-EHSS 5NI. Nos SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com alternantera, essa discriminação não foi feita porque os dados de produtividade de matéria seca referem-se ao período sem inversão no sentido do escoamento, portanto, estes sistemas se constituem em repetições, tendo sido apresentados os dados médios. Não há valores de produtividade de matéria seca para a alternantera no último corte, o que se deve ao ataque de pragas, que deixou as plantas bastante debilitadas.



(a)



(b)



(c)

Figura 22. Variação na produtividade de matéria seca (t ha⁻¹) para: (a) SAC-EHSS 2, com inversão no sentido do escoamento, no segundo corte, e (b) SAC-EHSS 5, sem inversão no sentido de escoamento, ambos cultivados com tifton 85; e (c) SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com alternantera.

Tabela 4. Valores médios de produtividade de matéria seca ($t\ ha^{-1}$), por terço e total, discriminados para os SAC-EHSS 2I e 5NI, ambos cultivados tifton 85, e os valores médios para os SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com alternantera

SAC-EHSS - planta	Matéria seca ($t\ ha^{-1}$)			
	Terço 1	Terço 2	Terço 3	Total
SAC-EHSS 2I - tifton 85	9,66	10,52	13,04	11,07
SAC-EHSS 5NI - tifton 85	9,05	10,28	12,55	10,63
SACs-EHSS 3 e 6 - alternantera	9,93	12,29	12,63	11,62

Verifica-se que a produtividade de matéria seca variou entre os terços dos sistemas cultivados, para uma mesma espécie vegetal. A produtividade média de matéria seca do tifton 85, em ambos os SACs-EHSS cultivados, com ou sem inversão no sentido de escoamento da ARS, tendeu a aumentar do primeiro para o último terço do sistema. No que se refere à alternantera, os maiores valores de produtividade, ao longo do tempo, foram obtidos no segundo terço, com exceção do primeiro e dos três últimos cortes, quando a tendência passou a ser semelhante à do tifton 85. Ainda referente à alternantera, considerando o valor médio, a maior produtividade de matéria seca é atribuída ao terceiro terço.

Variações na produtividade ou altura de plantas em SACs-EHSS são bastante comuns. Matos et al.(2009) também observaram variações na produtividade de matéria seca entre terços de SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e alternanthera, utilizados no tratamento de ARS, para uma TCO de $154,8\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ de DBO_5 , nos três cortes realizados. No entanto, os valores de produtividade de matéria seca tenderam a diminuir do início para o final do sistema, o contrário do observado no presente trabalho. No estudo de Matos et al. (2009), a alternantera também apresentou mudança de comportamento no terceiro e último corte.

Rousseau et al. (2005), em um estudo com 12 SACs-EHSS, no Reino Unido, observaram que todos os sistemas apresentavam variabilidade na altura da vegetação ao longo dos sistemas, havendo diferentes padrões entre os SACs-EHSS estudados.

Matos et al.(2008) observaram que a variação nas alturas médias das plantas em um mesmo SACs-EHSS era diferente para diferentes valores de *TCO* aplicados. No trabalho de Matos et al.(2008), os SACs-EHSS que receberam maiores *TCOs* (320 e 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅) apresentaram menor altura média de planta na zona de entrada e maior altura média na zona de saída. Em contrapartida, os SACs-EHSS que receberam menores *TCOs* (66 e 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅) apresentaram maior altura média de planta na zona de entrada e menor na zona de saída.

O comportamento da produtividade da parte aérea das plantas nos SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e que receberam *TCOs* de 444 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅, no presente trabalho, foi análogo ao dos sistemas que receberam maiores valores de *TCO* descritos por Matos et al. (2008).

De acordo com Matos et al. (2008), as diferentes produtividades ao longo de um SAC-EHSS estão associadas ao estágio de degradação/decomposição da matéria orgânica em suspensão na água residuária em tratamento. Os autores explicaram que, no início do sistema, há uma região mais redutora, decorrente da presença de grande quantidade de matéria orgânica lábil e, ainda, baixa disponibilidade de nutrientes, ao contrário do que ocorre no trecho 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, estes já se encontram em menores concentrações, resultando em menor disponibilidade para assimilação pela vegetação. No caso de sistemas que recebem menores *TCOs*, o aporte de matéria orgânica na zona de entrada é menor e, provavelmente, é suficiente para a disponibilização de nutrientes para as plantas em todo o sistema.

Aparentemente, as pequenas dimensões dos SACs-EHSS estudados no presente trabalho não proporcionaram a ocorrência do citado decaimento na produtividade de matéria seca da parte aérea da cultura, em virtude da adequada disponibilidade de nutrientes até o seu final.

Verifica-se, também, que a produtividade média total da matéria seca da parte aérea da alternantera foi ligeiramente superior à do tifton 85,

cerca de 4,7% maior que do SAC-EHSS 2I, e 8,5% maior que do SAC-EHSS 5NI.

O contrário disso foi observado por Ferres (2012) e Matos et al. (2009), em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARS. Ferres (2012) encontrou valores médios de produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas de 9,0 e 6,7 t ha⁻¹, em 60 dias de cultivo, para sistemas plantados com tifton 85 e alternantera, respectivamente, com 4 meses de operação e TCO de 411 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅. Matos et al. (2009) obtiveram valores médios de 26,2 e 28,8 t ha⁻¹, de matéria seca da parte aérea das plantas, em três cortes, efetuados em 18 meses de operação, a partir da data de plantio, em sistemas cultivados com alternantera e tifton 85, respectivamente, para uma TCO média de 154,8 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅.

Com base nos dados apresentados na literatura percebe-se que, no geral, há diminuição na produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas com o aumento nos valores de TCO. Assim, os relativamente baixos valores de produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas no presente trabalho, provavelmente, estão relacionados, sobretudo, à alta TCO aplicada, que foi de 444 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅.

Fia et al. (2008), que trabalharam com SACs-EHSS no tratamento de ARC, observaram decréscimo na produção de matéria seca da taboa (*Thypha* sp.) e da alternantera com o aumento da TCO aplicada. No entanto, os autores ressaltaram que outros fatores, além da carga orgânica, podem ter prejudicado o desenvolvimento das plantas, como a carga de compostos fenólicos, que podem causar fitotoxicidade às espécies vegetais, e de potássio, que diminui o potencial osmótico no meio, dificultando a absorção de água pelas plantas, em fenômeno semelhante ao proporcionado pela presença do sódio.

Fia et al. (2011), que estudaram SACs-EHSS sob TCOs de 163, 327, 460 e 561 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅, no tratamento de ARS, apresentam valores médios de produtividade do capim tifton 85 de 5,13; 6,26; 5,03 e 4,73 t ha⁻¹, com cortes aos 90 e 150 dias após o plantio, sendo o maior valor relacionado à TCO de 327 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅. Neste caso, a maior produtividade esteve relacionada à TCO intermediária.

Observa-se que os resultados apresentados na Tabela 4, referentes ao capim tifton 85, foram maiores que com os resultados de Fia et al. (2011), para a produtividade de matéria seca associado a TCO de 460 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅, semelhante a utilizada no presente estudo, que foi de 444 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅. Apesar de Fia et al. (2011) terem trabalhado com TCO semelhante, a forma como os dados de produtividade de matéria seca foram determinados foi distinta, pois os intervalos de corte foram diferentes e o material recolhido foi seco a 103-105°C, temperatura maior que os 65°C utilizados no presente estudo. Portanto, o montante de massa seca empregada no cálculo foi menor, resultando em menores produtividades.

Os SACs-EHSS 2I, 3 e 6 apresentaram tendência de aumento na produtividade de matéria seca com o decorrer do tempo de operação dos sistemas, sendo essa tendência menos evidente no SAC-EHSS 5NI.

Em relação aos SACs-EHSS 3 e 6, isso pode estar relacionado ao fato da alternantera ser uma espécie aquática, adaptando-se melhor às condições de alagamento a que foi exposta. Esta mesma tendência foi observada por Freitas (2006), que explicou que isso pode ser um indicativo de que o acúmulo de material orgânico no meio poroso torna as condições mais apropriadas para o crescimento da alternantera.

No caso dos SACs-EHSS 2I e 5NI, o incremento na produtividade de matéria seca foi mais pronunciado no primeiro sistema, ou seja, naquele em que o sentido de escoamento da água residuária foi invertido. Nota-se que no primeiro SAC a produtividade foi ligeiramente maior em todos os terços, resultando em uma média total igualmente maior. Além disso, analisando os resultados apresentados na Figura 22, verifica-se que, pelo menos aparentemente, a inversão foi especialmente benéfica para o Terço 3 do SAC-EHSS 2I.

Esperava-se que, com a inversão do sentido do escoamento, a ARS chegaria mais “tratada” no Terço 1 do sistema, ou seja, com nutrientes mais disponíveis devido à degradação da matéria orgânica nos terços anteriores. Isso estimularia os microrganismos a degradar o material colmatante, bem como proporcionaria maior disponibilidade de nutrientes para as plantas e, conseqüentemente, as plantas se desenvolveriam mais e melhor no Terço 1 dos SACs-EHSS em que houve reversão no sentido do escoamento. Assim,

em conjunto, microrganismos e vegetação, atuariam como agentes descolmatantes do meio poroso. Analisando a resposta da produtividade média de matéria seca nos Terços, têm-se um incremento de 6,3%, 2,3% e 3,8% nos Terços 1, 2 e 3, respectivamente, do SAC-EHSS 2I. Portanto, apesar da produtividade média de matéria seca do primeiro terço não ter superado a dos demais terços do SAC-EHSS 2I, o Terço 1 foi o que apresentou maior incremento em resposta à inversão no escoamento. Outro fato, demonstrando os benefícios da inversão para a vegetação foi a observação de maior dificuldade de rebrota no SAC-EHSS 5NI em relação ao SAC-EHSS 2I, principalmente para os Terços 1 e 2, tal como mostrado na Figura 17.

A tolerância de gramíneas ao cultivo em regiões alagadas pode variar entre cultivares de mesmo gênero ou até de mesma espécie, conforme demonstra o trabalho de Caetano e Dias-Filho (2008) com forrageiras do gênero *Brachiaria*. Assim, existem espécies mais e outras menos tolerantes, ou com maior capacidade de adaptação, as condições de encharcamento (DIAS-FILHO, 2006).

O capim tifton 85 tem apresentado bom desempenho e adaptabilidade em ambientes alagados, como mostram os trabalhos de Queiroz et al. (2004), com rampa de tratamento de ARS, pelo método do escoamento superficial, e os trabalhos de Fia et al. (2011) e Matos et al. (2010b) com SACs-EHSS, no tratamento de ARS e ARL, respectivamente.

No entanto, o tifton 85 cultivado no SAC-EHSS 5NI apresentou dificuldade de rebrota, em pouco mais de 2 anos de operação dos sistema. Acredita-se que esse fato tenha relação com o comportamento do potencial redox (*Eh*) do meio poroso, já que o SAC-EHSS 2I, também cultivado com tifton 85, não apresentou o mesmo problema.

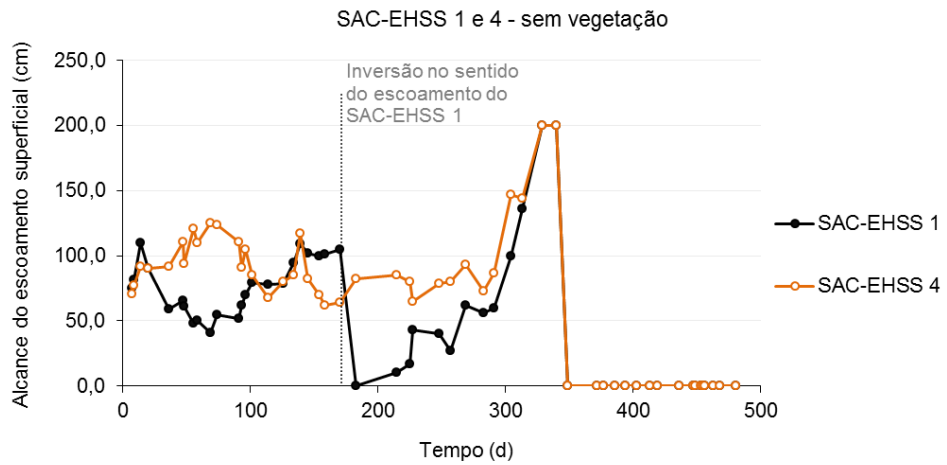
Em SACs-EHSS, o *Eh* varia ao longo do comprimento e profundidade do sistema, aumentando, no primeiro caso, da entrada para saída, e diminuindo, no segundo caso, da superfície para o fundo (KADLEC; WALLACE, 2008). Em relação à variação ao longo do comprimento, têm-se que o excesso de matéria orgânica aplicada na região inicial torna os primeiros metros do sistema um ambiente bastante redutor e com baixa concentração de nutrientes disponíveis, o que prejudica o desenvolvimento

das plantas. Com o passar do tempo de operação do sistema, esta região redutora avança no sentido longitudinal, fato decorrente do acúmulo de matéria orgânica, o que proporciona acréscimo na resistência ao aumento de *Eh* ao longo do comprimento, tal como observaram Matos et al. (2010c), nos 4 metros iniciais dos SACs-EHSS estudados.

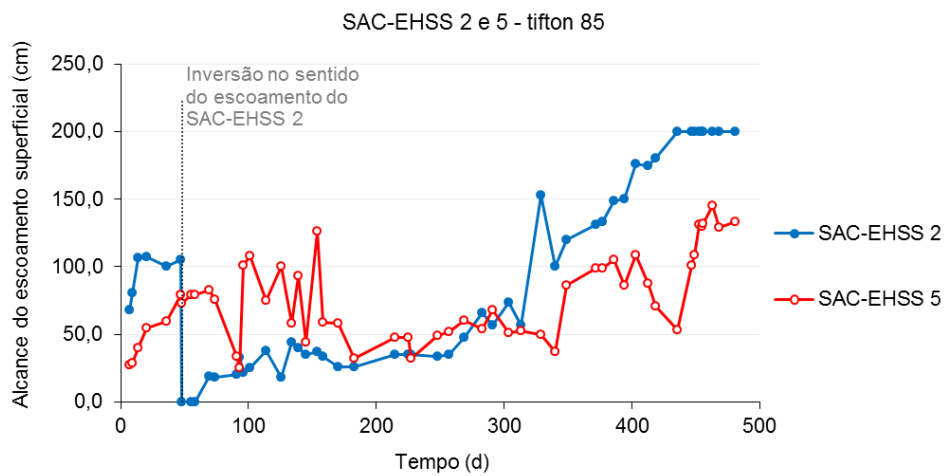
Dessa forma, acredita-se que a inversão no sentido do escoamento tenha proporcionado aumento no *Eh* nos dois primeiros terços do SAC-EHSS 2I, em virtude da aplicação da ARS passar a ser no Terço 3, e com isso a matéria orgânica chega de forma mais degradada e os nutrientes mais disponíveis nos Terços 2 e 1, dando chance a recuperação da vegetação nestas áreas, o contrário do ocorrido no SAC-EHSS 5NI. Além disso, a inversão no sentido do escoamento pode ter favorecido a difusão de oxigênio na camada superior do leito, nos Terços 1 e 2, ao eliminar o ES dessas zonas, favorecendo o aumento do *Eh* próximos as raízes e o desenvolvimento da vegetação no SAC-EHSS 2I.

5.3. Comportamento do escoamento superficial (ES)

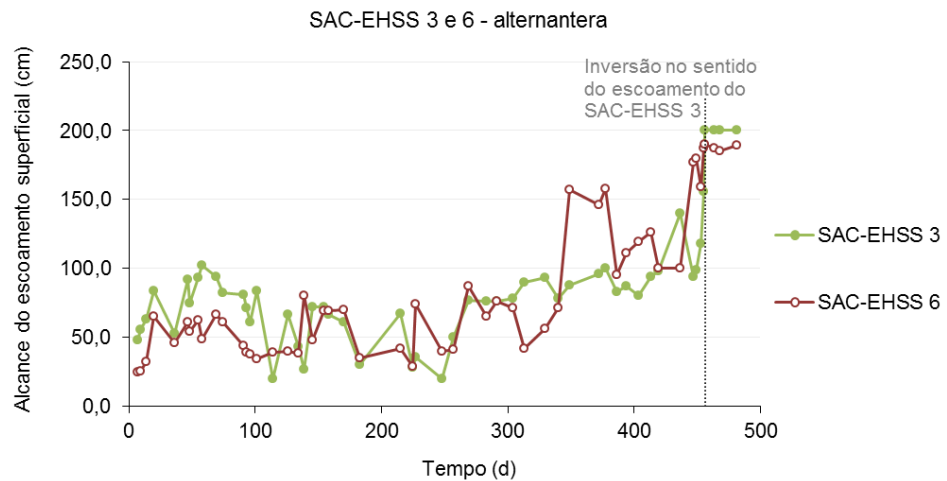
Os resultados obtidos para o monitoramento do avanço do escoamento superficial (ES) nos SACs-EHSS ao longo do tempo estão apresentados na Figura 23.



(a)



(b)



(c)

Figura 23. Variação do alcance do ES, antes e depois da inversão do sentido de escoamento, em: (a) SAC-EHSS 1 e 4, não cultivados; (b) SAC-EHSS 2 e 5, cultivados com tifton 85; e (c) SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com alternantera.

Por meio da Figura 23 é possível notar que a inversão no sentido de escoamento promoveu, a princípio, a extinção do ES nos SACs-EHSS, à exceção do SAC-EHSS 3I. Entretanto, a velocidade de avanço do ES nos sistemas invertidos foi maior que nos não invertidos. Isso fez com que, pouco tempo depois, o ES nos sistemas invertidos alcançasse os mesmos valores dos não invertidos.

Os SACs-EHSS 1I e 4NI apresentaram 200 cm de ES na mesma época (Figura 24), e o ES do SAC-EHSS 2I superou o do SAC-EHSS 5NI, que não alcançou os 200 cm ao fim do período experimental. Os SACs-EHSS 1I e 4NI foram desativados após ter sido evidenciado seu total alagamento.

Em vista disso, acredita-se que se os sistemas estudados fossem maiores longitudinalmente, ou ainda, se o critério do ES tivesse se baseado em alcances menores, entre 10-20%, por exemplo, possivelmente os efeitos positivos da inversão teriam sido mais duradouros, visto que os SACs-EHSS estariam em um estágio de colmatção menos evoluído, que poderia ser revertido ou mitigado com a técnica da inversão. Se os sistemas fossem maiores, haveria tempo hábil para que a água residuária chegasse ainda mais tratada na zona colmatada, dado o maior comprimento do sistema, e o processo de descolmatção poderia ter sido mais eficiente.



(a)



(b)

Figura 24. Sistemas totalmente alagados, ou em colapso. Em (a) SAC-EHSS 11 e em (b) SAC-EHSS 4NI. Fotos tiradas em 22 de maio de 2013.

Observa-se, também, na Figura 23 (a) que o comportamento do ES nos SACs-EHSS 1 e 4, antes da inversão no sentido do escoamento, foram opostos entre si durante um certo período de tempo de operação dos sistemas. Uma possível explicação para este ocorrido foi a posição do SAC-EHSS 1, que estava mais próximo ao portão de entrada da casa de vegetação, o qual permanecia aberto durante o monitoramento diário. Isso talvez tenha deixado o sistema mais exposto ao vento, em relação ao SAC-EHSS 4, fazendo com que a camada de sólidos sobre a superfície secasse, e com isso, se partisse, permitindo uma maior infiltração da água, o que levou ao retrocesso do ES.

Na tentativa de eliminar ou amenizar este possível efeito do vento e igualar os sistemas sob as mesmas condições, foram plantadas mudas de alternantera em jardineiras ao lado do SAC-EHSS 1, para que as plantas fizessem uma barreira natural para o vento, assim como no SAC-EHSS 4. Entretanto, as plantas da jardineira apresentaram um crescimento mais rasteiro (Figura 25).

A partir da observação do comportamento do SAC-EHSS 1, citada acima, percebe-se que o fato do experimento ter sido conduzido em casa de vegetação eliminou, ou reduziu demasiadamente, os benefícios dos efeitos positivos que as condições ambientais têm sobre a colmatação, principalmente, sobre a superfície dos SACs-EHSS. Isso inclui o efeito da insolação direta e do vento nos sistemas.

A insolação direta de raios de sol e a ação do vento poderiam potencializar a desidratação da camada de sólidos depositada sobre a superfície do leito, promovendo rachaduras, que auxiliariam no aumento da taxa de infiltração da ARS, o que poderia, inclusive, eliminar ou diminuir a presença do ES.

Além disso, o vento também proporcionaria o efeito de “braço de alavanca”, como mencionado por Knowles et al. (2011), devido à oscilação das hastes das plantas induzida pelo vento, provocando rupturas na camada de lodo sobre a superfície do sistema, criando canais por onde a água pode retornar à subsuperfície do leito.



Figura 25. Jardineiras plantadas com alternantera, ao lado do SAC-EHSS 1.

No SAC-EHSS 3I, após a inversão no sentido do escoamento, o ES não retrocedeu, passando de 156 cm para 200 cm, o contrário do ocorrido nos demais sistemas invertidos. A inversão mais tardia deste sistema provavelmente foi a principal causa deste comportamento.

Percebe-se que, apesar do ES ter atingido um valor próximo a 100 cm no SAC-EHSS 3, por volta dos 58 dias de experimento, ele não tendeu a permanecer próximo a este valor, retrocedendo logo em seguida, sendo este o motivo da não realização da inversão neste momento.

Com o passar do tempo, o SAC-EHSS 3 ficou cada vez mais colmatado, principalmente o primeiro terço, como naturalmente ocorre, de maneira que ao inverter o sentido do escoamento o primeiro terço formou uma espécie de barreira, com K_s bem menor que dos demais terços do sistema, como será discutido mais adiante, no item 5.4. Essa barreira impediu a passagem da água, fazendo-a aflorar sobre a superfície. Acredita-se também que o sistema de coleta de água tratada, no Terço 1, estava bastante entupido, já que a saída de água era ínfima na ocasião da aplicação da ARS.

Cooper et al. (2005) observaram que muitos dos 126 SACs-EHSS visitados em seu trabalho apresentavam entupimento no sistema de coleta do efluente, pois havia formação de biofilme e depósito de sólidos nos furos dos canos utilizados.

Outro fato que merece destaque é a ordem cronológica das inversões no sentido do escoamento nos SACs. Como o critério de inversão estava baseado no avanço do ES, o fator que mais influenciou, neste caso, foi o acúmulo de material sobre o leito, que promovia a redução da taxa de infiltração, diretamente ligada ao ES.

A espessura da camada de sólidos acumulados sobre a superfície do leito foi maior nos sistemas cultivados que nos não cultivados, já que naqueles, além da contribuição da ARS, havia a contribuição da vegetação. Segundo Knowles et al. (2011), as folhas e caules contribuem para a obstrução da superfície, reduzindo a taxa de infiltração da água no meio.

A configuração da entrada da água residuária no sistema também é um fator relevante. O afluente pode ser aplicado superficialmente, como no presente trabalho, ou subsuperficialmente, com a entrada da água residuária

localizada poucos centímetros abaixo da superfície do leito. Neste último caso, se elimina a contribuição de sólidos, oriundos da água residuária, no acúmulo de material na superfície do substrato. No entanto, segundo Alcabar (2010), em ambos os tipos de configuração de entrada da água residuária, pode ocorrer a formação de ES devido à colmatação, tal como confirmam os trabalhos de Chazarenc et al. (2007) e Knowles et al. (2010a), nos quais a aplicação da água residuária nos SACs-EHSS estudados se deu de forma subsuperficial, entretanto, o primeiro autor ressaltou que, na configuração de entrada subsuperficial, o surgimento do ES é, aparentemente, mais tardio, em relação ao da entrada superficial.

O primeiro sistema a ser invertido foi o cultivado com tifton 85. Os SACs-EHSS cultivados com esta espécie vegetal foram os sistemas que apresentaram maior camada de acúmulo de lodo sobre a superfície (Figura 26). Este material acumulado era uma mistura de sólidos com restos vegetais e estava presente em toda a extensão dos sistemas, com exceção do final do SAC-EHSS 5. Observa-se, na Figura 26, a formação de um caminho preferencial na superfície, devido à distribuição desuniforme das touceiras, principalmente no SAC-EHSS 2I, o que favoreceu o carreamento de sólidos sobre a superfície do meio suporte. A camada de lodo chegou a apresentar uma espessura em torno de 30 mm e 35 mm no Terço 3 do SAC-EHSS 2I e no Terço 1 do SAC-EHSS 5NI, respectivamente.

O sistema não vegetado foi o segundo a ter seu sentido de escoamento invertido, e apresentava uma fina camada de lodo sobre a superfície (Figura 27). Como sua superfície era desprotegida, essa fina camada de lodo com frequência secava e ficava quebradiça, o que é um ponto positivo. Em contrapartida, percebeu-se que a superfície dos SACs-EHSS sem cultivo eram mais niveladas que dos cultivados, e que os sólidos pareciam selar os espaços entre as britas na superfície.

Em terceiro, inverteu-se o SAC-EHSS cultivado com alternantera, que apresentava uma camada de lodo intermediária sobre leito, com considerável presença de detritos vegetais (Figura 28). Esta camada se concentrava basicamente na primeira metade do sistema. Apresentava espessuras em torno de 20 mm nos Terços 1 dos SACs-EHSS 3I e 6NI, e 10 mm no Terço 3 do SAC-EHSS 3I.

Ao comparar a superfície do meio suporte dos SACs-EHSS sem cultivo com a dos cultivados com alternantera, notou-se que esta era bastante irregular em relação a primeira. Aparentemente, o padrão de crescimento da planta promoveu certo revolvimento da brita na superfície e isso pode ter favorecido a manutenção de maiores taxas de infiltração da ARS no SAC-EHSS, adiando o momento da inversão do sentido de escoamento.

Outro fator relevante é o entrelaçamento dos estolões da alternantera, que promoveu uma distribuição mais uniforme da vegetação e certamente representavam uma barreira física, impedindo um maior carregamento dos sólidos sobre a superfície do leito. Dessa forma, a alternantera, assim como demais plantas com comportamento semelhante, deve ter seu uso priorizado na região inicial de SACs-EHSS, por promover essa barreira física, sendo este um fator positivo, aliado à prevenção da colmatção, além disso, caracteriza-se por ser uma planta com boa adaptação a ambientes redutores.

Ao final do experimento, a distância entre a superfície da brita e a borda dos SACs-EHSS foram medidas, encontrando valores médios de 6,4, 6,1 e 5,9 cm de altura para os SACs-EHSS sem vegetação, cultivados com tifton e cultivados com alternantera, respectivamente. Lembrando que os sistemas foram montados com uma distância de aproximadamente 5,0 cm de altura entre o leito e a borda do SAC-EHSS. Esses dados demonstram que a presença da vegetação não foi capaz de impedir que ocorresse o assentamento da brita, que compunha o meio poroso. No entanto, nota-se que os SACs-EHSS não vegetados apresentaram maior assentamento do substrato, em relação aos vegetados, indicando um ponto positivo da ação das plantas, que, aparentemente, atenuaram este assentamento.

Considerando-se que, as raízes não encontram-se presentes em todo perfil do meio suporte, a distância da superfície do leito até a borda do SAC-EHSS não é informação suficiente para se caracterizar como ocorreu o assentamento do material. Além disso, dados de porosidade efetiva auxiliariam no entendimento do efeito desse assentamento sobre a redução na porosidade inicial do meio, bem como o efeito conjunto do assentamento mais o de desenvolvimento de raízes, no caso dos sistemas vegetados.



(a)



(b)

Figura 26. Superfície dos leitos dos SACs-EHSS 2I e 5NI em (a) e (b), respectivamente, ao fim do período experimental.



(a)



(b)

Figura 27. Superfície dos leitos dos SACs-EHSS 1I e 4NI em (a) e (b), respectivamente, ao fim do período experimental.



(a)



(b)

Figura 28. Superfície dos leitos dos SACs-EHSS 3l e 6NI em (a) e (b), respectivamente, ao fim do período experimental.

A presença de ES em SACs é frequentemente relatada na literatura como um dos principais sintomas da colmatção.

Nivala e Rousseau (2009) relataram a presença de um empoçamento com 7 x 10 m de largura e comprimento, respectivamente, em um SAC-EHSS utilizado no tratamento de esgoto doméstico, com 7 anos de tempo de operação, em Minnesota, USA. Os primeiros sinais do ES surgiram 4 anos após sua construção. As dimensões do sistema, construído em 2000, eram de 33,5 x 20 x 0,6 m de comprimento, largura e profundidade, respectivamente.

Pedescoll et al. (2009) também relataram a presença de pequenas poças de água residuária próximas à entrada dos SACs-EHSS estudados, chegando a registrar um alcance de ES de 60 % do comprimento em um dos SACs-EHSS. Os sistemas tinham, aproximadamente, 6 anos de operação.

Cooper et al. (2005) visitaram 126 SACs no Reino Unido, utilizados para tratamento terciário de esgoto doméstico, durante novembro 2002 a junho de 2004, a fim de identificar os fatores que afetavam a longevidade

desses sistemas. De acordo com os autores, um dos principais problemas era a deposição de lodo sobre a superfície do leito. Foram observados depósitos de lodo e detritos de vegetação em todos os sistemas visitados. Era comum encontrar camadas acumuladas na superfície com espessuras superiores a 150 mm na entrada e a 40 mm na saída. Os autores atribuíram o surgimento de empoçamento e ES na superfície dos SACs a esses depósitos de lodo.

Durante o período experimental observou-se, nos SACs-EHSS 1I e 4NI, que o escoamento formava-se tanto pela contribuição superficial como pelo afloramento da água na superfície (Figura 29), o que remete à hipótese de que, com a obstrução dos poros, ocorre a subida do nível de água, passando a ocorrer o escoamento superficial (ALCABAR, 2010). Pode-se inferir que o ES tinha contribuintes distintos para diferentes estágios da colmatação.

Segundo Knowles et al. (2010a), o ES em SACs-EHSS não ocorre porque o nível de água sobe até a superfície do leito, em resposta aos baixos valores de condutividade hidráulica, mas sim porque é controlado pela taxa de infiltração da água no meio poroso. Este efeito cria um regime hidrológico duplo em SACs-EHSS, no qual o ES fornece recarga variável para a água subsuperficial, sendo que o escoamento se estenderá ao longo da superfície do meio suporte até que a taxa de infiltração seja suficiente para que esta água infiltre em direção ao interior do leito. As características principais de um SAC-EHSS colmatado, nessa situação, incluem: uma camada superficial de lodo com baixa permeabilidade, que é mais espessa e está posicionada próxima à entrada; uma camada também de baixa permeabilidade presente no topo do leito de 200 a 300 mm de espessura de substrato, associada com a maior parte da rizosfera; uma região de percolação vertical, situada entre o nível d'água referente ao ES e a água que esco subsuperficialmente; e a região onde a água esco subsuperficialmente.



Figura 29. Presença de afloramento da água no SAC-EHSS 4NI.

Percebe-se que a inversão no sentido de escoamento nos SACs-EHSS promoveu algumas diferenças de comportamento dos sistemas. Entretanto, a espera pelo avanço do ES até 50 % do comprimento não foi a melhor escolha, como critério de época para se promover a inversão no sentido de escoamento, visto que, não impediu ou atrasou as falhas hidráulicas dos sistemas colmatados. A inversão não evitou que os SACs-EHSS ficassem demasiadamente colmatados, pois todos os SACs-EHSS invertidos alcançaram os 200 cm ao fim do experimento. É importante ressaltar que a não percepção de efeitos benéficos da inversão no sentido do escoamento está associada ao critério estabelecido de tomada de decisão baseado no ES, que está intimamente ligado à parte superficial dos sistemas, e talvez pouco represente os fenômenos no interior do leito dos SACs, em geral.

5.4. Comportamento de K_s nos SACs-EHSS

Nas Figuras 30, 31 e 32 estão apresentadas as variações dos valores de K_s ao longo do tempo, para cada SAC-EHSS. O período de tempo apresentado nessas figuras compreende tanto os 481 dias, do tempo experimental do presente trabalho, quanto os 332 dias contados a partir do

início de funcionamento dos SACs-EHSS, em 13 de setembro de 2011. O valor médio de K_s no SAC-EHSS 0 (com brita limpa) foi de 2.504 m d^{-1} .

Ressalta-se que as medições de K_s no presente trabalho foram feitas de maneira pontual, com o propósito de identificação e monitoramento dos SACs-EHSS, tendo em vista o problema da colmatação e, portanto, não devem ser usadas para fins de dimensionamento. Os resultados relativos às medições dizem respeito, principalmente, à parte do meio poroso contida no interior do piezômetro e não ao sistema, como um todo. A região em torno do ponto de medição pode influenciar os resultados.

Segundo Caselles-Osório e Garcia (2007), os valores de K_s obtidos em SACs-EHSS pelo método do *falling head test* são "aparentes" e, portanto, não podem ser comparados com os outros valores de K_s medidos em sistemas diferentes, ou seja, o valor de K_s está ligado às medidas do piezômetro e, às características do sistema.

Ainda enfatiza-se que o tipo de piezômetro utilizado no presente estudo tem *design* diferente dos utilizados nos demais trabalhos citados ao longo do texto e, por isso, K_s obtida representa a condutividade hidráulica vertical. Além disso, durante as medições de K_s , notou-se um pequeno aumento do nível da água em todo o SAC-EHSS, fato relacionado, provavelmente, às pequenas dimensões dos sistemas estudados. O mesmo fenômeno foi observado por Caselles-Osório e Garcia (2007), em SACs-EHSS com $0,93 \times 0,59 \times 0,52 \text{ m}$ de comprimento, largura e profundidade, respectivamente. Os autores explicaram que o nível de água se elevou devido ao pequeno tamanho do SACs-EHSS, o que não possibilitou o completo deslocamento horizontal da carga hidráulica aplicada.

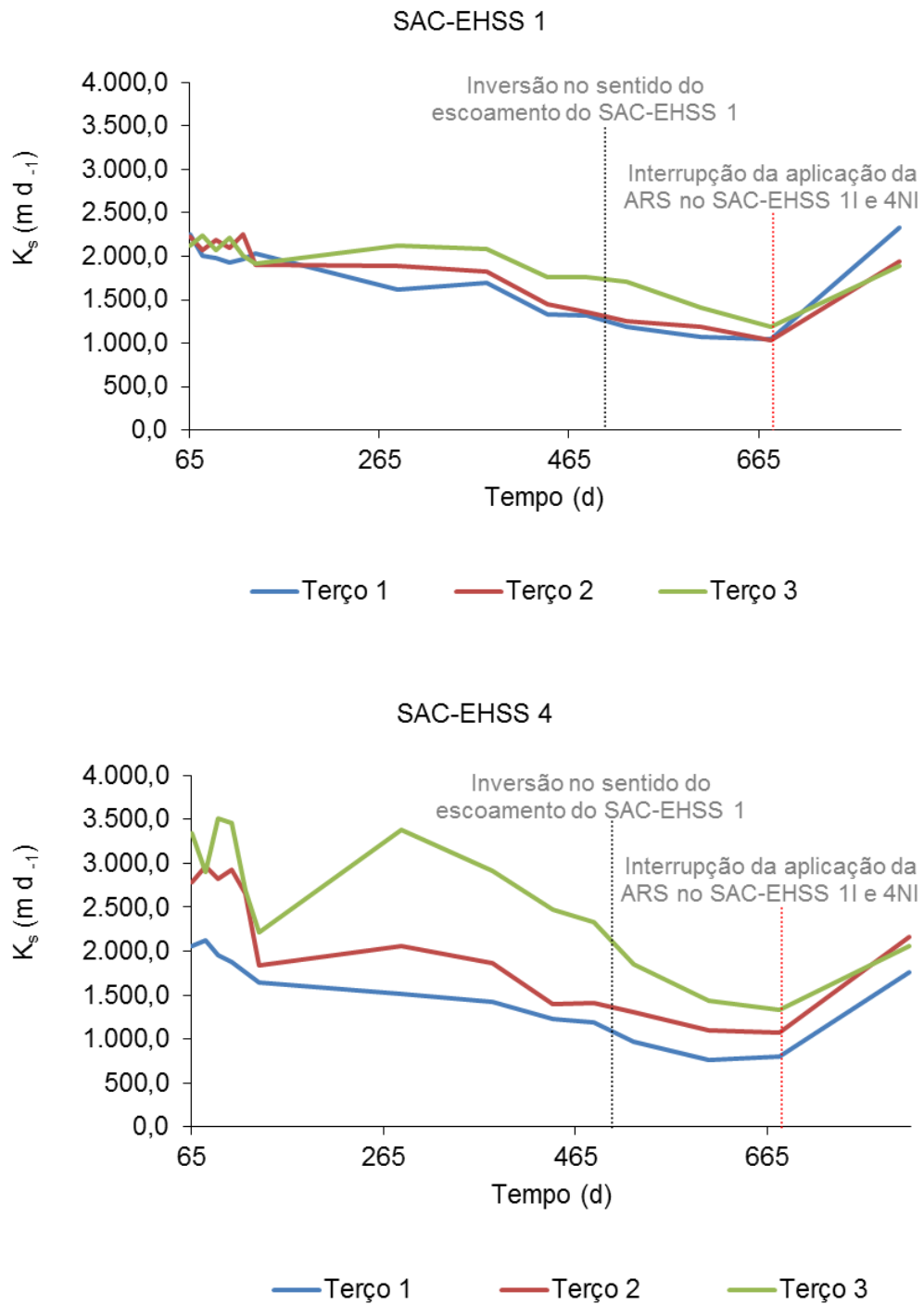


Figura 30. Variação de K_s ao longo do tempo nos SACs-EHSS 1 e 4, não cultivados, antes e após a inversão no sentido do escoamento.

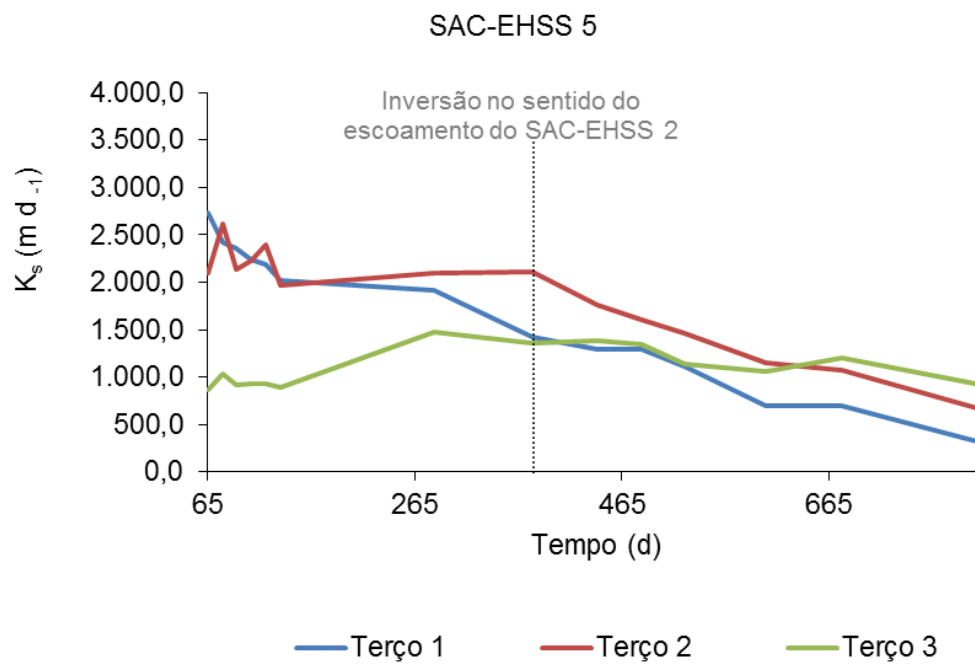
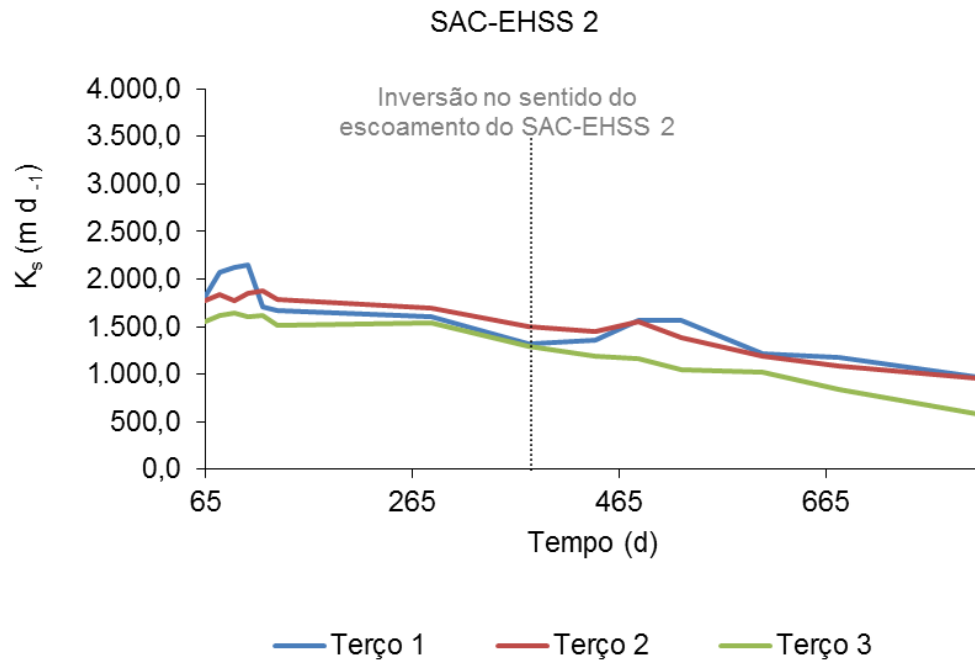


Figura 31. Variação de K_s ao longo do tempo nos SACs-EHSS 2 e 5, cultivados com tifton 85, antes e após a inversão no sentido do escoamento.

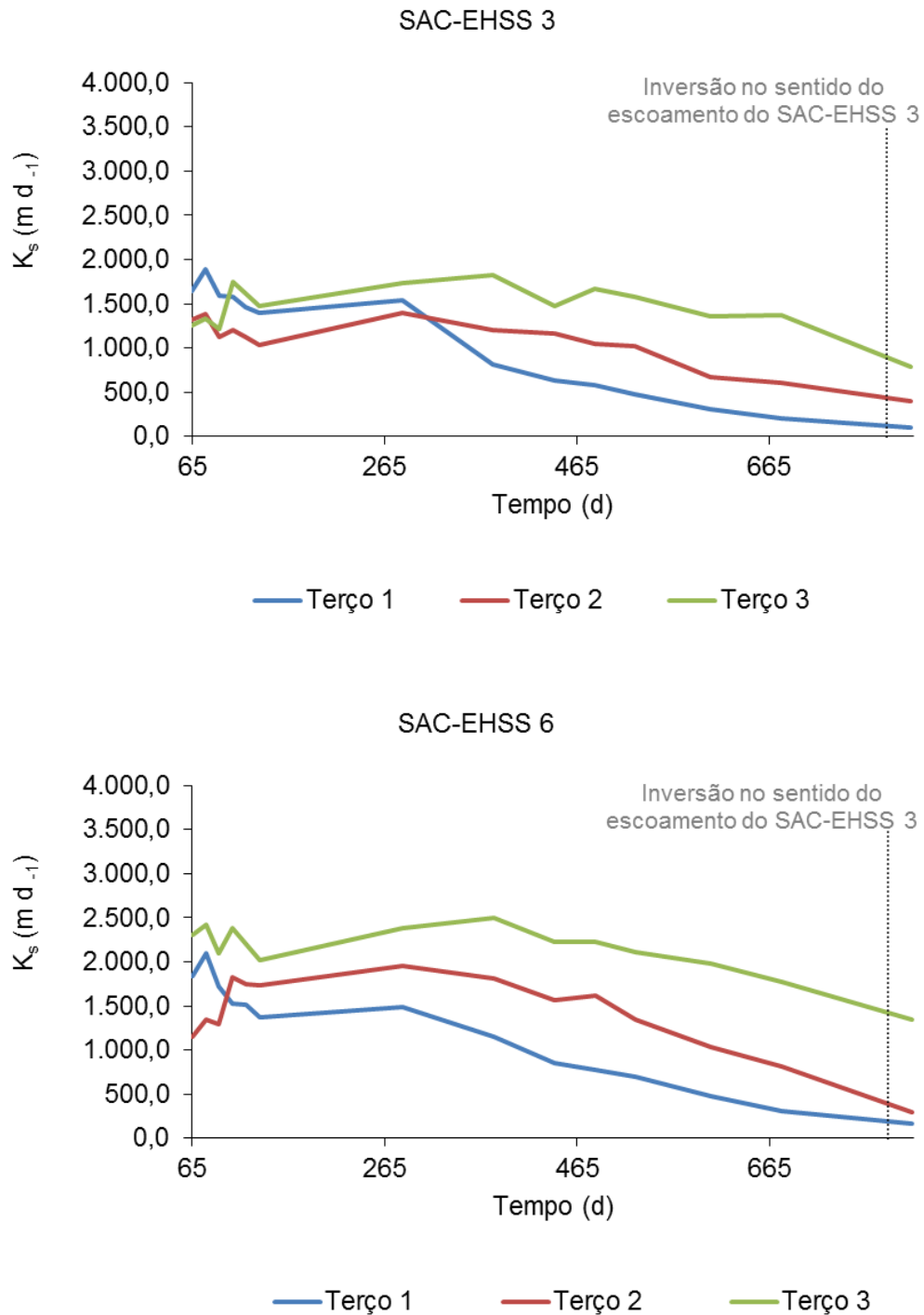


Figura 32. Variação de K_s ao longo do tempo nos SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com alternantera, antes e após a inversão no sentido do escoamento.

Analisando as Figuras 29, 30 e 31, nota-se que em todos os casos há uma tendência geral de redução de K_s ao longo do tempo, resultado do acúmulo de sólidos no leito. Segundo Alcabar (2010), o acúmulo de lodo ao

longo do tempo de operação de um SAC-EHSS, principalmente na região de entrada, acarreta uma diminuição da condutividade hidráulica e um consequente aumento do gradiente hidráulico para manter o fluxo através do substrato. De maneira geral, todos os sistemas apresentaram K_s inferior a 2.504 m d^{-1} , referente ao SAC-EHSS 0, com exceção de alguns pontos nos SAC-EHSS 4 e 5.

Apesar dos valores de K_s apresentados nas Figuras 30, 31 e 32 serem “aparentes”, percebe-se que os mesmos são maiores que os valores de K_s citados na literatura, ainda que existam semelhanças entre métodos de determinação de K_s , como por exemplo, com os trabalhos de Caselles-Osório e García (2006), Caselles-Osorio et al. (2007), Pedescoll et al. (2009) e Paoli e von Sperling (2013), nos quais K_s varia entre 0 e 324 m d^{-1} .

Diante disso, necessita-se esclarecer que além do *design* do piezômetro, outros fatores como tempo de operação e dimensões dos SACs-EHSS, características do material poroso, tipo de vegetação, condições ambientais que o sistema foi submetido e forma de determinação e metodologia de cálculo do K_s interferem nos resultados.

No presente trabalho, as medidas de K_s foram feitas ao longo do tempo de operação dos SACs-EHSS, e ao final de pouco mais de 2 anos, K_s reduziu em média 2,6 vezes, em relação aos valores obtidos no início da operação dos sistemas, chegando a estimativas de mesma ordem de magnitude de outros estudos apresentados na literatura. Assim, acredita-se que os maiores valores de K_s , obtidos inicialmente, devam-se principalmente ao pouco tempo de operação dos SACs-EHSS. Além disso, há diferenças na distribuição granulométrica do material poroso (CU de 3,1%) dos SACs-EHSS, no tipo de vegetação utilizada, nas cargas aplicadas e nas condições ambientais experimentais.

Nos trabalhos de Caselles-Osorio et al. (2007), Pedescoll et al. (2009) e Paoli e von Sperling (2013) os SACs-EHSS apresentavam entre 2 e 4 anos de operação quando foram coletados os dados, o material poroso apresentava CU entre 1,2 e 2,5%, com porosidade inicial entre 34 e 40%, os piezômetros foram inseridos a uma profundidade molhada de 25, 20 e 13 cm, respectivamente, e em todos os trabalhos o cálculo de K_s foi feito de forma interativa, e nada foi citado a respeito da correção dos valores de K_s .

para temperatura de referência de 20 °C. No caso dos trabalhos de Caselles-Osorio et al. (2007) e Pedescoll et al. (2009), a temperatura média anual do local onde se encontrava os sistemas foi de 14,4 °C.

Em relação à variação de K_s nos SACs-EHSS 1 e 4, não cultivados, apresentado na Figura 30, observa-se que na maior parte do tempo, inclusive após a inversão no sentido do escoamento, o Terço 1 apresentou os menores valores de K_s e o Terço 3, os maiores valores. Esse tipo de comportamento é o normalmente esperado, para sistemas não invertidos, baseado no fato de que há maior acúmulo de sólidos na parte inicial dos sistemas. Todavia, como será visto no item 5.5.2, a distribuição da quantidade de sólidos finos ao longo dos SACs-EHSS não invertidos não seguiu essa tendência.

É possível notar nos resultados do item 5.5.2 que a menor quantidade de sólidos finos geralmente está associada à região central dos sistemas em que não foi feita a inversão no sentido do escoamento. A parte inicial dos SACs-EHSS apresentou os maiores teores de sólidos voláteis, tanto no que se refere aos finos quanto aos grosseiros. Assim, tão importante quanto a quantidade de sólidos são as suas características. Conforme Knowles et al. (2011), a biodegradabilidade da matéria acumulada nos SACs é que prediz o seu impacto sobre a colmatação.

Pedescoll et al. (2009) observaram que os locais com os menores teores de ST não necessariamente coincidiam com os locais com a maior K_s , e que portanto, K_s nos SACs-EHSS não varia exclusivamente em função da quantidade de sólidos, mas também das características destes sólidos. Caselles-Osorio et al. (2007) também não observaram relação direta entre a quantidade de sólidos acumulados no meio poroso e a variação em K_s .

Segundo Llorens et al. (2009), as propriedades do lodo, como a densidade, são tão importantes no processo de colmatação como sua quantidade. Por exemplo, o crescimento de biofilme dá origem à formação de um material gelatinoso, de baixa densidade, capaz de reter a água, o que reduz significativamente a porosidade drenável e K_s (SULIMAN et al., 2006; KNOWLES et al., 2011). Do mesmo modo, com a redução da fração de sólidos voláteis (comparável com a quantidade de matéria orgânica) da entrada para a saída do SAC-EHSS há aumento na densidade do lodo

formado nos interstícios do meio poroso (TANNER et al., 1998; CASELLES-OSORIO et al., 2007).

Comparando-se os valores de K_s medidos nos três Terços dos SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com alternantera, verificou-se que, de maneira geral, a condutividade foi crescente do Terço 1 para o 3, semelhante ao observado nos sistemas não cultivados.

A morte das plantas no Terço 1 do SAC-EHSS 6 não proporcionou grandes diferenças entre os valores de K_s , com relação ao Terço 1 do SAC-EHSS 3. Os valores de K_s nos Terços 1, 2 e 3 do SAC-EHSS 3 foram, em média, menores 15,8, 23,9 e 31,1 %, respectivamente, que nos mesmos Terços do SAC-EHSS 6, considerando o período de avaliação antes da inversão.

Estudos comparativos de K_s entre as zonas de entrada e saída de SACs-EHSS têm identificado diferenças significativas dessa variável em relação à posição nos SACs-EHSS.

Suliman et al. (2006), trabalhando com SACs-EHSS em escala piloto, encontraram valores médios de K_s de $3,7 \times 10^{-4}$, $5,2 \times 10^{-4}$ e $5,1 \times 10^{-4}$ $m s^{-1}$ na região de entrada, meio e saída, respectivamente, do sistema preenchido com areia de concha, e valores médios de K_s de $2,7 \times 10^{-3}$, $3,9 \times 10^{-3}$ e $2,3 \times 10^{-3}$ $m s^{-1}$ na região de entrada, meio e saída, respectivamente, do sistema preenchido com argila expandida.

Caselles-Osorio et al. (2007), em estudo com seis SACs-EHSS, obtiveram valores de K_s variando de 0 a $30 m d^{-1}$ na zona de entrada, de 0 a $26 m d^{-1}$ na zona central e de 2 a $200 m d^{-1}$ na zona de saída.

Caselles-Osório e Garcia (2006), em estudo com SACs-EHSS em escala piloto, obtiveram valores de 18 e $28 m d^{-1}$ na zona de entrada e de $28 m d^{-1}$ na zona de saída.

Pedescoll et al. (2009) obtiveram valores de K_s menores que $20 m d^{-1}$, na zona de entrada de SACs-EHSS, e variando de 40 a $70 m d^{-1}$, na zona de saída dos mesmos sistemas.

Paoli e von Sperling (2013), que trabalharam com SACs-EHSS plantado e não plantado, em escala real, encontraram valores de K_s variando de 7 a $70 m d^{-1}$ a 3 m da entrada dos sistemas, e de 30 a $324 m d^{-1}$ a 18 m da entrada dos SACs-EHSS.

Knowles et al. (2011), reportaram 21 casos de SACs-EHSS distintos, nos quais foram identificadas diferenças entre os valores de K_s da região inicial para final, havendo, em média, uma redução de 60% de K_s , da entrada para a saída.

Apesar dos SACs-EHSS 1I e 4NI já estarem desativados durante o último teste de K_s , decidiu-se por incluí-los nesta última avaliação. O resultado foi surpreendente, pois após um período de repouso de 133 dias, sem esvaziá-los, houve aumento de K_s . Este aumento, em relação a K_s antes do repouso, foi maior no Terço 1 e menor no Terço 3, no SAC-EHSS 1I, e maior no Terço 2, no SAC-EHSS 4NI.

Existem duas prováveis explicações para o ocorrido, que se somam. A primeira é que durante este período de repouso, por não haver aplicação de ARS, o nível de água no interior do leito foi rebaixado por evaporação, proporcionando uma aeração na parte superior do meio poroso, degradação parcial do material orgânico e, com isso, aumento de K_s . De acordo com Nivala et al. (2012), a aeração do meio poroso presumivelmente proporciona maior digestão aeróbia, *in situ*, dos sólidos orgânicos, o que pode reestabelecer a porosidade, ajudando a desobstruir o sistema e, conseqüentemente, aumentar K_s . Em segundo lugar, o SAC-EHSS funcionou como um reator biológico, no qual também ocorreu a degradação de parte do material retido nos interstícios do meio poroso, aumentando a porosidade livre e, por conseguinte, K_s .

Nos SACs-EHSS 2 e 5, cultivados com tifton 85, a variação de K_s (Figura 31) entre os Terços, antes da inversão no sentido do escoamento, apresentou divergência em relação ao esperado, ou seja, os menores valores de K_s não estavam associados ao Terço 1, e não foi observada tendência de aumento desta variável do início ao fim dos SACs-EHSS. Neste intervalo de tempo, o Terço 2 foi o que apresentou os maiores valores de K_s e o Terço 3 os menores valores.

Pedescoll et al. (2009) também observaram maiores valores de K_s na região central dos SACs-EHSS estudados. Segundo os autores, o valor de K_s foi mais reduzido no início devido à presença dos sólidos oriundos da água residuária e da grande formação de biofilme. Na região de saída, os valores intermediários de K_s foram atribuídos à formação do biofilme, visto

que percebeu-se que o ES infiltrava próximo a saída dos sistemas, induzindo o maior desenvolvimento dos microrganismos nesta região.

O comportamento de K_s , ao se comparar os valores medidos nos diferentes Terços dos sistemas cultivados com tifton 85, pode também estar atrelado à maior ou menor presença de raízes. Confrontando os valores de K_s com os de produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas, é possível observar que nos Terços onde ocorreram os menores valores de K_s foram também onde se obteve as maiores produtividades de matéria seca.

Ferres (2012) também observou esta relação e explicou que a menor produtividade pode estar relacionada à menor quantidade de raízes, que por sua vez, relaciona-se com uma menor redução na porosidade do meio, o que implica em maiores valores de K_s .

Segundo Knowles et al. (2011), as raízes e rizomas contribuem para o entupimento subsuperficial, principalmente nos primeiros centímetros superficiais do leito, influenciando K_s .

No trabalho de Tanner e Sukias (1995), os autores concluíram que as plantas, e não a matéria orgânica da água residuária, foram as maiores contribuintes de substâncias húmicas no sistema e que, portanto, foram a principal fonte da colmatação nos SAC-EHSSs estudados.

Chazarenc et al. (2007), atribuíram a colmatação dos SACs-EHSS estudados ao acúmulo de carbono orgânico, decorrente do desenvolvimento de biofilme e da formação de um gel composto por exopolímeros e, após constatar maior incidência de curto-circuito nos SACs-EHSS cultivados, também à presença de vegetação.

O efeito das plantas sobre a colmatação é um assunto bastante controverso. Brasil e Matos (2008), por exemplo, constataram um incremento no valor de K_s em SACs-EHSS vegetados, em relação a que ocorreu em brita “limpa”, creditando tal fato à diminuição na rugosidade da brita, em virtude do desenvolvimento do biofilme em sua superfície, e à abertura de novos caminhos para o escoamento da água residuária, decorrente do desenvolvimento das raízes das plantas. Depois de decorridos 5,5 meses, K_s reduziu, em relação à primeira avaliação efetuada no mesmo SAC-EHSS, indicando que esse efeito foi diminuindo com o acúmulo de sólidos no sistema. Como a comparação não foi feita com SAC-EHSS não

cultivado, ficou impossível avaliar se, ainda assim, a presença de plantas teria proporcionado aumento de K_s .

No trabalho de Fu et al. (2013), apesar de ter sido conduzido em SACs-EV, também ficou evidente que a presença das plantas adiou, a princípio, o processo de colmatação e, assim como Brasil e Matos (2008), creditaram esse fenômeno à expansão, proporcionada pelas raízes, no espaço poroso do meio suporte.

Matos et al. (2010d) verificaram menor entupimento dos poros do leito dos SACs-EHSS cultivados que nos não cultivados.

Em contrapartida, muitos trabalhos apresentam em seus resultados os efeitos negativos da presença de plantas sobre K_s em SACs-EHSS.

Paoli e von Sperling (2013) observaram que valores de K_s na zona de entrada de SACs-EHSS cultivados foram, em média, 8 vezes menores que os medidos em não cultivados e, em média, 5 vezes menores na zona de saída.

No trabalho de Pedescoll et al. (2013), os valores de K_s foram de 3 a 5 vezes maiores nos sistemas não cultivados em relação aos cultivados. Resultados semelhantes também foram observados nos trabalhos de Ferres (2012) e Pedescoll et al. (2011a). Ressalta-se que essa diferença nos valores de K_s pode ser apenas temporal, uma vez que, segundo Kadlec e Wallace (2008), a maior parte da macroporosidade dos substratos dos SACs plantados diminui no primeiro ano de sua operação, período em que há o crescimento das raízes e desenvolvimento de biofilme, contribuindo para redução de K_s .

Além do fator relacionado à presença de raízes, há também a questão dos sólidos nos interstícios do meio poroso, que serão discutidos mais detalhadamente no item 5.5.2.

Pedescoll et al. (2013) e por Paoli e von Sperling (2013) observaram em trabalhos com SACs-EHSS, uma relação inversamente proporcional entre os ST dos interstícios e os valores de K_s . No entanto, como já mencionado, não necessariamente há uma relação direta, entre o teor de sólidos no meio poroso e a variação de K_s , visto que as características destes sólidos são tão ou mais importantes que sua quantidade.

Quanto ao efeito da inversão no sentido do escoamento sobre a variável K_s , não se observou uma reação positiva nos SACs-EHSS 1I e 3I (sem cultivo e cultivado com alternantera, respectivamente), ou seja, após a inversão, os valores de K_s continuaram diminuindo nestes sistemas. Já no SAC-EHSS 2I (cultivado com tifton 85) ocorreu aumento de K_s nos Terços 1 e 2, após a inversão.

Para fins comparativos e tendo por base o valor de K_s da última medição, efetuada antes da inversão, estão apresentadas, nas Figura 33 a 35, as reduções proporcionadas nessa variável.

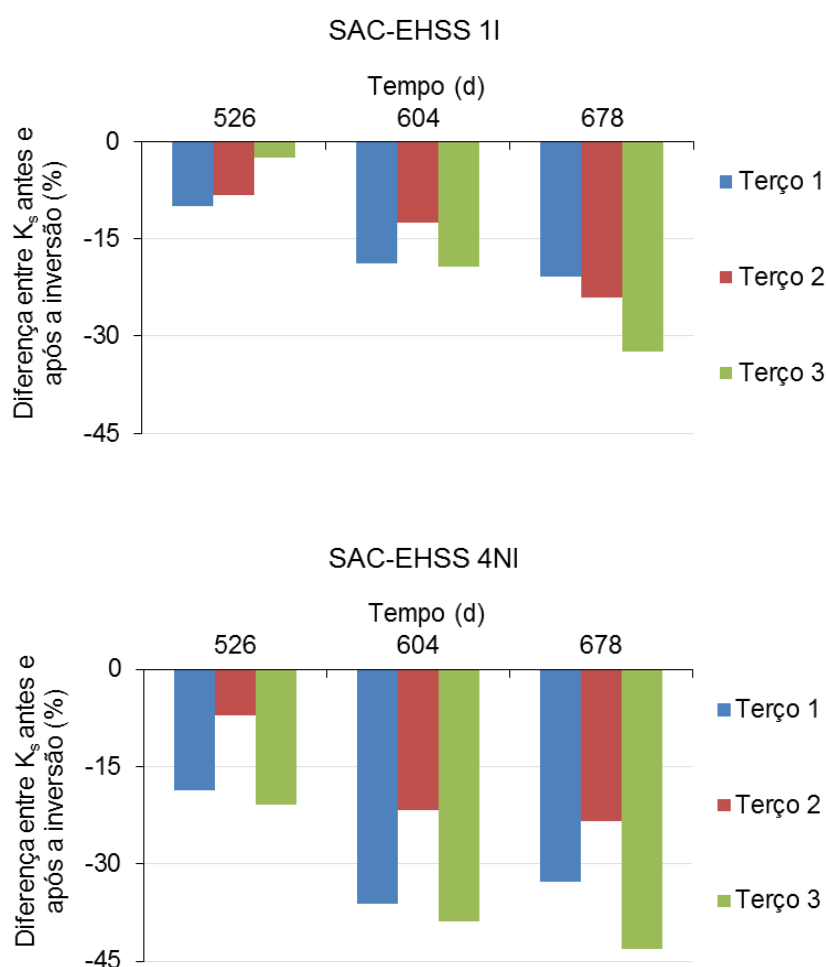


Figura 33. Reduções nos valores de K_s após a inversão no sentido de escoamento, em relação à última medição efetuada antes da inversão, nos SACs-EHSS 1I e 4NI, não cultivados.

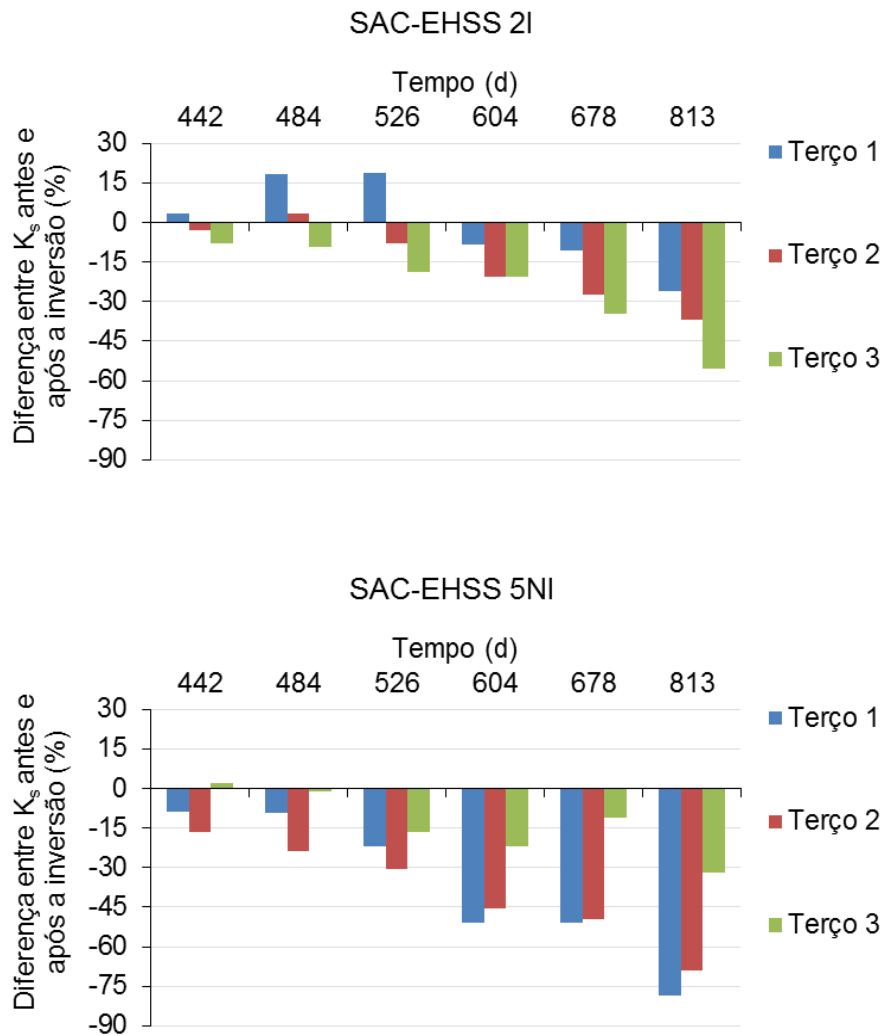


Figura 34. Reduções nos valores de K_s após a inversão no sentido do escoamento, em relação à última medição, efetuada antes da inversão, nos SACs-EHSS 2I e 5NI, cultivados com tifton 85.

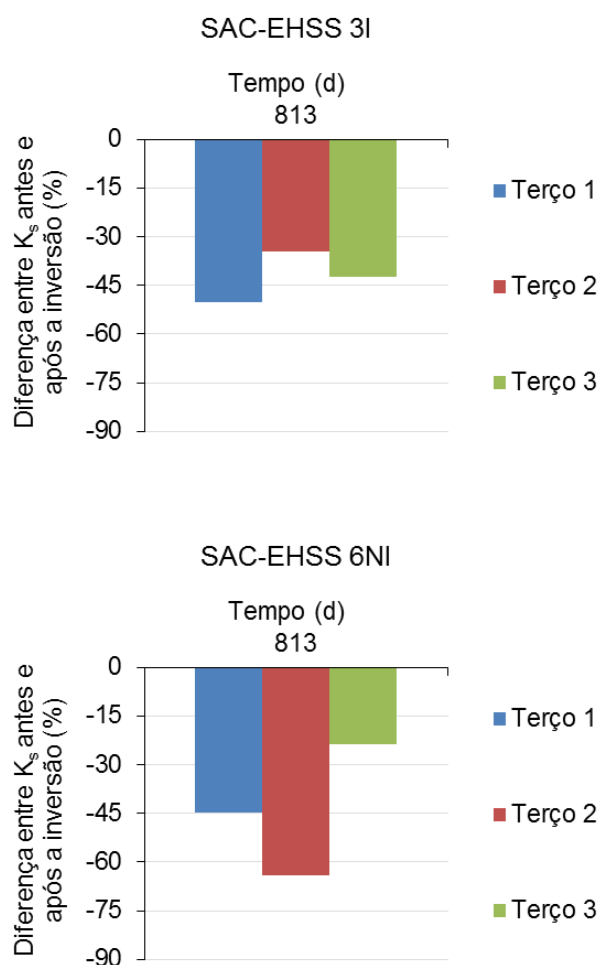


Figura 35. Reduções nos valores de K_s após a inversão no sentido do escoamento, em relação à última medição, efetuada antes da inversão, nos SACs-EHSS 3I e 6NI, cultivados com alternantera.

Observam-se maiores reduções no valor medido de K_s nos Terços 1 e 3 dos SACs-EHSS 1I e 4NI, não cultivados (Figura 33). As reduções no Terço 2 foram bastante semelhantes entre eles, provavelmente porque a colmatção já estava avançando para o último Terço do SAC-EHSS 4NI e, por isso, promoveu maiores reduções de K_s na região final do sistema. Percebe-se, então, que a inversão no sentido de escoamento, a princípio, amorteceu a redução de K_s no SAC-EHSS 1I, mas não eliminou a tendência de aumento nas reduções desta variável, semelhante ao ocorrido no que se refere ao comportamento do ES.

No SAC-EHSS 5NI, cultivado com tifton 85 (Figura 34), os Terços que apresentaram maiores reduções de K_s foram os de número 1 e 2. Os mesmos que também apresentaram aumento no K_s após a inversão no

sentido do escoamento no SAC-EHSS 2I. Este sistema foi o primeiro a ter seu sentido do escoamento invertido, e o único em que foi notado aumento em K_s . No entanto, os efeitos positivos da inversão sobre esta variável não foram duradouros.

Novamente, confronta-se com a possibilidade de maior persistência dos efeitos positivos, resultantes da inversão, caso o sentido do escoamento tivesse sido feito mais prematuramente.

Neste contexto, supõe-se que os Terços 1 e 2 não estariam tão afetados pelos efeitos da colmatação e isso aumentaria as chances de ocorrer a degradação do material colmatante formado nestas regiões, pela ação dos microrganismos e plantas, de forma que essa degradação seria mais eficiente e persistente. Consequentemente, com o aumento da porosidade efetiva, haveria aumento de K_s .

Além disso, notou-se que o Terço 3 do SAC-EHSS 2I (cultivado com tifton 85) teve as reduções de K_s ampliadas ao longo tempo, se comparadas ao SAC-EHSS 5NI. Prova disso é que houve mudança no comportamento de K_s entre os Terços dos SACs-EHSS cultivados com tifton 85, tal como pode ser observado na Figura 31, considerando o período de tempo após a inversão.

Assim, os valores de K_s no Terço 1 e 2 do SAC-EHSS 5NI passaram a ser menores que os medidos no Terço 3, enquanto no SAC-EHSS 2I isso não ocorreu. Neste último, os valores de K_s do Terço 1 superaram os dos Terço 2 e 3, ou seja, pode-se dizer que, por algum momento, teve-se um processo de descolmatação e que as medidas de K_s foram capazes de detectar essa transformação do meio. Nos cinco meses seguintes, após a inversão no sentido do escoamento do SAC-EHSS 2I, cultivado com tifton 85, foi percebido, neste sistema, aumento gradual de K_s , no Terço 1.

Nos SACs-EHSS 3I e 6NI (Figura 35), não houve distinção no que se refere aos valores de K_s medidos no Terço 1 dos sistemas, o Terço 2 apresentou maior redução no SAC-EHSS 6NI e o Terço 3 maior redução no SAC-EHSS 3I. Ao ser invertido o sentido do escoamento da água residuária o Terço 3 passou a receber, inicialmente, toda a carga de sólidos presente na ARS e se ele já estava com algum princípio de colmatação, como parece ser o caso, essa técnica pode, então, acelerar o entupimento dos poros

desta região e não dar chance de que um processo de descolmatação ocorra no Terço 1, ou mesmo que esse processo se cumpra de maneira satisfatória. Dessa forma, aqui se verifica mais uma vez que a época da inversão foi tardia, e que isso se deve ao critério de tomada de decisão.

Na Tabela 5 está apresentada a relação entre o valor medido no dia 08/11/2012, em todos os SACs-EHSS, antes da primeira inversão no sentido do escoamento e o valor de K_s medido no SAC-EHSS contendo brita limpa (SAC-EHSS 0), e na Tabela 6 está apresentada a relação entre o último valor medido de K_s , em todos os SACs-EHSS, antes da inversão no sentido do escoamento da água residuária, e o valor de K_s medido no SAC-EHSS contendo brita limpa (SAC-EHSS 0).

Tabela 5. Relação entre os valores médios de K_s , obtidos na medição efetuada nos SACs-EHSS no dia 25/07/2012 (152 dias de experimento, 378 dias de operação), e o valor medido no SAC-EHSS mantido com brita limpa (SAC-EHSS 0)

SACs-EHSS	Data (Dias de operação dos SACs-EHSS)		Ks do SAC-EHSS / Ks do SAC-EHSS 0		
	Determinação de Ks	Inversão	Terço 1	Terço 2	Terço 3
Sem cultivo	25/07/2012 (378 dias)	27/11/2012 503 dias	0,62	0,74	1,00
Tifton 85	25/07/2012 (378 dias)	27/07/2012 380 dias	0,55	0,72	0,53
Alternantera	25/07/2012 (378 dias)	08/09/2013 788 dias	0,39	0,60	0,86

Tabela 6. Relação entre os valores médios de K_s , obtidos na última medição efetuada nos SACs-EHSS antes da inversão no sentido do escoamento, e o valor medido no SAC-EHSS mantido com brita limpa (SAC-EHSS 0)

SACs-EHSS	Data (Dias de operação dos SACs-EHSS)		Ks do SAC-EHSS / Ks do SAC-EHSS 0		
	Determinação de Ks	Inversão	Terço 1	Terço 2	Terço 3
Sem cultivo	08/11/2012 (484 dias)	27/11/2012 503 dias	0,50	0,55	0,82
Tifton 85	25/07/2012 (378 dias)	27/07/2012 380 dias	0,55	0,72	0,53
Alternantera	21/05/2013 (678 dias)	08/09/2013 788 dias	0,10	0,28	0,63

Analisando os dados apresentados na Tabela 6 percebe-se que, no momento da inversão no sentido do escoamento, os SACs-EHSS 1 e 2, sem cultivo, e os SACs-EHSS 2 e 5, cultivados com tifton 85, no Terço 1, apresentavam K_s , em média, 50% e 55% menores, respectivamente, que o referencial da brita limpa. Nos sistemas cultivados com alternantera, SACs-EHSS 3 e 6, esse valor chegou a 10% no Terço 1, o que se deve ao tipo de planta, problemas no seu cultivo e à época mais tardia da inversão: mais de 6 meses depois da inversão no SAC-EHSS 1 e 10 meses depois da efetuada no SAC-EHSS 2.

Os sérios problemas no cultivo, que indubitavelmente conduziram à mais rápida redução de K_s estão associados, principalmente, à colmatção superficial proporcionada pela matéria orgânica proveniente do tecido vegetal morto, em decorrência do ataque de pragas, sobretudo no SAC-EHSS 6. Supõe-se também que o pequeno revolvimento da região superficial do meio poroso, bem como a formação de barreira física ao escoamento, pelos estolões, promoveu maior infiltração da água residuária, e com isso, dos sólidos. Isso evitou que o ES alcançasse a metade do comprimento mais rapidamente, no entanto, favoreceu a redução de K_s .

Observando-se os dados apresentados na Tabela 5 nota-se, ainda, que os sistemas cultivados com alternantera já apresentavam K_s com redução abaixo de 50% do referencial brita limpa, no Terço 1, em julho de 2012 (152 dias de experimento, 378 dias de operação). Isso leva a crer que

se um critério relacionado à K_s tivesse sido adotado em conjunto com o ES, com relação à tomada de decisão em inverter ou não o sentido do escoamento, o SAC-EHSS 3 teria sido o primeiro a ter seu sentido no escoamento invertido. Neste sistema, a relação de 50% entre $K_s/K_{s \text{ brita limpa}}$ ocorreu entre abril e julho de 2012, ou seja, o SAC-EHSS 3 foi invertido quase um ano depois de K_s ter reduzido a 50% de K_s da brita limpa, no Terço 1.

O K_s no Terço 3 nos sistemas cultivados com tifton 85, SACs-EHSS 2 e 5, também estava em torno de 50% do K_s brita limpa, conforme apresentado na Tabela 6, enquanto que, nos SACs-EHSS não cultivados, esse proporcional era de 82% e, nos SACs-EHSS cultivados com alternantera, de 28%. No Terço 2, os SACs-EHSS cultivados com tifton 85 foram os que apresentaram menor redução de K_s , no momento da inversão, seguidos dos sistemas sem cultivo e cultivados com alternantera. Além disso, os sistemas cultivados com tifton 85 foram os únicos que não apresentaram tendência de aumento na relação $K_s/K_{s \text{ brita limpa}}$, do início para o final do sistema.

O comportamento de K_s no SAC-EHSS 2, cultivado com tifton 85, pode estar relacionado ao ES, que ao infiltrar na região central do sistema favorecia a presença de matéria orgânica lábil no Terço 3, onde também há grande presença de nutrientes disponíveis, formando um ambiente propício ao maior desenvolvimento do biofilme e, conseqüentemente, reduzir K_s .

Quando a água do ES infiltra na região central, ela não se mistura ao escoamento subsuperficial instantaneamente, essa mistura ocorre aos poucos, ao longo do tempo e do comprimento, alcançando o máximo no final do sistema. Nessa situação, o Terço 2 foi “poupado” de parte da carga orgânica introduzida no sistema, e por isso seu K_s manteve-se mais elevado. Assim, a espera pelo alcance de ES a valores próximos de 1,0 m favoreceu a redução de K_s no Terço 3 do SAC-EHSS 2, prejudicando a descolmatação do sistema, quando da inversão no sentido do escoamento.

Percebe-se que, para implantação da técnica de inversão no sentido do escoamento, tão importante quanto as condições da região inicial, são as condições da zona de saída dos SACs-EHSS, isto porque essa região irá receber e reter a maior parte do aporte de sólidos oriundos da água residuária a ser tratada.

Observa-se na Tabela 5 que a relação entre K_s/K_s Brita limpa nos dois primeiros Terços estava bastante semelhante entre os sistemas cultivados com tifton 85 e sem cultivo, ao final de julho de 2012. Nesta época o ES médio dos SACs-EHSS 1 e 4, sem cultivo, apresentava valores em torno de 0,86 m, e sua infiltração prejudicou o Terço 2, como é possível perceber, fazendo um paralelo entre os dados apresentados nas Tabelas 6 e 7. A maior redução de K_s , em relação ao SAC preenchido com brita limpa, no Terço 2, provavelmente se deu de forma análoga ao ocorrido no Terço 3 dos sistemas cultivados com tifton 85.

5.5. Análise da brita e dos sólidos retidos nos interstícios do meio poroso

5.5.1. Análise granulométrica e mineral da brita

Na Tabela 7 estão apresentados os resultados das análises de variância, para cada abertura de peneira. O resultado do teste de médias, para o teste de Dunnett, está apresentado na Tabela 8.

Tabela 7. Resumo da análise de variância relativa à granulometria, para os SACs-EHSS 1I, 2I, 3I, 4NI, 5NI e 6NI

Fonte de variação	GL	Quadrados médios para cada abertura de peneira								Recipiente de finos
		19,10	12,70	9,25	6,35	4,76	2,38	1,00	0,212	
Tratamento	6	0,378 ^{ns}	1,936 ^{ns}	15,788 ^{ns}	2,379 ^{ns}	1,180*	3,201 ^{ns}	1,493*	0,305*	0,933*
Resíduo	14	0,590	1,041	8,039	2,211	0,366	3,877	0,487	0,093	0,144
CV (%)		38,5	24,3	9,7	8,7	3,9	8,6	13,7	14,6	17,9

*: significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F.

^{ns}: não significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F.

GL – grau de liberdade; CV – coeficiente de variação.

Abertura das peneiras dada em mm.

Tabela 8. Média das percentagens de massa retida em relação a cada abertura de peneira, para os SAC-EHSS 1I, 2I, 3I, 4NI, 5NI e 6NI

Tratamento	Abertura das Peneiras (mm)								Recipiente de finos
	19,10	12,70	9,25	6,35	4,76	2,38	1,00	0,212	
SAC-EHSS 0	1,62	5,08	25,62	18,26	15,91	23,30	5,58	2,11	2,50
SAC-EHSS 1I	1,92	3,69	31,92	16,06	15,31	21,94	5,03	2,08	2,03
SAC-EHSS 2I	2,18	4,10	28,76	18,00	14,89	22,51	5,38	2,47	1,70
SAC-EHSS 3I	2,03	5,29	30,21	16,52	15,14	21,96	4,94	1,58	2,32
SAC-EHSS 4NI	1,71	4,59	29,48	17,29	15,91	22,57	3,61*	1,76	3,08
SAC-EHSS 5NI	2,67	3,46	31,26	16,02	14,86	22,70	5,27	2,16	1,60
SAC-EHSS 6 NI	1,81	3,23	26,78	17,00	16,54	24,94	5,74	2,40	1,56*

SAC-EHSS 0: testemunha.

As médias com * na mesma coluna diferem da testemunha ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Dunnett.

Com base nos resultados apresentados nas Tabelas 8 e 9, apenas os SACs-EHSS 4NI e 6NI diferiram da testemunha, para a peneira de 1,0 mm de abertura e para o recipiente de finos, sendo os valores médios de massa retida menores que o apresentado pelo SAC-EHSS 0. Como essas diferenças foram esporádicas, não é possível identificar uma tendência mais específica nos resultados, isto é, não se pode inferir se as condições ambientais internas e externas ao sistema provocaram ou não a desintegração do material que compunha o leite, dentro de um período de aproximadamente 2,3 anos de funcionamento dos sistemas. Essas diferenças podem estar relacionadas à pouca homogeneização da brita, quando da montagem dos SACs-EHSS, já que o material é uma mistura de brita # 0 com brita # 1.

Apesar disso, Caselles-Osorio e Garcia (2006) ressaltaram que a formação de ácidos ligada a vias bioquímicas de remoção de matéria orgânica pode promover a dissolução e desintegração do meio granular em SACs. Esta desintegração também pode ocorrer por agentes físicos, como uso de maquinários (ALCABAR, 2010).

O tipo de material que compõe o leite dos SACs também pode, naturalmente, ser mais susceptível ao desgaste. Por exemplo, a brita utilizada para preencher os SACs-EHSS é composta por gnaisse, uma rocha metamórfica que, segundo Fontes (2012), apresenta, em geral, estruturas

típicas como xistosidade, foliação gnáissica e estratificação e que, usualmente, provocam menor resistência ao intemperismo ou sua desagregação.

Salles e Maia (2004), citados por Dias Filho et al. (2013), esclarecem que, após a extração de jazidas e posterior aplicação de uso, ocorrem mudanças no meio e, assim, a rocha passa a sofrer transformações, buscando nova condição de equilíbrio. A velocidade de alteração no novo meio depende da susceptibilidade da rocha à alteração, ou seja, da alterabilidade, que é uma propriedade da rocha relacionada às características do material, do meio externo e do tempo de exposição. Dependendo das características de alterabilidade, a rocha pode sofrer alterações em um intervalo de tempo que pode variar de milhares de anos a poucos meses.

Os resultados das análises mineralógicas da brita estão apresentados, na forma de gráficos, nas Figuras A-1 a A-10 (Apêndice A).

O gnaisse é composto por mais de 20% de feldspato potássico (microclínio e/ou ortoclásio), além de plagioclásio (albita, oligoclásio, andesina), quartzo e biotita. Seus constituintes menores são clorita, anfibólio, granada, estauroilita, sillimanita, cianita, carbonato, cordierita, espinélio verde, opacos, titanita e epidoto (MACHADO, 2003). Como é possível observar nos difratogramas (Apêndice A), muitos desses minerais foram detectados nas amostras, por meio da análise de Raio-X. Em todos os casos, há presença de Quartzo (Q) e Feldspatos (F), e a presença de biotita (B) foi menos pronunciada no material mais grosseiro.

A presença de minerais, constituintes do gnaisse, nas amostras analisadas indica que grande parte dos sólidos fixos é composta pelo pó oriundos da brita utilizada como meio suporte. A maior parte deste pó foi, provavelmente, produzida pelo atrito das pedras, durante a manipulação do material quando da montagem do experimento. Pedescoll et al. (2009) também demonstraram, por meio de análises de difração de Raio-X, que a composição mineral dos sólidos acumulados no SAC-EHSS estudados foi semelhante à do material que compunha o leito (principalmente quartzo e

calcita), indicando que a fração inorgânica do material colmatante pode ter origem no pó presente na matéria prima do leito.

Segundo Pedescoll et al. (2011b), o uso de materiais de má qualidade para compor o leito de SACs-EHSS pode acelerar a colmatção. Os autores avaliaram o material do leito de seis SACs-EHSS distintos, quanto à sua composição e as propriedades de resistência mecânica. Os principais minerais constituintes eram o quartzo, a mica, o feldspato e o calcário. Os resultados mostraram que tanto a mineralogia quanto a textura estão relacionadas à resistência mecânica. Materiais com alto teor de quartzo (>80%) apresentaram menor porcentagem de partículas quebradas que aqueles com menor teor de quartzo. Já as partículas de granito, apesar de serem formadas por minerais de alta durabilidade (quartzo, mica e feldspato), apresentaram textura desuniforme, o que lhe proporcionou menor resistência à abrasão (cerca de 10% menos resistência do que o material de calcário). Pedescoll et al. (2011b) concluiu que o ensaio de abrasão “Los Angeles” parece ser um bom indicador para determinar as propriedades mecânicas dos materiais que serão utilizados nos SACs-EHSS.

5.5.2. Sólidos retidos nos interstícios do meio poroso

Durante a coleta das amostras de brita, foi observado que, ao retirar o tubo do interior do leito, o buraco formado permanecia praticamente intacto, principalmente na camada mais superficial (Figura 36), o que caracteriza a presença de material estruturante no leito dos SACs-EHSS estudados. Esse fenômeno não foi notado no sistema com brita limpa, cujo leito “desmoronava” com a retirada do tubo, formando apenas uma concavidade.

Na Figura 37 são mostrados pequenos agregados, retirados da camada de 0 a 20 cm dos SACs-EHSS cultivado com alternantera.



(a)



(b)



(c)

Figura 36. Buracos formados no leito dos SACs-EHSS durante a coleta de brita, após a retirada do tubo. (a) SAC-EHSS sem cultivo, (b) SAC-EHSS cultivado com tifton-85 e (c) SAC-EHSS cultivado com alternantera.



Figura 37. Agregados, constituídos por material orgânico e brita, retirados da camada de 0-20 cm do SAC-EHSS cultivado com alternantera.

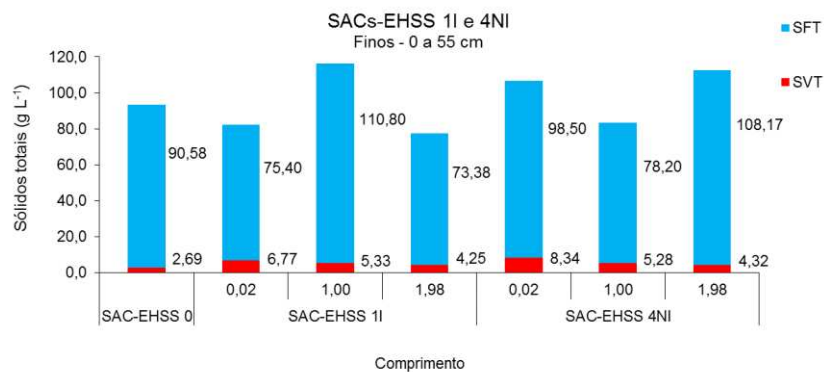
A presença de organização estrutural do material constituinte do leito dos SACs-EHSS deve-se, principalmente, ao acúmulo de matéria orgânica

no meio poroso. A presença de SVT, no que se refere a finos e grosseiros, nos sistemas em operação, foi, em média e respectivamente, 2,95 e 8,73, vezes maior que as obtidas no SAC-EHSS 0. Provavelmente, entre o material grosseiro dos sistemas em funcionamento, havia microagregados, com material orgânico preso às partículas, que contribuíram expressivamente com a presença de SVT nas amostras de sólidos grosseiros.

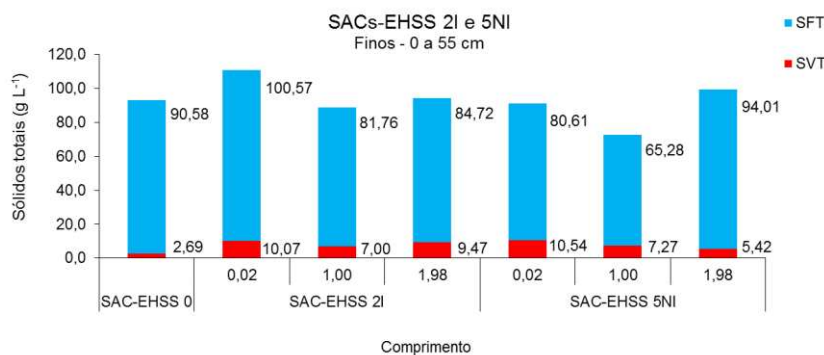
A matéria orgânica tem a capacidade de atuar como agente ligante ou desagregante, dependendo de sua composição química e da presença de outros materiais cimentantes (SILVA et al., 2010). De acordo com Tisdall e Oades (1979), citados por Mendes et al. (2003), a formação e a estabilização de macro (> 0,25 mm) e microagregados (< 0,25 mm) dependem de fatores abióticos (presença de cátions cimentantes, processos físicos relacionados com umedecimento seguido de secagem, congelamento seguido de descongelamento e compactação) e bióticos (manejo de solo, participação mecânica das raízes de plantas e hifas fúngicas, presença de polissacarídeos, substâncias mucilaginosas e húmicas produzidas pelos organismos do solo).

Com base no esquema proposto por Tisdall e Oades (1982), Silva e Mendonça (2007) explicaram que a matéria orgânica particulada, hifas de fungos e raízes de plantas podem formar um emaranhado de microagregados. A morte das raízes e o crescimento das hifas, dentro e através dos macroagregados, produzem agentes ligantes bioquímicos capazes de estabilizar os macroagregados do solo. Entretanto, a agregação é um processo dinâmico, pois as frações dos agregados estão sujeitas à decomposição microbiana. Assim, a atividade microbiana pode atuar como produtora de agentes ligantes, mas também como desestabilizadora, por meio da decomposição dos mesmos. Dessa forma, os autores explicam que o aporte continuado de material orgânico, como o que ocorre em SACs-EHSS, leva a um balanço positivo, garantindo a agregação do meio poroso.

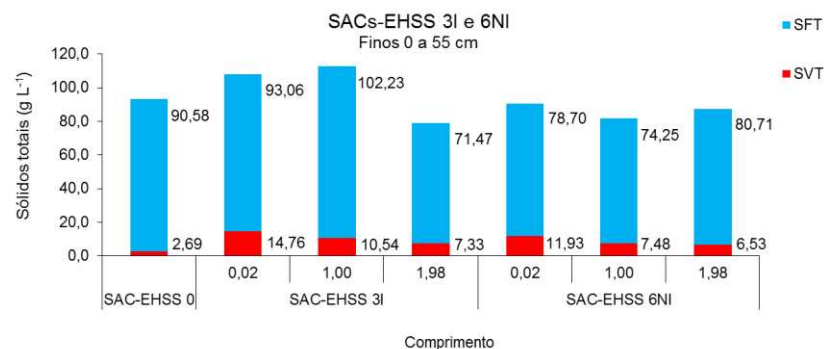
Os resultados das análises dos sólidos finos retidos nos interstícios do meio poroso estão apresentados, na forma de histogramas, nas Figuras 38, 39 e 40.



(a)

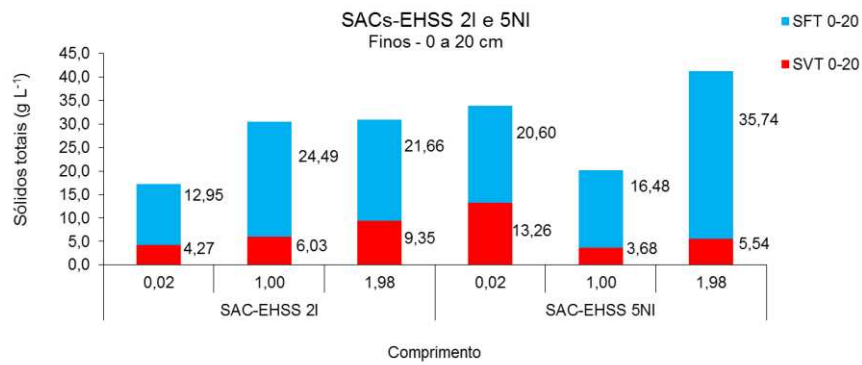


(b)

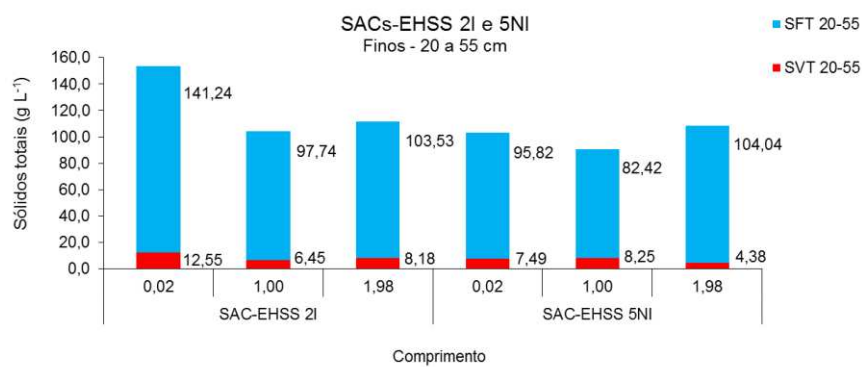


(c)

Figura 38. Sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (SFT) e sólidos totais voláteis (STV), em g L⁻¹ (massa seca por volume de poros), referentes à camada de 0 a 55 cm, em relação aos sólidos finos, no SAC-EHSS 0, testemunha, e distribuídos ao longo do comprimento dos (a) SACs-EHSS 1I e 4NI, sem cultivo, (b) SACs-EHSS 2I e 5NI, cultivados com tifton 85 e (c) SACs-EHSS 3I e 6NI, cultivados com alternantera. I – sistemas com inversão no sentido do escoamento; NI – sistemas sem inversão no sentido do escoamento.

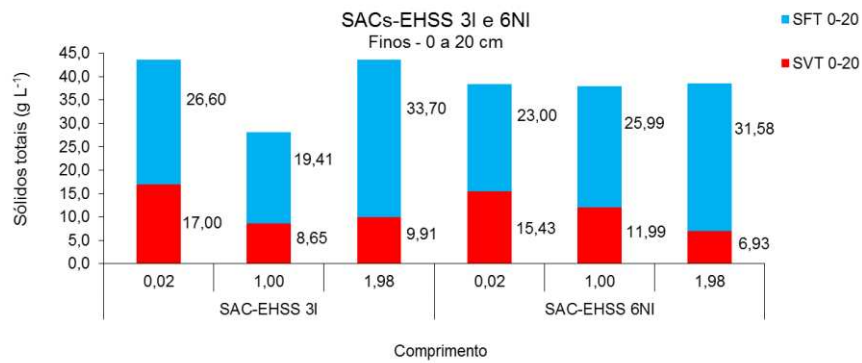


(a)

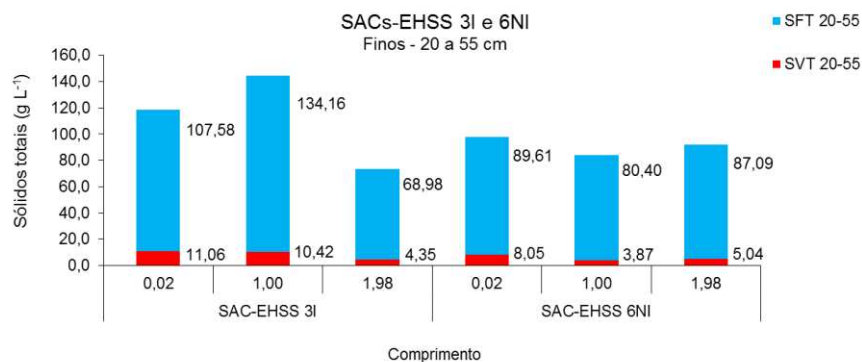


(b)

Figura 39. Sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), em g L⁻¹ (massa seca por volume de poros), em relação aos sólidos finos, distribuídos ao longo do comprimento dos SACs-EHSS 2I e 5NI, cultivados com tifton 85, com inversão no sentido do escoamento e sem inversão no sentido de escoamento, respectivamente, nas camadas de (a) 0 a 20 cm e (b) 20 a 55 cm.



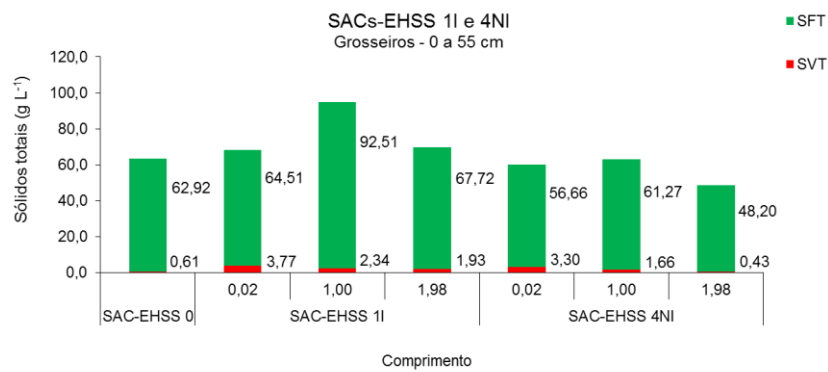
(a)



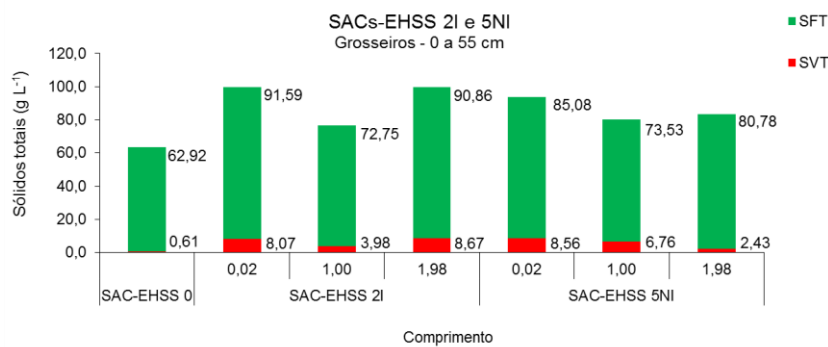
(b)

Figura 40. Sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), em g L^{-1} (massa seca por volume de poros), em relação aos sólidos finos, distribuídos ao longo do comprimento dos SACs-EHSS 3I e 6NI, cultivados com alternantera, com inversão no sentido do escoamento e sem inversão no sentido de escoamento, respectivamente, nas camadas de (a) 0 a 20 cm e (b) 20 a 55 cm.

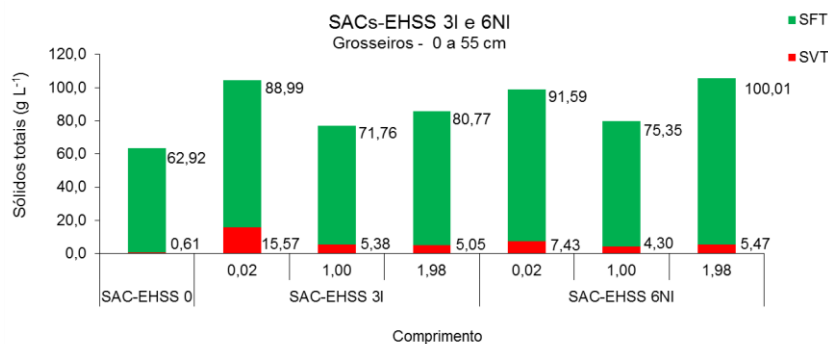
Os resultados das análises dos sólidos intersticiais grosseiros estão apresentados, na forma de histogramas, nas Figuras 41, 42 e 43.



(a)

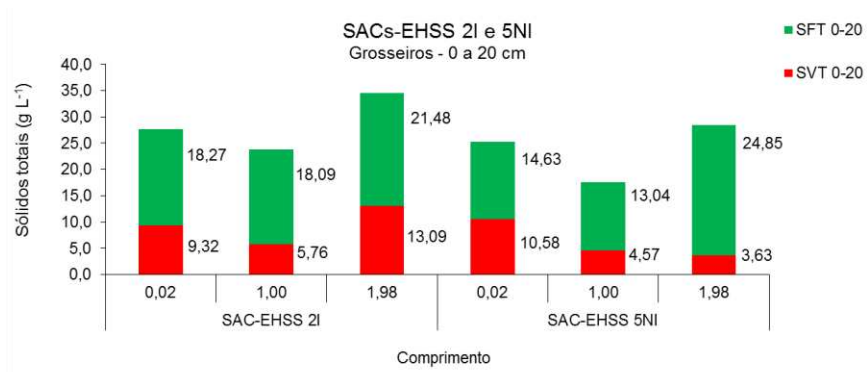


(b)

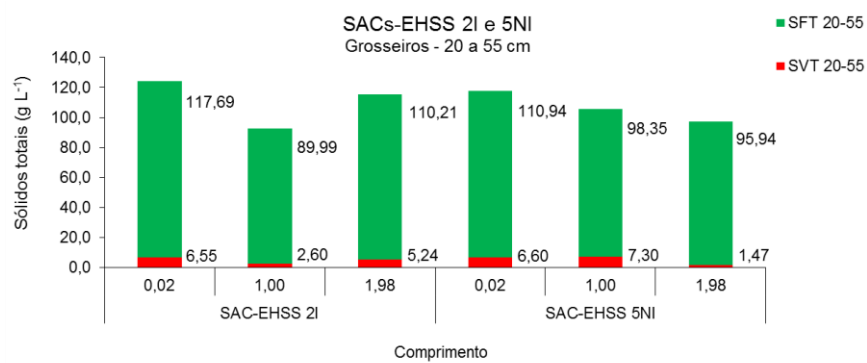


(c)

Figura 41. Sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), em g L^{-1} (massa seca por volume de poros), referentes à camada de 0 a 55 cm, em relação aos sólidos grosseiros, no SAC-EHSS 0, testemunha, e distribuídos ao longo do comprimento dos (a) SACs-EHSS 1I e 4NI, sem cultivo, (b) SACs-EHSS 2I e 5NI, cultivados com tifton 85 e (c) SACs-EHSS 3I e 6NI, cultivados com alternantera. I – sistemas com inversão no sentido do escoamento; NI – sistemas sem inversão no sentido do escoamento.

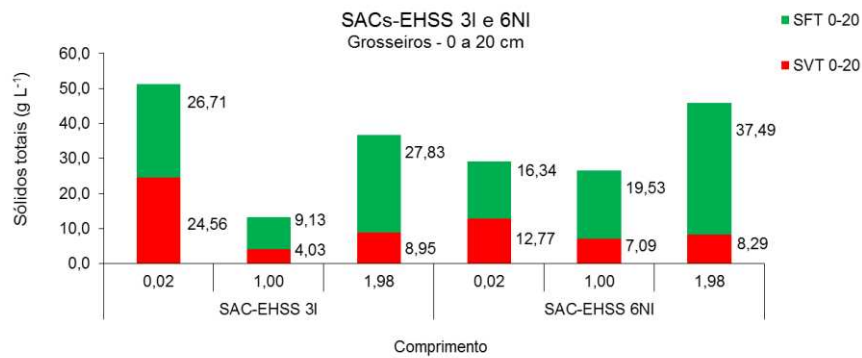


(a)

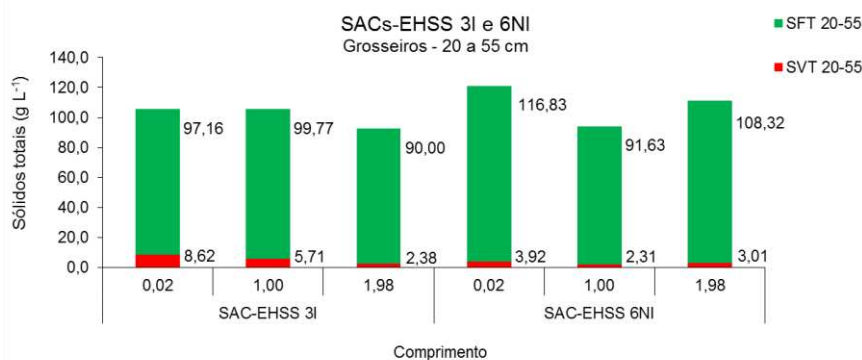


(b)

Figura 42. Sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), em g L^{-1} (massa seca por volume de poros), em relação aos sólidos grosseiros, distribuídos ao longo do comprimento dos SACs-EHSS 2I e 5NI, cultivados com tifton 85, com inversão no sentido do escoamento e sem inversão no sentido do escoamento, respectivamente, nas camadas de (a) 0 a 20 cm e (b) 20 a 55 cm.



(a)



(b)

Figura 43. Sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV), em g L^{-1} (massa seca por volume de poros), em relação aos sólidos grosseiros, distribuídos ao longo do comprimento dos SACs-EHSS 3I e 6NI, cultivados com alternantera, com inversão no sentido do escoamento e sem inversão no sentido do escoamento, respectivamente, nas camadas de (a) 0 a 20 cm e (b) 20 a 55 cm.

Nas Tabelas 10 e 11 estão apresentadas as percentagens, para os finos e grosseiros, respectivamente, de SVT e SFT em relação aos ST, e as percentagens de contribuição dos SVT e SFT em relação ao ST das camadas de 0 a 20 cm e de 20 a 55 cm de profundidade.

Tabela 9. Composição dos Sólidos Totais (ST), em percentagem, com relação aos sólidos finos, para todos os SACs-EHSS, em todo o perfil (0 a 55 cm) e nas camadas de 0 a 20 cm e de 20 a 55 cm de profundidade do leito, nos SACs-EHSS cultivados

SAC-EHSS	Comprimento	% do ST		% do ST (0 a 20 cm)		% do ST (20 a 55 cm)		
		SVT	SFT	SVT 0-20	SFT 0-20	SVT 20-55	SFT 20-55	
SAC-EHSS 0		2,9	97,1	-	-	-	-	
Sem vegetação	0,20	8,2	91,8	-	-	-	-	
	SAC-EHSS 1I	1,00	4,6	95,4	-	-	-	
		1,98	5,5	94,5	-	-	-	
		0,20	7,8	92,2	-	-	-	
	SAC-EHSS 4NI	1,00	6,3	93,7	-	-	-	
		1,98	3,8	96,2	-	-	-	
Tifton-85	0,20	9,1	90,9	24,8	75,2	8,2	91,8	
	SAC-EHSS 2I	1,00	7,9	92,1	19,8	80,2	6,2	93,8
		1,98	10,1	89,9	30,2	69,8	7,3	92,7
		0,20	11,6	88,4	39,2	60,8	7,3	92,7
	SAC-EHSS 5NI	1,00	10,0	90,0	18,3	81,7	9,1	90,9
		1,98	5,5	94,5	13,4	86,6	4,0	96,0
Alternantera	0,20	13,7	86,3	39,0	61,0	9,3	90,7	
	SAC-EHSS 3I	1,00	9,3	90,7	30,8	69,2	7,2	92,8
		1,98	9,3	90,7	22,7	77,3	5,9	94,1
		0,20	13,2	86,8	40,1	59,9	8,2	91,8
	SAC-EHSS 6NI	1,00	9,1	90,9	31,6	68,4	4,6	95,4
		1,98	7,5	92,5	18,0	82,0	5,5	94,5

Tabela 10. Composição dos Sólidos Totais (ST), em percentagem, com relação aos sólidos grosseiros, para todos os SACs-EHSS, em todo o perfil (0 a 55 cm) e nas camadas de 0 a 20 cm e de 20 a 55 cm de profundidade do leito, nos SACs-EHSS cultivados

SAC-EHSS	Comprimento	% do ST		% do ST (0 a 20 cm)		% do ST (20 a 55 cm)	
		SVT	SFT	SVT 0-20	SFT 0-20	SVT 20-55	SFT 20-55
SAC-EHSS 0		0,9	99,1	-	-	-	-
Sem vegetação	0,20	5,5	94,5	-	-	-	-
	1,00	2,5	97,5	-	-	-	-
	1,98	2,8	97,2	-	-	-	-
	0,20	5,5	94,5	-	-	-	-
SAC-EHSS 4NI	1,00	2,6	97,4	-	-	-	-
	1,98	0,9	99,1	-	-	-	-
	0,20	8,1	91,9	33,8	66,2	5,3	94,7
Tifton-85	1,00	5,2	94,8	24,2	75,8	2,8	97,2
	1,98	8,7	91,3	37,9	62,1	4,5	95,5
	0,20	9,1	90,9	42,0	58,0	5,6	94,4
SAC-EHSS 5NI	1,00	8,4	91,6	26,0	74,0	6,9	93,1
	1,98	2,9	97,1	12,7	87,3	1,5	98,5
	0,20	14,9	85,1	47,9	52,1	8,1	91,9
Alternantera	1,00	7,0	93,0	30,6	69,4	5,4	94,6
	1,98	5,9	94,1	24,3	75,7	2,6	97,4
	0,20	7,5	92,5	43,9	56,1	3,2	96,8
SAC-EHSS 6NI	1,00	5,4	94,6	26,6	73,4	2,5	97,5
	1,98	5,2	94,8	18,1	81,9	2,7	97,3

Nos sistemas em que não houve a inversão no sentido do escoamento, a concentração de ST na região de saída foi maior que na região central e, em alguns casos, maior que na zona de entrada, tanto para os finos como para os grosseiros. Excepcionalmente, no SAC-EHSS 4, esse comportamento não foi verificado em relação aos grosseiros retidos nos interstícios do meio poroso. Esperava-se que o teor de ST fosse decrescente da entrada para a saída dos SACs-EHSS em que não houve a inversão no sentido do escoamento, já que a região inicial funcionou como um filtro.

Uma possível explicação para a distribuição dos ST ao longo dos SACs-EHSS em que o sentido do escoamento não foi invertido, com maior

quantidade destes na zona de saída, seria de que esta região representa uma zona de estagnação, onde há afunilamento da passagem de água, favorecendo a deposição de sólidos, em geral.

Além disso, durante a montagem dos sistemas, os mesmos foram cheios e esvaziados repetidas vezes, já com a brita em seu interior, para que se fizesse o nivelamento da água a 50 cm de altura, e para que alguns vazamentos, identificados tardiamente, pudessem ser reparados. Isso pode ter provocado o carreamento de partículas sólidas para a região de saída.

Caselles-Osorio et al. (2007) também esperavam maior acúmulo de sólidos próximos à entrada dos SACs, no entanto, observaram distribuição bastante heterogênea na maioria dos SACs-EHSS estudados.

O mesmo foi observado no trabalho de Pedescoll et al. (2013), que explicaram que a água tende a fluir ao longo de caminhos com menor resistência, e assim, as regiões onde ocorrem escoamento preferencial há maior acúmulo de sólidos, ao longo do tempo.

Pedescoll et al. (2009) encontraram maior quantidade de ST na região de saída em um dos SACs-EHSS estudados.

No trabalho de Paoli e von Sperling (2013), contrariamente, o ST foi decrescente da entrada para a saída, no SAC-EHSS plantado.

Quanto à distribuição dos SVT, observa-se tendência de redução do teor, bem como de sua fração nos ST, da entrada para a saída, ao se considerar apenas uma camada, ou seja, de 0 a 55 cm. Assim, apesar da saída dos sistemas não invertidos apresentarem maior teor de ST, a mesma região apresenta os menores teores e percentagens de SVT.

Paoli e von Sperling (2013) também observaram valores decrescentes de SVT do início para o final de SACs-EHSS plantados e não plantados, no entanto, a relação SVT/ST não seguiu a mesma tendência.

Tanner e Sukias (1995) reportaram uma variação do acúmulo de SVT de $9,5 \text{ kg m}^{-2}$, na entrada, para 2 e 5 kg m^{-2} , na saída, no SAC-EHSS plantado.

Em média, nos SACs-EHSS, os ST da entrada, meio e saída são compostos por, respectivamente, 10,8, 8,5 e 5,6% de SVT, para finos e 7,4, 5,5 e 3,0% de SVT, para grosseiros (Tabelas 10 e 11).

As percentagens de SVT obtidas no presente trabalho, que variaram de 0,9 a 14,9%, entre finos e grosseiros, foram inferiores às relatadas por Paoli e von Sperling (2013) e Caslles-Osorio et al. (2007), que foram de, respectivamente, 22 e 20% nos SACs-EHSS plantados e não plantados e 20% em SACs-EHSS plantados. No entanto, foram semelhantes as de Tanner e Sukias (1995), que obtiveram 15 e 8% para os SACs-EHSS plantados e não plantados. Pedescoll et al. (2009) relataram que as percentagens de SVT no material colmatante variou 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.

Ressalta-se que, para os sistemas vegetados e não invertidos, quando se analisa separadamente as camadas, ou seja, de 0 a 20 cm e de 20 a 55 cm, observa-se comportamento distinto da análise referente a todo o perfil. Na camada de 0 a 20 cm também há tendência de redução no teor de SVT e na relação SVT/ST, do início para o fim do sistema. No entanto, a região de saída não necessariamente apresenta o menor teor de SVT, podendo, em alguns casos, entre sólidos finos e grosseiros, apresentar teor intermediário.

Com relação à camada de 20 a 55 cm, considerando região de entrada e de saída, ocorre redução nos teores de SVT da primeira para a segunda. O mesmo vale para a relação SVT/ST. No entanto, no SAC-EHSS 5NI, cultivado com tifton 85, o maior teor de SVT é associado à região central. No SAC-EHSS 6NI, cultivado com alternantera, é associado à região de entrada.

Na região de saída dos SACs-EHSS 5NI e 6NI, foram encontrados menores teores de SVT, principalmente, quando comparado aos quantificados na entrada dos sistemas. A matéria orgânica que chega a região de saída já passou por vários processos de decomposição ao longo do SAC-EHSS, sendo, portanto, um material mais recalcitrante e em menor quantidade. Por isso há um decréscimo na quantidade de SVT à medida que se caminha da entrada para a saída, na camada de 20-55 cm dos SAC-EHSS não invertidos.

Observa-se, nas Figuras 39, 40, 42 e 43 que os resultados das análises de sólidos, referentes à camada de 0 a 20 cm dos sistemas

plantados, destacam-se dos demais, pelos teores de SVT que foram, na maioria das vezes, maiores que da camada de 20 a 55 cm. Nota-se também, nas Tabelas 10 e 11, salvo raras exceções, que a camada de 0 a 20 cm apresenta as maiores percentagens de SVT, em relação aos ST, respectivos a cada camada. Essas informações indicam que a colmatação é um fenômeno predominantemente superficial, o que reforça a necessidade de aplicação do afluente subsuperficialmente.

É na camada de 0-20 cm que se encontram a maioria das raízes e depósitos de detritos vegetais, além da contribuição do biofilme e dos sólidos da água residuária. Portanto, ao se optar pela aplicação subsuperficial da água residuária, uma fonte de contribuição para os SVT da camada superficial do meio poroso seria, de certo modo, eliminada. Além disso, a aplicação do afluente subsuperficialmente atrasaria o surgimento do ES, como salientou Alcabar (2010). O ES, além de influenciar o maior desenvolvimento do biofilme na região à frente de sua infiltração, leva à deposição de sólidos sobre a superfície do leito, acelerando a colmatação na camada superficial. Isso pode levar ao surgimento de problemas como formação de caminhos preferenciais e redução na eficiência do sistema. Dessa forma, entende-se que a aplicação da água residuária subsuperficialmente poderia promover um aproveitamento mais eficiente de todo o perfil do meio poroso.

Tanner e Sukias (1995) também observaram maiores teores de SVT na camada superior de 100 mm nos SACs-EHSS estudados, tanto nos cultivados como nos não cultivados, sendo as maiores quantidades de matéria orgânica observadas nos cultivados. Os autores explicaram que os níveis mais elevados de matéria orgânica nos SACs-EHSS cultivados, em relação aos SACs-EHSS não cultivados, ocorreram principalmente na parte superior do substrato, onde se depositaram os detritos vegetais, e perto das entradas, onde as raízes promoveram aumento da filtração e retenção de sólidos.

No trabalho de Nguyen (2000), também com SAC-EHSS, nesse caso, cultivado, a maior parte da matéria orgânica acumulada na camada superficial de 100 mm foi oriunda da morte de raízes e rizomas, exsudação de compostos orgânicos a partir das raízes e a grande quantidade de

biomassa e atividade microbiana. 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 a depósitos inorgânicos.

Cooper et al. (2005) relataram, em seu estudo de avaliação de 126 SACs-EHSS, a observância da presença de camadas de sólidos, de variadas espessuras sobre a superfície do leito dos sistemas. Essa camada era composta por sólidos da água residuária e por detritos vegetais. Os autores relataram, ainda, que esse material depositado sobre a superfície penetrava no meio poroso até determinada profundidade. No entanto, não havia uma relação direta entre a espessura da camada de lodo e a profundidade de penetração. Por exemplo, foram encontradas camadas de lodo de 250 mm sobre a superfície, que penetraram 400 mm abaixo da superfície e, em outros casos, a 50 mm.

Inicialmente, pensava-se que a matéria orgânica iria se decompor rapidamente no meio, de modo que apenas os sólidos inorgânicos contribuiriam para o entupimento do sistema (NIVALA et al., 2012). No entanto, a literatura confirma que o entupimento pode ser causado tanto pelo acúmulo de matéria orgânica como inorgânica.

Nguyen (2000) caracterizou a matéria acumulada em SACs-EHSS, após 5 anos de funcionamento, e encontrou predominantemente ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina, derivados de compostos lignocelulósicos e húmicos, oriundos da água residuária de laticínios e dos detritos vegetais. Segundo o autor, mais de 90% da matéria orgânica acumulada no leito era composta por frações recalcitrantes.

No trabalho de Nivala et al. (2007), a colmatação se deu, principalmente, devido ao acúmulo de precipitados de ferro.

Notou-se, no cruzamento dos dados de K_s e dos teores de SVT, entre sólidos finos e grosseiros, com relação à camada de 0 a 20 cm e aos últimos valores de condutividade medidos nos SACs-EHSS plantados, que os Terços com os menores valores de K_s coincidiram com os maiores teores de SVT, mas, não necessariamente, com os maiores teores de ST. Nas

regiões onde os teores de SVT foram menores, não necessariamente ocorreram maiores valores de K_s . Isso é um indicativo de que as medições de K_s , em razão da forma como foi feita, não apresentaram boa correlação com o grau de colmatação, principalmente quando ocorrem baixos teores de SVT.

Apesar dos SACs-EHSS sem cultivo não terem seu leito analisado em camadas, pode-se inferir que os teores de SVT nos primeiros 20 cm superficiais do meio poroso seriam os menores, se comparados aos demais SACs-EHSS vegetados, para mesma camada, já que o SACs-EHSS sem cultivo não tinha o fator vegetação e seus valores de K_s foram os que apresentaram menor redução, tal como mostrado na Tabela 5.

Na camada de 20 a 55 cm, também com relação aos últimos valores de K_s medidos, não se notou qualquer relação entre essa variável e os teores de SVT ou de ST. Por exemplo, na camada de 20 a 55 cm no SAC-EHSS 5NI, o maior teor de SVT, para os sólidos finos e grosseiros, encontrou-se na parte central, onde K_s apresentou valor intermediário. O fato dessa camada apresentar maior ou menor teor de SVT não influenciou K_s porque o piezômetro estava inserido a 10 cm de profundidade, na zona saturada e, portanto, K_s foi influenciado predominantemente pelas características da camada de 0 a 20 cm. Se piezômetros tivessem sido inseridos em diferentes profundidades, poderiam ter sido detectadas as diferenças nos valores de K_s entre as camadas superior e inferior do meio poroso.

É fundamental destacar que, de maneira geral, os dados obtidos no presente estudo não permitiram uma boa associação entre K_s e o grau de colmatação, principalmente porque a metodologia utilizada para determinação deste parâmetro desprezou os 5 cm superficiais do leito. Haja vista que a colmatação foi predominantemente superficial, essa desconsideração dos primeiros 5 cm superficiais do meio poroso foi extremamente prejudicial para a tentativa de associação entre K_s e a colmatação. Assim, condições muito diferentes do meio poroso geraram valores de K_s muito semelhantes. Portanto, as medidas de K_s , em razão do método utilizado, não refletem as condições do meio poroso e devem ser, por isso, analisados com cautela.

Com relação às diferenças entre os teores de sólidos, para os SACs-EHSS cultivados, observou-se que os sistemas plantados com tifton 85 apresentaram, genericamente, menores teores SVT que os plantados com alternantera. Acredita-se que essa diferença tenha relação com o padrão de desenvolvimento e renovação das espécies, como maior ou menor entrelaçamento das raízes e o crescimento de estolões e rizomas. Para ambas as espécies cultivadas, foram encontradas presença de raízes a uma profundidade média de 30 cm no leito.

No trabalho de Matos et al. (2008), o aspecto típico da zona radicular do tifton 85 no SAC-EHSS foi descrito como apresentando um desenvolvimento axial e relativamente profundo (30 cm), com maior densidade de raízes concentrada na camada de 10 cm.

Em relação a alternantera, as raízes são finas e relativamente curtas em ambiente aquático, já no solo, a planta apresenta raiz pivotante, que penetra no solo a profundidades de 50 cm, e em alguns casos, profundidades superiores a 1 m (VAN OOSTERHOUT, 2007).

Os maiores teores de SVT nos SACs-EHSS cultivados com alternantera também podem estar ligados a maior produção de detritos vegetais em função do ataque de pragas. Assim, considerando não só os dados sobre os sólidos, mas também os demais citados e discutidos nos itens anteriores, percebe-se que o tifton 85 promove menor impacto sobre a colmatção, em relação à alternantera.

Em média e de modo geral, a inversão no sentido do escoamento levou ao maior acúmulo de matéria orgânica (SVT) nos leitos cultivados, considerando todo o perfil (Figuras 38 e 41). O mesmo vale para os ST. O teor de SVT foi decrescente da região 1 para a 3, nos SACs-EHSS 1I e 3I, tal qual nos SACs-EHSS 4NI e 6NI, em relação ao material fino e grosseiro.

Notou-se, também, que a inversão no sentido do escoamento promoveu maior acúmulo de SVT na região 3 dos sistemas invertidos, em relação aos sistemas não invertidos, no que diz respeito aos sólidos finos e grosseiros, o que já era de se esperar. Como a região 3 passou a receber a ARS após a inversão no sentido do escoamento, e assim, maior aporte de carga orgânica, houve ali maior acúmulo de SVT.

Os SACs-EHSS 1I, sem cultivo, e 2I, cultivado com tifton 85, que passaram mais tempo sob regime de inversão no sentido do escoamento, aproximadamente 14 e 10 meses, respectivamente, apresentaram pequena redução em SVT da região 1, como propõe a hipótese de funcionamento da técnica de descolmatação aqui testada.

As reduções dos SVT na região 1 do SAC-EHSS 1I em relação ao SAC-EHSS 4NI, ambos sem cultivo, ocorreu apenas para os finos, mas foram consideráveis (18,8%). A maior redução de SVT, na região 1 do SAC-EHSS 1I, sem cultivo, provavelmente é resultado do período de repouso pelo qual ele passou, otimizando a diminuição deste sólidos.

Na comparação entre os SAC-EHSS2I e 5NI, cultivados com tifton 85, essa redução foi menor (4,5% para os finos e de 5,7% para os grosseiros), o que decorre do pouco tempo de manutenção da nova condição de operação dos sistemas.

Nos SACs-EHSS 3I e 6NI, cultivados com alternantera, não houve redução dos SVT para região 1. Acredita-se que, se a inversão tivesse ocorrido mais prematuramente, todos os sistemas invertidos apresentariam maiores reduções nos teores de SVT, na região 1.

Em relação às camadas de 0-20 e de 20-55 cm tem-se que, na região 3 do SAC-EHSS 2I, cultivado com tifton 85, a inversão promoveu maior acúmulo de SVT, considerando-se sólidos finos e grosseiros. Na região 1 houve redução nos teores de SVT, na camada de 0-20 cm, para os finos e grosseiros. Isso foi resultado da retirada do ES dessa área, quando foi invertido o sentido do escoamento, deixando essa camada mais passível de aeração, ao menos durante um tempo, facilitando a degradação do material acumulado. Subsuperficialmente, na região 1, a redução de SVT não ocorreu ou não foi expressiva.

Percebe-se que a inversão no sentido do escoamento afetou mais a camada superficial do meio poroso, devido ao surgimento do ES logo após a inversão, o que deixa claro a importância da época da inversão para que se alcancem os efeitos positivos dessa técnica de descolmatação.

Na camada de 0-20 cm do SAC-EHSS 3I, o acúmulo de SVT, no que se refere a sólidos finos e grosseiros, ocorreu de forma semelhante ao longo do comprimento do leito. No entanto, na camada de 20-55 cm, o maior

acúmulo de SVT ocorreu nas regiões 1 e 2. Após a inversão no sentido do escoamento, neste sistema, a ARS permanecia empoeçada em toda extensão superficial do SAC-EHSS 3I, e assim, os sólidos da água residuária foram depositados sobre a superfície, promovendo maiores mudanças na camada superficial. De acordo com Pedescoll et al. (2013), a parte superior do leito, principalmente na zona de entrada, forma o primeiro filtro para os sólidos da água residuária aplicada.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste experimento, duas escolhas em termos de planejamento experimental trouxeram grandes prejuízos à qualidade dos dados gerados: condução do experimento dentro de casa de vegetação e o critério estabelecido para definição da época em que deveria ser efetuada a inversão no sentido do escoamento da água residuária nos SACs-EHSS.

O cultivo em casa de vegetação proporcionou diminuição na incidência direta da luz solar na superfície dos leitos, no efeito do vento, na evapotranspiração nos sistemas e na ação de organismos que tiveram acesso restrito ao meio, os quais possivelmente têm grande importância em experimentos de comparação de efeitos de colmatação superficial. Isso pode ter prejudicado a avaliação dos efeitos da inversão no sentido de escoamento da água residuária nos SACs-EHSS.

Além disso, acredita-se que a condução do experimento em casa de vegetação foi o principal fator relacionado à maior incidência de pragas e até senescência de plantas.

Acredita-se também que, em face da relativamente alta taxa de carregamento orgânico (TCO) aplicada, a melhor época para se efetuar a inversão no sentido do escoamento deveria ter sido relacionada com algo entre 10 e 20% de percurso da água em escoamento superficial, nos SACs-EHSS.

7. CONCLUSÃO

Com base nos resultados apresentados pode-se concluir que:

- A espera pelo avanço do ES até 50 % do comprimento não foi a melhor escolha como critério de inversão, visto que, não impediu ou mitigou as falhas hidráulicas dos sistemas colmatados, como presença e avanço do ES e redução de K_s ;
- A inversão no sentido do escoamento da água residuária promoveu, a princípio, a extinção do ES nos SACs-EHSS, mas, posteriormente, a velocidade de avanço do ES nos sistemas invertidos, em relação aos não invertidos;
- No SACs-EHSS 2I, cultivado com tifton 85, ocorreu um aumento de K_s após a inversão no sentido de escoamento da água residuária, nos Terços 1 e 2, no entanto, esse aumento não se manteve ao longo do tempo em decorrência de estar grande parte do sistema com alto grau de colmatação. Nos SACs-EHSS 1I e 3I, sem cultivo e cultivado com alternantera, respectivamente, pelos mesmos motivos, a inversão no sentido de escoamento não proporcionou aumento de K_s ;
- Mesmo em pequena fração dos ST, os SVT proporcionaram estruturação do material suporte superficial dos SACs-EHSS, tendo eles sido submetidos à inversão no sentido do escoamento ou não;
- Em média, a inversão no sentido do escoamento levou a um maior acúmulo de matéria orgânica (SVT) nos leitos cultivados, principalmente na camada de 0 a 20 cm;
- O alto grau de colmatação que já se encontravam os SACs-EHSS foi, decisivamente, o fator que impediu ou tornou menos perceptíveis e prolongados os efeitos positivos da inversão no sentido do escoamento;
- Cada espécie vegetal influenciou de modo distinto a distribuição dos ST, SFT e SVT nos SACs-EHSS cultivados, devido aos diferentes padrões de crescimento;
- Em razão da colmatação ser um fenômeno predominantemente superficial, a medição de K_s a profundidade de 10 cm abaixo do nível

de água impediu que houvesse sua mais estreita associação com o teor de SVT, principalmente quando estes eram reduzidos;

- Os valores de K_s , da forma como foram determinados, não apresentaram boa correlação com o grau de colmatação;
- Para implantação da técnica de inversão no sentido de escoamento da água residuária, tão importante quanto as condições da região de entrada (Terço 1), são as condições da zona de saída (Terço 3) dos SACs-EHSS, pois esta região passará a receber e reter a maior parte do aporte de sólidos oriundos da água residuária a ser tratada;

8. REFERÊNCIAS

AGRAHAR-MURUGKAR, D.; PAL, P. P. Intake of nutrients and food sources of nutrients among the Khasi tribal women of India. **Nutrition**, v. 20, n. 3, p. 268-273, 2004.

AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 29, n. 2, p. 173-191, 2007.

ALCABAR, A. P. **Colmatación en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. Medidas, factores de diseño y estrategias de prevención**. Barcelona: Escola Superior d'Agricultura de Barcelona - Universitat Politècnica de Catalunya, 2010. 224 p. Tese de Doutorado.

ALVES, R. C. P. **Inter-relações entre zooplâncton e fitoplâncton mediante herbivoria na Lagoa do Camargo (zona de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim)**. Botucatu, SP: Instituto de Biociências de Botucatu - UNESP, 2011. 143 p. Tese de Doutorado.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION); AWWA (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION); WEF (WATER ENVIRONMENT FEDERATION). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2012. 1046 p.

AVELAR, F. F. **Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica* no tratamento de esgoto sanitário**. Viçosa, MG: DEA - UFV, 2012. 70 p. Tese de Doutorado.

BATALHA, B. R. **Temperatura do dossel vegetativo da cana-de-açúcar sob diferentes condições meteorológicas e potenciais de água no solo**. Viçosa, MG: UFV, 2011. 142 p. Dissertação de Mestrado.

BEHRENDTS, L.; BAILEY, E.; HOUKE, L.; JANSEN, P.; SMITH, S. Non-invasive methods for treating and removing sludge from subsurface flow constructed wetlands I. In: ANNUAL CONFERENCE PROCEEDINGS: NOWRA TECHNICAL CONTINUING EDUCATION PROGRAM SESSIONS, 15th. 28-31 de Agosto, 2006, Denver, CO. **Anais...** Denver, CO: NOWRA - National Onsite Wastewater Recycling Association, 2006.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 8^a ed. Viçosa, MG: UFV, 2006. 625 p.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Estudos dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 7-19, 2008.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. ssuplemento, p. 133-137, 2005.

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

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

BURTON, G. W.; GATES, R. N.; HILL, G. M. Registration of 'Tifton 85' bermudagrass. **Crop Science**, v. 33, n. 3, p. 644-645, 1993.

CAETANO, L. P. S.; DIAS-FILHO, M. B. Responses of six *Brachiaria* spp. accessions to root zone flooding. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 5, p. 795-801, 2008.

CAMARGO, F. A. O.; SANTOS, G. D. A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 171-180, 1999.

CASELLES-OSORIO, A.; GARCIA, J. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Environmental Pollution**, v. 146, n. 1, p. 55-63, 2007.

CASELLES-OSORIO, A.; GARCÍA, J. Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic matter. **Water Research**, v. 40, n. 19, p. 3603-3611, 2006.

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

CHAPUIS, R. P. Shape factors for permeability tests in boreholes and piezometers. **Groundwater**, v. 27, n. 5, p. 647-654, 1989.

CHAZARENC, F.; GAGNON, V.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Effect of plant and artificial aeration on solids accumulation and biological activities in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 6, p. 1005-1010, 2009.

CHAZARENC, F.; MALTAIS-LANDRY, G.; TROESCH, S.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Effect of loading rate on performance of constructed wetlands

treating an anaerobic supernatant. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 3, p. 23-29, 2007.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G. Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 91-97, 2005.

CHRISTENSEN, J. R.; CRUMPTON, W. G.; VAN DER VALK, A. G. Estimating the breakdown and accumulation of emergent macrophyte litter: a mass-balance approach. **Wetlands**, v. 29, n. 1, p. 204-214, 2009.

COOPER, D.; GRIFFIN, P.; COOPER, P. Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 127-135, 2005.

DAMIÃO FILHO, C. F. **Morfologia vegetal**. Jaboticabal, SP: FUNEP/UNESP, 1993. 243 p.

DAVISON, L.; HEADLEY, T.; PRATT, K. Aspects of design, structure, performance and operation of reed beds eight years experience in northeastern New South Wales, Australia. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 10, p. 129-138, 2005.

DEWITT, D. P.; INCROPERA, F. P. **Fundamentos de Transferência de Calor e de Massa**. 5ª ed. São Paulo, Brasil: Ed. LTC, 2003.

DIAS-FILHO, M. B. **Opções de forrageiras para áreas sujeitas ao encharcamento ou alagamento temporário**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006.

DIAS FILHO, J. L. E.; CASTRO, G. X.; MAIA, P. C. A. Análise da durabilidade de gnaiss através de ensaio de desgaste. **Vértices**, v. 15, n. 3, p. 07-16, 2013.

DITTRICH, E. Experiences on hydraulic performance of sub-surface flow constructed wetlands. **Pollack Periodica**, v. 1, n. 1, p. 53-66, 2006.

FEI, M.; LI, J.; TING, Z. Reversing clogging in vertical-flow constructed wetlands by backwashing treatment. **Advanced Materials Research**, v. 129-131, p. 1064-1068, 2010.

FERRES, G. C. **Variabilidade da condutividade hidráulica e de formas do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial**. Viçosa, MG: DEA - UFV, 2012. 62 p. Dissertação de Mestrado.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. 3rd ed. New Jersey: Prentice Hall, 1994.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FIA, R.; MATOS, A. T.; FERREIRA, P. A.; TEODORO, P. E. P.; SCHUERY, F. C.; LUIZ, F. A. R. Desempenho agrônômico da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. **Engenharia na Agricultura**, v. 16, n. 4, p. 436-448, 2008.

FIA, R.; MATOS, A. T.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P.; LAMBERT, T. F.; NASCIMENTO, F. S. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8, p. 842-847, 2010a.

FIA, R.; MATOS, A. T.; QUEIROZ, M.; CECON, P. R.; FIA, F. R. L. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do

processamento dos frutos do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1323-1329, 2010b.

FIORI, J. P. D. O. **Avaliação de métodos de campo para a determinação de condutividade hidráulica em meios saturados e não saturados**. Brasília, DF: Instituto de Geociências - UNB, 2010. 107 p. Dissertação de Mestrado.

FONTES, M. P. F. Intemperismo de rochas e minerais. In: KER, J. C.; CURI, N.; SCHAEFER, C. E. G. R. e VIDAL-TORRADO, P. (Eds.). **Pedologia: Fundamentos**. 1ª. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. cap. VI, p. 343.

FREITAS, W. S. **Desempenho se sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Viçosa, MG: DEA - UFV, 2006. 156 p. Tese de Doutorado.

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

GARCÍA, J.; OJEDA, E.; SALES, E.; CHICO, F.; PÍRIZ, T.; AGUIRRE, P.; MUJERIEGO, R. Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. **Ecological Engineering**, v. 21, n. 2-3, p. 129-142, 2003.

HLÖDVERSSON, R.; KASPERSSON, A. Nutrient losses during deterioration of hay in relation to changes in biochemical composition and microbial growth. **Animal Feed Science and Technology**, v. 15, n. 2, p. 149-165, 1986.

HUA, G.; ZENG, Y.; ZHAO, Z.; CHENG, K.; CHEN, G. Applying a resting operation to alleviate bioclogging in vertical flow constructed wetlands: An

experimental lab evaluation. **Journal of Environmental Management**, v. 136, p. 47-53, 2014.

HUA, G.; ZHU, W.; ZHAO, L.; ZHANG, Y. Applying solubilization treatment to reverse clogging in laboratory-scale vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 6, p. 1479-1487, 2010.

HUBBE, M. A.; CHEN, H.; HEITMANN, J. A. Permeability reduction phenomena in packed beds, fiber mats, and wet webs of paper exposed to flow of liquids and suspensions: A review. **Bioresources**, v. 4, n. 1, p. 405-451, 2009.

HUNT, P. G.; SZÖGI, A. A.; HUMENIK, F. J.; RICE, J. M.; MATHENY, T. A.; STONE, K. C. Constructed wetlands for treatment of swine wastewater from an anaerobic lagoon. **Transactions of the ASAE - American Society of Agricultural Engineers**, v. 45, n. 3, p. 639-647, 2002.

HVORSLEV, M. J. **Time lag and soil permeability in ground water observations**. Bulletin 36. Vicksburg, Mississippi: U.S. Army Corps of Engineers Water-way Experimentation Station, 1951.

JULIEN, M.; SOSA, A.; CHAN, R.; SCHOOLER, S.; TRAVESSA, G. *Alternanthera philoxeroides* (Martius) Grisebach - alligator weed. In: JULIEN, M.; MCFADUEN, R. e CULLEN, J. (Eds.). **Biological control of weeds in Australia**. Austrália: CSIRO, 2012. p.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Florida: CRC press, 2008. 1016 p.

KINUPP, V. F. **Plantas alimentícias não-convencionais da região metropolitana de Porto Alegre, RS**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2007. 562 p. Tese de Doutorado.

KINUPP, V. F.; BARROS, I. B. I. D. Teores de proteína e minerais de espécies nativas, potenciais hortaliças e frutas. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 28, n. 4, p. 846-857, 2008.

KLEIN, V. A. **Física do solo**. Passo Fundo, RS: Universidade de Passo Fundo, 2008. 212 p.

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

KNOWLES, P. R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P. A. Clogging in horizontal subsurface flow treatment wetlands in the UK: Conclusions from a three year investigation. In: IWA (Ed.). INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12th. 4-8 de Outubro, 2010, Venice, Italy. **Anais...** Venice, Italy: Palombi, 2010a. p. 525-538.

KNOWLES, P. R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P. A. Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. **Water Research**, v. 44, n. 1, p. 320-330, 2010b.

LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

LI, H.; WANG, S.; YE, J.; XU, Z.; JIN, W. A practical method for the restoration of clogged rural vertical subsurface flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment using earthworm. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 2, p. 283-290, 2011.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3^o ed. Campinas, SP: Átomo, 2010.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. Piracicaba, SP: ESALQ-USP, 2000. 509 p.

LLORENS, E.; PUIGAGUT, J.; GARCÍA, J. Distribution and biodegradability of sludge accumulated in a full-scale horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Desalination and water treatment**, v. 4, n. 1-3, p. 54-58, 2009.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4ª ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008.

MACHADO, Ê. L.; LOPEZ, D. A. R.; BENVENU, L. M.; ZERWES, F. V.; FREITAS, N. C. W. Tratamento de efluente de campus universitário via sistema de baixo custo com leitos cultivados (*wetlands*). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25º. 20-25 de Setembro, 2009, Recife, PE. **Anais...** Recife, PE: ABES, 2009.

MACHADO, F. B. **Enciclopédia Multimídia de Minerais e Atlas e Rochas**. Rio Claro, SP: Departamento de Petrologia e Metalogenia, UNESP, 2003. Disponível em: < <http://www.rc.unesp.br/museudpm/banco/index.html> >. Acesso em: 08 de outubro de 2014.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários - experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 108-112, 2006.

MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 409-435.

MATOS, A. T. **Práticas de qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratório**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. 150 p.

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

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, 2010b.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon* spp) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BRASIL, M. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 518-526, 2010c.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

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

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; MARTINEZ, M. A.; TÓTOLA, M. R.; AZEVEDO, A. A. Tifton grass yield on constructed wetland used for swine

wastewater treatment. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 510-516, 2010e.

MATOS, A. T.; SILVA, D. F.; LO MONACO, P. A. V.; PEREIRA, O. G. Produtividade e composição química do capim-Tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 1, p. 188-200, 2013.

MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 435-443, 2003.

MENEZES, S. M. **Movimento da água no solo**. Lavras, MG: Editora da UFLA, 2003. 128 p.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**, v. 40, n. 3, p. 606-612, 2006.

MORRIS, R. H.; KNOWLES, P. Measurement Techniques for Wastewater Filtration Systems. In: EINSCHLAG, F. S. G. (Ed.). **Waste Water - Treatment and Reutilization**. InTech, 2011. p. 109-132. Disponível em: <<http://www.intechopen.com/books/waste-water-treatment-and-reutilization> >. Acesso em: 18 de Setembro de 2014.

MOTTER, O. F.; KIEHL, E. J.; KAWAI, H. **Utilização de minhocas na produção de composto orgânico**. São Paulo, SP: CETESB, 1987. 11 p.

NAVFAC. **Soil Mechanics**. Design Manual 7.01. Alexandria, Virginia: Naval Facilities Engineering Command USA, 1986. 389 p.

NGUYEN, L. M. Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. **Ecological Engineering**, v. 16, n. 2, p. 199-221, 2000.

NIVALA, J.; HOOS, M. B.; CROSS, C.; WALLACE, S.; PARKIN, G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1–3, p. 19-27, 2007.

NIVALA, J.; KNOWLES, P.; DOTRO, G.; GARCÍA, J.; WALLACE, S. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: measurement, modeling and management. **Water Research**, v. 46, p. 1625-1640, 2012.

NIVALA, J.; ROUSSEAU, D. P. L. Reversing clogging in subsurface-flow constructed wetlands by hydrogen peroxide treatment: two case studies. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 10, p. 2037-2046, 2009.

OLIVA, A. **Estudo hidrofaciológico do aquífero Rio Claro no município de Rio Claro-SP**. Rio Claro, SP: Instituto de Geociências e Ciências Exatas - Unesp, 2006. 196 p. Doutorado de Tese.

OLIVEIRA, J. M. **Estudo da influência do material de enchimento na remoção de matéria orgânica, azoto e sólidos em leitos de macrófitas do tipo ESSH**. Lisboa: Faculdade de Ciência e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa, 2008. 110 p. Dissertação de Mestrado.

OLIVEIRA, L. A.; GONÇALVES, R. M.; MARTINS, F. P. Contraste de condutividade hidráulica em solos de texturas arenosa e argilosa encontrados nos tributários da margem esquerda do Rio Tijucu, município de Ituiutaba, estado de Minas Gerais, Brasil. **Caminhos de Geografia**, v. 11, n. 33, p. 230-243, 2010.

OUELLET-PLAMONDON, C.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed

wetlands in cold climate. **Ecological Engineering**, v. 27, n. 3, p. 258-264, 2006.

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

PEDESCOLL, A.; CORZO, A.; ÁLVAREZ, E.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. **Water Research**, v. 45, n. 12, p. 3579-3589, 2011a.

PEDESCOLL, A.; KNOWLES, P. R.; DAVIES, P.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. A comparison of in situ constant and falling head permeameter tests to assess the distribution of clogging within horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 5, p. 2263-2275, 2012.

PEDESCOLL, A.; PASSOS, F.; ALBA, E.; GARCIA, J.; PUIGAGUT, J. Mechanical resistance properties of gravel used in subsurface flow constructed wetlands: implications for clogging. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 9, p. 1801-1807, 2011b.

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

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

PEDREIRA, C. G. S. Gênero *Cynodon*. In: FONSECA, D. M. e MARTUSCELLO, J. A. (Eds.). **Plantas forrageiras**. Viçosa, MG: UFV, 2010. p. 78-130.

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

PEROTTI, J. C.; RODRIGUES, I. C. D. S.; KLEINOWSKI, A. M.; RIBEIRO, M. V.; EINHARDT, A. M.; PETERS, J. A.; BACARIN, M. A.; BRAGA, E. J. B. Produção de betacianina em erva-de-jacaré cultivada in vitro com diferentes concentrações de sulfato de cobre. **Ciência Rural**, v. 40, p. 1874-1880, 2010.

PICANÇO, M. C.; GIROLDO, A. S.; BACCI, L.; MORAIS, E. G. F.; SILVA, G. A.; SENA, M. E. Controle biológico das principais pragas de hortaliças no Brasil. In: ZAMBOLIM, L.; LOPES, C. A.; PICANÇO, M. C. e COSTA, H. (Eds.). **Manejo Integrado de Doenças e Pragas - Hortaliças**. Viçosa, MG: UFV, DFT, 2007. cap. Cap. 14, p. 505-538.

PICANÇO, M. C.; MARQUINE, F. Manejo integrado de pragas de hortaliças em ambiente protegido. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 20, p. 126-133, 1999.

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

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

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. L. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.

QUEIROZ, J. E. **Parâmetros hidrodinâmicos de um solo de várzea para fins de drenagem subterrânea**. Piracicaba, SP: ESALQ - USP, 1995. 167 p. Tese de Doutorado.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Versão Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2014. Disponível em: < <http://www.R-project.org/> >.

RAGUSA, S. R.; MCNEVIN, D.; QASEM, S.; MITCHELL, C. Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. **Water Research**, v. 38, n. 12, p. 2865-2873, 2004.

RAMOS, N. F. S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética**. Viçosa, MG: DEA - UFV, 2011. 88 p. Dissertação de Mestrado.

REIS, A. **Síntese de betalainas induzida pela luz em espécies do gênero *Alternanthera***. Pelotas, RS: UFPEL, 2013. 102 p. Dissertação de Mestrado.

RIBEIRO, M. V.; DEUNER, S.; BENITEZ, L. C.; EINHARDT, A. M.; PETERS, J. A.; BRAGA, E. J. B. Betacyanin and antioxidant system in tolerance to salt stress in *Alternanthera philoxeroides*. **Agrociencia**, v. 48, n. 2, p. 199-210, 2014.

ROSSMANN, M.; DE MATOS, A. T.; ABREU, E. C.; SILVA, F. F.; BORGES, A. C. Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: Removal of nutrients and phenolic compounds. **Ecological Engineering**, v. 49, p. 264-269, 2012.

ROUSSEAU, D. P. L.; HORTON, D.; GRIFFIN, P.; VANROLLEGHEM, P. A.; PAUW, N. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 243-250, 2005.

SALATI, E. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. **Biológico**, Piracicaba / SP, v. 65, n. 1/2, p. 113-116, 2003.

SANFORD, W. E.; STEENHUIS, T. S.; PARLANGE, J. Y.; SURFACE, J. M.; PEVERLY, J. H. Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. **Ecological Engineering**, v. 4, n. 4, p. 321-336, 1995.

SANTOS, M. V.; FREITAS, F. C. L.; FERREIRA, F. A.; CARVALHO, A. J.; BRAZ, T. G. S.; CAVALI, J.; RODRIGUES, O. L. Tolerância do Tifton 85 ao glyphosate em diferentes épocas de aplicação. **Planta Daninha**, v. 28, n. 1, p. 131-137, 2010.

SARNAGLIA, S. A. A. **Desempenho de um "wetland" vertical aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbio em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reúso não potável em edificações residenciais**. Vitória, ES: UFES, 2014. 158 p. Dissertação de Mestrado.

SILVA, A. P.; TORMENA, C. A.; DIAS JUNIOR, M. S.; IMHOFF, S.; KLEIN, V. A. Indicadores da qualidade física do solo. In: VAN LIER, Q. J. (Ed.). **Física do Solo**. 1ª. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. cap. VII, p. 298.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVEZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B. e NEVES, J. C. L. (Eds.). **Fertilidade do solo**. 1ª. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. VI, p. 1017.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas

“wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

SOUZA, V. L.; SILVA, D. D. C.; SANTANA, K. B.; MIELKE, M. S.; ALMEIDA, A.-A. F.; MANGABEIRA, P. A. O.; ROCHA, E. A. Efeitos do cádmio na anatomia e na fotossíntese de duas macrófitas aquáticas. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 343-354, 2009.

SPENCER, N. R.; COULSON, J. R. The biological control of alligatorweed, *Alternanthera philoxeroides*, in the United States of America. **Aquatic Botany**, v. 2, p. 177-190, 1976.

SULIMAN, F.; FRENCH, H. K.; HAUGEN, L. E.; SØVIK, A. K. Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. **Ecological Engineering**, v. 27, n. 2, p. 124-133, 2006.

SUN, G.; ZHAO, Y. Q.; ALLEN, S. J. An alternative arrangement of gravel media in tidal flow reed beds treating pig farm wastewater. **Water, air, and soil pollution**, v. 182, n. 1-4, p. 13-19, 2007.

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

TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems - A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering**, v. 7, p. 59-83, 1996.

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

TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 229-239, 1995.

TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; UPSDELL, M. P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. **Water Research**, v. 32, n. 10, p. 3046-3054, 1998.

TODD, D. K. **Hidrologia de águas subterrâneas**. USAID. Rio de Janeiro, RJ: Edgard Blücher, 1967. 319 p.

TRANG, N. T. D.; KONNERUP, D.; SCHIERUP, H.-H.; CHIEM, N. H.; TUAN, L. A.; BRIX, H. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 527-535, 2010.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual: Constructed wetlands treatment of municipal wastewater**. Cincinnati, Ohio: USEPA, Office of Research and Development, 2000. EPA/625/R-99/010, Disponível em: <
http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/Design_Manual2000.pdf >. Acesso em: 15 de setembro de 2011.

USEPA. (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Renovation/Restoration of Subsurface Wastewater Infiltration Systems (SWIS). Onsite wastewater treatment systems technology fact sheets 13. In: USEPA (Ed.). **Onsite Wastewater Treatment Systems Manual**. Cincinnati, Ohio: USEPA, Office of Water, Office of Research and Development, EPA/625/R-00/008, 2002. p. TFS77-TFS81. Disponível em: <
http://water.epa.gov/aboutow/owm/upload/2004_07_07_septics_septic_2002_osdm_all.pdf >. Acesso em: 02 de Fevereiro de 2014.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Campinas, SP: FEAGRI - UNICAMP, 2003. 210 p. Tese de Doutorado.

VAN OOSTERHOUT, E. **Alligator weed control manual: Eradication and suppression of alligator weed (*Alternanthera philoxeroides*) in Australia**. Australia: NSW Department of Primary Industries, 2007. Disponível em: < <http://www.dpi.nsw.gov.au/agriculture/pests-weeds/weeds/profiles/alligator/alligator-weed-control-manual> >. Acesso em: 01 de outubro de 2014.

VARGA, D.; DÍAZ, M. A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pre-treatment. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 262-269, 2013.

VON SPERLING, M.; PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 205-209, 2013.

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

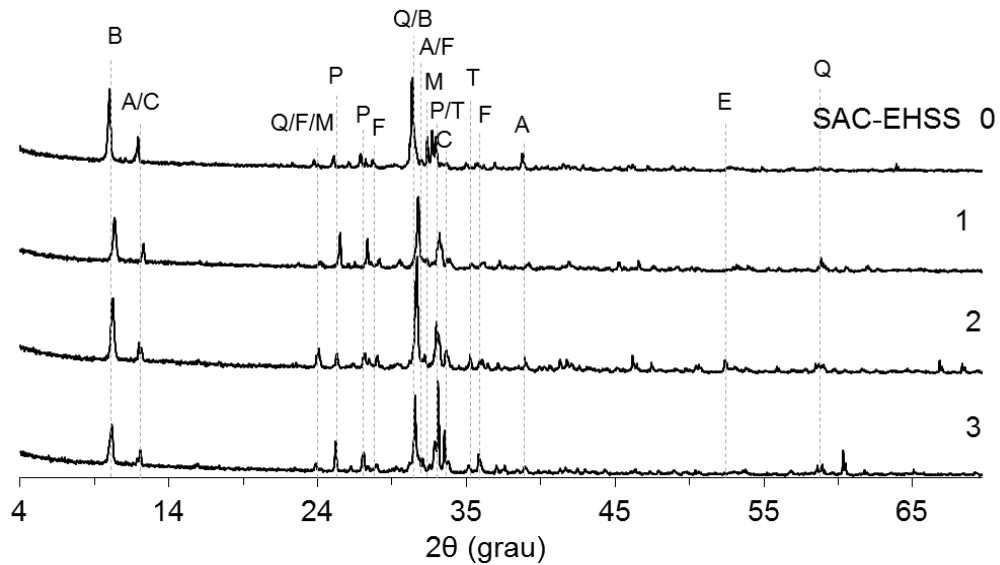
WANG, X.-S.; QIN, Y. Removal of Ni(II), Zn(II) and Cr(VI) from aqueous solution by *Alternanthera philoxeroides* biomass. **Journal of Hazardous Materials**, v. 138, n. 3, p. 582-588, 2006.

WINTER, K. J.; GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 9-14, 2003.

ZHANG, L.-Y.; ZHANG, L.; LIU, Y.-D.; SHEN, Y.-W.; LIU, H.; XIONG, Y.
Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of
domestic wastewater. **Desalination**, v. 250, n. 3, p. 915-920, 2010.

APÊNDICE A – Difratomogramas de Raio X

SAC-EHSS 1I - Finos - 0 a 55 cm



SAC-EHSS 1I - Grosseiros - 0 a 55 cm

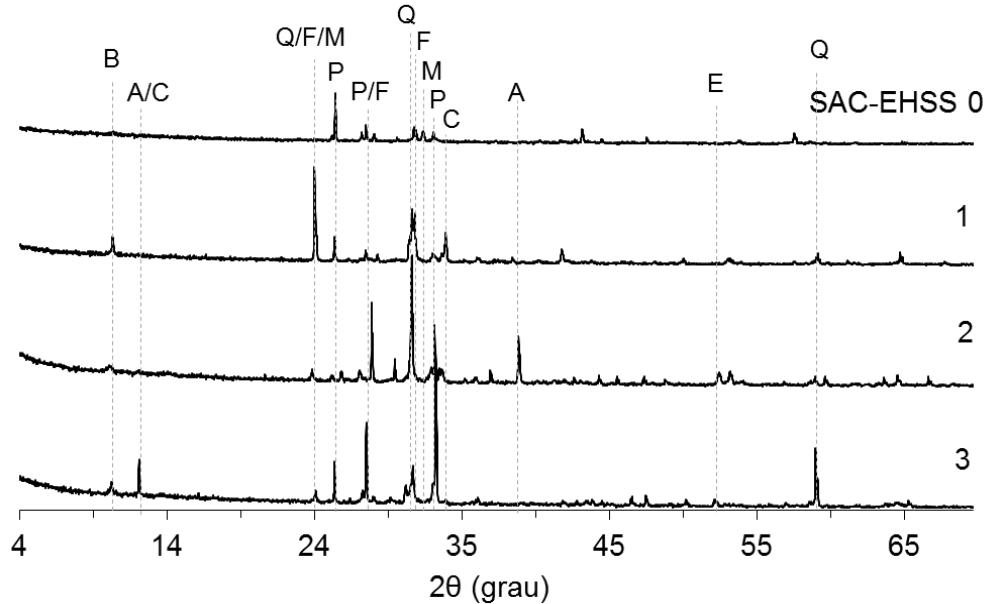
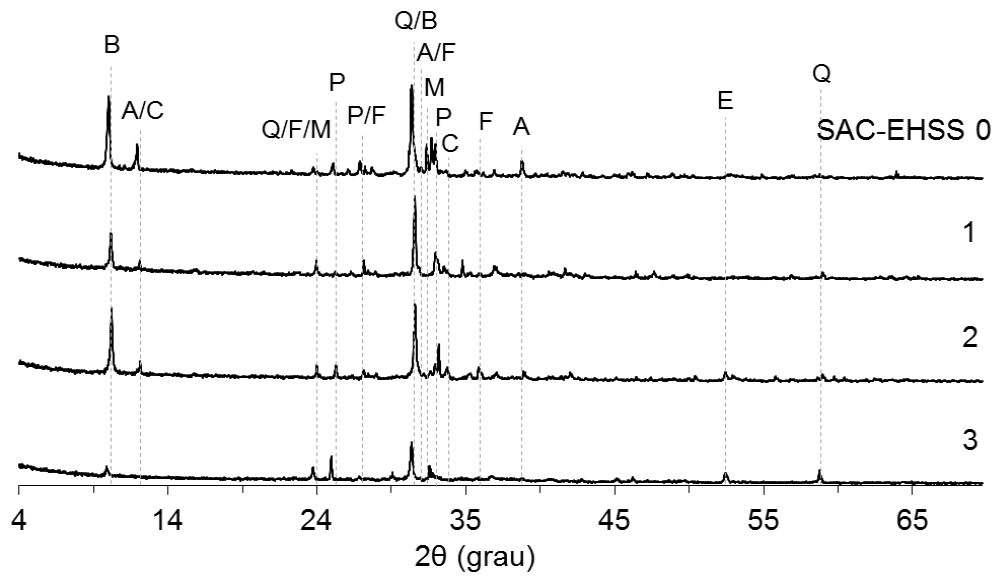


Figura A - 1. Difratomogramas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 0 a 55 cm no SAC-EHSS 1I e SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.

SAC-EHSS 2I - Finos - 0 a 20 cm



SAC-EHSS 2I - Grosseiros - 0 a 20 cm

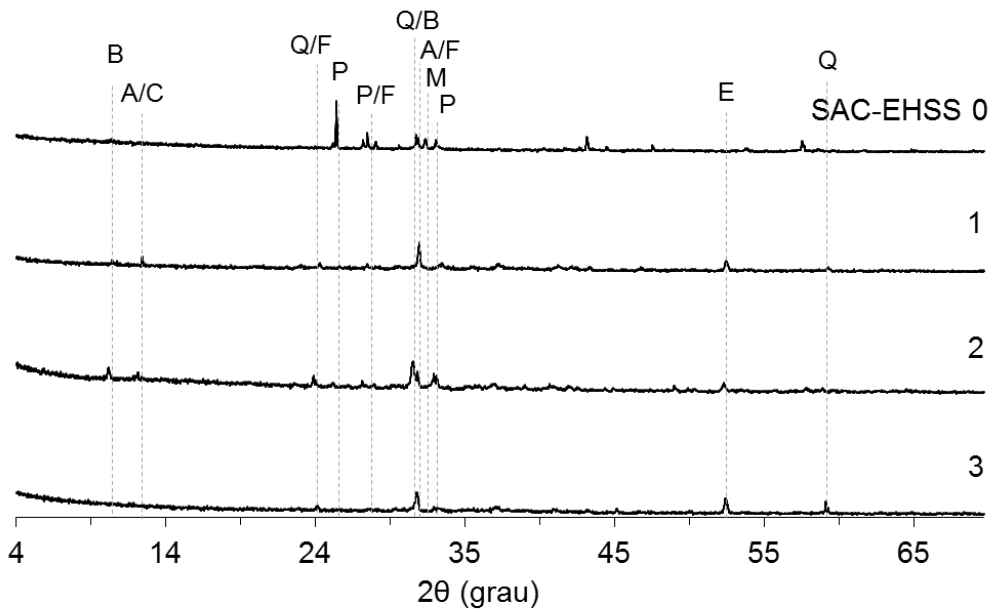
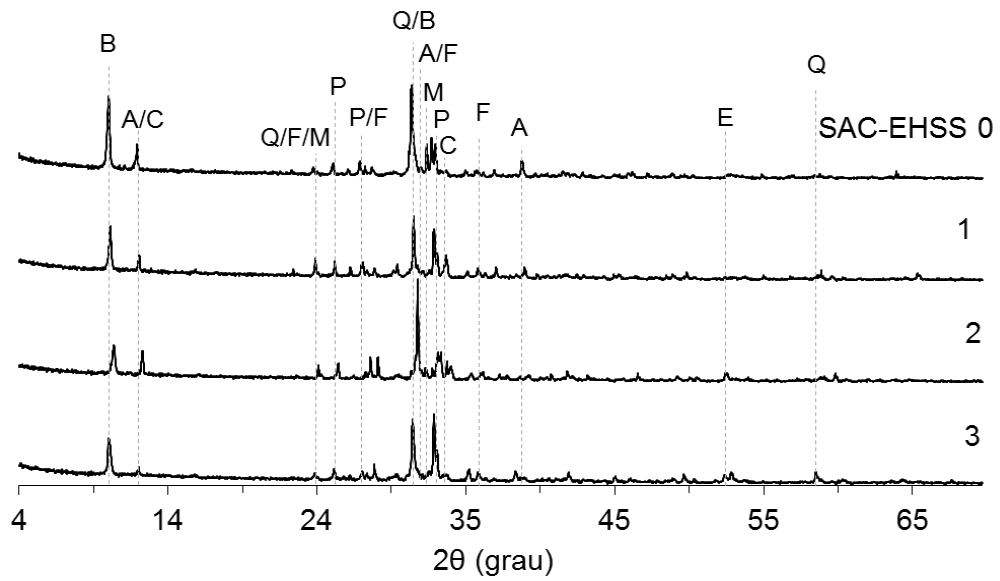


Figura A - 2. Difratoogramas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 0 a 20 cm no SAC-EHSS 2I e SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.

SAC-EHSS 2I - Finos - 20 a 55 cm



SAC-EHSS 2I - Grosseiros - 20 a 55 cm

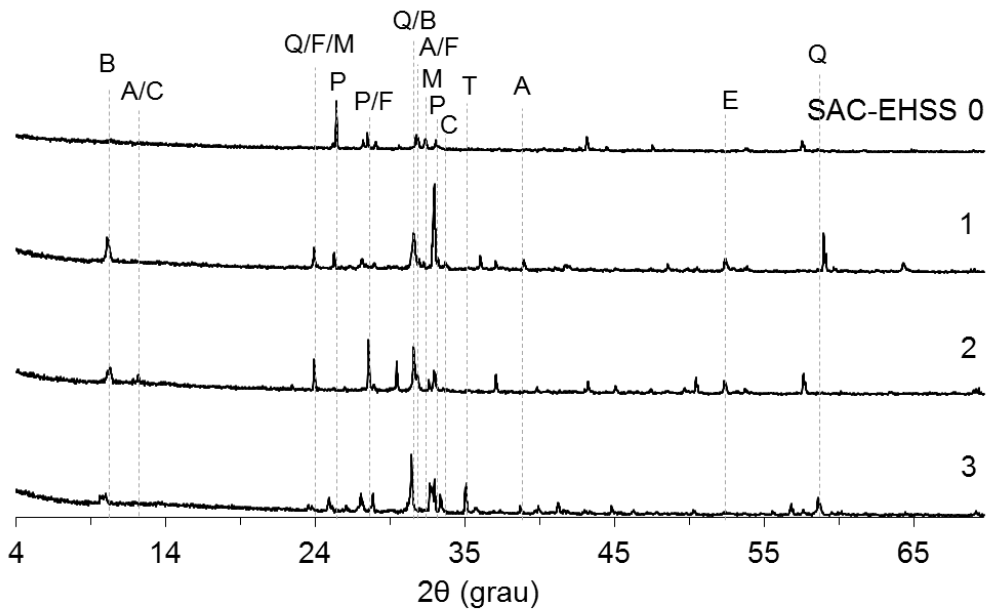
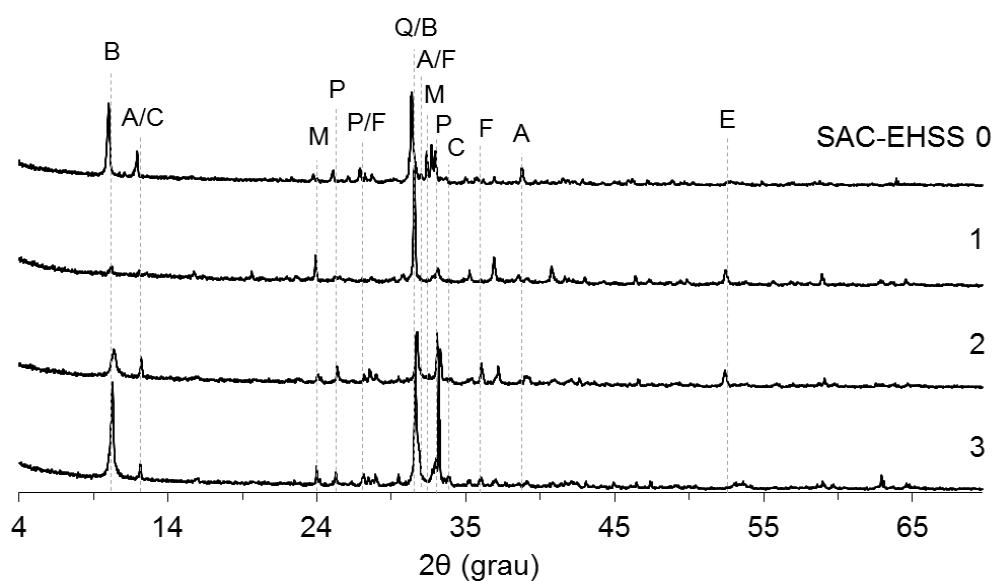


Figura A - 3. Difratogramas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 20 a 55 cm no SAC-EHSS 2I e SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.

SAC-EHSS 3I - Finos - 0 a 20 cm



SAC-EHSS 3I - Grosseiros - 0 a 20 cm

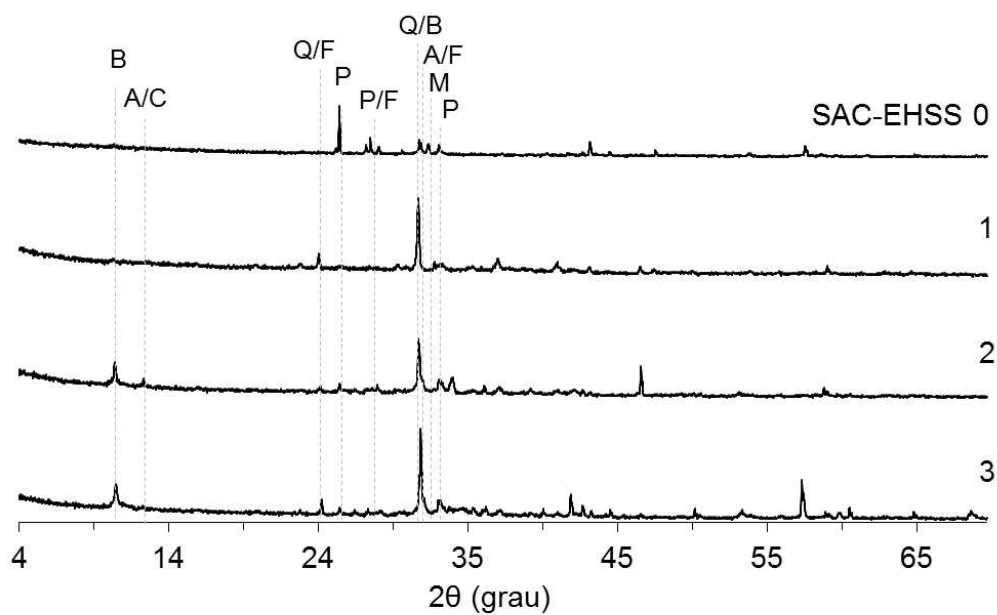
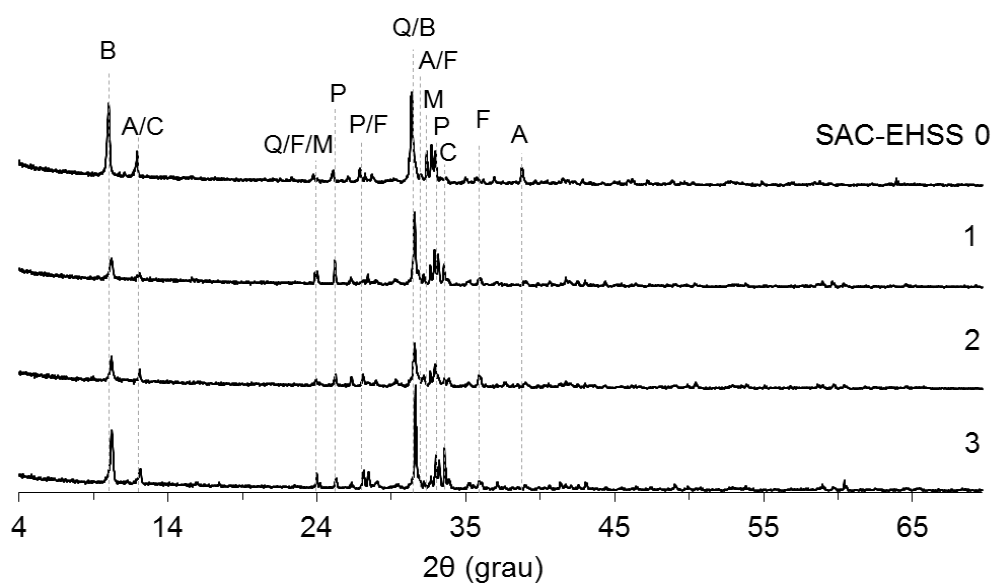


Figura A - 4. Difratoogramas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 0 a 20 cm no SAC-EHSS 3I e SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.

SAC-EHSS 3I - Finos - 20 a 55 cm



SAC-EHSS 3I - Grosseiros - 20 a 55 cm

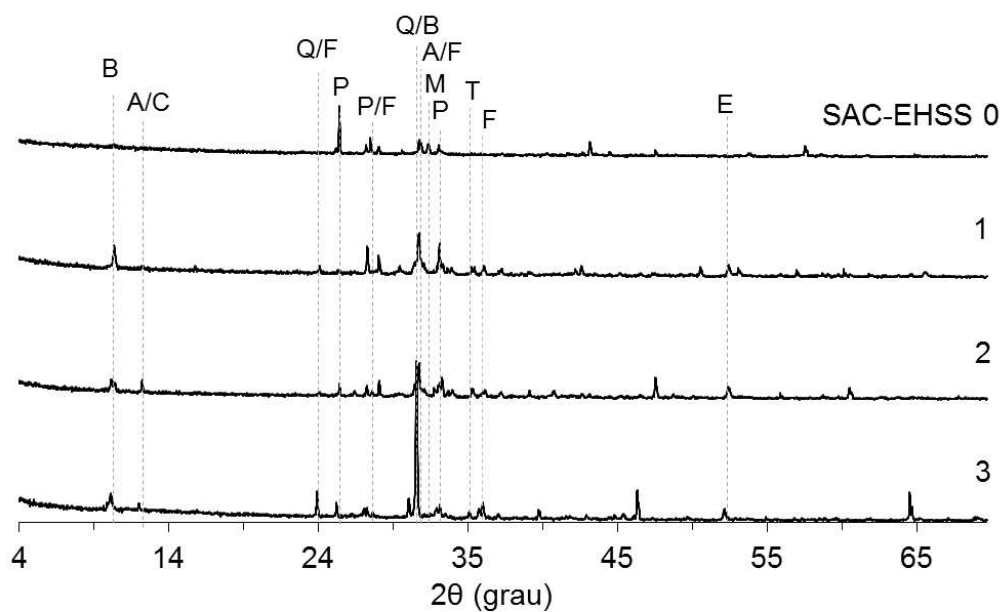
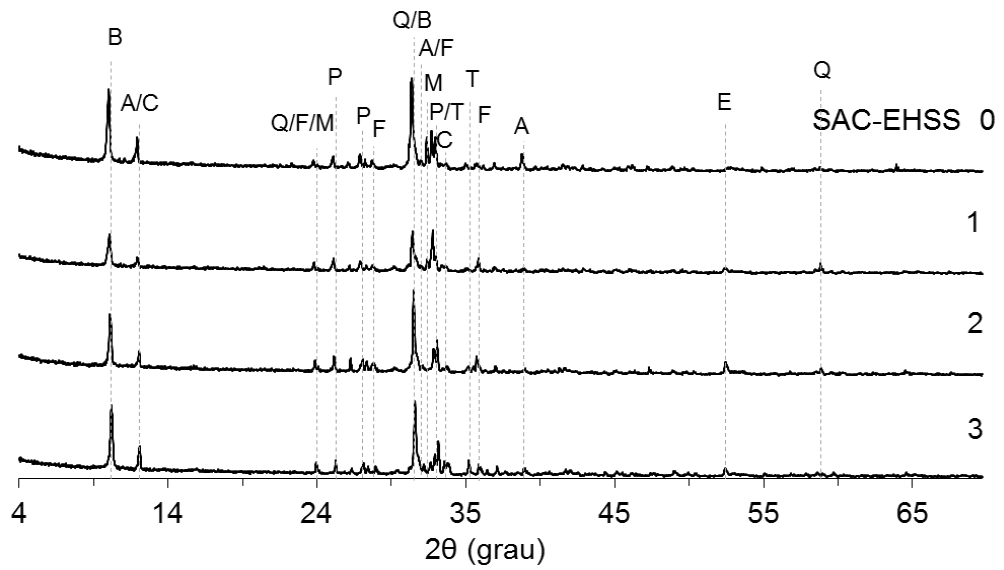


Figura A - 5. Difratoogramas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 20 a 55 cm no SAC-EHSS 3I e SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.

SAC-EHSS 4NI - Finos - 0 a 55 cm



SAC-EHSS 4NI - Grosseiros - 0 a 55 cm

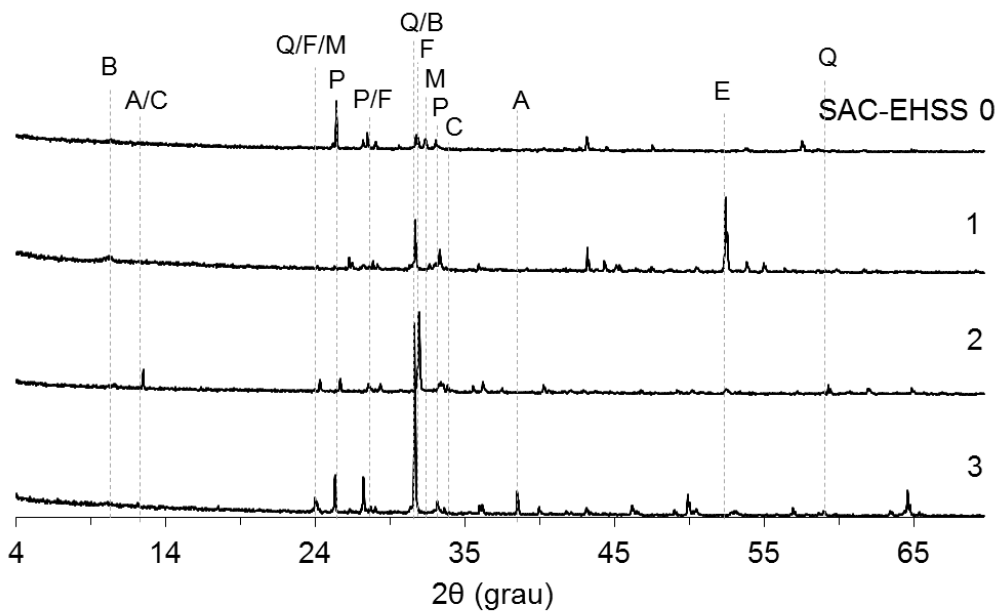
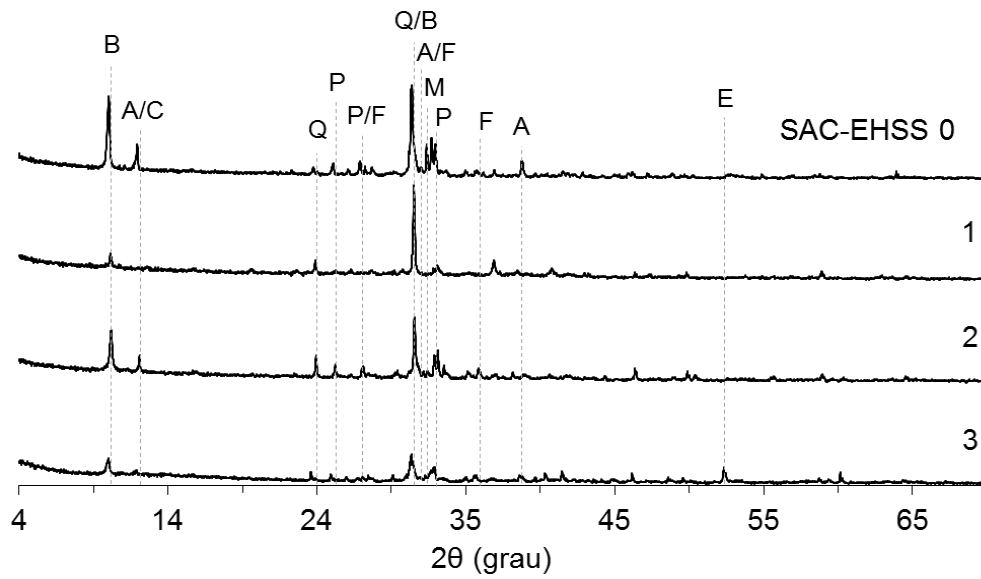


Figura A - 6. Difratoformas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 0 a 55 cm no SAC-EHSS 4NIe SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.

SAC-EHSS 5NI - Finos - 0 a 20 cm



SAC-EHSS 5NI - Grosseiros - 0 a 20 cm

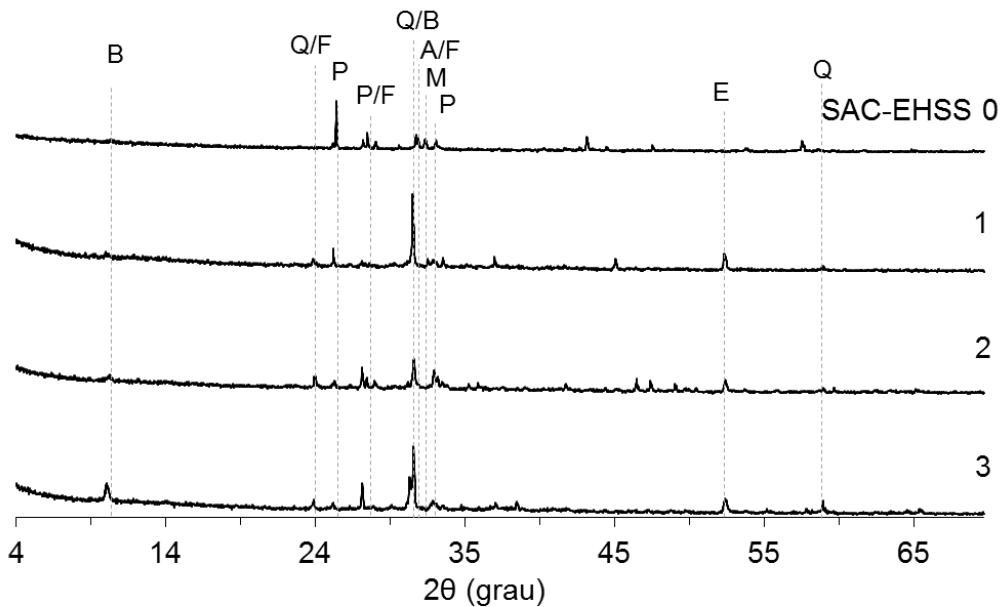
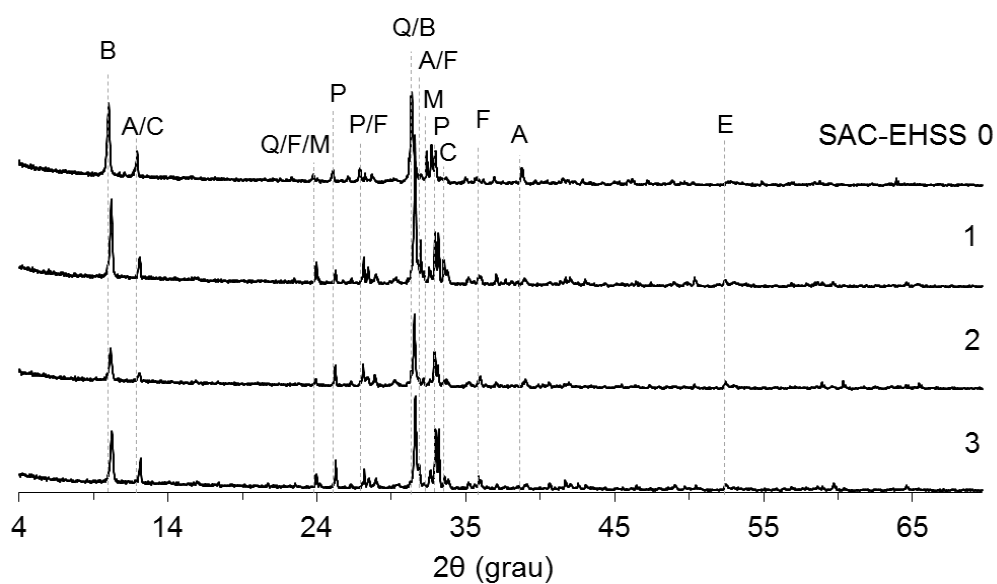


Figura A - 7. Difratoigramas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 0 a 20 cm no SAC-EHSS 5NI e SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.

SAC-EHSS 5NI - Finos - 20 a 55 cm



SAC-EHSS 5NI - Grosseiros - 20 a 55 cm

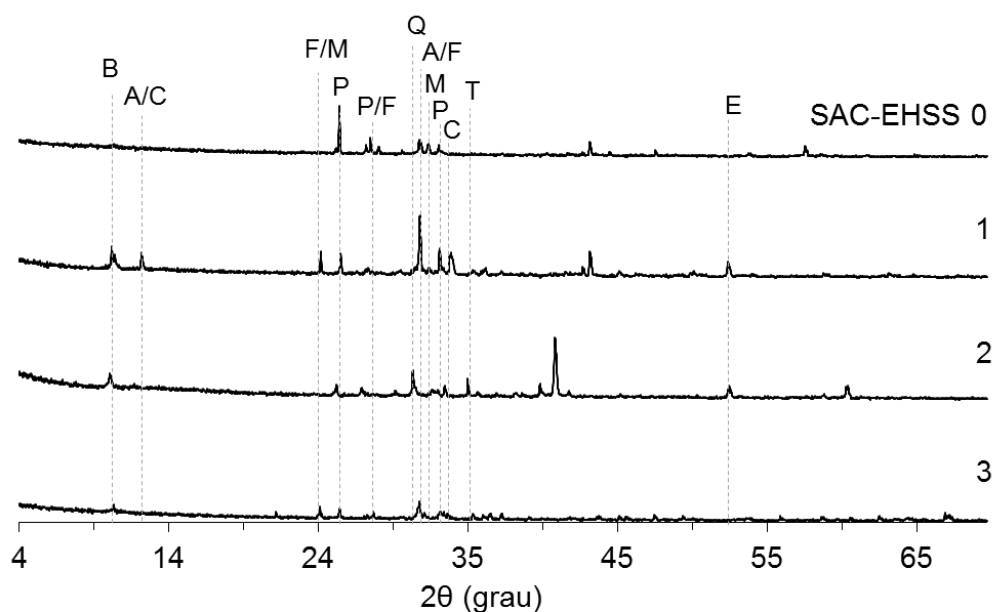
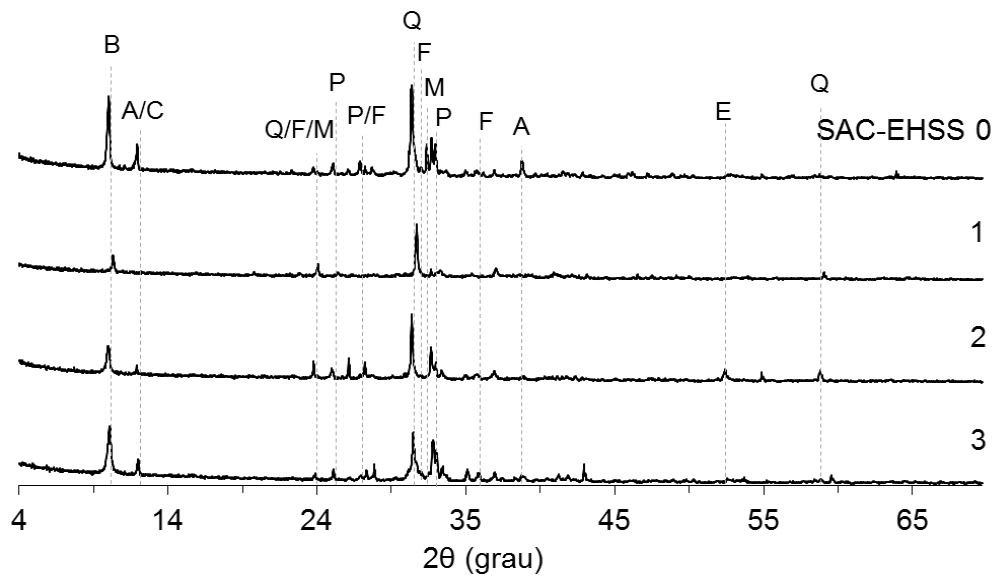


Figura A - 8. Difrátogramas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 20 a 55 cm no SAC-EHSS 5NIe SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.

SAC-EHSS 6NI - Finos - 0 a 20 cm



SAC-EHSS 6NI - Grosseiros - 0 a 20 cm

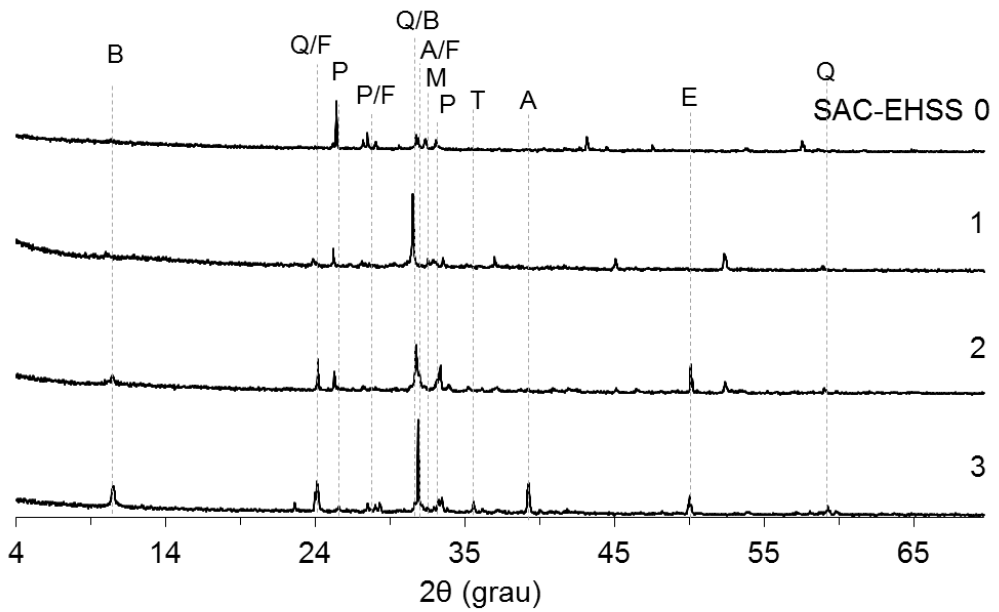
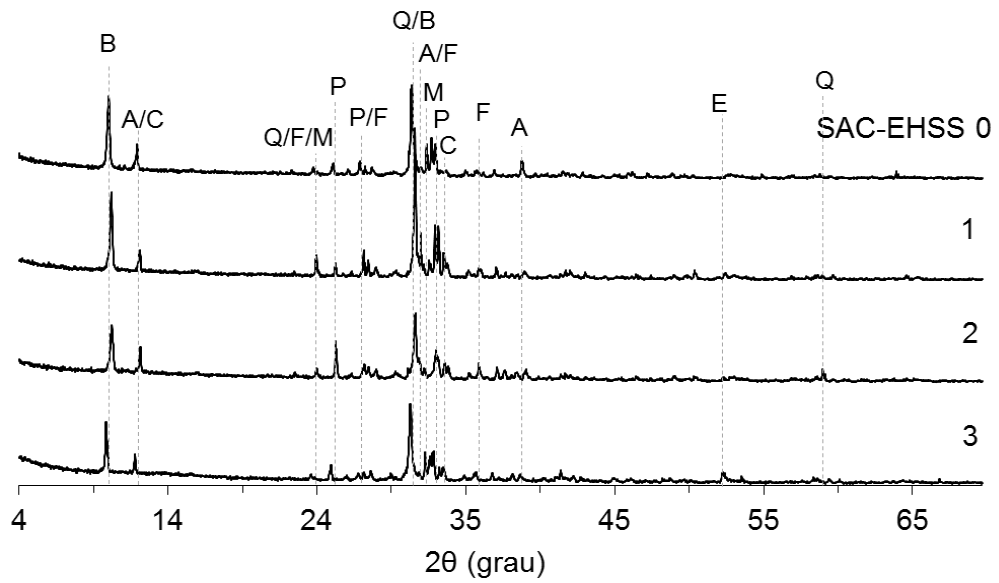


Figura A - 9. Difratoogramas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 0 a 20 cm no SAC-EHSS 6NIe SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.

SAC-EHSS 6NI - Finos - 20 a 55 cm



SAC-EHSS 6NI - Grosseiros - 20 a 55 cm

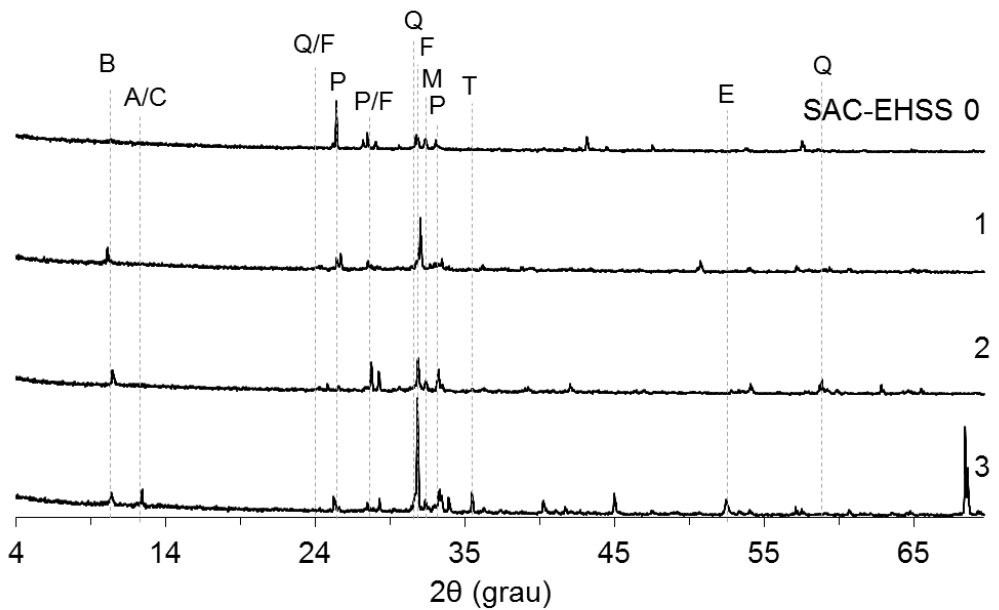


Figura A - 10. Difratomogramas de Raios-X dos sólidos finos e grosseiros, referentes a camada de 20 a 55 cm no SAC-EHSS 6NIe SAC-EHSS 0 (testemunha), Pontos 1, 2 e 3. Sendo: A: Anfibólio, B: Biotita, C: Cordierita, E: Espinélio, F: Feldspato, M: Microclínio, P: Plagioclásio, Q: Quartzo, T: Titanita.