UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,

MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

COLMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL: PRINCIPAIS FATORES E MÉTODOS DE IDENTIFICAÇÃO EM UNIDADES PLANTADAS E NÃO PLANTADAS

Mateus Pimentel de Matos

Belo Horizonte

2015

COLMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL: PRINCIPAIS FATORES E MÉTODOS DE IDENTIFICAÇÃO EM UNIDADES PLANTADAS E NÃO PLANTADAS

Mateus Pimentel de Matos

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Nível: Doutorado (2015/2)

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de Águas Residuárias

Orientador: Marcos von Sperling

Coorientador: Antonio Teixeira de Matos

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2015

M433c

Matos, Mateus Pimentel de.
Colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial [manuscrito]: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas / Mateus Pimentel de Matos. - 2015.
xxxi, 301 f., enc.: il.

Orientador: Marcos von Sperling.
Co-orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Anexos: f.275-301.

Bibliografia: f. 250-274.

1. Engenharia Sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Gestão de zonas úmidas - Teses. 4. Banhados - Teses. 5. Porosidade - Teses. 6. Substratos - Teses. I. Von Sperling, Marcos. II. Matos, Antonio Teixeira de. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)

UFMG

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte – BRASIL
Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br
http://www.smarh.eng.ufmg.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Colmatação em Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial: Principais Fatores e Métodos de Identificação em Unidades Plantadas e Não Plantadas".

MATEUS PIMENTEL DE MATOS

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. MARCOS VON SPERLING - Orientador

Prof. CESAR ROSSAS MOTA FILHO

Prof. GUSTAVO FERREIRA SIMÕES

Prof. LIOVANDO MARCIANO DA COSTA

Prof. RONALDO FIA

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Prof. Nilo de Oliveira Nascimento
Coordenador

Versão Final aprovada por

Prof. Marcos von Sperling
Orientador

Belo Horizonte, 08 de outubro de 2015.

AGRADECIMENTOS

Não posso deixar de agradecer primeiramente à Deus, por ter me dado saúde e força para o cumprimento dessa fase de extrema importância na minha carreira.

Agradeço ao meu orientador, professor Marcos von Sperling, pela preciosa orientação, pelo incentivo, pelos ensinamentos e pelo exemplo profissional. Ao meu coorientador, professor Antonio Matos, agradeço pelas correções, sugestões e o auxílio na condução de algumas medições.

Aos membros da banca de Seminários, de Qualificação e de Defesa do Doutorado, professores Cesar Rossas Mota Filho, Cláudio Leite de Souza, Gustavo Simões, Léo Heller, Liovando Marciano, Ronaldo Fia e Valter Pádua, por contribuírem para a melhoria do trabalho.

Aos professores Liovando Marciano e Gustavo Simões, pelas sugestões de inclusão de novas abordagens e na elucidação de algumas questões referentes ao tema estudado na tese.

Ao Departamento de Engenharia Sanitária (DESA) e ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SMARH), pela oportunidade de crescer pessoal e profissionalmente. Em nome dos professores Carlos Chernicharo, Léo Heller, Marcelo Libânio, Sílvia Oliveira e Valter Pádua, agradeço ao corpo docente por contribuir na minha formação acadêmica, dando-me base para as etapas que seguiram no programa de pós-graduação.

Aos professores Juliana Calábria, Sílvia Oliveira e Valter Pádua, também deixo o meu muito obrigado pela ajuda no cumprimento das obrigações quando assumi as atividades de professor substituto.

Agradeço de maneira geral a todos os funcionários do DESA, pelo bom convívio, pelo auxílio sempre que solicitado, destacando o Cassiano Costa, a Cláudia Passos, o Júlio Esteves, a Iara Malta e a Suzane Inácio.

No âmbito do CePTS, destacaria o inestimável apoio do seu Raimundo, na condução dos testes, nas sugestões e no apoio. Extendo também o meu muito obrigado ao “Juju”, trabalhador incansável da área experimental.

Aos colegas de grupo de Pesquisa, André Barreto, Cynthia Franco, Daniel Dias, Fernanda Espinoza, Gabriel Vasconcellos, Elias Manjate, Jocilene Costa, Jorge Zumalacarregui, Luísa Calderon, Paulo Vieira, Ricardo Passos, Thiago Possmoser e Valéria Rodrigues. Essa "Torre de Babel" que tanto contribuiu para enriquecimento cultural e intelectual, sem poder deixar de lembrar do empenho de todos para o bom andamento da pesquisa do grupo. Da mesma forma, gostaria de citar a contribuição do Filipe Dornelas e André Paoli, que me forneceram informações sobre o sistema em estudo, sempre que solicitadas.

Aos estudantes de iniciação científica, pela dedicação em que trabalharam em prol da obtenção dos dados, engrenagem para mover a máquina "pesquisa". No período passaram muitos pelo laboratório e campo, assim em nome de alguns como Bruna Emanuela, Calebe

Rodrigues, Izabela Jesuíno, Leandro Martins, Lorena Lorrane, Pamela Martins e Weber Martins, agradeço aos demais.

Aos colegas e amigos de DESA e SMARH, Aline Morena, Aline Nunes, Bruna Coelho, Giovanna Calazans, Guilherme Andrade, Luiz Henrique Siqueira e Misael Oliveira pelo companheirismo e amizade. A alguns deles, agradeço por me mostrarem que pode até demorar, porém no final, tudo se resolve, além de preciosas lições de dedicação, paciência e persistência. No que se refere a perseverar, não posso deixar de res**sal**tar a ajuda do Ricardo Passos, nas inúmeras tentativas de condução dos testes com traçador, sofrendo com *bullying* no supermercado e no CePTS. Da mesma forma, gostaria de citar a convivência salutar e integrada da utilização das unidades com André Barreto e Gabriel Vasconcellos, com contribuição de informações teóricas e ajuda na prática.

Ao professor Paulo Aranha e sua equipe do Departamento de Geociências da UFMG, Mateus Alves, Frederico Pessoa e Priscilla Viola, pela condução do teste com o Georadar. Etapa de grande apreensão e expectativa, e que se tornou fundamental na pesquisa.

Aos funcionários José Carlos e Wellington, pela boa vontade em contribuir e por cederem o Laboratório de Materiais de Construção (LMC) do Departamento de Engenharia Civil (DEC) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), para a realização de algumas avaliações. Aos funcionários dos Laboratórios de Mineralogia, do Departamento de Solos da UFV, pelos serviços prestados.

Ao Chefe do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) e ao professor responsável pelo Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos (LSRS) da UFV, pela permissão para sua utilização no desenvolvimento da pesquisa;

Ao Simão, laboratorista do DEA, da UFV, pelos seus préstimos desde a época da graduação, passando pelo mestrado e, agora, no doutorado;

Aos colegas e amigos da UFV, Suymara Miranda, Tamara Souza e Magno Pereira, pela imensurável ajuda prestada na condução de algumas análises.

Aos amigos de faculdade, de mestrado e doutorado, de Viçosa e Belo Horizonte, hoje espalhados pelo Brasil e mundo, pelo incentivo e apoio impulsor. Agradeço às pessoas que participaram direta e indiretamente, que estiveram em todas as etapas ou em parte delas.

Aos meus pais, Antonio e Maria do Carmo, norte e porto seguro, espelho e apoio, paciência e auxílio. Incentivo irrestrito e incondicional.

Agradeço aos meus irmãos Victor e Marina, pela amizade e companheirismo, por me ensinarem a encarar, com bom humor, os momentos críticos e a saborear a felicidade gerada em pequenos momentos e a cada vitória, independentemente da sua magnitude.

Por fim, agradeço à Capes, CNPq, Funasa, Finep, Fapemig e Copasa, pela bolsa, fomento à pesquisa e disponibilização de suas dependências para realização da pesquisa.

RESUMO

A colmatação em sistemas alagados construídos (SACs) tem merecido atenção em diversos estudos, entretanto, ainda assim, o entendimento sobre esse fenômeno apresenta diversas lacunas, notadamente no que se refere à sua gênese. Além disso, ainda não se dispõe de um método que possibilite uma caracterização, de forma precisa, do grau de colmatação do leito. Assim, neste trabalho, visou-se avaliar os principais fatores interferentes na colmatação de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), em funcionamento há 8 anos, bem como utilizar de métodos para a caracterização do grau de obstrução do meio poroso dos leitos. As unidades avaliadas foram dois SACs-EHSS, de 25,0 x 3,0 m, preenchidos com escória de alto forno (d_{10} = 19,1 mm) até a altura de 0,40 m, proporcionando porosidade de 0,40 m^3 m^{-3} no leito. Os sistemas foram continuamente alimentados com esgoto sanitário previamente tratado, nas Fases *I* e *III* por reatores UASB, e na Fase *II*, por reator UASB mais filtro biológico percolador aberto (FBPA), numa vazão afluente em torno de 7,5 m^3 d^{-1}, escoando horizontalmente, com nível d´água a 10 cm da superfície. Para observar se a presença das plantas atenua ou acelera a colmatação, uma das unidades foi cultivada com taboa (*Typha latifolia*) (SAC P), enquanto a outra foi mantida sem plantas (SAC C). Com o intuito de investigar a possível perda de eficiência, dada a colmatação das unidades, as três fases de operação dos SACs foram divididas em subfases, tendo como base, o período de crescimento da espécie, entre cortes da parte aérea. Assim, compararam-se estatisticamente, por testes não paramétricos, as eficiências de remoção de *DBO*, *DQO*, série de sólidos, nitrogênio amoniacal Kjeldahl (*NTK*), nitratos e nitritos, sulfatos e fosfatos, nas subfases de cada período. Os métodos avaliados para caracterização do grau de colmatação foram: Método do Permeâmetro de Carga Variável (PCV), para obtenção da condutividade hidráulica em meio poroso saturado (k_s); método direto, com extração dos sólidos do leito; teste hidrodinâmico com traçador, usando NaCl; e sondagens com *GPR*, utilizando antenas de frequências de 1,6 GHz, para obter imagens das seções transversais, no intuito de estimar a porosidade, e de 200 MHz, para investigação de possíveis pontos de infiltração/percolação. Todas as respostas geradas foram comparadas às obtidas pelas análises visuais de campo, aferindo-se a extensão do escoamento superficial e do nível d'água nas duas unidades. Como os dois SACs já estão sendo operados por grande período de tempo, os padrões das imagens geradas pelo *GPR* foram comparadas àquelas observadas em outra unidade de tratamento de águas residuárias, recém instalada, que é o Filtro Grosseiro de Pedras (FG), com esperado menor acúmulo de sólidos. Essa lagoa de 25,0 x 5,25 m, preenchida com material filtrante, recebe, desde julho de 2014, efluente de duas lagoas de

polimento em série, operando de forma semelhante a um SAC não plantado, com a peculiaridade de ter em seu leito, 3 diferentes granulometrias ao longo do comprimento (brita #3, 2 e 1, nessa ordem). As amostras de sólidos de colmatação foram coletadas nos SACs, para determinação do teor de sólidos totais (*ST*), voláteis (*SV*) e fixos (*SF*), massa específica (ρ), poder neutralizante (*PN*), além da caracterização química e mineralógica do material, resultados que foram comparados aos obtidos no substrato, a fim de possibilitar uma avaliação da origem dos sólidos colmatantes do meio poroso. Com o mesmo objetivo, amostras da escória coletada nos SACs tiveram analisadas sua composição granulométrica, porosidade total e área superficial específica (*ASE*). Os resultados indicaram que o SAC C encontra-se mais colmatado, apresentando maior extensão de escoamento horizontal, apesar de apresentar melhor condição hidrodinâmica nos primeiros metros do sistema, onde a lâmina de água residuária em escoamento superficial é menor que no leito plantado. A expansão do espaço poroso no SAC P, proporcionado pelas raízes, propicia melhor recuperação das condições hidrodinâmicas do leito, tanto espacialmente como temporalmente, já que 5 anos antes o SAC P encontrava-se em pior situação. O teste com traçador salino confirmou essas observações, indicando maior eficiência volumétrica no SAC P. A caracterização dos SACs a partir da relação *SV/ST* e das imagens geradas pelo *GPR* também corroboram com o que foi averiguado visualmente. As sondagens com a antena de maior frequência propiciaram a identificação das regiões mais críticas, em termos de concentração de sólidos e porosidade total nos leitos, que foram coincidentes com observações de campo, também permitindo estimar a porosidade de cada seção, a partir de equações desenvolvidas por avaliação do padrão de cores. Diferentemente, a condutividade hidráulica medida utilizando-se o PCV não possibilitou uma descrição adequada das atuais condições, em termos de grau de colmatação nos SACs. Soma-se a isso a dificuldade de condução dos testes e medição dos valores de k_s, sobretudo à medida que a situação dessas unidades de tratamento se tornam mais críticas. Dessa forma, modificações na metodologia são necessárias, para que se possa efetuar as medições *in situ* ou por meio da avaliação em amostras indeformadas retiradas dos leitos. A análise das determinações feitas dos sólidos de colmatação indicou que há grande predomínio de componentes inorgânicos, e que com o desgaste da escória, tendem a aumentar. No entanto, apesar de estar em menor concentração, o material orgânico é que mais influencia na obstrução dos poros, dada a sua menor massa específica e características hidrofílicas, havendo coincidência entre sua maior proporção e os pontos mais críticos, em termos de colmatação, nos SACs. A prospecção com a antena de maior profundidade de penetração permitiu ainda evidenciar um possível ponto de falha da compactação da argila no SAC P, com risco de infiltração/percolação do líquido que está sendo tratado.

ABSTRACT

Clogging in constructed wetlands (CWs) has received attention in several studies, but the understanding of this phenomenon still requires substantial clarifications, especially in relation to its genesis. Moreover, there is no available method that allows a precise characterization of the bed conditions. Thus, this study aims to evaluate the main influencing factors of clogging on horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CWs) units in operation for eight years, as well as to use methods to characterize the obstruction degree of the bed media porous. The units evaluated were two HSSF-CWs, with 25.0 x 3.0 meters, filled with blast furnace slag (d = 19.1 mm) until the height of 0.40 m, proividing porosity of 0.40 m^3 m^{-3} in the bed. The systems are continuously fed with sewage previously treated, in Phases *I* and *III* by UASB reactors, and in Phase *II*, by UASB and open trickling filter (OTF), with a flow of 7.5 m^3 d^{-1} horizontally flowing at 10 cm below the surface. To observe if the plants presence attenuates or accelerates clogging, one of the units was cultivated with cattail (*Typha latifolia*) (P-CW), while the other was maintained without plants (C-CW). In order to investigate the possible loss of efficiency due to clogging, the three phases were divided into sub-phases, based on the cycle periods between cuttings. Thus, the removal efficiencies of *BOD*, *COD*, solids, ammonia, Total Kjeldahl Nitrogen (*TKN*), nitrates and nitrites, sulfates and phosphates of each sub-phase were compared statistically by non-parametric tests. The methods evaluated to characterize the degree of clogging were: Falling Head Method (FHM) to obtain the hydraulic conductivity in saturated porous medium; direct method, with extraction of solids from the bed; tracer tests using NaCl; and probing with GPR, using antennas of different frequencies: 1.6 GHz, to obtain images of the cross sections in order to estimate the porosity, and 200 MHz to investigate potential points of infiltration/percolation. All the results derived were compared to those obtained by the visual field analysis, measuring the extent of the surface runoff and the water level on both units. As the two units are being operated for a long period, the pattern of their generated images was compared with another treatment unit recently installed, which is a Coarse Rock Filter, with an expected less solids concentration. This unplanted rock filter of 25.0 x 5.25 m, receives, since July 2014, the effluent from two maturation ponds in series, operating similarly to a not planted CW with the peculiarity to have three different particle sizes (gravel # 3, 2 and 1, in that order). Samples of clogging solids were collected at CW for determination of total (*TS*), volatile (*VS*) and fixed solids (*FS*), specific gravity (ρ), neutralizing power (*NP*), and the chemical and mineralogical characterization of the material. These results were compared to those obtained on the substrate to enable an evaluation of the origin of the clogging solids. With the same

objective, slag samples collected in the CWs had its particle size composition, porosity and specific surface area (*SSA*) analyzed. The results indicated that C-CW is currently more clogged, with a higher extension of surface flow, despite having better hydrodynamic condition in the first meters of the unit, where the wastewater height is less than that observed in P-CW. The expansion in the pore space P-CW, provided by the roots, caused better recovery of bed hydrodynamic conditions, both spatially and temporally, since five years ago, P-CW was in a worse condition. The test with saline tracer confirmed these observations, indicating a higher volumetric efficiency in the P-CW. The characterization of CWs from the VS/TS ratio and from images generated by the GPR also corroborate what was examined visually. The probe with the highest frequency antenna provided the identification of the most critical region in terms of solids concentration and total porosity in the beds, which were coincident with field observations, allowing the estimation of the porosity of each section with the use of equations developed for evaluation of the color standard. Differently, hydraulic conductivity, measured using the FHM, did not allow an adequate description of current conditions in terms of degree of clogging in the CWs. Added to this, the difficulty of conducting the test and measurement values of k_s, especially as the state of these treatment units become more critical. Thus, changes in the methodology are necessary, to enable making measurements in situ or by assessing undisturbed samples taken from the beds. The analysis of made from clogging solids indicated that there is a great predominance of inorganic components, and with the wear of the slag it tends to increase. However, in spite of being in low concentration, the organic material is that most influences the pore clogging, due to its lower specific gravity and hydrophilic characteristics, with a matching of their larger proportion and the most critical points in terms of clogging in CW. Prospecting with the antenna for greater penetration depth allowed the identification of a possible point of failure of the clay lining in P-CW, with risk of infiltration/percolation of the liquid being treated.

SUMÁRIO

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS XXII
1. INTRODUÇÃO 1
2. OBJETIVOS 5
2.1. Objetivo Geral 5
2.2. Objetivos Específicos 5
3. HIPÓTESES 6
4. REVISÃO DE LITERATURA 7
4.1. Importância de sistemas naturais e descentralizados de tratamento 7
4.2. Características gerais dos sistemas alagados construídos 8
4.2.1. Concepção e princípios de remoção 8
4.2.2. Plantas e o seu papel no reator SAC 10
4.2.3. Configurações de sistemas alagados construídos 16
4.2.4. Fatores de influência no desempenho de SACs 19
4.3. Colmatação em Sistemas Alagados Construídos 22
4.3.1. Etapas e consequências da colmatação 22
4.3.2. Fatores causadores da colmatação 25
4.4. Métodos de identificação e constatação da colmatação 34
4.4.1. Condutividade hidráulica 35
4.4.2. Amostragem de sólidos 43
4.4.3. Testes hidrodinâmicos com uso de traçadores 45
4.4.4. Métodos geofísicos 49
4.5. Papel das plantas na colmatação de SACs 54
4.6. Formas de atenuação da colmatação 58
4.7. Remediação da colmatação 62
5. MATERIAL E MÉTODOS 66
5.1. Descrição da área de estudo 66
5.2. Descrição das unidades avaliadas 67
5.2.1. Reator UASB Geminado Vermelho. 67
5.2.2. Reator UASB Compacto Cilíndrico Verde 68
5.2.3. Filtro Biológico Percolador Aberto 70
5.2.4. Sistemas alagados construídos 71
5.2.4.1. Aspectos construtivos 71
5.2.4.2. Substrato utilizado no preenchimento e tubulação instaladas nos SACs 74

5.2.4.3. Vegetação 76
5.2.5. Filtro Grosseiro de Pedras (FG) 76
5.3. Monitoramento físico, químico e bioquímico do afluente e efluente das unidades avaliadas 78
5.3.1. Determinações in loco 79
5.3.2. Determinações em laboratório 80
5.3.3. Análise das séries de dados obtidas nos SACs-EHSS 82
5.4. Métodos de avaliação da colmatação 83
5.4.1. Identificação visual dos pontos de escoamento superficial nos SACs-EHSS 84
5.4.2. Testes hidrodinâmicos: uso de traçadores 84
5.4.2.1. Condutividade elétrica do background 84
5.4.2.2. Obtenção do traçador utilizado: traçador salino 85
5.4.2.3. Preparo da solução e cálculo da massa a ser aplicada 85
5.4.2.4. Testes com traçadores nas unidades plantada e não plantada 87
5.4.2.5. Cálculo das condições hidrodinâmicas 90
5.4.3. Uso de equipamento de análise geofísica de investigação subterrânea: Georadar (GPR) 93
5.4.3.1. Reconhecimento da área e escolha do equipamento a ser utilizado 94
5.4.3.2. Realização das prospecções 96
5.4.3.3. Obtenção da velocidade da onda 100
5.4.3.4. Estimativa da porosidade a partir das imagens da GPR 102
5.4.4. Quantificação dos sólidos colmatantes 105
5.4.4.1. Coleta do material 106
5.4.4.2. Separação do material 108
5.4.4.3. Lavagem do substrato 109
5.4.4.4. Determinação da massa de sólidos totais, voláteis e teor de água no material 111
5.4.5. Condutividade Hidráulica pelo método do Permeâmetro de Carga Variável 113
5.4.5.1. PCV sem a observação da relação h'/D 115
5.4.5.2. PCV utilizando os poços de monitoramento 116
5.4.5.3. PCV comparando tubos perfurados e não perfurados 118
5.5. Caracterização dos sólidos e do material suporte 126
5.5.1. Sólidos de colmatação 126
5.5.1.1. Ensaios de caracterização química e lixiviação do substrato e material colmatante 126
5.5.1.2. Poder de Neutralização (PN) 128

5.5.1.3. Massa específica global ou massa específica aparente 131
5.5.1.4. Massa específica de partículas ou massa específica real 132
5.5.1.5. Mineralogia dos sólidos de colmatação 133
5.5.2. Caracterização do substrato 133
5.5.2.1. Composição granulométrica 134
5.5.2.2. Porosidade 135
5.5.2.3. Área superficial específica (ASE) 136
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO 138
6.1. Avaliação do desempenho das unidades ao longo de todo seu período operacional 138
6.1.1. Análise das séries temporais 138
6.1.2. Análise do percentual de violação aos padrões de lançamento da Legislação Estadual 165
6.2. Métodos de identificação da colmatação 168
6.2.1. Identificação visual dos pontos de escoamento superficial 168
6.2.2. Testes com traçador 177
6.2.2.1. Perdas hídricas nos SACs 177
6.2.2.2. Monitoramento da concentração de NaCl nas unidades avaliadas 182
6.2.2.3. Avaliação das condições hidrodinâmicas e do grau de colmatação nos SAC 184
6.2.2.4. Avaliação do uso do cloreto de sódio como traçador em SACs: confiabilidade e toxicidade às plantas 189
6.2.3. Método direto: quantificação dos sólidos de colmatação 191
6.2.3.1. Concentração de sólidos totais e voláteis no material acumulado nos poros 191
6.2.3.2. Caracterização dos sólidos de colmatação 202
6.2.3.3. Caracterização do substrato 218
6.2.4. Condutividade hidráulica pelo método PCV 226
6.2.5. Georadar (GPR) 235
6.2.5.1. Velocidade da onda 236
6.2.5.2. Perfis transversais dos SACs e FG 236
6.2.5.3. Perfis longitudinais dos SAC e FG 243
7. CONCLUSÕES 248
8. RECOMENDAÇÕES 249
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 250
ANEXOS 275

ANEXO I. Processamento das imagens e plotagem dos resultados 275

ANEXO II: Box Plot das séries temporais das variáveis afluentes e efluentes dos SACs Plantado (SAC P) e Não Plantado (SAC C) 282

ANEXO III: Box Plot das séries temporais das concentrações efluentes e eficiências de remoção 288

ANEXO IV. Obtenção da massa específica de partículas dos sólidos voláteis e dos outros contribuintes da colmatação 296

ANEXO V. Curvas granulométricas das amostras coletadas nos SACs 297

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1. Valores de condutividade hidráulica no meio poroso (k_s) de pontos próximos à entrada e saída dos SACs avaliados, e as condições de funcionamento dos leitos estudados. 41

Quadro 4.1. Resumo da aplicabilidade e vantagens e desvantagens associados aos métodos disponíveis de avaliação e de obtenção do grau de colmatação em SACs. 53

Quadro 4.1. Resumo da aplicabilidade e vantagens e desvantagens associados aos métodos disponíveis de avaliação e de obtenção do grau de colmatação em SACs (*continuação*). 54

Quadro 5.1. Diversas configurações da "linha de tratamento", ao longo do período de monitoramento dos SACs. 71

Tabela 5.1. Aspectos construtivos e operacionais de projeto cada SAC-EHSS. 72

Quadro 5.2. Período de monitoramento de cada variável investigada nos SACs. 83

Tabela 5.2. Resumo dos ensaios realizados nos SACs-EHSS avaliados no estudo. 89

Tabela 5.3. Cores, suas escalas RGB, e os valores atribuídos de porosidade. 104

Quadro 6.1. Eventos ocorridos durante o monitoramento e cronograma de operação dos SACs-EHSS no CePTs..... 138

Quadro 6.2. Períodos das Fases e Subfases de Monitoramento da eficiência dos SACs..... 139

Tabela 6.1. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (e) e saída (s) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) em negrito e o número de dados (n) disponíveis, na Fase I. 141

Tabela 6.1. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (e) e saída (s) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) em negrito e o número de dados (n) disponíveis, na Fase I (*continuação*)..... 142

Tabela 6.2. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (e) e saída (s) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) e o número de dados (n) disponíveis, na Fase II. 142

Tabela 6.2. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (e) e saída (s) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) e o número de dados (n) disponíveis, na Fase II (*continuação*). 143

Tabela 6.3. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (e) e saída (s) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) e o número de dados (n) disponíveis, na Fase III. 143

Tabela 6.3. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (e) e saída (s) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) e o número de dados (n) disponíveis, na Fase III (*continuação*). 144

Tabela 6.4. Carga aplicada, em quilos por hectare/dia, e eficiência média e mediana com base na carga nos dois SACs-EHSS, durante a primeira fase de monitoramento desses sistemas. 150

Tabela 6.5. Carga aplicada, em quilos por hectare/dia, e eficiência média e mediana com base na carga nos dois SACs-EHSS durante a segunda fase de monitoramento desses sistemas. 150

Tabela 6.6. Carga aplicada, em quilos por hectare/dia, e eficiência média e mediana com base na carga nos dois SACs-EHSS durante a terceira fase de monitoramento desses sistemas. 151

Tabela 6.7. Comparativo entre as taxas de carregamento aplicadas (medianas) dentro das subfases no SAC plantado (SAC P). 154

Tabela 6.8. Comparativo entre as taxas de carregamento aplicadas (medianas) dentro das subfases no SAC não plantado (SAC C). 155

Tabela 6.9. Comparativo entre as remoções medianas (%) das subfases dentro das fases, na unidade plantada (SAC P). 157

Tabela 6.10. Comparativo entre as remoções medianas (%) das subfases dentro das fases, na unidade não plantada (SAC C). 158

Tabela 6.11. Número de violações e percentagem (em parênteses) que essas representam na subfase inserida em cada uma das 3 fases, no efluente do SAC P. 166

Tabela 6.12. Número de violações e percentagem (em parênteses) que essas representam na subfase inserida em cada uma das 3 fases, no efluente do SAC C. 167

Tabela 6.13. Monitoramento da extensão do escoamento superficial no SAC não plantado (SAC C) e Plantado (SAC P). Entre parênteses, o percentual do comprimento dos SACs que apresentam escoamento superficial. 173

Tabela 6.14. Vazões efluentes no SAC plantado antes (AP) e após o corte da parte aérea (DP), e no SAC controle, e variação dessa em relação à vazão afluente (porcentagem apresentada entre parênteses) 178

Tabela 6.15. Mediana dos percentuais de perda hídrica em cada subfase e geral das fases de monitoramento. 180

Tabela 6.16. Variáveis medidas e calculadas nas três condições dos SACs-EHSS, após a aplicação do traçador salino. 184

Tabela 6.17. Teor de água e concentração de sólidos totais (volumétrica e mássica), voláteis e fixos nos poros do material coletado em diferentes pontos no SAC P. 192

Tabela 6.18. Teor de água e concentração de sólidos totais (volumétrica e mássica), voláteis e fixos nos poros do material coletado em diferentes pontos no SAC C. 193

Tabela 6.19. Mediana das razões SV/ST no material sólido presente nos diversos pontos de coletas nos SACs, após o peneiramento e a lavagem do substrato. 199

Tabela 6.20. Massa removida de elementos químicos, em ensaio de lixiviação, por massa de escória e de sólidos de colmatação (mg g^{-1}) coletados em ambos os SAC. 202

Tabela 6.21. Valores médios do poder de neutralização da escória, dos sólidos acumulados nos poros e de dois materiais utilizados para comparação: sólidos pós mufla (PM) e pó de gnaisse (GN). Estão apresentados os valores médios, da mediana e o comparativo

entre a média do PN dos sólidos e da média da escória nas camadas de 0-15 cm e 15-40 cm. 206

Tabela 6.22. Valores de massa específica global (ρ_g) quantificados nas amostras de sólidos acumulados nos poros, escória e brita gnáissica trituradas, e razão entre os valores obtidos nos primeiros e da média da escória nas camadas de 0-15 cm e 15-40 cm..... 208

Tabela 6.23. Valores de massa específica de partículas (ρ_g) quantificados nas amostras de sólidos acumulados nos poros, escória e brita gnáissica trituradas, e razão entre os valores obtidos na escória, ... 211

Tabela 6.24. Composição mineralógica das amostras analisadas no Difratômetro de Raios-X. 217

Tabela 6.25. Caracterização granulométrica do substrato coletado no SAC P, com a obtenção do D_{10}, D_{30}, D_{60}, os Coeficientes de uniformidade (C_U) e de Curvatura (C_C) e o diâmetro médio ponderado (D_{mp}) das partículas. 220

Tabela 6.26. Caracterização granulométrica do substrato coletado nos SAC C, com a obtenção do D_{10}, D_{30}, D_{60}, Coeficientes de uniformidade (C_U) e de Curvatura (C_C) e o diâmetro médio ponderado (D_{mp}) das partículas. 221

Tabela 6.27. Porosidade (Ɛ) determinada em laboratório e massa específica global da escória (ρ_E), calculada pelo valor de Ɛ. Os pontos avaliados foram 3,0; 6,0; 11,0; 16,0 e 21,0 m dos taludes dos SAC controle (SAC C) e plantado (SAC P). 223

Tabela 6.28. Porosidade (Ɛ) do material calculada a partir do valor da massa específica global da escória (ρ_E). 224

Tabela 6.29. Altura do nível d'água e perdas de carga calculadas a partir dos valores de k_s obtidos pelo método do Permeâmetro de Carga Variável, no SAC C. 230

Tabela 6.30. Altura do nível d'água e perdas de carga calculadas a partir dos valores de k_s obtidos pelo método Permeâmetro de Carga Variável, no SAC P..... 230

Tabela 6.31. Condutividade hidráulica média (e desvio padrão) nas duas diferentes condições de saída nas cestas do PFR preenchida com escória limpa ou instalados no SAC P ou C. 233

Tabela 6.32. Volume drenado, porosidade drenável e eficiência volumétrica na cesta preenchida com escória limpa e retiradas dos SAC P e C. 234

Tabela 6.33. Seções e porosidades livres ($m^3\ m^{-3}$) obtidas pela análise das imagens do GPR 241

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1. Tipos de macrófitas utilizadas em SACs: (a) emergentes (helófitas), (b) flutuantes; (c) submersas. Fonte: Kadlec e Wallace (2009). 11

Figura 4.2. Representação esquemática do SAC-EHSS. Adaptado de Vymazal (2005). 18

Figura 4.3. Representação esquemática do SAC-EHSS. Adaptado de Kadlec e Wallace (2009). ... 18

Figura 4.4. Etapas de progressão de acúmulo de sólidos e colmatação nos SACs. 23

Figura 4.5. SAC-EHSS em estágio de surgimento do escoamento superficial. Fonte: Knowles et al. (2011) 24

Figura 4.6. Retenção de partículas no espaço poroso. Hua et al. (2010) modificado. 26

Figura 4.7. Fenômeno da colmatação em SACs-EV. Hua et al. (2010) modificado. 27

Figura 4.8. Teoria do Cartucho. Fonte: Samsó e García (2014). 30

Figura 4.9. Fatores participantes na colmatação. 33

Figura 4.10. Permeâmetro de laboratório (a), *slug test* (b). Adaptado de Morris e Knowles (2011). 38

Figura 4.11. Desenho esquemático do teste do infiltrômetro de anel, adaptado de Morris e Knowles (2011) (a) e foto do teste realizado em campo, em um solo de Viçosa, Minas Gerais, arquivo pessoal (b). 43

Figura 4.12. Exemplo da caracterização longitudinal do SAC em Lightorne Heath, com uso do georadar (*GPR*). As áreas escuras indicaram a presença de matéria orgânica (lodo/biomassa) (COOPER et al., 2008). 52

Figura 4.13. Exemplo da caracterização transversal do SAC em Ashorne, com uso do georadar (*GPR*). As áreas escuras indicam a presença de matéria orgânica (lodo/biomassa) (COOPER et al., 2008). 52

Figura 5.1. Vista aérea da ETE Arrudas com destaque para o CePTS (a) e entrada da ETE Arrudas e do CePTS (b), acesso próximo à Avenida Andradas, Belo Horizonte. Fonte: Google Maps. 66

Figura 5.2. Detalhe dos CePTS e localização dos sistemas detalhados no estudo. Fonte: Google Maps. 67

Figura 5.3. Reator Geminado vermelho (a, c), Reator Cilíndrico Compacto verde (b, c) e FBPA (d). 69

Figura 5.4. Compartimento de regularização das vazões do efluente do reator UASB Compacto. . 69

Figura 5.5. Diferentes compartimentos de distribuição utilizados nos SACs-EHSS, estando a nova configuração apresentada em c. 70

Figura 5.6. Planta baixa dos SACs-EHSS, com detalhes construtivos. 72

Figura 5.7. Corte longitudinal do SAC plantado. 73

Figura 5.8. Corte transversal dos SACs-EHSS. 73

Figura 5.9. Pedra de mão e escória disposta no leito (a), fonte Dornelas (2008); tubulação de distribuição do afluente e de amostragem nos SACs-EHSS (b); e pontos ou poços de monitoramento (c), Fonte: Costa (2013). 74

Figura 5.10. Tubulações de saída dos SACs-EHSS (a) e poço de visita (b). 75

Figura 5.11. Filtro Grosseiro (a). Detalhe da tubulação de entrada e das diferentes granulometrias (b). 77

Figura 5.12. Planta Baixa do Filtro Grosseiro 78

Figura 5.13. Corte Longitudinal do Filtro Grosseiro 78

Figura 5.14. Aparato utilizado para quantificação da condutividade elétrica (a) e preparo da solução traçadora e aplicação no SAC (b, c, d). 87

Figura 5.15. Aspecto visual das plantas de taboa, a) em fase final de crescimento (florescimento da espécie) e b) logo após efetuado o corte da sua parte aérea, no SAC-EHSS. 89

Figura 5.16. Equipamentos do Georadar 95

Figura 5.17. Posições dos perfis longitudinais e transversais realizados por sondagens com o *GPR* nos SACs-EHSS (a) e no Filtro Grosseiro (b). 98

Figura 5.18. Sondagens dos perfis transversais no SAC C (a), SAC P (b) e FG (c). Em (d), observa-se a situação do leito durante a obtenção dessas imagens no FG. 99

Figura 5.19. Perfil longitudinal no SAC C (lona plástica requerida) (a), no SAC P (estrado de madeira) (b, c) e no FG (sem necessidade de cobrimento do leito) (d). 100

Figura 5.20. Tipos de ondas oriundas da onda eletromagnética emitida pelo equipamento Georadar. Fonte: Aranha (2011). 101

Figura 5.21. CMP realizadas no SAC controle: (a) perfil longitudinal à 3,0 m, (b) perfil transversal a 24,0 m; na Filtro Grosseiro: (c) perfil longitudinal à 21,0 m, posição inicial das antenas e (c) perfil longitudinal à 21,0 m, antenas à certa distância do ponto central. 102

Figura 5.22. Procedimento para obtenção dos grupos associados (regiões), e das suas respectivas áreas 103

Figura 5.23. Procedimento de amostragem dos sólidos nos SACs-EHSS (a, b) e detalhe do material retirado sendo seco ao ar (c). 107

Figura 5.24. Pontos de amostragem de sólidos e leito filtrante nos SACs-EHSS. Em hachurado, os pontos amostrados em duas profundidades. 107

Figura 5.25. Equipamento utilizado na separação granulométrica (a) e peneira de 1,00 mm, utilizada na separação do substrato dos sólidos de colmatação (b) retirados dos SACs-EHSS. 108

Figura 5.26. Passos para a lavagem e separação do material colmatante do substrato: (a) período de molho e atritamento; (b) peneiramento do líquido de lavagem; (c) peneiramento adicional; (d) separação no crivo que segrega os sólidos de colmatação; (e) líquido passado na peneira, deixado em repouso para decantação; (f) separação do sedimentado do decantado; (g) sedimentado segue para a estufa; e (h) decantado segue para aquecimento e evaporação. ... 110

Figura 5.27. União dos sólidos de colmatação: sedimentados mais resultantes do decantado e oriundos do peneiramento: (a) sólidos resultantes da secagem do decantado; (b) sólidos resultantes da secagem do sedimentado; (c) mistura de ambos; e (d) amostras finais. 111

Figura 5.28. Esquema do método do Permeâmetro de Carga Variável (PCV) aplicado a SACs-EHSS. Fonte: Ferres (2012) modificado. 114

Figura 5.29. Esquema do método PCV, utilizando-se tubos de monitoramento. a) Tubo utilizado (branco), já preenchido os furos com material isolante. b) Detalhes do tubo. 117

Figura 5.30. Esquema da realização da medição utilizando-se o método do Permeâmetro de Carga Variável: locais onde os tubos perfurados ou não, foram cravados. 118

Figura 5.31. Esquema da realização da medição utilizando-se o método do Permeâmetro de Carga Variável: profundidades avaliadas..... 119

Figura 5.32. Imagens de evidências de condições operacionais do sistema utilizado na tentativa de condução da medição de k_s utilizando-se o método do Permeâmetro de Carga Variável, em julho de 2015: a) não infiltração/percolação em um período superior a 15 minutos no tubo não perfurado; b) não permanência da água dentro do permeâmetro por tempo suficiente para medição, no tubo perfurado; c) remoção de parte do substrato contido no interior do tubo não perfurado para facilitação do escoamento e possibilitar a medição, em profundidade nos SACs; d)não infiltração/percolação da água aplicada no tubo perfurado mesmo depois de removida parte do substrato (camada superficial) do interior do tubo não perfurado..... 120

Figura 5.33. Detalhes da tentativa de medição de k_s, efetuada anteriormente (12/11/14): a) tubos que foram inseridos no meio poroso; b) orifícios acima do nível do leito. 121

Figura 5.34. Detalhes das cestas do *PFR*: a) apresentação do tubo central e malha, sendo as setas indicativas do escoamento em direção ao tubo central, de drenagem do sistema; b) escória de alto forno como material de preenchimento do meio (unidade controle)..... 122

Figura 5.35. Imagens das cestas do *PFR*, utilizadas nos testes de medição da condutividade hidráulica, retirados de poços localizados a 13,0 m da entrada do: a) SAC C e b) SAC P.... 122

Figura 5.36. Aparato utilizado na medição de k_s: a) cesta externa sem saída lateral, contendo betume no fundo para impedir a passagem da água por fora da cesta interna; b) cestas encaixadas e conjunto pronto para a medição; c) detalhe das configurações distintas na montagem dos sistemas, torneira (em destaque na cesta colocada de cabeça para baixo); e d) detalhe da tubulação instalada para colocar a saída da água um pouco (3,7 cm) abaixo da altura de preenchimento com escória. 123

Figura 5.37. Analogia entre as condições hidráulicas no aparato experimental utilizado para determinação da condutividade hidráulica (direita) e em poços de bombeamento em aquíferos não confinados (esquerda). 124

Figura 5.38. Detalhes da caixa de gordura utilizada para medição da condutividade hidráulica: a) no sentido horizontal, aplicando-se a água por um bocal de entrada lateral; b) no sentido vertical, com bocais laterais fechados, entrada da água pela superfície do substrato. Em ambos os casos, utilizou-se uma tubulação demarcadas com duas cotas, e saída do líquido ocorria por extravasamento. 126

Figura 5.39. Metodologia para obtenção do pó escória, triturando-a no abrasímetro (a). O lixiviado das amostras foi obtido após rotacionamento das amostras no agitador de revolução tipo Wagner (b). 127

Figura 5.40. Materiais avaliados quanto ao seu *PN*: sólidos de colmatação (a), escória triturada (b), sólidos pós mufla (PM) (c) e brita lavada (GN) (d). 130

Figura 5.41. Procedimento para determinação da porosidade. 135

Figura 6.1. Séries de valores médios afluente e efluente nos SACs, nas 3 diferentes fases de monitoramento (*OD*, E_H, Temperatura, *pH*, *CE* e *SST*). 146

Figura 6.2. Séries de valores de concentrações médias afluente e efluente nos SACs, nas 3 diferentes fases de monitoramento (*DBO*, *DQO*, *NTK*, *N-*NO_3^-, *P-total* e *ALT*). 147

Figura 6.3. Série temporais das medianas da concentração de oxigênio dissolvido efluente, com o tempo de operação dos SACs. 159

Figura 6.4. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de *SST*, com base na carga, com o tempo de operação dos SACs. 160

Figura 6.5. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de *DBO*, com base na carga aplicada, com o tempo de operação dos SACs. 161

Figura 6.6. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de *DQO*, com base na carga aplicada com o tempo de operação dos SACs. 161

Figura 6.7. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de *NTK*, com base na carga aplicada, com o tempo de operação dos SACs. 162

Figura 6.8. Série temporal das medianas das eficiências de remoção/conversão de nitrato, com base na carga aplicada, com o tempo de operação dos SACs. 163

Figura 6.9. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de fósforo com base na carga aplicada, com o tempo de operação dos SACs. 164

Figura 6.10. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (2009 e 2013). Fonte: Dornelas (2008) e Paoli (2010). 169

Figura 6.11. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (2013 e 2014). 170

Figura 6.12. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (julho/2014)..... 171

Figura 6.13. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (novembro/2014)..... 172

Figura 6.14. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (2014 e 2015). 172

Figura 6.15. Esquema da situação dos SACs no dia 30/07/14..... 176

Figura 6.16. Visualização do escoamento superficial nos SAC C (a) e SAC P (b) possibilitado pelo uso da rodamina. 177

Figura 6.17. Monitoramento das perdas hídricas (valores medianos) nos SACs com taboa e sem. 182

Figura 6.18. Curva de distribuição da concentração efluente de cloreto de sódio em função do tempo de início do teste com o traçador no SAC-EHSS plantado, antes do corte; no SAC-EHSS controle e no SAC-EHSS plantado, após o corte da parte aérea das plantas. 183

Figura 6.19. Concentração de sólidos totais (C_{ST}) em kg m^{-3}, no material acumulado nos poros de pontos de coleta nos lados direito e esquerdo dos SACs. 194

Figura 6.20. Distribuição dos sólidos totais no material acumulado nos poros sobreposta ao "mapa" do afloramento da água residuária em tratamento nos SACs (novembro/2014). 195

Figura 6.21. Concentração de sólidos totais (C_{ST}) nos poros em amostras de material coletado em duas camadas do SAC P e SAC C em profundidade. 196

Figura 6.22. Razão *SV/ST* nos sólidos acumulados nos poros do material coletado nos lados direito e esquerdo dos SACs. 197

Figura 6.23. Porcentagem de sólidos aderidos e intersticiais presentes em amostras do meio poroso coletadas no SAC P. 200

Figura 6.24. Porcentagem de sólidos aderidos e intersticiais presentes em amostras do meio poroso coletadas no SAC C. 201

Figura 6.25. Amostras de sólidos acumulados nos poros misturados ao substrato, coletados a 3,0 m de distância da entrada, no SAC P, nas camadas de 0-15 cm (a) e 15-40 cm (b), e no SAC C, nas camadas de 0-15 (c) e 15-40 cm (d). 204

Figura 6.26. Amostras de sólidos acumulados nos poros misturados ao substrato, coletados a 11,0 m de distância da entrada, no SAC P, na camada de 0-15 (a) e 15-40 cm (b), e no SAC C, nas camadas de 0-15 (c) e 15-40 cm (d). 204

Figura 6.27. Amostras de sólidos acumulados nos poros misturados ao substrato, coletados a 16,0 m de distância da entrada, no SAC P, nas camadas de 0-15 (a) e 15-40 cm (b), e no SAC C, nas camadas de 0-15 (c) e 15-40 cm (d). 204

Figura 6.28. Amostras de sólidos acumulados nos poros misturados ao substrato, coletados a 21,0 m de distância da entrada, no SAC P, nas camadas de 0-15 (a) e 15-40 cm (b), e no SAC C, nas camadas de 0-15 (c) e 15-40 cm (d). 204

Figura 6.29. Poder neutralizante em função da razão de sólidos fixos em relação aos totais, nos sólidos acumulados nos poros de amostras coletadas nos SAC P e SAC C. 207

Figura 6.30. Relação entre as massas específicas global dos sólidos colmatantes e da escória, em função da razão de sólidos fixos em relação aos totais, nos sólidos acumulados nos poros de amostras coletadas nos SACs P e C. 209

Figura 6.31. Relação entre as massas específicas global dos sólidos colmatantes e da escória, em função da razão de sólidos fixos em relação aos totais, nos sólidos acumulados nos poros de amostras coletadas nos SACs P e C (seleção das amostras semelhantes as utilizadas na determinação do *PN*). 209

Figura 6.32. Relação entre as massas específicas de partículas dos sólidos colmatantes e da escória, em função da razão de sólidos fixos em relação aos totais. 212

Figura 6.33. Difratograma interpretado do pó da amostra da escória coletada na camada de 0 a 15 cm, em que, Fd – feldspatos; Mg – magnetita; Qz – quartzo; Ct – caulinita; Sd – siderita. 214

Figura 6.34. Difratograma interpretado do pó da amostra P3, coletada na camada de 0 a 15 cm, no início do SAC P, em que, Fd – feldspatos; Gt – goethita; Qz – quartzo; S – minerais de enxofre; Hm – hematita; Ct – caulinita; Gf - grafita; Jz – jarosita. 214

Figura 6.35. Difratograma interpretado do pó da amostra P21, coletada na camada de 0 a 40 cm, ao final do SAC P, em que, Ct – caulinita; Mi - micas; Fd – feldspatos; Cb – carbonoapatitas; Hm – hematita; Gt – goethita; Cc – calcitas; Mg – magnetita. 215

Figura 6.36. Difratograma interpretado do pó da amostra C3, coletada na camada de 0 a 40 cm, no início do SAC C, em que, Ct – caulinita; Fd – feldspatos; Pt – pirita; Mg – magnetita, Qz - quartzo. 215

Figura 6.37. Difratograma interpretado do pó da amostra C21, profundidade e 0 a 40 cm, ao final do SAC C, em que, Ct – caulinita; Fd – feldspatos; S – minerais de enxofre; Mg – magnetita; Qz – quartzo. 216

Figura 6.38. Difratograma interpretado do pó das amostras pós-mufla *(*PM*),* em que, Qz – quartzo; Gb – gibbsita; Gt – goethita; Fp – feldspatos; Hm – hematita; Dt - dolomita. 216

Figura 6.39. Curva granulométrica geral dos substratos coletados nos SAC plantado (SAC P) e não plantado (SAC C). 222

Figura 6.40. Condutividade hidráulica em meio saturado, utilizando-se o método *do* Permeâmetro de Carga Variável, em diversos pontos do SAC C. 228

Figura 6.41. Condutividade hidráulica em meio saturado, utilizando-se o método do Permeâmetro de Carga Variável, em diversos pontos do SAC P. 228

Figura 6.42. Condutividade hidráulica do meio poroso medida em poços de monitoramento localizados em diferentes pontos dos SACs 231

Figura 6.43. *Common Midpoint* (*CMP*) para obtenção da velocidade da onda 236

Figura 6.44. Perfis transversais (*Instant Amplitude*) gerados pelo *GPR* no SAC C. 238

Figura 6.45. Perfis transversais (*Real Polarity*) gerados pelo *GPR* no SAC C 238

Figura 6.46. Perfis transversais (*Instant Amplitude*) gerados pelo *GPR* no SAC P..... 239

Figura 6.47. Perfis transversais (*Real Polarity*) gerados pelo *GPR* no SAC P..... 239

Figura 6.48. Perfis transversais (*Instant Amplitude*) gerados pelo *GPR* no Filtro Grosseiro 240

Figura 6.49. Perfis transversais (*Real Polarity*) gerados pelo *GPR* no Filtro Grosseiro 240

Figura 6.50. Perfis longitudinais dos lados direito (a) e esquerdo (b) (*Instant Amplitude*), gerados pelo *GPR* no SAC C 244

Figura 6.51. Perfis longitudinais dos lados direito (a) e esquerdo (b) (*Instant Amplitude*), gerados pelo *GPR* no SAC P. 245

Figura 6.52. Perfis longitudinais dos lados direitos (a), central (b) e esquerdo (c) (*Instant Amplitude*), gerados pelo *GPR* no Filtro Grosseiro. 246

Figura I.1. Imagem importada - Perfil 6 FG (a); (b) E imagens processadas após *declip* e *dewow (b)*; *set time zero* (c)*; Trace Window* (d). 277

Figura I.2. Imagens geradas após: limpeza de ruídos do *Background* (a)*;* suavização dos arranques *(Mix)* (b); traços reforçados (*Gain*) (c); comando *Migrate* (d)..... 279

Figura I.3. Imagem após: filtrada (a); e convertida em profundidade (velocidade *CMP*) (b). 280

Figura II.1. *Box plot* das concentrações de oxigênio dissolvido (*OD*) afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 282

Figura II.2. *Box plot* do Potencial Redox referente ao eletrodo de hidrogênio (E_H) afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 282

Figura II.3. *Box plot* de temperatura afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 283

Figura II.4. *Box plot* de *pH* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. .. 283

Figura II.5. *Box plot* da *CE* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. .. 284

Figura II.6. *Box plot* das concentrações de *SST* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 284

Figura II.7. *Box plot* das concentrações de *DBO* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 285

Figura II.8. *Box plot* das concentrações de *DQO* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 285

Figura II.9. *Box plot* das concentrações de *NTK* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 286

Figura II.10. *Box plot* das concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 286

Figura II.11. *Box plot* das concentrações de *P-Total* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 287

Figura II.12. *Box plot* das concentrações de *ALT* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases. 287

Figura III.1. *Box plot* das concentrações de oxigênio dissolvido efluente no SAC Plantado (SAC P) nas diferentes fases e subfases. 288

Figura III.2. *Box plot* das concentrações de oxigênio dissolvido efluente no SAC Não Plantado (SAC C) nas diferentes fases e subfases. 288

Figura III.3. *Box plot* das eficiências de remoção de *SST* no SAC P nas diferentes fases e subfases. 289

Figura III.4. *Box plot* das eficiências de remoção de *SST* no SAC C nas diferentes fases e subfases. 289

Figura III.5. *Box plot* das eficiências de remoção de *DBO* no SAC P nas diferentes fases e subfases. 290

Figura III.6. *Box plot* das eficiências de remoção de *DBO* no SAC C nas diferentes fases e subfases. 290

Figura III.7. *Box plot* das eficiências de remoção de *DQO* no SAC P nas diferentes fases e subfases. 291

Figura III.8. *Box plot* das eficiências de remoção de *DQO* no SAC C nas diferentes fases e subfases. 291

Figura III.9. *Box plot* das eficiências de remoção de *NTK* no SAC P nas diferentes fases e subfases. 292

Figura III.10. *Box plot* das eficiências de remoção de *NTK* no SAC C nas diferentes fases e subfases. 292

Figura III.11. *Box plot* das eficiências de remoção de nitrato no SAC P nas diferentes fases e subfases. 293

Figura III.12. *Box plot* das eficiências de remoção de nitrato no SAC C nas diferentes fases e subfases. 293

Figura III.13. *Box plot* das eficiências de remoção de fósforo no SAC P nas diferentes fases e subfases. 294

Figura III.14. *Box plot* das eficiências de remoção de fósforo no SAC C nas diferentes fases e subfases. 294

Figura III.15. *Box plot* das perdas hídricas no SAC P nas diferentes fases e subfases. 295

Figura III.16. *Box plot* das perdas hídricas no SAC C nas diferentes fases e subfases. 295

Figura V.1. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 3,0 m. 297

Figura V.2. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 6,0 m. 297

Figura V.3. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 11,0 m. 298

Figura V.4. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 16,0 m. 298

Figura V.5. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 21,0 m. 299

Figura V.6. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 3,0 m. 299

Figura V.7. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 6,0 m. 300

Figura V.8. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 11,0 m. 300

Figura V.9. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 16,0 m. 301

Figura V.10. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 21,0 m. 301

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A - Área (m^2);

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas;

AGC - Automatic Gain Control;

Al_2O_3 - Óxido de alumínio;

ALI - Alcalinidade Intermediária ($mgCaCO_3\ L^{-1}$);

ALP - Alcalinidade Parcial ($mgCaCO_3\ L^{-1}$);

ALT - Alcalinidade Total ($mgCaCO_3\ L^{-1}$);

AP - Antes do corte da parte aérea da taboa;

APHA - American Public Health Association;

ARL - Água residuária de laticínios;

A_S - Área Superficial (m^2);

ASE – Área superficial específica ($g\ m^{-2}$);

B - Largura (m);

Bl - Valor da cor referente à variável Blue, na escala RGB;

BOD - Biochemical Oxygen Demand ($mg\ L^{-1}$);

Br - Bromo;

^{82}Br - Isótopo 82 do bromo;

C - Carbono;

C ($mg\ g^{-1}$) - Concentração no resíduo ($mg\ g^{-1}$);

C ($mg\ L^{-1}$) - Concentração na solução de extração ($mg\ L^{-1}$);

C3, C6, C11, ... - Amostras do SAC C;

Ca - Cálcio;

$CaCO_3$ - Carbonato de cálcio;

CaO - Óxido de cálcio;

C_C - Coeficiente de curvatura;

C-CW - Control Constructed Wetlands;

Cd - Cádmio;

CE - Condutividade elétrica ($\mu S\ cm^{-1}$);

CE_{med} - Condutividade elétrica medida pela sonda ($\mu S\ cm^{-1}$);

CE_{back} - Condutividade elétrica do *background* ($\mu S\ cm^{-1}$);

CERH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos;

CePTS - Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/Copasa;

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental;

CH_4 - Metano;

CHA - Carga hidráulica superficial aplicada ($m^3\ m^2\ d^{-1}$);

CHM - Constant Head Method;

CHV - Carga Hidráulica Volumétrica ($m^3\ m^{-3}\ d^{-1}$);

CMP - Common Midpoint;

C_{NU} - Coeficiente de Não Uniformidade;

CO_2 - Dióxido de Carbono;

COD - Chemical Oxygen Demand ($mg\ L^{-1}$);

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente;

COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental;

Copasa - Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais;

Cr - Cromo;

C_{SF} - Concentração de sólidos fixos no meio poroso ($g\ m^{-3}$);

C_{ST} - Concentração de sólidos totais no meio poroso ($g\ m^{-3}$);

$C_{ST(m)}$ - Concentração mássica de sólidos totais no ponto amostrado ($g\ kg^{-1}$);

C_{SV} - Concentração de sólidos voláteis no meio poroso ($g\ m^{-3}$);

c(t) - Concentração no tempo t ($mg\ L^{-1}$);

Cu - Cobre ($mg\ L^{-1}$ ou $mg\ g^{-1}$);

C_U - Coeficiente de Uniformidade;

CWs - Constructed Wetlands;

d - Número de dispersão;

D- Diâmetro, diameter (m ou mm);

D_{10} - Diâmetro que permite a passagem de 10% da massa de amostras (mm);

D_{30} - Diâmetro que permite a passagem de 30% da massa de amostras (mm);

D_{60} - Diâmetro que permite a passagem de 60% da massa de amostras (mm);

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio ($mg\ L^{-1}$);

DEA - Departamento de Engenharia Agrícola da UFV;

DEC - Departamento de Engenharia Civil da UFV;

DESA - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG;

D_{ext} - Diâmetro externo da cesta do *PFR* (dm);

dh/ds - Gradiente hidráulico (m m^{-1});

D_{int} - Diâmetro interno da cesta do *PFR* (dm);

D_{mp} - Diâmetro médio ponderado (mm);

D_p - Diâmetro das partículas que compõem a escória de alto forno (mm);

DP - Depois do corte da parte aérea da taboa;

DPS - Departamento de Solos, da UFV;

DQO - Demanda Química de Oxigênio (mg L^{-1});

e - Entrada do SAC;

E_{0-15}, E_{15-40} - Amostras de escória, coletadas, respectivamente, de 0 a 15 cm, e de 15 a 40 cm;

EB - Esgoto bruto;

E_H - Potencial Redox dado em eletrodo de hidrogênio;

EM - Eletromagnético indutivo;

EOCs - Contaminantes orgânicos emergentes;

EPA - Environmental Protection Agency;

EPS - *Encapsulated PostScript*, formato do arquivo gerado pelo software de processamento das imagens;

ER - Eletrorresistividade;

ES - Escoamento Superficial;

ETE - Estação de Tratamento de Esgotos;

e_v - Eficiência Volumétrica;

EVTP - Evapotranspiração (%, mm d^{-1}, m^3 m^{-2} d^{-1} ou L ha^{-1} d^{-1});

F_{COR} - Fator porosidade associada ao padrão de cor;

Fe - Ferro;

FBP - Filtro Biológico Percolador;

FBPA - Filtro Biológico Percolador Aberto;

FG - Filtro Grosseiro de Pedras ou Filtro Grosseiro;

FHM - Falling Head Method;

f_{mo} - Fração da matéria orgânica participante na colmatação;

f_o - Fração de outros sólidos participantes na colmatação;

f_S - Fração do substrato participante na colmatação;

FS - Fixed Solids (mg L^{-1});

GN - Gnaisse;

GPR - Ground-penetrating radar ou Georadar;

Gr - Valor da cor referente à variável Green, na escala RGB;

g - Aceleração da gravidade (m d^{-2});

g(t) - Função Gama;

h - Altura (m);

h' - Cota submersa do teste do Permeâmetro de Carga Variável (m);

h_1 - Altura inicial de água no tubo no teste do Permeâmetro de Carga Variável (m);

h_2 - Altura final de água no tubo de teste do Permeâmetro de Carga Variável (m);

h_a - Cota da água dentro do dreno (cm);

h_c – Altura da cesta do *PFR* (cm);

h_{dr} - Nível da água na cesta do *PFR*, (m ou cm), que é igual à altura da cesta e à altura total do dreno;

H^+ - Íon hidrogênio;

HCl - Ácido clorídrico;

h_f - Perda de carga (m);

h_{liq} - Altura do líquido no leito (m);

h_t - Altura total de escória no leito (m);

h_u - Altura útil de projeto da escória no leito, que é igual a h_{liq} no início de operação do sistema (m);

H_2S - Gás sulfídrico;

H_2SO_4 - Ácido sulfúrico;

HSSF-CWs - Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands;

i - Inclinação de fundo do talude (%, m/m);

IA - Instant Amplitude, escala de cores do processamento das imagens do *GPR*;

ICC - Índice de Curto-Circuito;

IGC - Instituto de Geociências

IZM - Índice de Zonas Mortas;

k - Condutividade hidráulica (m d^{-1});

$K_2Cr_2O_7$ - Dicromato de Potássio;

k_s - Condutividade hidráulica em meio saturado (m d^{-1});

K - Potássio;

L - Comprimento por onde o líquido escoa no SAC (m);

L' - Distância entre uma seção e outra, no cálculo de perda de carga (m);

LMC - Laboratório de Materiais de Construção;

LSRS - Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos, do DEA, da UFV;

L_t - Comprimento total do SAC (trecho preenchido com escória + trecho preenchido com pedra de mão) (m);

LQ - Limite de Quantificação;

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

m - Massa do resíduo (g);

m_a - Massa amostrada, que consiste em massa de sólidos colmatantes e substrato (kg);

m_{adic} - Massa adicionada de traçador (g);

$m_{conjunto}$ - Massa do conjunto de escória ou sólidos de colmatação e da proveta (g);

$m_{proveta}$ - Massa da proveta (g);

m_{SF} - Massa de sólidos fixos (g);

m_{ST} - Massa de sólidos totais (g);

m_{SV} - Massa de sólidos voláteis (g);

Mg - Magnésio;

MgO - Óxido de magnésio;

Mn - Manganês;

MRI - Magnetic Ressonance Index;

n - Número de dados;

N - Nitrogênio;

Na - Sódio;

NaBr - Brometo de sódio;

NaCl - Cloreto de sódio;

NaClO - Hipoclorito de Sódio;

NaOH - Hidróxido de Sódio;

NBR - Norma Brasileira;

NH_4^+ - Íon amônio (mgN L^{-1});

Ni - Níquel;

N_m - Concentração molar do reagente (mol_c L^{-1} ou $mmol_c$ mL^{-1});

NO_2^- - nitrito (mgN L^{-1});

NO_3^- - nitrato (mgN L^{-1});

N_{org} - Nitrogênio orgânico;

Nox - Número de oxidação;

NP - Neutralization Power ($mgCaCO_3$ L^{-1});

n.s. - Diferença não significativa pelo teste estatístico empregado (*Mann-Whitney* ou *Wilcoxon*);

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN L^{-1});

O_2 - Oxigênio;

OD - Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1});

ORP - Potencial Redox dado por medições em eletrodos de Ag/AgCl ou calomelano;

OTF - Open Trickling Filter;

P - Fósforo (mgP L^{-1});

P3, P6, P11, ... - Amostras do SAC P;

P $11E_{0-15}$ - Exemplo de amostra do SAC P, coletada até 15 cm, a 11,0 m do talude, no lado esquerdo do leito;

P $21D_{15-40}$ - Exemplo de amostra do SAC P, coletada de 15 a 40 cm, a 21,0 m do talude, no lado direito do leito;

Pb - Chumbo;

PCC - Permeâmetro de Carga Constante;

PCV - Permeâmetro de Carga Variável;

P-CW - Planted Constructed Wetlands;

pE - Potencial redox;

PEAD - Polietileno de alta densidade;

PFR - Planted Fixed Bed Reactor;

pH - Potencial Hidrogeniônico;

PM - Pós mufla ou calcinado em mufla;

PN - Poder Neutralizante ($mgCaCO_3$ L^{-1});

PNSB - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico;

POR - Potencial de oxidação-redução ou potencial redox (mV);

PR - Precipitação;

PVC - Cloreto de polivinila;

Q - Vazão ($m^3\ d^{-1}$);

$\bar{Q}$ - Média entre as vazões afluente e efluente;

Q_{afl} - Vazão afluente;

Q_{efl} - Vazão efluente;

Q_b - Vazão de saída ("bombeamento") de água do dreno presente no interior da cesta do *PFR* ($L\ s^{-1}$);

r - Raio das partículas que compõem a escória (m);

R - Coeficiente de correlação;

R^2 - Coeficiente de determinação;

Rec - Porcentagem de recuperação do traçador (%);

Rd - Valor da cor referente à variável Red, na escala RGB;

r_{dr} – Raio do dreno do tubo central da cesta do PFR (cm);

R_0 - distância radial do ponto mais remoto referenciado, na borda externa da cesta do *PFR*, em relação ao poço (dreno), ou raio do cone de depressão do líquido em direção ao dreno (cm);

RP - Real Polarity, escala de cores do processamento das imagens do *GPR*;

s - Saída do SAC;

S - Enxofre;

S^{2-} - Íon sulfeto ($mgS\ L^{-1}$);

SAC - Sistemas Alagados Construídos

SAC C - Sistema Alagado Construído Controle (não plantado);

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

SACs-ES - Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Superficial;

SACs-EV - Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Vertical;

SAC P - Sistema Alagado Construído Plantado;

SD - Sólidos Dissolvidos;

SF - Sólidos Fixos;

SO_4^{2-} - Íon sulfato;

SS - Sólidos Suspensos;

SSA- Specific Surface Area;

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

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis (mg L^{-1});

ST - Sólidos Totais (mg L^{-1});

SV - Sólidos Voláteis (mg L^{-1});

t - Tempo (min);

T - Temperatura (^{o}C);

TAS - Taxa de aplicação hidráulica superficial (m^3 m^2 d^{-1});

TCO - Taxa de carregamento orgânico superficial (kg ha^{-1} d^{-1});

TDH - Tempo de detenção hidráulica (d);

TDH_m - Tempo de detenção hidráulica média (d);

TDH_n - Tempo de detenção hidráulica nominal ou teórica (d);

TDR - Time Domain Reflectometry;

t_i - Tempo para início da passagem do traçador (min);

TKN - Total Kjeldahl Nitrogen;

t_m - Intervalo de armazenamento de dados (min), durante o monitoramento do teste de traçador;

t_p - Tempo para passagem do pico (min);

TS - Total Solids (mg L^{-1});

U - Teor de água na base úmida (%);

UASB - Upflow anaerobic sludge blanket;

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais;

UFV - Universidade Federal de Viçosa;

USEPA - United States Environmental Protection Agency;

V - Volume (m^3, L ou mL);

V_a - Volume de titulante gasto na amostra (mL);

V_{am} - Volume amostrado (m^3);

V_b - Volume de titulante gasto no branco (mL);

V_{ba} – Volume do balão (mL);

V_{dren} – Volume drenado (L);

V_{ef} - Volume efetivo (m^3);

V_{ga} – Volume gasto de álcool (mL);

V_p - Volume de poros (m^3);

$V_{proveta}$ - Volume da proveta (mL);

VS - Volatile Solids ($mg\ L^{-1}$);

V_{se} - Volume de solução extratora (mL);

V_t - Volume total do SAC (m^3);

V_u - Volume útil do SAC (m^3);

Zn - Zinco;

ρ - Massa específica ou density ($g\ cm^{-3}$ ou $kg\ m^{-3}$);

ρ_w - Massa específica da água ($kg\ m^{-3}$);

ρ_g - Massa específica global ($g\ cm^{-3}$);

ρ_E - Massa específica global da escória ($g\ cm^{-3}$);

ρ_n - Massa específica global da amostra ($g\ cm^{-3}$);

ρ_p - Massa específica de partículas ($g\ cm^{-3}$);

ρ_{pE} - Massa específica de partículas da escória ($g\ cm^{-3}$);

ρ_{pmo} - Massa específica de partículas da matéria orgânica ($g\ cm^{-3}$);

ρ_{po} - Massa específica de partículas de outros sólidos participantes da colmatação ($g\ cm^{-3}$);

ρ_{pS} - Massa específica de partículas do substrato ($g\ cm^{-3}$);

Ɛ - Porosidade;

$Ɛ_{est}$ - Porosidade estimada pela multiplicação de e_v pela porosidade inicial;

η - Número de tanques em série;

α - Nível de significância dos testes estatísticos;

λ - Eficiência hidráulica;

β - Fator de correção de distorções das áreas, para cálculo da porosidade em cada seção transversal;

Γ(η) - Função gama de η(η-1);

***** - Diferença significativa pelo teste estatístico empregado (*Mann-Whitney* ou *Wilcoxon*);

μ - Viscosidade da água ($kg\ m^{-1}\ d^{-2}$);

ø - Diâmetro das partículas que compõem o FBPA;

Δ - Distância entre planos atômicos na difração de Raios-X (nm ou Å);

χ - Número inteiro referente à ordem de difração;

ω - Comprimento de onda de Raios-X incidentes;

θ - Ângulo de desvio dos Raios-X;

θ_b - Ângulo de Bragg, que é igual a $2\theta/2$.

1. INTRODUÇÃO

Sistemas alagados construídos (SACs) são unidades de tratamento de águas poluídas e residuárias, essencialmente naturais, de grande eficiência na remoção de poluentes. Podem ser citados, também, como benefícios da utilização de SACs, a fácil construção e manutenção simples, nos quais pode ser produzida massa verde, a ser potencialmente utilizada na alimentação animal, ou outros produtos agrícolas de interesse comercial, além de constituir parte da harmonia paisagística (VYMAZAL, 2005; CASELLES-OSORIO et al., 2007; KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS et al., 2010b; de la VARGA et al., 2013). Todos esses fatores fazem com que seja um dos mais promissores sistemas para tratamento do esgoto sanitário gerado em pequenas comunidades e naqueles descentralizados, como em condomínios e áreas rurais, com grande disponibilidade de área (LUEDERITZ et al., 2001; KANTAWANICHKUL; WANNASRI; 2013). Luederitz et al. (2001) apresentaram um estudo demonstrativo da redução nos custos do tratamento de águas residuárias com a implantação de SACs na Alemanha, enquanto Vymazal (2011) apresenta a utilização dessas unidades em todo o planeta.

Nos sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial, os princípios de remoção dos poluentes são físicos, com sedimentação, adsorção e filtração de sólidos; químicos, com formação de precipitados; e biológicos, decorrentes do metabolismo microbiano e absorção pelas plantas (BRIX, 1997; KADLEC; WALLACE, 2009). Todos esses processos, no entanto, contribuem com maior ou menor magnitude para o principal problema operacional nesses sistemas, que é a colmatação. Esse fenômeno de obstrução dos espaços porosos do leito filtrante proporciona alterações nas condições hidrodinâmicas do meio, ocasionando a formação de curtos-circuitos, o aparecimento de zonas mortas e, num estágio mais crítico, escoamento superficial. Dessa forma, há redução da condutividade hidráulica, passando a água residuária a ter menor contato com a microbiota, o leito filtrante e a zona de raízes, causando possível diminuição na eficiência do sistema (ROUSSEAU et al., 2004; ROUSSEAU et al., 2005; NIVALA; ROUSSEAU, 2009; BABATUNDE, 2010).

Apesar de ser a colmatação, um fenômeno amplamente discutido na literatura, há ainda muitas dúvidas a serem esclarecidas a respeito de sua gênese e formas de sua remediação. Um dos fatores que dificultam esse estudo é o de não se conhecerem, ainda, valores de taxas de carregamento orgânico ou de sólidos totais que possam ser recomendáveis para aplicação em SACs, já que isso depende do tipo de material (substrato) utilizado no preenchimento, sua granulometria e porosidade total. Além disso, como a colmatação é um processo inevitável,

podendo a definição das taxas de carregamento, apenas prolongar a longevidade da vida útil do sistema.

Os principais fatores, dentro daqueles especulados, que levariam à colmatação, também não são conhecidos. Há a vertente dos autores que afirmam que os sólidos orgânicos, provenientes da própria água residuária afluente, seriam os principais agentes da colmatação (PLATZER; MAUCH, 1997; WINTER; GOETZ, 2003; DE LA VARGA et al., 2013), outros creditam a colmatação à formação do biofilme no meio poroso (CASELLES-OSORIO; GARCÍA, 2006; WANG et al., 2010). A formação de precipitados inorgânicos no meio também tem sido apontada como auxiliar da obstrução dos poros (BLAZEJEWSKI e MURAT-BLAZEJEWSKA, 1997; VYMAZAL et al., 1998), enquanto a extração e análise dos sólidos colmatantes têm indicado grande contribuição do desgaste do substrato utilizado no preenchimento dos SACs (PEDESCOLL et al., 2009).

Uma discussão recorrente nos trabalhos que abordam o tema é relativa ao papel das plantas cultivadas na colmatação de um SAC. Para alguns autores, como Blazejewski e Murat-Blazejewska (1997) e Pedescoll et al. (2011c), a presença de espécies vegetais intensifica a ocorrência da obstrução dos poros em função da contribuição com sólidos vegetais e por ocupação dos poros por raízes e rizomas. Por outro lado, Brix (1997) e Matos et al. (2008) contra-argumentam, descrevendo o papel de atenuação de raízes e rizomas no fenômeno da colmatação, pela expansão do espaço poroso graças a essas estruturas vegetais e pela criação de um ambiente mais propício à degradação dos sólidos acumulados (maior diversidade microbiana e bombeamento de oxigênio). Baptestini (2014) observou sobre-elevação da superfície de SACs cultivados, especialmente no cultivado com alternantera, que apresenta grande desenvolvimento rizomático, no mecanismo conhecido como "empolamento".

Embora já existam métodos para a caracterização da colmatação em SACs, nenhum deles possibilita a descrição da condição do leito (grau de colmatação) de forma confiável (MORRIS; KNOWLES, 2011). O método *Falling Head* ou do Permeâmetro de Carga Variável, de aferição da condutividade hidráulica, ou seja, da maior ou menor facilidade de escoamento do líquido aplicado através do meio poroso, é afetado pela concentração de sólidos no meio. Como se trata de um método *in situ* e menos invasivo, seria bastante promissor na identificação do grau de colmatação. No entanto, apresenta algumas desvantagens para unidades de escoamento horizontal subsuperficial, como a melhor descrição das condições hidrodinâmicas em reatores de escoamento vertical, além de ser bastante influenciável pelas condições das primeiras camadas superficiais do meio poroso.

A associação do grau de colmatação com o teor de sólidos no meio poroso teoricamente também poderia ser uma boa forma de caracterizar essas condições. No entanto, é um método invasivo e requer a interrupção da operação do reator. Além disso, a concentração de sólidos parece ser menos importante que o volume ocupado no espaço poroso, o que está associado à massa específica do material colmatante (TANNER et al., 1998a; CASELLES-OSORIO et al., 2007).

Diante dessas evidências, seria recomendável definir um método que possibilitasse a identificação dos espaços vazios e obstruídos, no meio poroso. Nesse contexto, torna-se útil a metodologia de monitoramento da concentração de substâncias traçadoras, para obtenção do tempo de detenção hidráulica (*TDH*) atual no sistema. A relação do *TDH* atual com o *TDH* teórico ou aferido antes do início da operação pode ser utilizada no cálculo da eficiência volumétrica (e_v) e da porosidade inerente ao período avaliado (KADLEC; WALLACE, 2009). O inconveniente do método é a não existência de uma substância ideal para ser utilizada como traçador e as diferentes respostas que cada uma delas pode gerar. Assim, o método deve ser indicado apenas para comparar resultados obtidos com o mesmo tipo de traçador. Além disso, a metodologia possibilita uma avaliação do panorama geral das condições hidrodinâmicas no SAC, sem possibilitar uma caracterização individualizada de cada trecho do sistema.

Na investigação da contaminação de solos e água subterrâneas, são utilizados métodos geofísicos. Com a utilização desses é possível avaliar as condições no meio poroso, em subsuperfície, identificando e delimitando a pluma de contaminação. Dependendo do método, é possível verificar com melhor precisão a contaminação inorgânica, orgânica ou metálica, sendo o Georadar (*Ground-penetrating radar*, *GPR*), o equipamento indicado para utilização na maior parte dos casos em que se requerem sondagens (CETESB, 1999). Considerando-se que o acúmulo e a massa específica de sólidos no meio poroso de SACs estão associados à colmatação, essa forma de prospecção pode vir a ser promissora para caracterização de camadas seccionadas de um SAC.

O próprio termo “colmatação” em SACs não apresenta conceituação consensual quanto à gênese e manifestação, se é um fenômeno subdividido em fases sucessivas de progressão (DE LA VARGA et al., 2013), se está associado apenas à fase mais avançada, na qual já se pode identificar a ocorrência de escoamento superficial, ou ainda se seria um processo identificável e monitorável por meio de medições frequentes. Diante disso, fica evidente que ainda existem lacunas no conhecimento do fenômeno, necessitando-se conhecer quais condições (tipo de água residuária, presença de pré-tratamento, temperatura, tipo e granulometria do meio

suporte, contribuição de sólidos vegetais, biofilme e sólidos inorgânicos) são mais favoráveis à colmatação ou que proporcionem menor vida útil aos sistemas, além das formas de identificação e monitoramento da colmatação no meio poroso. O mais completo entendimento do processo de colmatação, aumentando-se o conhecimento dos principais fatores interferentes e a identificação do padrão de colmatação, pode auxiliar na escolha de técnicas que possam retardar e/ou remediar o fenômeno e, com isso, aumentar a vida útil do sistema.

Nesse contexto, a pesquisa teve como foco a avaliação da colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), recebendo esgoto sanitário previamente tratado em reatores UASB ou filtro biológico percolador aberto (FBPA). As unidades estão sendo operadas desde 2007 e apresentam grandes extensões de escoamento superficial. Para alcançar o escopo do trabalho, utilizaram-se de alguns métodos de obtenção do grau de obstrução, e assim como de outros, para a identificação dos fatores participantes no fenômeno. De forma a possibilitar o entendimento do papel das plantas na colmatação, avaliou-se uma unidade plantada com taboa (*Typha latifolia*) e outra mantida sem vegetação.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar os principais fatores interferentes na colmatação de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial, bem como a aplicabilidade de métodos para caracterização do grau de colmatação nas unidades avaliadas.

2.2. Objetivos Específicos

a) Identificar possíveis alterações no desempenho do sistema, decorrentes da colmatação do meio poroso em SACs-EHSS, em operação há 8 anos, tendo por base dados da série histórica de monitoramento da eficiência de remoção de poluentes;

b) Caracterizar os sólidos colmatantes presentes nos SACs;

c) Avaliar a utilização do georadar (*GPR*) como método *in-situ* e não invasivo na identificação e quantificação dos espaços porosos obstruídos em SACs-EHSS;

d) Identificar possíveis pontos de falha na compactação da argila de fundo dos SACs-EHSS, que proporcionariam perdas de água por infiltração/percolação, utilizando o *GPR* com antena de maior alcance;

e) Avaliar em condições de campo e comparar o grau de colmatação de SACs-EHSS plantado e não plantado;

f) Avaliar as condições hidrodinâmicas dos SACs utilizando-se um traçador salino;

g) Avaliar se alterações no método de medição da condutividade hidráulica do meio poroso dos SACs, favoreceriam a obtenção de resultados mais compatíveis com as condições hidrodinâmicas do meio;

h) Confrontar os resultados de caracterização da colmatação nos SACs, obtidos utilizando-se de traçadores, análise do perfil de sólidos, georadar e medição da condutividade hidráulica, em diferentes regiões nos SACs-EHSS;

i) Propor um modelo conceitual de gênese da colmatação nos SACs-EHSS avaliados.

3. HIPÓTESES

a) Haverá perda de eficiência de tratamento nos SACs, em razão da constatação da ocorrência de grandes extensões de escoamento superficial sobre o leito, o que concorre para diminuição no contato água residuária-substrato-zona radicular das plantas;

b) Grande parte dos sólidos colmatantes são oriundos do desgaste do material filtrante, pelo ataque ácido proporcionado por sulfetos e o *pH* ácido da água residuária, além da mineralização causada pela ação microbiana e vegetal;

c) Imagens produzidas com a utilização do georadar fornecem uma caracterização compatível com o grau de condição dos SACs, tendo como base as análises visuais do leito, e que, após a separação em regiões homogêneas, haverá a possibilidade de estimar a porosidade em cada uma delas;

d) As imagens geradas com as sondagens utilizando-se o georadar possibilitarão a verificação da ocorrência de fissuras e possíveis vazamentos no fundo dos SACs;

e) Os diversos métodos de avaliação das condições hidrodinâmicas ou do grau de colmatação do meio poroso convergirão na mesma direção, indicando que a unidade plantada encontra-se menos colmatada, pela menor extensão do escoamento superficial visível;

f) O traçador salino utilizado nos testes, mesmo considerando-se possível efeito da densidade da solução traçadora, absorção pelas plantas e baixa recuperação, proporcionará resultados confiáveis das condições hidrodinâmicas nos SACs, compatíveis com o observado em campo;

g) A condutividade hidráulica, em razão das grandes restrições que podem ser feitas ao método de medição, não fornecerá resultados tão confiáveis e associáveis ao grau de colmatação nos SACs como os demais métodos;

h) Confrontando os resultados obtidos em cada método, os fornecidos pelo georadar indicarão caracterização das condições hidrodinâmicas ou grau de colmatação semelhantes às obtidas utilizando-se o teste com traçador e na análise visual em campo. Os resultados de caracterização do meio poroso obtidos com a utilização do método da concentração de sólidos no meio poroso, possivelmente, estarão mais próximos aos de medição da condutividade hidráulica.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1. Importância de sistemas naturais e descentralizados de tratamento

A escassez hídrica, problema sério a ser administrado pelos gestores públicos, é decorrente tanto das perdas na quantidade como na qualidade da água. No século 20, a população mundial triplicou, enquanto o consumo da água aumentou em cerca de seis vezes (RIJSBERMAN, 2006), ocasionando conflitos pelo uso desse recurso natural em diversas regiões do planeta. Segundo Strikker (1998), estimativas apontavam que em 2025, 34 países terão problemas com a escassez desse recurso natural. Estudos mais recentes da UNESCO indicam que nas últimas décadas, o consumo de água continuou a crescer duas vezes mais rápido do que a população, o que levará a um déficit hídrico de 40% no abastecimento de água para a população do planeta, em 2030 (WWAP, 2015).

Além do aumento na demanda, a piora da qualidade, em função da falta de sistemas de tratamento de águas residuárias e da baixa cobertura de sistemas de esgotamento sanitário, também tem causado preocupação. Dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), de 2008, citados em IBGE (2010), indicam que apenas 55,2% dos municípios brasileiros têm rede de coleta de esgoto e somente 28,5% dispõem de tratamento dos esgotos sanitários. Somam-se a isso os vários efluentes industriais não tratados e lançados *in natura* nos corpos d'água, proporcionando diversos impactos negativos, tais como a depleção do oxigênio dissolvido (*OD*), aumento na turbidez e eutrofização (enriquecimento da população algal decorrente do aumento na concentração de fósforo e nitrogênio) das águas (JORDÃO; PESSOA, 2005; MATOS, 2010a; VON SPERLING, 2014). A água contaminada também serve como vetor para a transmissão de doenças, o que coloca em risco a qualidade de vida da população. Estima-se que 5 milhões de pessoas morrem anualmente por doenças causadas por baixa qualidade da água de abastecimento (STRIKKER, 1998; KIVAISI, 2001). Outros estudos indicaram por volta de 2,2 milhões de mortes, em 2000 e de 1,5 milhões, em 2012 (WHO, 2014). Diante disso, fica evidente que há muito a ser feito, e que as ações devem passar pela implantação de sistemas de esgotamento sanitário, incluindo tratamento e gestão ambiental.

A tendência por muitos anos, principalmente nas cidades de maior porte, foi a de implantação de alternativas robustas, de sistemas de "concreto e aço" para o tratamento de águas residuárias. Os altos custos associados aos gastos energéticos, de manutenção, necessidade de mão de obra altamente especializada, tornaram essas formas de tratamento de difícil

instalação em pequenas e médias cidades e comunidades (USEPA, 1988). Diante do cenário da carência pelo tratamento dos efluentes e da onerosidade dos sistemas convencionais, passou-se a buscar alternativas tão eficientes como os sistemas tradicionais, porém mais simples e baratas, tendo como força-motriz, condições naturais. Dentre essas soluções, podem-se citar a aplicação no solo (rampas de tratamento e fertirrigação), sistemas de lagoas de estabilização e sistemas alagados construídos (SACs), também denominados sistemas *wetlands* construídos.

4.2. Características gerais dos sistemas alagados construídos

4.2.1. Concepção e princípios de remoção

Do inglês *wet*, molhado, *lands*, terra, *wetlands*, os alagados ou brejos são sistemas que permanecem saturados durante parte ou em todo o tempo, sendo, nessas condições, um dos mais produtivos ecossistemas do planeta. Em virtude da capacidade de transformação de poluentes ou pela absorção de nutrientes essenciais pelas plantas, possibilitam melhorias na qualidade de águas poluídas e mesmo das águas residuárias lançadas em cursos d'água que drenem por essas áreas (KADLEC; WALLACE, 2009; FONDER; HEADLY, 2013). Considerando-se, no entanto, que não é permitido o lançamento de águas residuárias em sistemas alagados naturais sem a observância dos padrões de qualidade do efluente e/ou o risco de alteração na condição de qualidade da água, de forma que a coloque em desacordo com a classe na qual esteja enquadrada, tornou-se necessária a adoção de outras medidas. Assim, passou-se a construir unidades que simulem as condições do ecossistema alagado natural, tendo-se, contudo, controle do processo e dos riscos de contaminação ambiental. Os sistemas criados artificialmente para simular os "brejos" e proporcionar o tratamento controlado e otimizado de águas residuárias (VYMAZAL; KROPFELOVÁ, 2008; FONDER; HEADLY, 2013) foram denominados Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou *Wetlands* Construídos, no caso de se optar por manter parte do termo sem tradução para o português.

Os SACs são sistemas com fundo impermeabilizado e constituídos por um meio suporte, geralmente vegetado, no qual se desenvolvem microrganismos, possibilitando a ocorrência de remoções físicas, como as que ocorrem no processo de filtração nos poros do meio ou por retenção no sistema radicular das plantas, adsorção e sedimentação; remoções químicas como a precipitação, sobretudo de compostos sulfetados; e bioquímicas, com degradação e transformação de contaminantes, enquanto o líquido flui lentamente nos interstícios do meio suporte e da zona de raízes (rizosfera) (KADLEC; KNIGHT, 1996; BRASIL, 2005; MATOS

et al., 2010b; POZO-MORALES et al., 2013). Assim, a remoção de contaminantes em SACs, ocorre como resultado de complexas interações físico-químicas e microbianas, em um sistema solo-planta-microrganismos e radiação solar (CORAUCCI FILHO et al., 2001).

A importância dos fenômenos e o bom funcionamento do sistema dependem de uma variedade de fatores, tais como a profundidade do meio poroso (substrato); o tipo de substrato utilizado; as taxas de aplicação hidráulica e orgânica, tempo de detenção hidráulica, a estratégia de aplicação do afluente, as condições de aeração, o potencial redox e a temperatura do meio; as espécies vegetais cultivadas; e a qualidade do afluente, principalmente no que se refere ao tipo de pré-tratamento a que foi submetido (GARCÍA et al., 2004; AGUIRRE et al., 2005; MATOS et al., 2008; HIJOSA-VALSERO et al., 2010; GARFI et al., 2012, ÁVILA et al., 2013).

Reatores naturais, tais como os sistemas alagados construídos, têm como vantagens sobre os demais sistemas mecanizados, os baixos custos de implantação, a simplicidade operacional e de manutenção simples (basicamente estão associadas à manutenção do sistema de aplicação e o corte da parte aérea das plantas cultivadas no leito). Também geram baixa quantidade de lodo e têm nenhum ou baixo requisito energético, podendo transformar a área de tratamento em local de harmonia paisagística, com possibilidades de aproveitamento da massa vegetal para alimentação animal, além de apresentarem grande flexibilidade operacional (LIN et al., 2005; VYMAZAL, 2005; CASELLES-OSORIO et al., 2007; KADLEC; WALLACE, 2009; EUSTÁQUIO JÚNIOR et al., 2010; MATOS et al., 2010b). Segundo García et al. (2005), o não requerimento de pessoal especializado é outro fator atrativo, e todos esses fatores viabilizam a sua instalação como unidade descentralizada de tratamento em pequenas comunidades.

Na literatura, encontram-se relatos de sucesso de utilização dos SACs no tratamento de diversos tipos de água residuárias. Esses reatores têm sido largamente estudados e utilizados como pós-tratamento de reatores UASB, para polimento do efluente e como unidades de tratamento secundário (COOPER et al., 2008), em função da grande capacidade de remoção de poluentes. A aplicabilidade e eficácia já foram demonstradas no tratamento de esgotos sanitários (WINTER; GOETZ, 2003; BRASIL; MATOS, 2008), águas residuárias de laticínios (MATOS et al., 2012), do processamento dos frutos do cafeeiro (FIA et al., 2008), da suinocultura (FIA et al., 2011; SARMENTO et al., 2012); piscicultura (MONTEIRO et al., 2008), escoamento superficial urbano e em áreas agrícolas, lixiviados, lodos e drenagem de mina (KADLEC et al., 2000); efluentes de refinarias de petróleo, fábricas de produtos

químicos, papel e celulose, curtumes e indústrias têxteis, destilarias e indústrias de processamento de alimentos (SHEPHERD et al., 2001; VYMAZAL, 2009). Os SACs apresentam elevadas remoções de sólidos e matéria orgânica (*DBO* e *DQO*), sólidos suspensos (*SS*) e dissolvidos; satisfatórias de nutrientes, principalmente N e P; certa eficiência quanto a patógenos; e potencial para remoção dos contaminantes orgânicos emergentes (LUEDERITZ et al., 2001; KYAMBADDE et al, 2005; MATAMOROS et al., 2005; VYMAZAL, 2005; HIJOSA-VALSERO et al., 2010; ÁVILA et al., 2013; AVELAR et al., 2014).

Como todo sistema de tratamento, os SACs também apresentam fatores limitantes e problemas operacionais, como as grandes áreas demandadas para tratar as águas residuárias; ser, tal como em todas as formas de tratamento biológico, dependente das condições ambientais do meio, sobretudo temperatura, que influencia no metabolismo microbiano; e necessitar de longo período de tempo para partida (*start up*), o que está diretamente associado ao estabelecimento da vegetação. São sensíveis às cargas tóxicas, podem causar a proliferação de moscas e exalação de mau cheiro (quando mal operados), além de requererem manutenção para corte da parte aérea e controle de espécies invasoras (CEREZO et al., 2001; CHAZARENC et al., 2003; ROUSSEAU et al., 2005; TAYLOR et al., 2011; GARFI et al., 2012). No entanto, o principal problema e que tem requerido maior atenção e estudos é o fenômeno denominado colmatação do meio poroso (ROUSSEAU et al., 2004), a ser discutido em item separado.

4.2.2. Plantas e o seu papel no reator SAC

As espécies presentes nos SACs podem ser macrófitas submersas, flutuantes e emergentes (helófitas), como pode ser observado na Figura 4.1. As primeiras não são recomendáveis para o tratamento de águas residuárias com alta concentração de sólidos, pelo fato da turbidez dificultar a penetração de luz e, assim, prejudicar a fotossíntese e o metabolismo vegetal. As flutuantes têm o inconveniente de não ter o enraizamento no fundo do leito, não havendo tratamento adequado da água residuária. Por essas razões, as macrófitas helófitas são as mais utilizadas (BRIX, 1997; KADLEC; WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2011), tendo uma enorme gama de espécies já testadas em SACs. Na literatura encontram-se trabalhos com um grande número de espécies, sendo as mais citadas as macrófitas, tendo, no entanto, sido avaliadas também o uso de outros tipos de plantas. Destacam-se estudos com a taboa (DORNELAS, 2008; FIA et al., 2011), capim elefante (FIA et al, 2011), tifton (MATOS et al., 2008), azevém (FIA et al., 2010), aveia preta (FIA et al., 2010), alternantera (FIA et al.,

2008), mentha aquática (AVELAR et al., 2014), helicónia, lírio-do-brejo e tiriricão (SARMENTO et al., 2013). Vymazal (2011) compilou, de diversos artigos científicos, as espécies avaliadas, relacionando com o tipo de águas residuárias tratadas nesses sistemas.

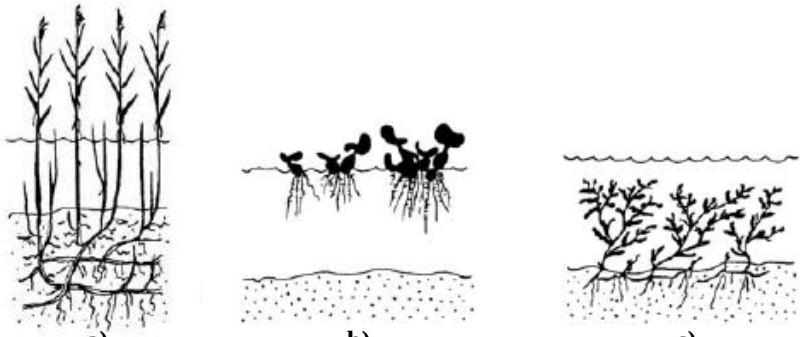


Figura 4.1. Tipos de macrófitas utilizadas em SACs: (a) emergentes (helófitas), (b) flutuantes; (c) submersas. Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

Cada espécie tem suas características próprias, possuindo maior tolerância a altas concentrações, maior requerimento por determinado nutriente ou maior capacidade de enraizamento, podendo-se combinar as peculiaridades dessas, de forma a potencializar o tratamento. Matos et al. (2011) estudaram um consórcio com tripa-de-sapo (alternantera), taboa e capim tifton 85, comparando com SACs totalmente preenchido com uma só dessas espécies. Não foi verificada diferença significativa entre os valores do coeficiente de degradação do material orgânico (*DQO*), no entanto, observaram-se diferenças entre outras variáveis monitoradas, indicando ser essa uma configuração muito promissora para SACs a serem utilizados no tratamento de águas residuárias com alta concentração de matéria orgânica. Coleman et al. (2001), Picard et al. (2005) e Taylor et al. (2011) pela análise das potencialidades de cada espécie e da inter-relação entre essas, também indicaram essa possibilidade. Essa concepção, relativamente nova, pode criar uma enormidade de configurações, podendo diferenciar o tratamento. Espécies mais resistentes às altas cargas podem estar próximas à linha de distribuição, enquanto outras com maior consumo de nitrogênio podem ser posicionadas na zona já mais mineralizada. Matos et al. (2011), no tratamento de águas residuárias da suinocultura, verificaram que a maior parte na remoção de *DQO* ocorreu nos primeiros 4,0 m dos SACs-EHSS (17% do comprimento total), recomendando a utilização de outras espécies vegetais, de alta capacidade de remoção de K, S e outros nutrientes de alta solubilidade no restante desses sistemas. Além disso, aliando o tratamento e aproveitando a grande produção de biomassa, como já discutido, podem-se utilizar esses reatores para criação de parques de tratamento de águas residuárias ou de drenagem, como na Austrália; ou ainda empregados para geração de massa verde para

alimentação animal ou mesmo de produtos de consumo não cru, tal como milho, arroz, entre outros (EUSTÁQUIO JÚNIOR et al., 2010; GARCÍA-PÉREZ, et al., 2011; GARCÍA-PÉREZ et al., 2013).

Apesar do relato de diversas plantas já utilizadas, ainda há controvérsias entre os autores a respeito da importância do cultivo de plantas no leito dos SACs. Langergraber et al. (2003), Keffala e Ghrabi (2005) e Torrens et al. (2009), por exemplo não encontraram indícios de aumento na remoção de material orgânico e nutrientes nas unidades plantadas em relação àquelas sem a presença de plantas. Keffala e Ghrabi (2005) até verificaram maior eficiência de remoção de *NTK* nos SACs plantados, entretanto, sem diferença na retenção de $N\text{-}NH_4^+$ (e nas demais variáveis monitoradas). Analisando o tecido vegetal das plantas, a porcentagem acumulada (< 1,0%) não explicava as diferenças em relação à unidade controle. Gersberg et al. (1983) e Reed (1993) também minimizaram o efeito da absorção pelas plantas no reator. Há de se considerar, entretanto, que esses autores não consideraram, nas suas análises, as cargas aplicadas e removidas de nutrientes, essencial para que se possa tirar conclusões sobre a eficiência das plantas. As plantas apresentam capacidades limitadas de absorção de nutrientes, por essa razão, maiores eficiências serão obtidas caso se apliquem cargas menores que sua capacidade de remoção ou que se disponha de maior área superficial nos SACs-EHSS para que maior seja essa absorção.

Por outro lado, autores como Fia (2009) verificaram que o cultivo de vegetais nos SACs é de grande importância para se obter remoção de macro e micronutrientes da água residuária, graças à sua absorção pelo sistema radicular das plantas. Entretanto, tal qual tem sido comumente reportado na literatura, não observou ganho na remoção de matéria orgânica (*DBO* e *DQO*). Isso pode estar associado ao princípio de remoção de parte do material orgânico, os sólidos suspensos que ficam retidos por princípios físicos como sedimentação, filtração e adesão ao meio suporte, mecanismos que podem não diferir muito entre os SACs que receberam ou não espécies vegetais (LEE et al., 2004). Em outras pesquisas foi verificado, no entanto, efeito benéfico das plantas, no que se refere ao favorecimento do desenvolvimento de microbiota mais diversificada e eficiente para remoção da matéria orgânica das águas residuárias. Karathanasis et al. (2003) tiveram remoções maiores que 75 e 88% para *DBO* e *SST*, respectivamente na unidade plantada, contra 63 e 46%, na mesma ordem, no SAC sem vegetação. El Hamouri et al. (2007) observaram maior coeficiente de degradação de primeira ordem nas unidades plantadas.

Em países com maiores diferenças térmicas entre as estações, a presença de plantas pode ser fundamental para aumento nas remoções de *DBO* e *DQO*, como observaram Taylor et al. (2011). Os autores justificaram as melhores respostas das espécies vegetais em razão da influência dessas sobre a comunidade microbiana e potencial redox, principalmente na rizosfera. Os resultados de remoção de *DQO* obtidos por Stein et al. (2006) corroboraram o que foi discutido por Taylor et al. (2011), indicando ser um caminho para elevação das eficiências de remoção em regiões de clima frio. Entretanto, deve-se atentar que quanto à extração de nutrientes, o potencial de utilização de SACs é ainda maior em regiões de temperatura mais propícia para crescimento das espécies vegetais (BRIX, 1997). Ouellet-Plamondon et al. (2006) ao avaliarem os efeitos da introdução forçada de oxigênio, limitante em alguns processos nos SACs de escoamento horizontal, observaram aumento nas eficiências em unidades submetidas a baixas temperaturas. No entanto, os ganhos foram menores no SAC plantado, em razão da sua já boa capacidade de remoção de matéria orgânica e *NTK*, indicando o grande papel das plantas na remoção desses poluentes da água residuária. Dornelas (2008), Paoli (2010) e Costa (2013), ao estudarem as mesmas unidades avaliadas neste trabalho, também observaram maior efetividade do tratamento na unidade plantada. Dornelas (2008) constataram que as plantas favoreciam as remoções de *DBO*, *DQO*, fósforo, nitrogênio e *E.coli*, enquanto Paoli (2010) só constatou diferença significativa nas duas últimas variáveis. Costa (2013), por sua vez, além do nitrogênio, observou maiores eficiências na remoção de *DQO*, no SAC plantado.

A controvérsia entre os diversos trabalhos pode estar associada às variáveis tempo de detenção hidráulica (*TDH*), carga orgânica ou de nutrientes aplicada (*NTK*) e às características do sistema. Conforme já discutido anteriormente, a carga aplicada de solutos é definidora da significância ou não das remoções, já que as plantas apresentam capacidade de extração limitada. Caselles-Osorio e García (2006), por exemplo, observaram aumento na remoção de nitrogênio amoniacal com o aumento no tempo de detenção hidráulica (*TDH*) da água residuária e, consequentemente, diminuição da carga aplicada no SAC. Fia et al. (2011), ao estudarem duas espécies diferentes, taboa e capim tifton-85, observaram que a primeira não se adaptou bem às cargas aplicadas, enquanto a segunda teve maior capacidade de extração de nutrientes quando o SAC recebeu carregamento de 327 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO*. O aumento na carga orgânica aplicada implicou em diminuição da eficiência de remoção, sobretudo para nitrogênio e fósforo. Caselles-Osorio et al. (2007) e Matos et al. (2010b) também observaram que os efeitos da presença de plantas nos SACs se tornam mais evidentes quando as aplicações não superam a sua capacidade em metabolizar os poluentes presentes no meio.

A maior parte dos estudos citados sobre a ineficácia das plantas sobre a absorção das plantas foi realizada em sistemas de escoamento vertical, que possuem um tempo menor de contato entre as raízes e a água residuária. Entretanto, Sarmento et al. (2012) também observaram maiores remoções de *NTK* e fósforo total, mesmo em leitos com esse sentido de escoamento, cultivados com *Cyperus sp.* (tiriricão) em comparação com aqueles que não foram cultivados. Os autores aplicaram uma carga orgânica de 17 g m^{-2} d^{-1} de *DQO*, tendo aporte de 8,3 g m^{-2} d^{-1} de *NTK* e de 1,31 g m^{-2} d^{-1} de fósforo total (*PT*) ao leito.

Com o estudo de Ouellet-Plamondon et al. (2006), ficou evidente a necessidade de introdução de oxigênio no meio, para fomentar os processos de transformação dos poluentes contidos na água residuária em tratamento em SACs. O metabolismo aeróbio é mais favorável energeticamente, e assim, propicia maior crescimento e reprodução de microrganismos, consequentemente, com melhores eficiências no tratamento (METCALF; EDDY, 2003; VON SPERLING, 2014). A transferência de O_2 para o meio pode ocorrer por aporte da água residuária, que pode conter uma pequena concentração dissolvida; por introdução atmosférica, por trocas gasosas ou quando da entrada da água residuária no meio poroso. Essa última é mais importante em sistemas de escoamento vertical, que tem alimentação intermitente (SCHWAGER; BOLLER, 1997; MOLLE et al., 2006; NIVALA et al., 2013). Por essa razão, os SACs horizontais são reportados como sistemas em que predominam as condições anaeróbias ou anóxicas (VYMAZAL, 2005; ADRADOS et al., 2014).

Uma outra rota de aporte de oxigênio é possível graças à presença de plantas. O transporte pode ocorrer por difusão passiva ou pelo movimento convectivo via aerênquima. Essa estrutura presente em algumas espécies proporciona o bombeamento de oxigênio da atmosfera para a zona radicular das plantas (BRIX, 1997). O fornecimento de O_2 propicia estímulo à degradação aeróbia da matéria orgânica e favorecimento dos organismos nitrificantes (GAGNON et al., 2012).

Wiessner et al. (2005) calcularam a capacidade de introdução de oxigênio pelas plantas (*J. effusus*), como sendo de 3,2 mg L^{-1} h^{-1}. Outros autores observaram que nem sempre isso se reflete em um potencial redox estatisticamente diferente entre unidades plantadas e não plantadas (MATOS et al., 2010b), tendo alguns autores reportado inclusive menores valores de potencial redox em SAC plantados. Isso se deve, provavelmente, à maior atividade de degradação da matéria orgânica, dada a maior diversidade microbiana e disponibilidade de material orgânico lábil proveniente de restos de vegetais. Dan et al. (2011) afirmam que o fornecimento de oxigênio não seria suficiente para suprir a demanda do meio, porém

modificam a comunidade de microrganismos presentes. Dusek et al. (2008) argumentam que, além disso, a liberação de exsudatos pelas plantas diminuiria o potencial de oxidação de outros compostos, já que os organismos heterotróficos utilizariam o oxigênio para degradação desses. A evidência que justificaria a hipótese dos autores é o menor potencial redox durante o dia. Entretanto, contrariando essa hipótese, Wiessner et al. (2005), assim como Vasconcellos (2015), obtiveram maiores valores de potencial redox (*POR*) no período de maior incidência de luz no dia.

Para Brix e Schierup (1989), as plantas são essenciais porque atuam na remoção de poluentes absorvendo nutrientes, aumentam a superfície específica para crescimento de microrganismos, reduzem a velocidade de escoamento, o que promove maior adsorção e sedimentação, secretam substâncias que podem ser tóxicas a microrganismos patogênicos e alteram física e quimicamente a região da rizosfera. Autores como Smith (1996) e Ribas et al. (2008) também citam a capacidade de inibição do desenvolvimento de grupos de microrganismos pela liberação de fitoalexinas, que afetam sua sobrevivência e reprodução, como pode ser verificado no decaimento de coliformes com o cultivo de Mentha Aquática em SACs (SEIDEL, 1971; KANSIIME e van BRUGGEN, 2001; AVELAR et al., 2014). Stottmeister et al. (2003) compilaram os resultados de vários trabalhos que demonstram a capacidade de plantas de remediação, eliminando compostos xenobióticos e coliformes totais e termotolerantes, em níveis acima de uma lagoa contendo floração de lemnáceas. Dordio e Carvalho (2013), da mesma forma, observaram incremento em 28% na remoção de um composto químico antibiótico da solução quando colocada em contato com o sistema radicular de plantas.

Um aspecto importante para manutenção das boas eficiências nos SACs é a questão da manutenção dos reatores, com retirada das espécies invasoras e corte da parte área das plantas. A relevância desse controle se deve ao fato de que, em sistemas plantados, as remoções são maiores na fase de crescimento das plantas. Assim, cortes frequentes da parte aérea são necessários para induzir um contínuo desenvolvimento da espécie vegetal. Além disso, a não retirada da massa verde pode implicar em redisponibilização dos elementos químicos após a morte de partes ou de todo o tecido vegetal das plantas (BRIX, 1997; KADLEC; WALLACE, 2009). Dessa forma, as eficiências de remoção se tornam menores e a senescência e morte das plantas podem reintroduzir os poluentes no sistema (REED et al., 1995; BRIX, 1997; SIM, 2003; ÁLVAREZ; BÉCARES, 2008; LEE et al., 2009). Ge et al. (2007) verificaram que cortes efetuados prematuramente e com maior frequência na parte aérea das plantas favoreceram maior acúmulo de nutrientes no tecido vegetal, sendo que, nas

espécies avaliadas (*Lolium perenne e Coix lacryma-jobi*), dois cortes semestrais propiciaram os maiores ganhos de eficiência na remoção de *N* e *P*. Na espécie *L. perene*, o estádio de mais rápido crescimento (logo após o corte da parte aérea) representou remoção de cerca de 21% de nitrogênio e 9% de fósforo, valores maiores que as obtidos em outras fases de desenvolvimento da planta.

O corte da parte aérea das plantas também possibilita menor acúmulo de sólidos vegetais que porventura venham a cair sobre o leito do SAC, o que poderia contribuir para a colmatação e aumento na concentração de *DBO* e *DQO* na saída desse sistema (ÁLVARES; BÉCARES, 2008). Koottatep e Polprasert (1997) observaram igual tendência, obtendo maiores eficiências na remoção de nitrogênio da água residuária, cerca de 86%, com cortes mais frequentes na parte aérea, contra 66% sem os cortes em taboa (*Typha augustifolia*), sustentando a tese de maiores remoções de nutrientes e poluentes por plantas em crescimento, o que foi corroborado por Batty e Younger (2004).

4.2.3. Configurações de sistemas alagados construídos

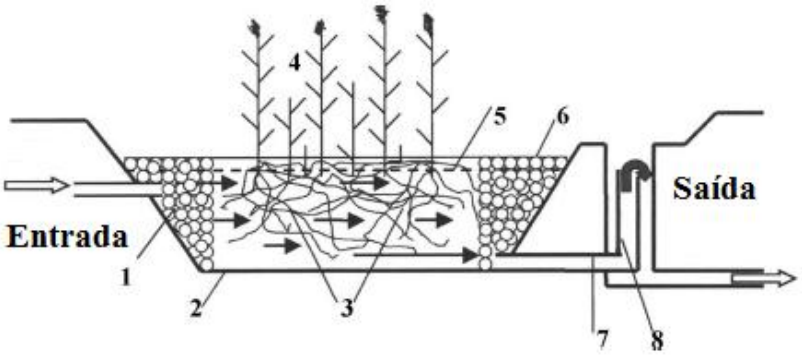
Além da configuração com ou sem plantas, os SACs podem ter outras variantes associadas à forma de escoamento da água residuária, podendo ser superficial (SAC-ES), acima da superfície do substrato ou subsuperficial, em que todo ou boa parte do movimento da água residuária ocorre abaixo do nível do leito. Segundo Chernicharo (2006), os SACs de escoamento subsuperficial são os mais apropriados para receberem efluentes de reatores anaeróbios, por causa do menor potencial de liberação de maus odores e aparecimento de insetos e ratos, o que é corroborado por outros diversos trabalhos (USEPA, 1993a; NAZ et al., 2009; YALCUK; UGURLU, 2009). Vymazal (2005) afirmou que as unidades de escoamento superficial têm sido preteridas em relação aos sistemas subsuperficiais, que podem diferir quanto à direção de escoamento da água residuária, que pode ser horizontal (SAC-EHSS) ou vertical (SAC-EVSS ou SAC-EV).

Os SACs-EV são comumente utilizados como único tratamento, passando a água residuária apenas por um tratamento preliminar para a retirada de sólidos grosseiros, antes da introdução no sistema. A aplicação é feita de forma intermitente, em bateladas, o que propicia um período de degradação e trocas gasosas, possibilitando o tratamento de relativamente grandes vazões em áreas reduzidas (COOPER, 1999; LUEDERITZ et al., 2001). Nos SACs-EV, a água residuária é distribuída igualmente sobre a área superficial do leito e deve infiltrar e

percolar através de seu meio poroso, sendo a água residuária drenada até uma cota inferior, para coleta e destinação final.

Já nos SACs-EHSS, a água residuária é aplicada no início do leito e escoa subsuperficialmente, no sentido horizontal. Normalmente, os SACs-EHSS estão a jusante de filtros, reatores UASB ou mesmo lagoas de estabilização. Essa configuração de reator proporciona tempo de detenção hidráulica suficiente para que as retenções, reações e remoções possam ocorrer dentro do sistema (KADLEC; WALLACE, 2009). Os SACs-EHSS têm sido mais estudados em razão de serem mantidos sob operação contínua (o fornecimento de água residuária não é intermitente) e não haver o contato dos operadores com o efluente, já que este escoa abaixo da superfície do material suporte. O escoamento subsuperficial também facilita o corte das plantas, diminui os riscos de contaminação e proliferação de moscas e insetos na área. Nas Figuras 4.2 e 4.3, têm-se a representação dos SACs-EHSS, onde se pode observar a entrada (1) e a saída (7), na extremidade contrária dos sistemas, a camada inferior impermeável (2); o material suporte (3) e as plantas (4). Como o escoamento é subsuperficial, deve ser mantida uma altura de substrato não saturado (5) no sistema. Para formar o meio poroso, pode ser utilizado substrato de diferentes granulometrias e tem sido comum a disposição de material mais grosseiro na entrada e saída dos sistemas, a fim de facilitar a distribuição (na entrada) e drenagem (na saída) da água residuária (1 e 6). Para se manter o nível de água residuária estabelecido, deve-se acoplar ao tubo de drenagem de fundo dos SACs-EHSS, um tubo vertical de altura regulável para a coleta do efluente (8).

O balanço hídrico nos SACs-EHSS é feito considerando-se a diferença entre as vazões afluente (Q_{afl}) e efluente (Q_{efl}), a precipitação (PR) e a evapotranspiração ($EVTP$) no sistema. A aplicação da água residuária deverá ser feita no sentido ortogonal à largura (B), havendo escoamento abaixo da superfície do substrato ou material suporte (de altura total, h_t), mantendo-se a água residuária em contato com o biofilme formado e as zonas de raízes e rizomas presentes no meio poroso, enquanto atravessa o comprimento L do sistema.



1 - Zona de entrada;

2 - Camada impermeável;

3 - Material suporte e zona de raízes;

4 - Espécies vegetais cultivadas;

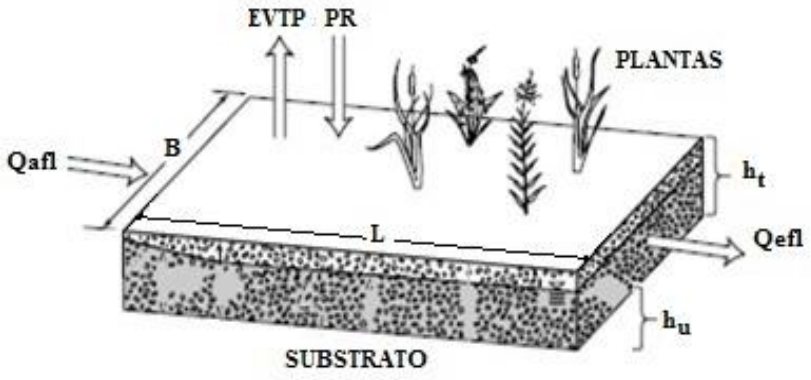
5 - Altura útil de substrato

6 - Altura total de substrato;

7 - Zona de saída;

8 - Tubulação de coleta do efluente.

Figura 4.2. Representação esquemática do SAC-EHSS. Adaptado de Vymazal (2005).



EVTP - Evapotranspiração;

PR - Precipitação;

Q_{afl} - Vazão afluente;

Q_{efl} - Vazão efluente;

B - Largura;

L - Comprimento;

h_t - altura total de substrato;

h_u - altura útil de substrato;

Figura 4.3. Representação esquemática do SAC-EHSS. Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

Essas diferenças entre as concepções dos sistemas favorecem remoções distintas entre os sistemas. As concentrações efluentes de sólidos e matéria orgânica, por exemplo, são normalmente menores em sistemas de escoamento subsuperficial, onde ocorrem remoções por filtração, adsorção e degradação pelo microbiota organizada em biofilme aderido no meio suporte. Além disso, a proliferação de algas no sistema superficial pode aumentar a concentração de sólidos e de fósforo, apresentando por algumas vezes, eficiências negativas (NAZ et al., 2009). Como grande parte do fosfato é removido por adsorção, isso explica a maior efetividade de sua remoção em unidades em que o escoamento ocorre subsuperficialmente em meio preenchido com material suporte reativo. Segundo van de Moortel et al. (2009), as remoções de nitrogênio também são maiores nos sistemas com escoamento subsuperficial, dada as condições mais propícias à amonificação, absorção e desnitrificação, que são velocidade do líquido mais baixa e potencial redox negativo (KARATANASIS et al., 2003).

4.2.4. Fatores de influência no desempenho de SACs

As peculiaridades dos sistemas de escoamento subsuperficial, no que se refere ao sentido do escoamento, tornam os SACs-EV e SACs-EHSS diferentes e complementares. Segundo Yalcuk e Ugurlu (2009), em razão do maior *TDH*, os leitos horizontais apresentam menores concentrações efluentes de matéria orgânica. Esse maior tempo de contato entre a água residuária e os componentes do sistema é que também possibilita maior oportunidade para absorção de nutrientes/poluentes pelas plantas (KANTAWANICHKUL; WANNASRI; 2013), conforme já discutido anteriormente. Luederitz et al. (2001) apresentam outra vantagem dos SACs-EHSS, que é a de possibilitar a maior formação de materiais húmicos, que proporcionariam, como consequência, maior retenção de *N* e *P*. Por outro lado, por causa da aplicação não contínua de água residuária, os SACs-EV normalmente apresentam potencial redox (*POR)* maior que os medidos em SACs-EHSS, o que propicia uma condição mais favorável para oxidação do nitrogênio amoniacal (KEFFALA; GHRABI, 2005). Dessa forma, nas reações do *N* nos SACs-EV, ocorre a amonificação, com disponibilização do nitrogênio mineralizado em solução, com posterior conversão a nitritos (pouco estáveis) e nitratos. Para a remoção do *N*-total é, no entanto, necessário haver outra etapa, que é a transformação do nitrato em N_2, o qual é removido do sistema por volatilização. Para tal, requer-se que a água residuária escoe em sistema com baixo potencial redox, condição encontrada nos SACs-EHSS. Isso conduz à conclusão de que um sistema complementa o outro. Na literatura, existem alguns relatos de avaliação e sucesso de unidades conjugadas para polimento do efluente, aproveitando-se a maior nitrificação nos sistemas verticais e sua posterior desnitrificação nos horizontais (VYMAZAL, 2005; SAYADI et al., 2012).

Segundo Caselles-Osorio e García (2006), os principais mecanismos de remoção de matéria orgânica nos SACs-EHSS são anaeróbios e ocorrem nos primeiros trechos do leito, onde a carga orgânica é maior, proporcionando *POR* menor (GARCÍA et al., 2005; ZHAO et al., 2009). Dusek et al. (2008) encontraram valores de -400 a 800 mV (E_H), enquanto Wiessner et al. (2005) observaram variações entre -200 e 200 mV (E_H), sendo esses valores dependentes da profundidade e distância do ponto de medição em relação à entrada dos SACs-EHSS, sendo tanto menores quanto mais próximos à entrada e maior a profundidade de medição. Matos et al. (2010b), utilizando eletrodos Ag/AgCl, que proporcionam medidas menores em cerca de 200 mV em relação às medidas com eletrodo de hidrogênio (E_H) observaram, ao contrário dos citados autores, que a partir do primeiro terço dos SACs avaliados, o potencial redox passou a ser positivo, e que considerando, nessa escala, a faixa anóxica como de -100 a +100 mV, a maior parte das unidades se encontravam nessa condição redox. Porém, os

autores ressaltaram que os resultados foram obtidos em SACs-EHSS com pequeno período de operação e que, com o aumento desse tempo, os valores de *POR* poderiam decrescer, tendo em vista haver maior acúmulo de matéria orgânica nos poros do sistema.

Para García et al. (2004), as remoções de *DQO* são mais influenciadas pelo *POR* do que pelo *TDH* que, por sua vez, têm relação com a profundidade de medição, tal como discutido anteriormente. Um SAC-EHSS com menor profundidade molhada tem maior capacidade de oxigenação da água residuária que um mais profundo. García et al. (2005) também obtiveram maiores remoções de poluentes em SACs com menor lâmina de água residuária. Matamoros e Bayona (2006) verificaram maior remoção de contaminantes orgânicos emergentes (*EOC*) em leitos mais rasos, em função da predominância de condições mais oxidantes no meio poroso, enquanto para outra substância, a carbamazepina, não investigada pelos dois autores, observou-se que um leito mais profundo propiciava melhores eficiências (MATAMOROS et al., 2005). Suspeita-se, com base nessas informações, que a degradação anaeróbia da carbamezepina seja muito mais eficiente que a aeróbia. Condições mais oxidantes também foram mais eficazes na remoção de poluentes analisados por Matamoros et al. (2007), Onesios et al. (2009) e Froehner et al. (2011), o que torna recomendável a utilização de SACs-EV no tratamento dessas substâncias.

As características das águas residuárias, como a presença de sulfatos, podem influenciar no desenvolvimento da comunidade microbiana, o que também traz consequências nas remoções, conforme observaram Wiessner et al. (2005) e Caselles-Osorio e García (2006). As bactérias redutoras de sulfato são mais eficientes para remoção do substrato orgânico, no entanto, o excesso do íon SO_4^{2-}, pode causar toxicidade tanto para as arqueias metanogênicas como para aquelas que o utilizam como aceptor final de elétrons. Os últimos autores também verificaram que a presença de compostos mais lábeis na água residuária proporciona maior crescimento da microbiota, organizada em biofilme, e, com isso, maiores remoções de amônia.

O *TDH* é, também, fator de forte influência na eficiência do sistema. Quanto maior o tempo em que a água residuária fica no sistema, maior é o contato com os microrganismos e, assim, maior é a remoção de matéria orgânica; maior é a possibilidade de adsorção ao meio suporte, ao lodo ou ao sistema radicular; e também maior é a chance de absorção pelas plantas e algas (STOTTMEISTER et al., 2003; SIRIANUNTAPIBOON et al, 2006; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2007; ZHANG et al., 2014).

Conforme já discutido anteriormente, o *TDH* depende do volume útil do sistema e da vazão aplicada, sendo estabelecido a partir da carga hidráulica superficial aplicada (*CHA*) ou taxa de aplicação hidráulica superficial (*TAS*). García et al. (2005) observaram tendência de aumento da concentração final das variáveis monitoradas, sobretudo *DBO* e $N\text{-}NH_4^+$, com aumento da *TAS*. Outros aspectos monitorados pelos autores foram a relação comprimento/largura (***L****enght/****B****readth*) e o diâmetro das partículas. Um reator mais alongado propicia melhor aproximação de uma condição de fluxo em pistão, e assim, propício às maiores remoções (VON SPERLING, 1996), no entanto, os autores não verificaram diferença significativa, ao contrário da expectativa. A configuração, notadamente no que se refere à presença ou não de plantas, também influencia o *TDH*, em função das perdas hídricas, as quais podem proporcionar redução na vazão afluente (CHAZARENC et al., 2003).

Outro aspecto construtivo que pode influenciar na eficiência do reator é a granulometria do substrato de preenchimento do leito. Um material mais fino normalmente apresenta menor porosidade e, assim, maior crivo para retenção de partículas, tendo melhores eficiências. Comparando os mesmos materiais, aquele que contém menor diâmetro possuem maior superfície específica, podendo adsorver mais poluentes e formar uma maior comunidade microbiana organizada em biofilme (KADLEC; WALLACE, 2009). García et al. (2005) obtiveram maiores remoções de fósforo, no material mais fino, e também de outras variáveis monitoradas, pois além dos aspectos já mencionados, a densidade de plantas foi maior no leito de material de menor granulometria. No entanto, a vida útil do sistema pode ser menor, como será melhor discutido adiante. O tipo de material também é parte importante, nos processos de adsorção de formação do biofilme. Materiais mais reativos, como escória de alto-forno e pó de concha, possibilitam maior precipitação de poluentes (SAKADEVAN; BAVOR, 1998; KORKUSUZ et al., 2005; SULIMAN et al., 2006). Argila expandida, que contém maior área superficial específica, favorece maior retenção de sólidos e fósforo (ZHU et al., 1997; KNOWLES et al., 2011; DORDIO; CARVALHO, 2013).

O fator temperatura também influencia nas remoções, podendo a sua elevação causar aumento na velocidade de reação, aumentando a eficiência de remoção de matéria orgânica (METCALF; EDDY, 2003; AKRATOS, TSIHRINTZIS, 2007). Cerezo et al. (2011), Kadlec e Wallace (2009) e Taylor et al. (2011) demonstraram que as condições climáticas afetaram o desempenho de SACs, sobretudo na remoção de nitrogênio, e essa constatação justifica o grande potencial da utilização desses sistemas em países de clima tropical. Garfí et al. (2012) verificaram que, no verão, as remoções de nitrogênio, sólidos e *DBO* foram em torno de 90%. No período mais frio, a remoção de sólidos e material orgânico decresceram para 70%,

enquanto a de nitrogênio foi, inclusive, negativa para NH_4^+. A alteração da configuração do sistema, com a introdução de plantas (KASEVA, 2004; KADLEC; WALLACE, 2009; KHISA; MWAKIO, 2011), aumentando o *TDH* e/ou com aplicação de menores taxas de carregamento (MANDER. JENSSEN, 2002; WERKER et al., 2002; OUELLET-PLAMONDON et al., 2006; AKRATOS et al., 2008; HIJOSA-VALSERO et al., 2010), podem contribuir para favorecimento de melhores eficiências do sistema, mesmo em condições ambientais não tão favoráveis. A presença de tratamento primário da água residuária afluente aos SACs, o regime de alimentação e a escolha de espécies de plantas utilizadas também têm influência na qualidade do efluente ao sistema (HIJOSA-VALSERO et al., 2010; KOTTI et al., 2011; PEDESCOLL et al., 2011a; TAYLOR et al., 2011; STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012). Outras alterações, como introdução forçada de oxigênio e adição de coagulantes, são também citadas na literatura, com esses sistemas recebendo a alcunha de "intensificados" (FONDER; HEADLEY, 2013).

4.3. Colmatação em Sistemas Alagados Construídos

4.3.1. Etapas e consequências da colmatação

Como visto, os fenômenos que ocorrem dentro de um reator são influenciados por aspectos construtivos ou condições ambientais, que também têm efeito sobre a situação em que se encontram os SACs. Conforme já discutido, nesses sistemas de tratamento, a remoção de poluentes ocorre por meio de princípios físicos, químicos e biológicos. A baixa velocidade de escoamento nos poros favorece a sedimentação e filtração de sólidos suspensos e sua adsorção ao substrato poroso. Os sólidos dissolvidos são "convertidos" a suspensos, graças ao crescimento e reprodução de microrganismos organizados em biofilmes. O metabolismo microbiano para degradação do material orgânico, com mineralização e assimilação de nutrientes, leva à formação de subprodutos e exsudatos. Paralelamente, pode ocorrer a precipitação do ferro e de metais pesados em complexos com sulfetos e carbonatos; e do fósforo por precipitação com ferro ou por coprecipitação com alumínio (KADLEC; WALLACE, 2009), sendo que esses fenômenos dependentes, dentre outras variáveis, do potencial redox e das características do material filtrante (TANNER; SUKIAS, 1995; PLATZER; MAUCH, 1997; ROWE et al., 2000; KADLEC; WALLACE, 2009).

Todos esses mecanismos, ao longo do tempo, concorrem para acúmulo de sólidos dentro dos espaços porosos presentes no substrato, o que leva a um bloqueio interno, com diminuição da porosidade drenável ou efetiva ou redução no volume de poros ativos (V_p). A princípio, com a

maturação do leito, isso torna o meio mais restritivo à passagem de substâncias, aumentando a eficiência dos sistemas (KARATHANASIS et al., 2003; SULIMAN et al., 2006; XU et al., 2013). Entretanto, o avançar do fenômeno da obstrução dos poros acaba por proporcionar baixa condutividade hidráulica (*k*) no meio, passando a água residuária a se movimentar por caminhos menos tortuosos ou impedidos, onde há maior facilidade de passagem, alterando as condições hidrodinâmicas do sistema (CASELLES-OSORIO et al., 2007; NIVALA; ROUSSEAU, 2009; BABATUNDE, 2010). Formam-se zonas mortas e caminhos preferenciais e, em estágio mais avançado da colmatação, devido ao aumento da perda de carga e elevação do nível de água dentro do leito, o escoamento, antes subsuperficial, passa a ser superficial, o que ocorre, principalmente, no trecho inicial dos SACs. O menor *TDH* imposto à água residuária proporciona menor remoção física, química e bioquímica dos poluentes, concorrendo para que ocorra decréscimo na sua eficiência (ROUSSEAU et al., 2005; NIVALA; ROUSSEAU, 2009; BABATUNDE, 2010). Os empoçamentos formados ou mesmo o movimento do líquido acima do leito criam condições de anaerobiose, com prejuízo na efetividade no tratamento e potencialidade da geração de maus odores e proliferação de moscas e outros insetos (FU et al., 2013), até mesmo ratos e répteis. As etapas estão apresentadas na Figura 4.4, tendo um esquema da ocorrência de escoamento superficial, na Figura 4.5. Observa-se, nas imagens apresentadas, que a colmatação é gradual e que nos SACs-EHSS a situação mais crítica ocorre próximo ao sistema de distribuição da água residuária, onde há maior carga orgânica.

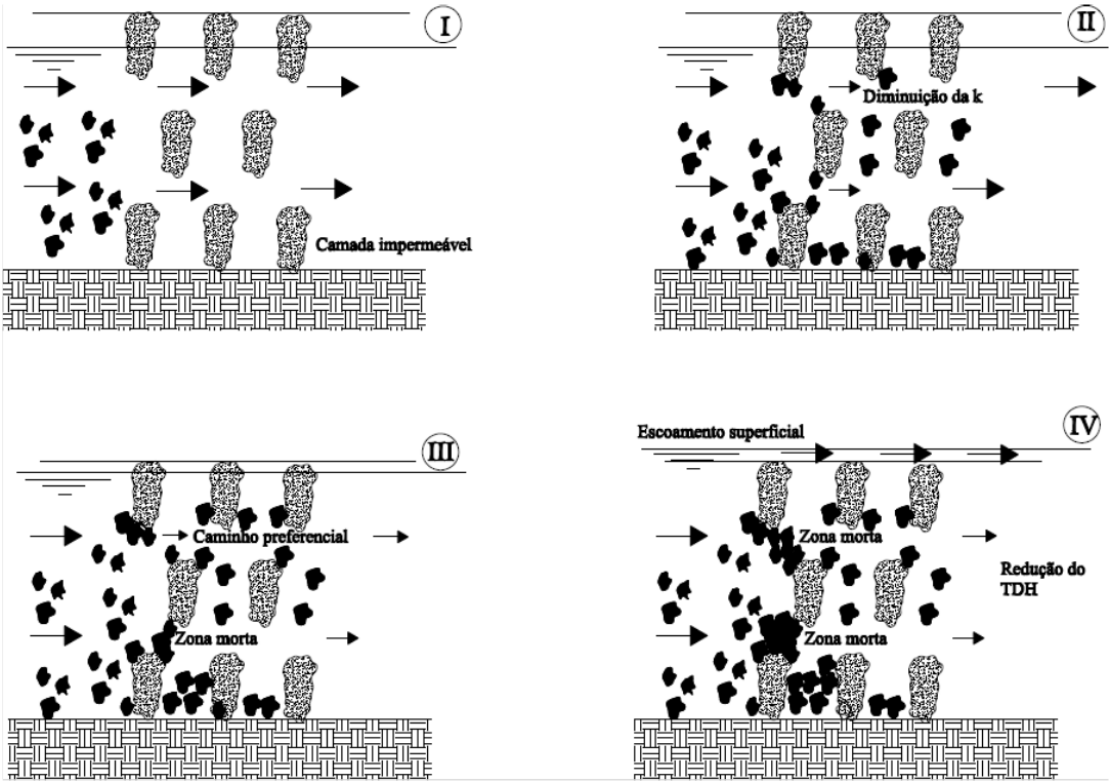


Figura 4.4. Etapas de progressão de acúmulo de sólidos e colmatação nos SACs.

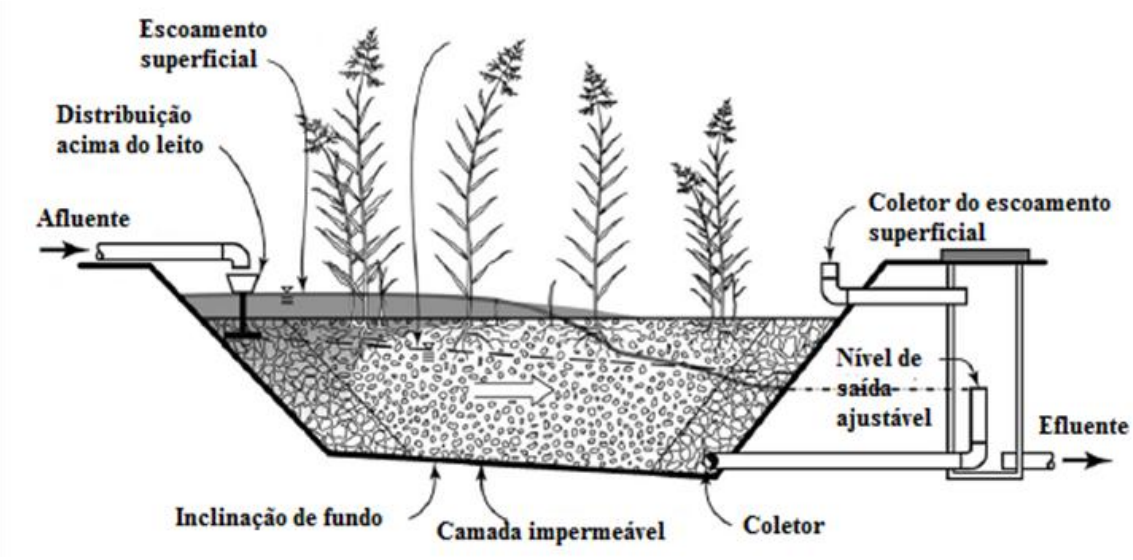


Figura 4.5. SAC-EHSS em estágio de surgimento do escoamento superficial. Fonte: Knowles et al. (2011)

O fenômeno da colmatação, amplamente discutido em diversos trabalhos, ainda não tem uma gênese e caracterização plenamente estabelecidas, sendo assunto controverso entre os autores. Não há consenso se o fenômeno se manifesta e deve ser identificado como um processo que possa ser subdividido em fases sucessivas de progressão (DE LA VARGA et al., 2013); se está associado apenas à fase mais avançada, na qual já se pode identificar a ocorrência de escoamento superficial; ou se seria um processo identificável e monitorável por meio de medições da condutividade hidráulica no meio poroso. Apesar de haver, ainda, uma inconsistência conceitual, é importante que seja identificado como um grave problema operacional, sendo, por essa razão, merecedor de estudos para que se possam disponibilizar técnicas que visem à atenuação e/ou remediação do problema, proporcionando maior tempo de vida útil ao sistema. Estudos anteriores estimavam a vida útil de SACs em 50 a 100 anos (CONLEY et al., 1991), reduzindo posteriormente para 15 anos (BAVOR; SCHULZ, 1993; COOPER et al., 1996). Atualmente, relatos dão conta que sistema opere, sem que haja o colapso hídrico, por períodos inferiores a 10 anos (WALLACE; KNIGHT, 1996; KNOWLES et al., 2011), tal como oito anos como relatado por Griffin et al. (2008), embora seja comum já se observar avançado grau de colmatação depois de dois (GRISMER et al., 2003) ou quatro anos (CASELLES-OSORIO et al., 2007). Nivala e Rousseau (2009), por exemplo, reportaram que os SACs de uma ETE construída em 2000, em Minnessota, EUA, já a partir do quarto ano de operação, apresentava escoamento superficial. Paoli (2010) observou início do escoamento superficial após dois anos de operação nos dois SACs avaliados.

Segundo Grismer et al. (2001), após 4 meses de operação, a colmatação começa a influenciar nas condições hidrodinâmicas dos SACs. Para Tanner et al. (1998a) esse efeito seria

significativo até dois anos de operação, quando, então, as condições hidrodinâmicas se estabilizariam. Kadlec e Wallace (2009) consideram, porém, que o escoamento seja continuamente influenciado pelo grau de obstrução nos SACs, o que repercutiria em contínua diminuição no *TDH*. Tanner et al. (1998b) observaram perda de eficiência da remoção de sólidos, provavelmente pelo escoamento superficial e prejuízo da filtração, além da ressuspensão de sólidos suspensos, causado pelo aumento da velocidade de escoamento nos interstícios parcialmente obstruídos.

4.3.2. Fatores causadores da colmatação

A colmatação é ainda uma grande "caixa preta", não sendo bem conhecidos os principais fatores que a causam. Há também poucos detalhes e muitas possibilidades para avaliação do processo de obstrução dos poros que são dependentes das características da água residuária e do meio que a tratará. Assim, são necessários estudos para entendimento de forma mais profunda de como ocorre e as principais variáveis que desencadeiam o fenômeno. Os fatores causadores mais citados em literatura são:

- Sólidos Suspensos (*SS*);
- Biofilme;
- Precipitados;
- Gases;
- Desgaste do Material Suporte;
- Raízes, rizomas e detritos vegetais.

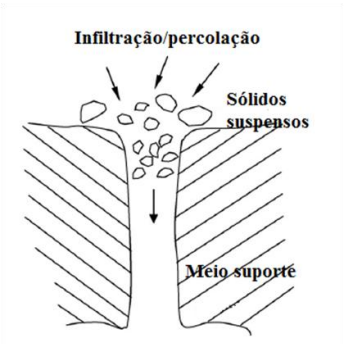
Esses estão apresentados e discutidos nos itens a seguir.

a) Sólidos suspensos na água residuária

A primeira hipótese que se pode formular é a de que os sólidos suspensos (*SS*) advindos da água residuária aplicada é que seriam determinantes para a obstrução dos poros. Diversos autores, como Platzer e Mauch (1997), Winter e Goetz (2003) e Zhao et al. (2009) afirmam que a colmatação está relacionada às características do afluente, assim, quanto maior a carga de *SS* aplicada menor seria o tempo de vida útil do sistema. Xu et al. (2013) verificaram que a soma de altas cargas hidráulica e orgânica aplicadas é que mais influenciaram na colmatação de SACs-EV, seguido pela alta carga hidráulica e de sólidos. Knowles et al. (2011) apresentam uma discussão sobre as diferentes configurações na Alemanha, Inglaterra, França e EUA, chegando à mesma conclusão, de que a carga hidráulica é parte das mais importantes

no fenômeno da colmatação. Por outro lado, Hua et al. (2010), ao observarem que os poros são maiores que os sólidos contidos no afluente (Figura 4.6), concluíram que não apenas os materiais suspensos colaboraram para a obstrução dos poros, como os dissolvidos e provenientes de outras fontes. Os autores concluíram, também, que a retenção no meio poroso não é apenas por filtração, tendo em vista que, se assim fosse, as partículas sairiam no efluente, havendo influência de mecanismos de adsorção e sedimentação na restrição do volume poroso, além da formação do biofilme.

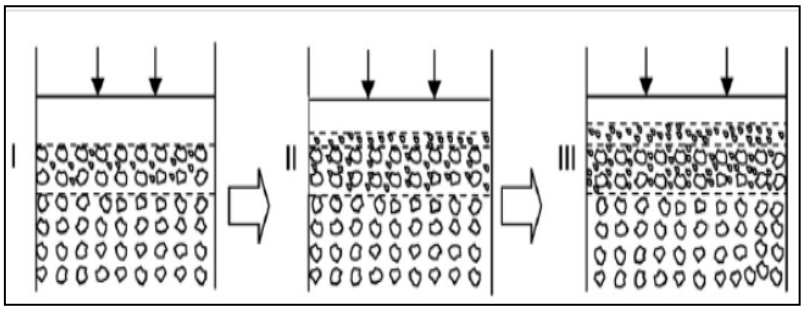
Hua et al. (2010) descreveram o acúmulo de sólidos suspensos em SACs-EV, dividindo em fases (Figura 4.7), na primeira, há movimento normal da água residuária no SAC-EV, com a presença de sólidos suspensos em sua composição, havendo progressiva adesão nas partículas do meio suporte, diminuindo a condutividade hidráulica do meio. Com o passar do tempo, formam-se núcleos, com maior atração e adesão de partículas, restringindo a passagem do líquido e favorecendo mais choques entre particulados, favorecendo também a coagulação (KNOWLES et al., 2011). Na Fase III, já é observável grande acúmulo, com obstrução total de alguns poros, que é quando se formam os empoçamentos. Pode-se verificar que o processo é bastante semelhante aos ocorrentes em SACs-EHSS (Figura 4.4), o correndo maior acúmulo de sólidos e maior dificuldade de escoamento na seção que recebe a água residuária. A diferença é que, enquanto a colmatação causa diminuição no *TDH* de SACs-EHSS, nos SACs-EV o fenômeno aumenta o período em que a água residuária permanece no reator, pelo aumento na dificuldade da água residuária atingir camadas inferiores do sistema (COTA et al., 2011). Segundo Xie et al. (2010), nessas etapas, as maiores variações na porosidade drenável ocorrem no início do período de operação. Durante 380 minutos de monitoramento, verificou-se decréscimo mais acentuado no volume de vazios antes dos 60 minutos de operação do sistema. A partir daí, é gradual e contínua a obstrução dos poros, tal como sugerem Kadlec e Wallace (2009).



O diâmetro dos sólidos das águas residuárias é menor que a dos poros do material filtrante.

Diante disso, a adsorção pela adesão das partículas do substrato e a formação do biofilme, são mais importantes do que a filtração no início da operação.

Figura 4.6. Retenção de partículas no espaço poroso. Hua et al. (2010) modificado.



I - **Início da operação:** Movimento do líquido e retenção por mecanismos de adsorção (principalmente) e filtração de SS;

II - Formam-se **núcleos de atração** de partículas, tornando maior a adsorção, e aumentando o crivo para filtração;

III - Aumento da dificuldade de infiltração/percolação, pela diminuição da porosidade, com formação de **empoçamentos**.

Figura 4.7. Fenômeno da colmatação em SACs-EV. Hua et al. (2010) modificado.

Se não são apenas os sólidos suspensos que contribuem, a explicação pode passar pela fração orgânica, independente de ser suspensa ou dissolvida, oriunda da água residuária aplicada nos SACs, já que sabidamente ocupam grandes volumes, dada a sua menor massa específica. Tanner e Sukias (1995), por exemplo, observaram maior porosidade nos SACs que receberam menor carga orgânica. Já Tanner et al. (1998a), na continuação do trabalho, verificaram que as taxas de acumulação de sólidos voláteis tenderam a diminuir com o tempo de maturação dos SACs, quando já há uma biomassa mais ativa, tendo maiores taxas de degradação do material orgânico. Houve maior acúmulo de sólidos voláteis (*SV*) nos dois primeiros anos do que nos três seguintes, justificando o porquê das condições hidráulicas terem se estabilizado nas unidades avaliadas, nesse período. Os próprios autores também verificaram que as taxas de acúmulo de material orgânico (1,3-3,0 kg *SV* m^{-2} ano^{-1}) durante 5 anos de monitoramento, foram maiores do que a carga aplicada anualmente (0,4-1,6 kg *SV* m^{-2} ano^{-1}), sugerindo que outros fatores, como o aporte de sólidos vegetais e a formação do biofilme, também contribuíram para o fenômeno. Tanner et al. (1998a) atribuíram o maior acúmulo de sólidos nos primeiros anos à possível diminuição no *TDH*, com prejuízo na retenção de sólidos. Caselles-Osorio et al. (2007) também atribuíram as mudanças na tendência do acúmulo de sólidos ao longo do tempo à alteração das suas características, como massa específica e teor das frações lábil e inerte. Como as águas residuárias contêm misturas complexas de material orgânico de diferentes tipos, tamanhos de cadeias estruturais químicas, condição dissolvida ou particulada, facilmente biodegradáveis e recalcitrantes, além de compostos inertes (LEVINE et al., 1991; KADLEC, 2003), as modificações temporais, possivelmente se devem às alterações nas porcentagens de cada um desses. Se por um lado, a idade do leito pode influenciar no acúmulo ou nas características de material nos poros, Chazarenc e Merlin (2005) não verificaram relação identificável no que se refere à estação do ano.

A colmatação é um fenômeno complexo, tendo contribuição de diferentes tipos de sólidos, tal como descrito por Blazejewski e Murat-Blazejewska (1997). Fu et al. (2013) observaram que, do material orgânico presente no leito, as frações que mais contribuíram para a colmatação

são as orgânicas lábeis (matéria orgânica ativa), que constituíam cerca de apenas 30% do total do material orgânico, e os ácidos fúlvicos. Em condições de anaerobiose, os ácidos fúlvicos se acumulam e não são convertidos a ácidos húmicos. Nguyen (2000) observou que 90% do material orgânico presente nos sólidos avaliados por Tanner et al. (1998a) eram estáveis (recalcitrantes), ou seja, de difícil degradação, provavelmente constituídos por lignina (celulose) e substâncias húmicas. O mesmo autor verificou que de 63 a 96% do carbono presente no material colmatante era constituinte das frações huminas, ácidos húmicos e fúlvicos.

Caselles-Osorio et al. (2007) também verificaram que o material orgânico retido nos poros é de difícil degradação, já que houve degradação de apenas 10% da *DQO* do material obstruinte em um período de 20 dias. Da mesma forma, ensaios anaeróbios indicaram baixa capacidade de degradação desse material, na faixa de 0,001-0,002 g DQO_{CH4} g SV^{-1} d^{-1}, valores que poderiam ser explicados pela grande proporção de material recalcitrante presente no material, tal como lignina e substâncias húmicas (TANNER; SUKIAS, 1995; NGUYEN, 2001).

b) Biofilme

Água e nutrientes são os principais limitantes para o crescimento do biofilme que se forma de forma dispersa ou aderida ao meio suporte (SULIMAN et al., 2006). Como esses insumos estão presentes em abundância em sistemas alagados construídos, o crescimento de microrganismos organizados em comunidades aderidas ou não ao material suporte é um fator em potencial para a obstrução dos poros. Isso fica evidenciado no estudo efetuado por Caselles-Osorio e García (2006), que compararam as condições hidrodinâmicas em SACs no qual foi aplicada solução de material orgânico mais lábil (glicose) e em outro que recebeu solução de material orgânico mais complexo (amido). A condutividade hidráulica no meio poroso próximo da entrada do SAC-EHSS foi menor naquele que recebeu glicose, não havendo diferença próximo às saídas dos sistemas. Os autores justificaram que a principal causa da obstrução dos poros no início do SAC-EHSS que recebeu a solução de glicose teria sido a mais intensa formação de biofilme. Assim, enquanto os *SS* contribuiriam de forma direta para a colmatação, os sólidos dissolvidos orgânicos e suspensos orgânicos hidrolisados contribuiriam, de forma indireta, por meio do crescimento microbiano (DE LA VARGA et al., 2013). Apesar dessas evidências, Langergraber et al. (2003) e Winter e Goetz (2003) consideram que a carga de *SS* é ainda o fator de maior importância para a colmatação, e que o crescimento da biomassa teria efeito menor que o do acúmulo de *SS* provenientes da água residuária. Segundo Zhao et al. (2009), os sólidos suspensos provenientes da água residuária

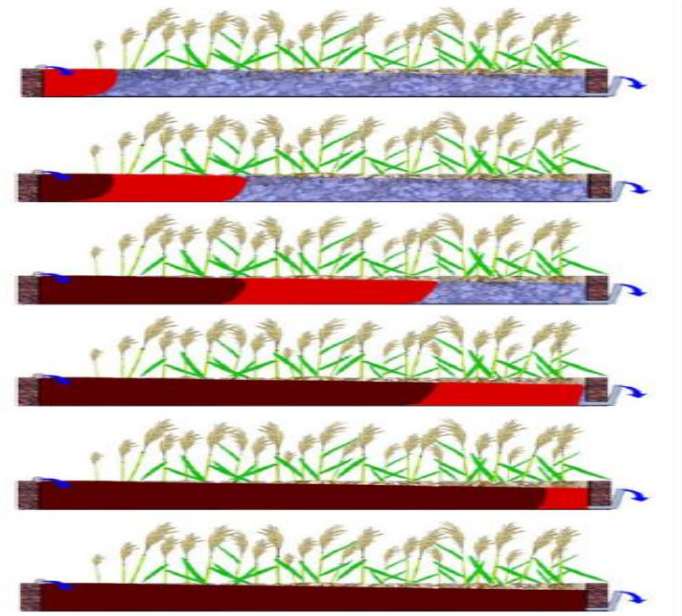
contribuem para mais rápida colmatação dos poros pequenos, enquanto a formação do biofilme teria efeito em um prazo mais longo. Os mesmos autores, estudando SACs-EV, verificaram que, ao se aplicar água residuária sintética contendo material orgânico dissolvido lábil, observou-se mais homogênea distribuição da obstrução ao longo da profundidade do meio poroso, enquanto que ao se aplicar suspensão contendo material orgânico particulado, a obstrução se restringiu às proximidades da superfície. A formação de biofilme também pode propiciar aumento da retenção de *SS* na água residuária aplicada, já que, de acordo com Vandevivere e Baveye (1992) e Knowles et al. (2011), em condições saturadas, são formadas colônias filamentosas, que são mais eficientes na retenção de sólidos orgânicos e inorgânicos.

Para Wang et al. (2010), além dos microrganismos, a produção de exopolímeros contribuiria para a restrição do movimento da água residuária nos SACs. Esta hipótese é corroborada por Okabe et al. (1998) e Herbert-Guillo et al. (2000), pois segundo os mesmos, o biofilme desenvolve uma estrutura gelatinosa de substâncias de polímeros extracelulares, produzidos pelas bactérias, que é resistente ao cisalhamento. Christensen e Characklis (1990), citados por Tanner e Sukias (1995), afirmam que tanto o lodo acumulado como o biofilme presente formam no substrato e nas plantas uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, potencialmente colmatantes de meios porosos. Segundo Yan et al. (2008), citados por Fu et al. (2013), esse biofilme negro e gelatinoso é formado no substrato, quando o teor de matéria orgânica no meio, é superior a 5,0%. Flemming e Wingender (2010) afirmam que apenas 10% da massa seca do biofilme é constituída por microrganismos, sendo o restante constituído pela matriz gelatinosa.

Para Christensen e Characklis (1990), a rugosidade e a viscosidade do revestimento do biofilme também podem agir de forma a criar resistência ao movimento da água residuária nos interstícios do leito. Kadlec e Watson (1993) observaram que a formação do gel viscoso, observado principalmente no primeiro quarto do comprimento do SAC-EHSS, reduziu pela metade os espaços porosos no leito. O relatório realizado pela USEPA (1993b) indica que, após dois anos de operação do sistema, em perfurações efetuadas no leito do SAC-EHSS avaliado por Kadlec e Watson (1993) não foi mais identificada a presença de substâncias gelatinosas no meio do material colmatante. Após o envelhecimento dos SACs, a área superficial e a complexa estrutura do biofilme diminuem, e o seu contínuo crescimento não implica mais em grande redução na condutividade hidráulica do meio. Segundo Cunningham et al. (1991), Okabe et al. (1998) e Suliman et al. (2006), há certo balanço entre o decaimento e o crescimento bacteriano, e limites no tamanho da comunidade microbiana aderida, em

decorrência das dificuldades na transferência de nutrientes da periferia, em contato com a água residuária, e o centro do biofilme (VON SPERLING, 1996).

Samsó e García (2014) tentaram descrever a colmatação segundo a "teoria do Cartucho", em que há no início de operação dos SACs maior formação de biofilme próximo à entrada. O metabolismo acaba gerando grande acúmulo de sólidos inorgânicos, o que faz com que haja deslocamento da zona ativa microbiana para um trecho mais a jusante, onde passa a haver maior transformação do material orgânico. Novo acúmulo de material inerte ocorre, havendo outra mudança na posição da microbiota heterotrófica. A progressão do fenômeno está apresentada na Figura 4.8, em que as áreas em vermelho são as zonas ativas e, em marrom, a área com grande acúmulo de sólidos inertes.



Em vermelho, a zona ativa microbiana, em marrom, região de acúmulo de sólidos inorgânicos, o que força o deslocamento dos microrganismos heterotróficos para regiões mais a jusante (em azul).

Figura 4.8. Teoria do Cartucho. Fonte: Samsó e García (2014).

No que se refere à temperatura, ela pode favorecer maior atividade enzimática e, assim, a degradação do material orgânico (BIHAN; LESSARD, 2000), porém também favorece maiores taxas de crescimento do biofilme (PLATZER; MAUCH, 1997; ZHAO et al., 2009). No balanço entre taxa de degradação e de crescimento microbiano, considerando-se o maior tempo que leva para que os microrganismos ocupem o espaço poroso, em comparação com os *SS*, Zhao et al. (2009), dentre outros autores, consideram que a elevação da temperatura tende mais para redução da obstrução que o contrário.

Seifert e Engesgaard (2007) estudaram o efeito do crescimento microbiano em filtros de pedra, após inoculação com esgoto sanitário, verificando restrições no movimento da água nas colunas. Entretanto, os autores não conseguiram explicar como um filtro de pedra que não

recebeu esgoto doméstico, mas apenas água limpa, também teve redução na sua condutividade hidráulica. Dessa forma, fica implícito que há, ainda, outros fatores que concorrem para que haja a redução da porosidade disponível.

c) Precipitados e gases

Precipitados formados no interior dos SACs também podem ser importante fator de colmatação do meio poroso. Em unidades de tratamento de esgotos sanitários ou outras águas residuárias, a formação de precipitados de $CaCO_3$ pode contribuir consideravelmente para a obstrução dos poros, além da precipitação do cálcio em reação com o silício presente na água residuária (BLAZEJEWSKI e MURAT-BLAZEJEWSKA, 1997).

Coppola et al. (2004) citam como fator importante no processo de obstrução do espaço poroso, a precipitação e a deposição de carbonatos, fosfatos, hidróxidos de ferro e alumínio e óxidos de cálcio e magnésio. Precipitados formados com carbonato e constituintes de lixiviados de aterros sanitários, ao escoarem em meio poroso constituído por escória de alto forno, podem obstruir seus espaços porosos, embora Rowe et al. (2000) tenham considerado isso pouco significativo. Outros sais precipitados também poderiam ter influência na colmatação, tal como os formados com metais pesados e fósforo (VYMAZAL et al., 1998), ferro, sobretudo os sulfetos de ferro, conforme afirmaram Winter e Goetz (2003) e Marshall (2009).

Em meios que possuem meio suporte reativo, de caráter básico, como as escórias de alto forno, o *pH* é propício para maior formação de precipitados (SAKADEVAN; BAVOR, 1998; KORKUSUZ et al., 2005). Mcbride (1994), Khadhraoui et al. (2002) e Suliman et al. (2006) apresentam uma discussão sobre o efeito da presença de precipitados de fosfato de cálcio na obstrução do meio poroso. Segundo esses autores, a formação desse sal é interessante sob o ponto de vista de remoção de *P*, e assim, o uso de substratos, como escória de alto forno e pó de conchas, que favoreçam a formação desses sais, é atrativa. No entanto, nessas condições, a obstrução do espaço poroso é rápida e forma-se um núcleo de retenção de outros sólidos, intensificando o processo de colmatação.

Para Kadlec e Wallace (2009), em curto prazo, a colmatação estaria mais relacionada ao desenvolvimento do sistema de raízes e de biomassa e, em longo prazo, pela deposição de sólidos em suspensão mineral e formação de precipitados químicos insolúveis. Além disso, haveria a possibilidade de que gases "presos" nos poros, como o H_2S, também poderiam ser

dificultadores na permeabilidade de água em SACs (DILLON et al., 2001; GUOFEN et al. 2010). Segundo Knowles et al. (2010), a colmatação está, ainda, associada a problemas de crescimento das macrófitas, além de infestação de espécies invasoras. Esse problema operacional é mais frequente em SACs-EHSS, tendo em vista que a aplicação de forma contínua da água residuária pode não disponibilizar tempo suficiente para que ocorra a degradação do material orgânico retido no meio poroso.

d) Desgaste do material filtrante

Kadlec e Watson (1993), assim como Reed e Brown (1992), verificaram que cerca de 80% das partículas finas presentes nos leitos são inorgânicas. Corroborando as mesmas conclusões, Caselles-Osorio et al. (2007) e Paoli e von Sperling (2013a), verificaram que apenas 20 a 25% dos sólidos colmatantes são orgânicos. Tanner et al. (1995), no estudo dos SACs tratando água residuária de laticínios (ARL), afirmaram que a parcela mais significativa dos sólidos colmatantes é orgânica. Entretanto, ao discorrem sobre o assunto, utilizaram como base os resultados da relação *SV/ST* dos sólidos da ARL, que é 0,9, e não dos sólidos colmatantes, que devem ter *SV/ST* diferente, em razão dos processos de degradação a que ficaram submetidos no SAC.

Tanner e Sukias (1995), em sua discussão sobre gênese da colmatação de SACs-EHSS, atribuíram grande parte dos sólidos inorgânicos presentes nos leitos à contribuição externa. Em um dos SACs plantados, foi encontrada a massa de 19,1 kg m^{-2} de *SF*, enquanto de *SV* foi de 3,85 kg m^{-2}, sendo a relação de *SV/ST* em torno de 17%, próximo à faixa obtida por outros autores. No leito que continha a maior quantidade de sólidos inorgânicos, que também foi o que recebeu as maiores cargas orgânicas, os autores atribuíram a menor relação *SV/ST*, à entrada de solo (que tem *SV/ST* entre 5 e 20%).

Segundo a USEPA (1993b), parte dos sólidos inorgânicos que obstruem os poros pode ser proveniente da época da construção dos leitos e plantio das espécies vegetais no sistema. Assim, o preenchimento dos SACs com substrato previamente lavado, para que o material fino presente não venha a contribuir para a colmatação do meio poroso, pode ser uma boa estratégia. Outro ponto interessante a ser analisado são os resultados obtidos no trabalho de Tanner e Sukias (1995), no qual se verificou que o aumento na carga orgânica aplicada proporcionou maior acúmulo de sólidos orgânicos. Entretanto, isso não se refletiu na proporção de sólidos voláteis em relação aos sólidos totais, indicando que a presença de inorgânicos também se elevou durante os cinco anos de operação. Se a carga de inorgânicos

fosse devida apenas à água residuária, uma tendência bem definida poderia ser observada na relação *SV/ST*, mas isso não ocorreu.

Ao se constatar que a grande maioria dos sólidos obstruintes do leito é inorgânica, uma importante linha de investigação torna-se necessária. Pedescoll et al. (2009) verificaram que os sólidos inorgânicos associados à colmatação apresentaram constituição mineral semelhante à do material filtrante, com isso, especula-se que parte importante do material fino e associado à colmatação seja proveniente do próprio substrato (meio suporte), em decorrência do ataque de ácidos de enxofre (ácido sulfídrico e sulfúrico) ou de seu próprio desgaste. Problemas na amostragem/extração do biofilme, com abrasão na amostra, para desprendimento do biofilme, também poderiam contribuir para liberação de parte do material filtrante, o que influenciaria na proporção de sólidos inorgânicos obtidos. Pedescoll et al. (2011b) avaliaram o possível desgaste do material filtrante por meio de ensaios de resistência mecânica (abrasão, impactos e durabilidade após imerso em solução) do material e com a aplicação de água. Os autores consideram ser plausível a hipótese de que os detritos da brita possam ser o fator principal para a obstrução do leito, dada à sua resistência ao intemperismo. O teste que o autor efetuou com água foi, no entanto, pouco conclusivo, já que as características do esgoto sanitário são diferentes das da água, notadamente no que se refere à capacidade de atacar o material, em decorrência da presença de sulfetos e ser o *pH* mais propício ao desgaste e dissolução da rocha.

Baseado no que foi descrito na literatura, fez-se um esquema resumindo os fatores envolvidos e suas contribuições, como apresentado na Figura 4.9.

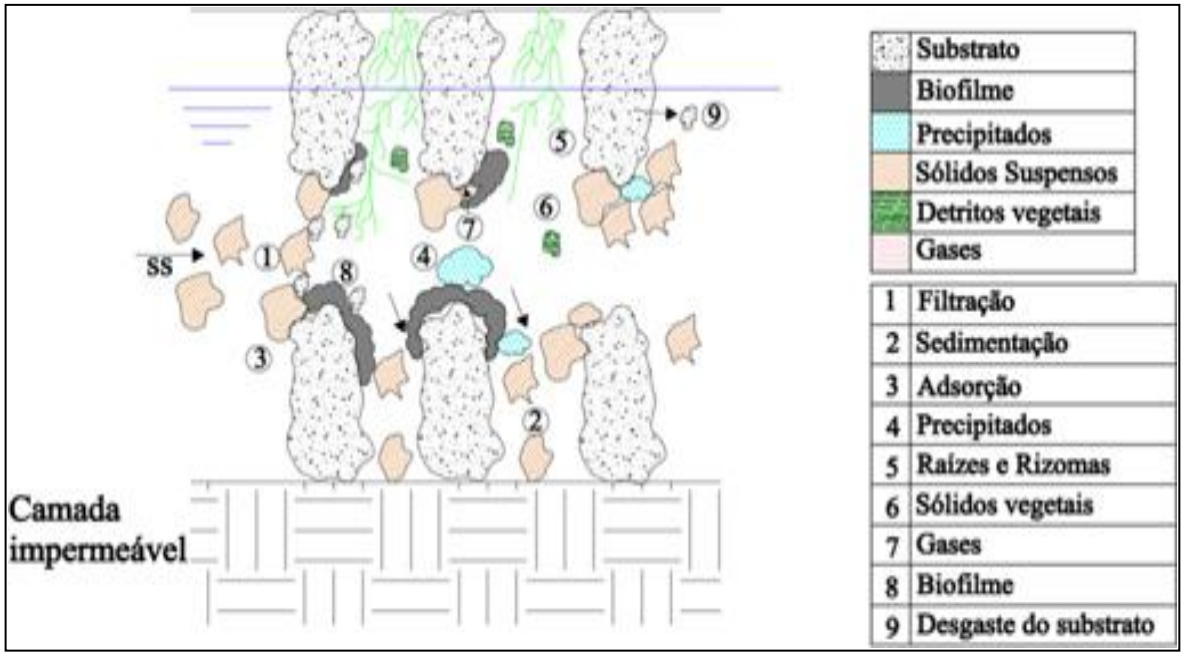


Figura 4.9. Fatores participantes na colmatação.

Os sólidos suspensos oriundos da água residuária são removidos por sedimentação (2) e adsorção no meio suporte (3), mecanismos principais no início, com a adesão facilitada ao longo do tempo pela diminuição da porosidade e formação de núcleos. Esses são constituídos pelo biofilme (8), sólidos desprendidos pelo desgaste do substrato (9) e precipitados (4). Com a redução do diâmetro dos poros entre os grãos do material suporte, esses podem passar a ser inferiores ao dos *SS*, favorecendo a filtração (1) (HUA et al., 2010).

Os sólidos orgânicos suspensos (após hidrolisados) e dissolvidos contribuem para a obstrução dos poros, pela degradação pela microbiota presente, com geração de gases e energia, utilizada para crescimento e reprodução microbiana, aumentando a espessura do biofilme (8). Caso os gases (7) fiquem presos entre os sólidos retidos no espaço intersticial, esses também promovem a redução da porosidade drenável.

Condições de *pH*, potencial redox e a constituição do material suporte podem tanto tornar o ambiente propício à precipitação (4), quanto contribuir para o desgaste do substrato (9). Se os detritos desprendidos contribuem com os sólidos de obstrução, a diminuição na granulometria dos grãos que compõem o meio suporte também colabora para o fenômeno, pela redução no volume de poros do meio.

A influência das plantas (5 e 6), parte importante do fenômeno, será discutida em um item a parte, após a apresentação dos métodos de identificação e constatação da colmatação, já a sua influência pode ser diferenciada, dependendo do enfoque e do método utilizado.

4.4. Métodos de identificação e constatação da colmatação

Para que se possa minimizar a colmatação e possibilitar a adequação das técnicas de manutenção do sistema, torna-se importante o conhecimento dos principais fatores que levam à sua ocorrência e a identificação do grau de obstrução em que se encontra o meio poroso. Nivala e Rousseau (2009) consideram que, sendo a colmatação um fenômeno que acontece em subsuperfície, é difícil de ser identificada, o que somente ocorre quando a situação já está crítica, apresentando regiões de “zonas mortas próximo à entrada” do SACs-EHSS e escoamento superficial em considerável trecho do leito. Nessa situação, é necessária severa intervenção no sistema, com paralisação da operação e/ou troca do substrato. Dessa forma, o ideal é o monitoramento do sistema, a fim de possibilitar que medidas sejam tomadas antes que o grau de colmatação atinja condições de difícil intervenção, como as relatadas posteriormente, no item 4.6.

Existem, descritas na literatura, algumas metodologias que possibilitam conhecer o estágio de colmatação de filtros e SACs. Por ser o substrato constituinte do meio poroso pouco coeso, é quase impossível a retirada de amostras indeformadas para análise do seu grau de obstrução, em laboratório (PEDESCOLL et al., 2011c). Em pequenos filtros, a quantificação da variável porosidade drenável pode ser obtida com a aplicação de um volume conhecido de líquido, recolhendo-se, posteriormente, o volume drenado. A relação entre o volume drenado e o que foi aplicado, além do valor do quociente com o material limpo, dá ideia do grau de colmatação do meio (HUA et al., 2010). Entretanto, em SACs-EHSS e com grandes tempos de detenção hidráulica, sujeitos às alterações atmosféricas, como evapotranspiração e precipitações, é inviável a reprodução dessa técnica. O que tem sido feito é o emprego de métodos para medição da "dificuldade" de escoamento da água residuária no meio, métodos de quantificação dos sólidos presentes, utilização de traçadores para obtenção do *TDH* e alguns métodos de prospecção, ainda incipientes. Morris e Knowles (2011) afirmam que, apesar de nenhuma técnica individual poder garantir a caracterização fidedigna das condições do meio poroso, esses auxiliam no entendimento do processo, possibilitando se ter uma ideia do estado em que se encontra o SAC, em termos de colmatação. Tal como já discutido, a colmatação é um fenômeno com vários fatores envolvidos e talvez apenas um único método de avaliação não possibilite ter uma visão completa e definitiva da condição do leito. As metodologias abordadas a seguir, e que envolvem diferentes princípios, são:

- Medição da condutividade hidráulica;
- Método Direto: Amostragem de Sólidos;
- Testes hidrodinâmicos com uso de traçadores;
- Métodos Geofísicos

4.4.1. Condutividade hidráulica

A permeabilidade de um meio, seja um solo ou um leito filtrante, é uma variável que expressa a facilidade com que a água atravessa o limiar entre a atmosfera e o material poroso (infiltração), e continua o movimento de percolação. É uma variável que se refere à interação entre as características do meio poroso, demonstrado pela condutividade hidráulica (k), e pelas propriedades do próprio fluido (OLIVEIRA et al., 2010; BAPTESTINI, 2014). O engenheiro hidráulico Henry Darcy, em 1856, realizou um experimento em filtros de areia, chegando a Equação 4.1, que relaciona o fluxo de água em meios porosos à variável condutividade hidráulica do saturado (k_s).

$$q = - k_s \cdot \frac{dh}{ds} \quad (4.1)$$

Em que, q é o fluxo da água em solo saturado ($m^3\ m^{-2}\ d^{-1}$), dada pela relação entre a vazão passada pela seção transversal que atravessa; *dh/ds* é o gradiente hidráulico ($m\ m^{-1}$). O sinal negativo indica que o escoamento ocorre do sentido de maior potencial hídrico para o menor. Em solos, k_s é uma medida dada em $cm\ s^{-1}$ ou $m\ s^{-1}$, enquanto nos SACs, normalmente é reportada em $m\ d^{-1}$.

Dentre os fatores que influenciam a condutividade hidráulica de um meio, estão o teor de água (U) e a porosidade ($\mathcal{E}$). A última variável é dependente do diâmetro das partículas (granulometria), da uniformidade da distribuição do tamanho dos grãos e da geometria das partículas, além da estruturação que compõe o meio (KADLEC; WALLACE, 2009; MORAIS, 2012; XU et al., 2013). Como sugere a Equação 4.2, obtida por Ergun (1952), em um meio saturado, isso é, com U = 100%, k_s depende das propriedades do líquido e do meio, representadas pelo diâmetro de partículas e porosidade ($\mathcal{E}$).

$$k_s = \frac{\rho_w \cdot g \cdot \varepsilon^3 \cdot D^2}{150 \cdot (1 - \varepsilon)^2 \cdot \mu} \quad (4.2)$$

Sendo que, ρ_w é a massa específica da água ($kg\ m^{-3}$); g, a aceleração da gravidade ($m\ d^{-2}$); D, o diâmetro da partícula (m); μ, a viscosidade da água ($kg\ m^{-1}\ d^{-1}$) e $\mathcal{E}$ a porosidade em $m^3\ m^{-3}$.

Também alteram as condições de escoamento, fatores externos que propiciam a redução da sua porosidade, como o encrostamento, a compactação e o acúmulo de sólidos (PETROV et al., 1997; BRANDÃO et al., 2006). Entende-se que o desgaste do material filtrante deva ser processo importante na redução da condutividade hidráulica de meios porosos por duas razões. Primeiramente porque analogamente ao processo de quebra dos agregados do solo pelo impacto de gotas de chuva, há o entupimento dos poros com o próprio material já existente no meio (substrato). Em segundo lugar, pelo fato de que o material fino desprendido e acumulado nos poros possibilita maior aderência e desenvolvimento de biofilme, o que não seria possível em poros de grande diâmetro e, consequentemente de altas velocidades de escoamento da água residuária. E por fim, o diâmetro D diminui também se reduz por esse processo de desgaste do substrato.

Considerando que as propriedades intrínsecas (ρ_w e μ) ao líquido não se alterem ou pouco se modificam, a redução de k_s, se deve principalmente aos fatores descritos no item 4.3. Assim, o acúmulo de sólidos no meio poroso, ao longo do processo de tratamento, que pode ser

interpretado como colmatação, é que restringe o movimento da água residuária no meio, tal como discutido amplamente anteriormente. Dessa forma, a medição da condutividade hidráulica pode ser considerada como técnica adequada para caracterizar um SAC no que se refere à sua concentração de sólidos e, consequentemente, ao seu grau de colmatação.

A condutividade hidráulica do meio saturado (k_s) é o valor aferido no sistema quando os poros estão completamente cheios de água, condição de saturação em que deve se encontrar a altura molhada do meio poroso do SAC-EHSS, em todo o seu período operacional. Dentre os métodos apresentados na literatura para medição da k_s, citam-se o *slug test*, o infiltrômetro de anel, permeâmetros de laboratório e os utilizados em campo, que podem ser de carga constante ou carga variável.

a) Permeâmetros

A retirada de amostras representativas e indeformadas do leito é complicada, em razão da natureza não coesiva do substrato e seu material colmatante. Sendo assim, é improvável o uso de permeâmetros em laboratório para obtenção da condutividade hidráulica (Figura 4.10a) (KNOWLES et al., 2010; PEDESCOLL et al., 2010).

Ranieri (2003) e Langerbraber et al. (2003) utilizaram permeâmetros de *Guelph* em SACs, porém não obtiveram sucesso devido à adequabilidade do método para solos coesos, com material geológico insaturado, tendo valores de condutividade hidráulica bem inferiores aos encontrados em um substrato pedregulhoso. Consequentemente, segundo Knowles et al. (2010), passou-se a obter o perfil de condutividade hidráulica em SACs a partir da lei de Darcy, medindo-se a altura correspondente de água em pontos diferentes no leito.

Ferres (2012) apresentou a evolução dos métodos utilizados para aferição de k_s em SACs, partindo do pioneiro estudo de Hvorslev (1951), caracterizando *in situ* a situação do meio poroso. Após algumas modificações, chegou-se aos métodos utilizados em campo de carga constante e variável, empregados na maior parte dos estudos de hidrodinâmica em SACs. Entretanto, como o fenômeno da colmatação passou a ser estudado recentemente, os métodos de avaliação ainda estão em desenvolvimento, espera-se que alterações possam favorecer as medições e proporcionar melhor associação com o grau de colmatação em SACs.

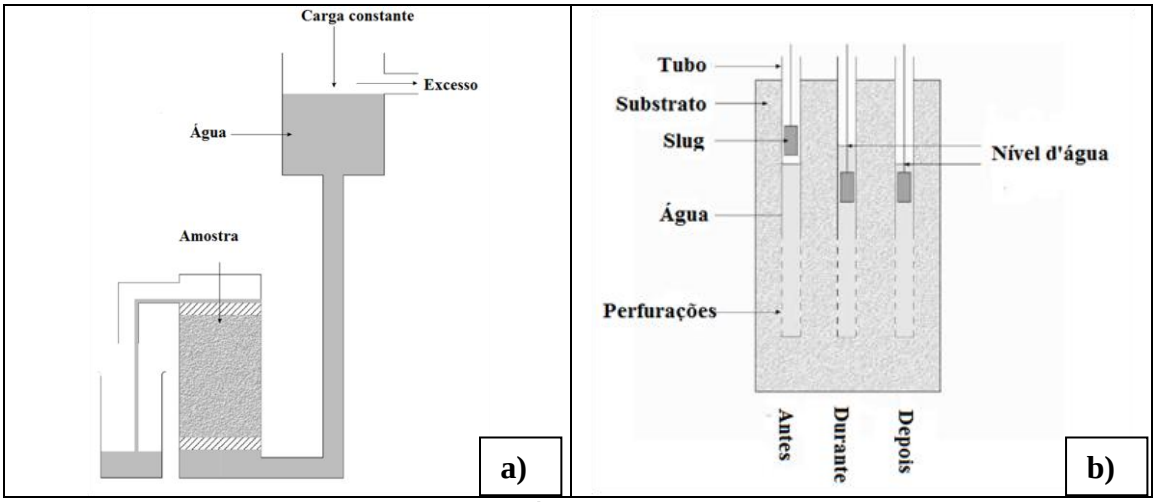


Figura 4.10. Permeâmetro de laboratório (a), *slug test* (b). Adaptado de Morris e Knowles (2011).

b) Permeâmetro de Carga Constante ou de Carga Variável

O método consiste em aplicação de um volume conhecido de água e verificação do tempo necessário para percolação, em uma distância definida, no meio poroso. O que difere os métodos, é que no Permeâmetro de Carga Constante (PCC) ou ***C**onstant **H**ead **M**ethod* (*CHM*), a carga adicionada é continuamente reposta, e no Permeâmetro de Carga Variável (PCV) ou ***F**alling **H**ead **M**ethod* (*FHM*), essa é variável. O primeiro foi utilizado em estudos como o de Knowles e Davies (2009), enquanto o último é o método que tem sido mais utilizado em sistemas alagados construídos, de forma a caracterizar o seu grau de colmatação. Conforme apresentado no trabalho de Ferres (2012), Hvorslev (1951) foi o primeiro a utilizar a metodologia que está presente em NAVFAC (1986), que emprega conceitos de conservação de massa e da Lei de Darcy. Diversos autores como Pedescoll et al. (2009), Knowles et al. (2010), Pedescoll et al. (2011c) e Paoli e von Sperling (2013a) utilizaram o método e o consideram adequado para caracterizar, de forma indireta, o grau de colmatação em um SAC.

Pedescoll et al. (2011c) compararam as respostas de um permeâmetro do tipo PCC com a metodologia PCV, em duas condições distintas, com baixa e alta permeabilidade (areia e leito pedregulhoso), em escala de laboratório. Os autores verificaram que é um método que possibilita repetibilidade, variando no máximo 10% entre as medições realizadas no mesmo ponto e no mesmo período. Segundo os mesmos, os resultados ainda indicaram boa precisão e confiabilidade, pois os valores foram em média, 80% menores na areia e 20% maiores no meio granular, em comparação com o PCC, dentro do limite considerado aceitável para essa variável, de acordo com o Bagarello et al. (2004). Por fim, observaram que a introdução dos tubos a cada medida não alterava as condições de infiltração/percolação de forma significativa em relação àqueles que ficam presentes no leito durante uma medida e outra. Por essa razão, o

método da perda de água sob carga variável estaria adequado para ser empregado em SACs. Pedescoll et al. (2012) reforçaram essa afirmação, por ter obtido conclusões similares ao comparar ambos os métodos, em campo. No entanto, observou-se que o PCV proporciona a obtenção de menores valores, sendo assim, é menos sensível a pequenas alterações na porosidade que possam ocorrer temporal e espacialmente. Knowles et al. (2010) também encontraram similaridade entre as respostas do teste com traçador salino e o teste PCV.

Zhao et al. (2009) observaram correlação positiva entre a medida de infiltração/percolação no leito e a porosidade, sendo que essa variável também está relacionada com o conteúdo de matéria orgânica no meio. Por outro lado, isso não é sempre observado, como no estudo de Suliman et al. (2006), que não verificaram relação entre as variáveis porosidade total e condutividade hidráulica. Os autores argumentam que isso, provavelmente, se deva ao movimento do líquido, passando por *by pass* pelos espaços indisponíveis e mais restritivos. Thullner et al. (2002) afirmaram que o biofilme obstrui principalmente os poros menores, o que causaria grande diminuição na porosidade total, porém, como o escoamento se dá pelos poros maiores, a formação de biofilme, não necessariamente está associada à diminuição na condutividade hidráulica no meio. Suliman et al. (2006) verificaram que, após a inoculação com esgoto sanitário e adição de nutrientes, para propiciar desenvolvimento de microrganismos no meio poroso, houve, ao contrário do que se esperava, aumento na condutividade hidráulica em um dos filtros. Com base no que se conhece e o que foi discutido sobre o assunto, pode-se concluir que, se a água aplicada passa por caminhos menos obstruídos e de diâmetro maiores, a condutividade hidráulica estará mensurando apenas a passagem pelos maiores poros e, por consequência, não é capaz de caracterizar a condição do espaço de menores diâmetros, igualmente participante do fenômeno da colmatação. Assim, não deverá estar fortemente associada à ocupação do meio poroso com sólidos e/ou biofilme.

Os métodos descritos causam distúrbios no meio, no entanto, esses distúrbios são muito inferiores àqueles causados pela retirada e transporte do material presente no leito (PEDESCOLL et al., 2012), no caso da necessidade de substituição do substrato nos SACs. Ao cravar-se o tubo, as condições do SACs podem ser alteradas, mesmo que Pedescoll et al. (2009) tenham afirmado o contrário, quando avaliaram as condições do meio poroso após já terem cravado um tubo no substrato e compararam com aquelas em que o tubo foi retirado e novamente adicionado. O simples fato de introduzir o tubo causa compactação, descolamento do biofilme aderido, movimento vertical deles e de outros sólidos retidos no meio poroso. Por se tratar de uma técnica adaptada à medição em solos, sem a presença de furos no tubo a ser cravado, e por haver a aplicação de uma lâmina de água e a quantificação do tempo necessário

para que haja seu movimento vertical descendente, tem melhores resultados quando empregada em sistemas de escoamento vertical. De forma semelhante, apesar dos citados autores considerarem que os escoamentos em ambos os planos referenciais possam ser semelhantes, a experiência de campo dá indicativos de que possam ser muito diferentes (DEB; SKUKLA, 2012). Além disso, por ser um teste feito próximo à superfície, pouco se pode concluir sobre as condições do meio poroso ao longo da profundidade, na seção escolhida.

Xie et al. (2010) observaram que a perda de porosidade das primeiras camadas é decisiva na resposta dos métodos de medição da condutividade hidráulica, havendo forte correlação. Zhao et al. (2009) diante da diferenciação da distribuição da colmatação em camadas nos SACs sob sua análise, recebendo água residuária sintética contendo material orgânico dissolvido e particulado, também observaram padrões distintos de condutividade hidráulica. A camada superior, onde houve maior acúmulo de sólidos no leito que recebeu o efluente particulado, apresentou menor condutividade hidráulica, porém a tendência se inverteu após a camada de 15 cm, e isso pode ser observado em outros testes de condutividade hidráulica. Knowles et al. (2010) tiveram valores de k_s entre 0,1 e 1550 m d^{-1}, considerando a coluna inteira da seção avaliada do SAC. Ao separar por profundidade, observaram valores de 0,5 m d^{-1} próximo à superfície e de 100 a 1000 m d^{-1} abaixo da zona de raízes. A diferença da magnitude ajuda a corroborar a hipótese de camada-dependência no método.

Ferres (2012) não encontrou qualquer tendência e diferença significativa entre posições, do período de monitoramento e mesmo da influência das plantas na condutividade hidráulica, que esteve entre 1.392 e 2.834 m d^{-1}, em SACs-EHSS, construído em escala piloto. Ainda assim o autor verificou, ao comparar os valores medidos em SACs semelhantes, preenchidos com brita limpa, maior redução na condutividade hidráulica nos SACs plantados ao longo do tempo.

Outros autores tiveram mais sucesso nessa avaliação, como por exemplo, Caselles-Osorio et al. (2007), que observaram redução de 3 a 4 vezes na condutividade hidráulica no período pouco maior que um ano, e Paoli e von Sperling (2013a), que evidenciaram variações espaciais de 7 a 324 m d^{-1} sem, no entanto, verificar aumento contínuo nesses valores ao longo dos SACs, tal como era esperado. Pedescoll et al. (2009) encontraram os maiores valores de k_s no trecho a 4/5 da extensão do leito, sendo esses próximos ao valor medido em substrato limpo. Nas zonas de entrada, foram obtidos os menores valores de k_s (20 m d^{-1}), enquanto, na saída, foram de 40 a 70 m d^{-1}. Essa irregularidade nos valores de k_s, segundo

Wallace e Knight (2006), pode ser justificada pela maior formação de biofilme próximo à entrada do SAC, proporcionando escoamento superficial em boa parte de seu leito e reinfiltração da água residuária em pontos mais a jusante, local em que houve nova formação de biofilme e consequente redução de k_s, ao final do SAC. Por fim, é inadequada a comparação de resultados obtidos em diferentes sistemas devido às distintas condições de operação, granulometria média e distribuição de tamanhos das partículas, além do formato dos grãos do substrato. Portanto, a análise deve ser feita pontualmente, comparando-se as diferentes épocas de funcionamento, ou entre os sistemas, quando operando em paralelo. Assim, ambos os métodos de medição da condutividade hidráulica apresentam resultados limitados e algumas vezes pouco conclusivos, notadamente no que se refere à caracterização do grau de colmatação nos leitos, corroborando Baptestini (2014). Para ilustrar essas observações, estão apresentados alguns valores de condutividade hidráulica reportados na literatura.

Tabela 4.1. Valores de condutividade hidráulica no meio poroso (k_s) de pontos próximos à entrada e saída dos SACs avaliados, e as condições de funcionamento dos leitos estudados.

Referência	Método	Água residuária	Nível de tratamento	TAS	Idade do sistema	Granulometria do substrato	k_s	
							Entrada	Saída
Unidade	**-**	**-**		**$m^3\ m^{-2}\ d^{-1}$**	**Meses**	**mm**	**$m\ d^{-1}$**	
Caselles-Osorio et al. (2007)	PCV		Secundário	0,19	48	6-12	2	12
			Terciário	0,41	48	6-12	25	61
			Secundário	0,49	48	6-12	7	2
			Primário	1,78	48	6-12	2	200
			Secundário	0,54	36	6-12	1	87
			Secundário	0,54	36	6-12	1	82
Knowles et al. (2010)	PCC	Esgoto sanitário	Terciário	4,67	177	3-9	2	26.000
Knowles e Davies (2009)	PCC		Terciário	1,71	12	6-12	1.065	84.000
Pedescoll et al. (2009)	PCV		Secundário	0,77	177	6-12	20	45
			Secundário	0,59	218	6-12	3	55
Paoli e von Sperling (2013a)	PCV		Secundário/ Terciário	0,12	23	d_{10} = 19,1	7	324
Ferres (2012)	PCV	ARS	Secundário	0,069	2	6-12	1.392	2.834

Fonte: Autores citados e Knowles et al. (2011).
Em que: TAS - Taxa de aplicação hidráulica superficial; ARS - Água Residuária da suinocultura.

Observa-se não haver uma relação clara entre os valores observados, tendo as variáveis diâmetro do substrato, nível de tratamento, tipo de água residuária e *TAS* apresentados. Por

isso, reforça a importância de comparação temporal no mesmo sistema, ou de unidades relacionadas, tal como as análises feitas por Ferres (2012) e Paoli e von Sperling (2013a).

De acordo com recomendações para utilização dos métodos PCC e PCV na medição de k_s, para que se possa favorecer o escoamento horizontal no SAC e, com isso, obter respostas mais condizentes com as condições reinantes no meio poroso, recomenda-se que a porosidade do tubo cravado, utilizado na medição, seja maior do que a do meio poroso do seu entorno. Entretanto, num meio de grande porosidade drenável, tal como o constituído por substrato de granulometria grosseira, torna-se necessário que sejam feitos tantos furos que comprometeriam a estrutura do material do tubo, o que torna difícil o atendimento dessa recomendação. Outras sugestões para a realização do ensaio, estão citados no item referente ao PCV, na seção de Material e Métodos.

d) Slug test

Esse método consiste em abertura de poços e medição do nível d'água, para a introdução de um objeto metálico (*slug*) ou adição de um volume de água, com aferição, por meio de uma sonda, da variação no nível d'água no sistema (Figura 4.10b). A evolução do nível após o distúrbio criado (introdução de água ou do objeto metálico), voltando ao equilíbrio, é usado para calcular a condutividade hidráulica (MORRIS; KNOWLES, 2011). Não é um método muito utilizado em SACs, por ser muito invasivo, requerendo a retirada de material do leito.

e) Infiltrômetro de anel

Nessa metodologia empregam-se dois anéis metálicos concêntricos, um com 250 mm e outro com 500 mm de diâmetro, ambos com 300 mm de altura, nos quais é aplicada água, cujo nível dentro do anel interno (250 mm) é monitorado com o tempo de infiltração/percolação no leito (Figura 4.11). O volume compreendido entre o anel interno e o externo também recebe água, com a finalidade de reduzir o efeito da dispersão lateral da água infiltrada do anel interno, onde são feitas as medições, fazendo com que a água infiltre no perfil do solo em direção predominante vertical, evitando-se superestimativa da taxa de infiltração (BRANDÃO et al., 2006). Por essa razão, tal como afirmaram Morris e Knowles (2011), é um método mais recomendável para medições a serem efetuadas em SACs-EV. Além disso, é também invasivo, pois, ao cravar dois anéis no leito do SAC-EHSS, provocam-se significativos distúrbios no meio poroso.

Na Figura 4.11 estão apresentados um esquema da disposição dos anéis concêntricos, utilizados na metodologia apresentada em Morris e Knowles (2011) (a), e uma foto do mesmo teste, quando realizado em solo.

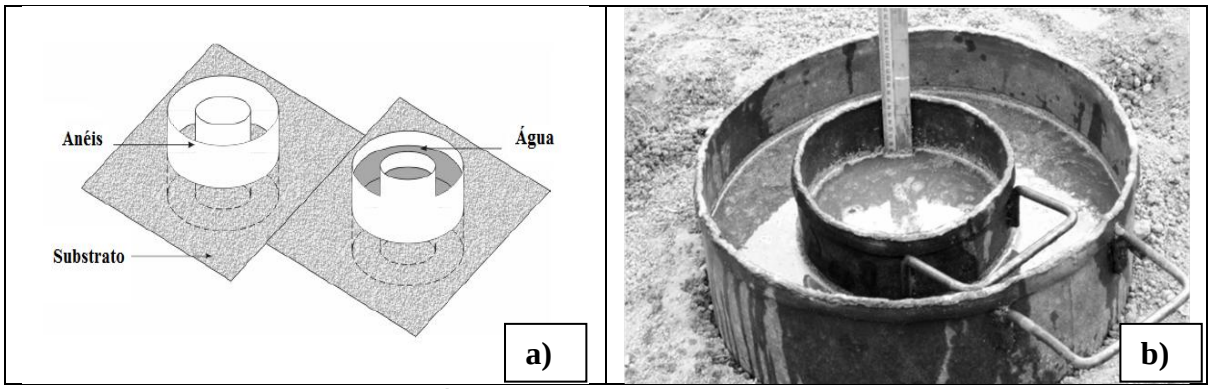


Figura 4.11. Desenho esquemático do teste do infiltrômetro de anel, adaptado de Morris e Knowles (2011) (a) e foto do teste realizado em campo, em um solo de Viçosa, Minas Gerais, arquivo pessoal (b).

f) Outros métodos

Morris e Knowles (2011) ainda citam outras metodologias passíveis de utilização na medição de k_s, sendo poucas utilizadas na literatura relativa a SACs, tal como a de bombeamento de poços (*Pumping Test*), *Steady state test* (Teste em Equilíbrio Dinâmico) e *Unlined Auger Hole* (Método do Furo do Trado ou do Poço), métodos empregados na obtenção da transmissividade de água em aquíferos, aquicludes e aquitardes. Um outro teste é o *Modified Cube Method*, que seria bastante promissor, já que prevê a aferição de k_s nos três planos referenciais da amostra, realizando o teste em cada um dos sentidos e direções, por vez. Dessa forma, poderia simular melhor a condição de um SAC-EHSS, entretanto, é uma metodologia realizada em laboratório e, tal como já discutido, não é possível retirar um corpo de prova indeformado do leito.

Brasil e Matos (2008) utilizaram o método direto para obtenção da k_s, controlando a vazão afluente e efluente do sistema, a fim de ter coincidência do gradiente da linha d'água com o gradiente do fundo, utilizando a equação de Darcy para o cálculo. Os autores mesmo após 4 e 5,5 meses de avaliação, encontraram valores superiores aos da brita limpa.

4.4.2. Amostragem de sólidos

Outra forma de caracterização do grau de colmatação no meio poroso é a amostragem do material suporte no leito, separação e quantificação dos sólidos aderidos e intersticiais (TANNER; SUKIAS, 1995; CASELLES-OSORIO et al., 2007). Trata-se de uma metodologia

de quantificação direta, que proporcionaria, portanto, melhor caracterização do meio poroso. No entanto, é invasiva e apresenta como fator complicador a dificuldade na separação do que está aderido ao meio suporte e o que está retido entre os grãos do substrato. Também é necessário que haja a interrupção do fornecimento da água residuária a ser tratada, com drenagem do sistema, o que pode ser muito complicado em unidades de grande extensão.

Apesar dos sólidos influenciarem no escoamento do líquido, nem sempre se verifica boa relação entre a concentração de material de obstrução com a condutividade hidráulica. Uma parte dos autores observou certa correlação (negativa) entre essas variáveis, ou seja o aumento na concentração de sólidos no leito proporciona diminuição na condutividade hidráulica do meio (TANNER e SUKIAS, 1995; CASELLES-OSORIO et al., 2007; PEDESCOLL et al., 2009, 2011a). De la Varga et al. (2013) ajustaram um modelo aos dados observados (13 valores), obtendo $R^2 = 0,70$:

$$k_s = 215,8 \; x \; (SS)^{-1,14} \qquad (4.3)$$

Em que k_s é a condutividade hidráulica no meio saturado, em m d^{-1} e *SS* são os sólidos acumulados expressos em massa seca por área superficial (kg m^{-2}), resultantes do balanço da carga afluente e efluente. Dessa forma, cerca de 70% da variação da condutividade hidráulica seria explicada pela concentração de sólidos suspensos no leito.

Segundo de la Varga et al. (2013), valores inferiores a 20 m d^{-1}, que indicariam a presença de 5 a 15 kg m^{-2} de *ST*, seriam indicativos do início da restrição à passagem da água residuária e do início do escoamento superficial em SACs-EHSS. Garfí et al. (2012) também observaram menor condutividade hidráulica em SACs que receberam maiores cargas de sólidos, o que, no entanto, não causou perda de eficiência do sistema na remoção de poluentes e que apenas as condições climáticas a influenciaram. Por outro lado, autores como Pedescoll et al. (2009) não encontraram boa correlação entre os resultados obtidos pelo PCV e a amostragem de sólidos, na estimativa do grau de colmatação do meio poroso. Isso se deve principalmente a dois fatores: o acúmulo de sólidos pode ser diferente nas camadas do meio poroso, assim, a restrição inicial influenciaria o escoamento da água residuária como um todo, no ponto avaliado. Outra questão é que, aparentemente, a quantidade não é mais importante, e sim, o espaço ocupado por aquela massa de sólidos (SULIMAN et al., 2006; CASELLES-OSORIO et al, 2007; PEDESCOLL et al., 2009).

Segundo Baveye et al. (1998), a massa específica do material acumulado (sedimentado e formado, como biofilme, nos poros) e associado à colmatação do meio poroso é, normalmente menor que a dos sólidos em suspensão na água residuária em tratamento. Assim os sólidos acumulados nos poros, por ocuparem maior volume para mesma massa, podem reduzir, de forma mais eficaz, o espaço poroso existente. Isso conduz ao raciocínio que a massa específica pode ser uma variável interessante de ser monitorada, como forma de se avaliar o grau de colmatação de SACs. Entretanto, os valores que se obtêm em laboratório são diferentes daqueles de campo, pois perde-se a estrutura de organização das partículas ao se fazer essa transposição e separação das amostras. Ainda assim, há relatos, como de Tanner e Sukias (1995), que encontraram massa específica em torno de 1,50 g cm^{-3} no material acumulado nos poros, menor que as apresentadas por Beauchamp et al. (1988), citados pelos mesmos autores, em torno de 2,65 g cm^{-3} (próximas à da areia quartzosa) em materiais inorgânicos. Os autores estimaram uma perda de porosidade de 30 a 40% proporcionadas pelas partículas acumuladas nos poros em razão do maior volume ocupado, para uma mesma massa. Exopolímeros são altamente hidratados (conteúdo de aproximadamente 99,0% de água), o que permite formar estruturas gelatinosas de baixa densidade, com alto potencial de colmatação. Assim, deve-se considerar o grande potencial de colmatação do material orgânico presente nos poros, dada a capacidade de microrganismos em formar essas estruturas gelatinosas a partir do seu metabolismo de transformação do material orgânico, gerando também as substâncias húmicas, de baixa massa específica.

Langerbraber et al. (2003) tentaram estimar o tempo que se gasta para colmatação do meio poroso de um SAC, considerando-se a carga de *SS* na água residuária e a massa específica do material orgânico presente no meio poroso, no entanto, os valores ficaram superestimados. Os autores argumentaram que a condutividade hidráulica é fortemente influenciada por pequenas alterações na porosidade e, dessa forma, os tempos estimados e observados não foram equivalentes. Também verificaram que a colmatação seria mais sensível à concentração de sólidos voláteis.

4.4.3. Testes hidrodinâmicos com uso de traçadores

A fim de se conhecer o grau de colmatação, com mínima intervenção no meio poroso, a alternativa é a utilização de técnicas de medição no próprio local e que sejam menos invasivas, tais como os testes com traçadores. Esses consistem em aplicação de substâncias que possam ter suas concentrações aferidas, ao longo de um determinado período de monitoramento, obtendo-se o tempo de detenção hidráulica (*TDH*). Quanto menor o tempo

gasto para a saída da substância nos SACs de escoamento horizontal, afastando-se do valor (volume/vazão) estabelecido no projeto da unidade de tratamento, mantidas as demais condições iguais, mais avançado é o grau de colmatação. Nesse caso, a expectativa é a de que existam caminhos preferenciais, zonas mortas e possível escoamento superficial no leito dos SACs. Além do *TDH*, é possível calcular, também, o número equivalente de tanques em série (η) e o número de dispersão (d), avaliando-se se o escoamento se aproxima mais de um reator de fluxo em pistão ou de mistura completa (LEVENSPIEL, 2000; CHAZARENC et al., 2003; METCALF; EDDY, 2003; KADLEC; WALLACE, 2009). Segundo Vandevivere e Baveye (1992) e Hill e Sleep (2002), a colmatação também implica em aumento da dispersão no meio, outra variável que pode ser monitorada e comparada ao longo do tempo de funcionamento do reator.

O traçador ideal deve ser não tóxico, barato, não reativo (inertes, conservativos), pouco adsorvido e absorvido; passível de ser injetado em curto período de tempo; ter características similares ao do fluido em escoamento, sobretudo densidade (massa específica), mas que apresente alguma propriedade que o diferencie, de forma que seja facilmente detectado mesmo em baixas concentrações (METCALF; EDDY, 2003; BORGES, et al., 2009; SILVA et al., 2009). Em SACs, já foram utilizadas substâncias como cloretos de sódio, lítio, brometos, fluoresceína sódica, trítio, tecnécio (^{99m}Tc), bromo radioativo (^{82}Br) e rodamina *WT* e *B* (METCALF; EDDY, 2003; WACHNIEW et al., 2003; KEEFE et al., 2004; EL HAMOURI et al., 2007; BORGES et al., 2009; LANA, 2013; PAOLI; VON SPERLING, 2013a). Na realidade, nenhum traçador pode ser considerado cem por cento confiável e sempre apresenta vantagens e desvantagens. A fluoresceína sódica é detectada em baixas concentrações, não é tóxica, porém é *pH*-dependente e tem risco de ser degradada pela ação da luz, o que poderia ser maximizado na ocorrência do escoamento superficial, condição previsível em SACs em avançado grau de colmatação (SMITH; PRETORIUS, 2002; FLURY; WAI, 2003; SEEGER et al., 2013). O trítio, que seria o traçador mais próximo do ideal, segundo Wachniew et al. (2003), apresenta como as demais substâncias radioativas, as desvantagens de requerer aparato especial e equipe especializada, dado o risco de contaminação ao ambiente (SCHMID et al., 2004; SILVA et al., 2009; PAOLI; VON SPERLING, 2013b). Os traçadores fluorescentes seriam adequados à maior parte das situações porque normalmente não têm traços de concentração no *background* (concentrações naturalmente presentes no meio), requerendo baixíssimas quantidades para realização dos testes. Não são tóxicos e são detectáveis em baixas concentrações pelo espectrofluorímetro (ZALUSKI, 2001; FLURY; WAI, 2003; KEEFE et al., 2004). Entretanto, tais substâncias,

que têm como representante a rodamina *WT*, apresentam inconvenientes, como a possível adsorção irreversível à fase sólida, relatada por diversos autores, estando também sujeita à fotodegradação (LIN et al., 2003; KEEFE et al., 2004; SILVA et al., 2009). A rodamina *B*, outra substância fluorescente, é ainda citada como potencialmente carcinogênica (JAIN et al., 2007).

Como exemplo de traçadores salinos utilizados comumente em testes em SACs e lagoas, tem-se o cloreto de sódio e os brometos de potássio e de sódio (TANNER; SUKIAS, 1995; GRISMER et al., 2001; LIN et al., 2003; WACHNIEW et al., 2003; KEEFE et al., 2004; SCHMID et al., 2004; CUI et al. 2012; MAGALHÃES FILHO et al., 2013). Os sais em geral apresentam possíveis problemas com sorção ao material orgânico ou ao meio suporte (CHAZARENC et al., 2003); risco de absorção pelas plantas (WHITMER et al., 2000; XU et al., 2004; BRAGATO et al., 2006); e necessidade de aplicação de altas quantidades, em função das elevadas concentrações do *background*, quando comparada aos dos outros traçadores (traços ou não detectáveis). Como consequência, podem incorrer em outros efeitos indesejados, como a salinização do leito (COTA et al., 2011; FERREIRA, 2012) e o risco de fluxo preferencial vertical do sal (em função da diferença de densidade da solução traçadora e a solução presente no meio em avaliação) (CHAZARENC et al., 2003; WACHNIEW et al., 2003). Segundo Prata et al. (2013), a concentração de sódio no esgoto bruto é de 60 mg L^{-1}, dessa forma, considerando uma situação hipotética de um traçador ideal com 100% de recuperação e que deve ter uma concentração de 10 a 20 vezes o valor de *background* (KELLER; BAYS, 2001 citados por HEADLEY; KADLEC, 2007), verifica-se a necessidade de alto fornecimento de sódio ao leito.

Bodin et al. (2012) afirmaram que a aplicação instantânea do traçador salino pode levar a prejuízo na qualidade do teste e na recuperação do sal. O ideal é que se faça a aplicação em um período maior de tempo sem, no entanto, descaracterizar um pulso, de forma a reduzir o risco de alteração nos resultados, em razão da diferença de densidades. Esse problema é mais frequente em lagoas e SACs de escoamento superficial, tal como reportaram Wachniew et al. (2003) em algumas das unidades avaliadas. Os autores reportaram que altas concentrações de brometo adicionadas levaram a grandes concentrações em profundidade, influenciando nas respostas do trítio adicionado simultaneamente. King et al. (1997) e Grismer et al. (2001) também verificaram influência da densidade da solução nas respostas utilizando traçador salino. No trabalho em lagoas de polimento de Possmoser-Nascimento (2014), a estratificação térmica, o vento e a densidade podem ter contribuído para que o *TDH* medido fosse maior que o teórico. Por outro lado, Lin et al. (2003) demonstraram que as respostas utilizando

traçadores salinos parecem não diferir das de outras substâncias. No estudo desses autores, o brometo teve resposta semelhante (diferenças menores que 4%) à da rodamina, em SACs de escoamento subsuperficial.

Xu et al. (2004) concluíram que o uso de brometo (Br^-) e as suas respostas devem ser analisados com cautela, dado o risco de absorção desse ânion pelas plantas. Os autores também observaram que a retirada desse ânion pelas espécies vegetais decai na presença de cloreto, indicando ser essa uma saída para aumentar a recuperação do brometo. No que se refere ao traçador salino sódio, as remoções podem ser consideradas normalmente baixas, graças à sua grande solubilidade em água, o que possibilita grande dispersão no meio líquido; o fato de não ter grande associação com o material orgânico, que é eficientemente retido por processos físicos no meio poroso; e ser a absorção pelas plantas geralmente reduzida, já que não é um cátion nutriente e, portanto, removido em quantidade considerável pela maior parte das espécies vegetais cultivadas em SAC-EHSS (BRASIL et al., 2005; KADLEC; WALLACE, 2009). Brasil et al. (2005) observaram baixa retenção do sódio em SACs cultivados com taboa (4,0% de remoção), enquanto Abdel-Shafy e Dewedar (2012) observaram eficiências negativas (aumento na concentração), em condições semelhantes. Ainda assim, Matos et al. (2009) obtiveram extrações de até 9,7 g m^{-2} de Na^+ em um SAC-EHSS plantado com taboa, num período de 3 meses.

Em função do risco de absorção do sódio, mesmo que não seja um elemento químico sorvido em grandes quantidades, pode haver diferentes porcentagens de recuperação de traçadores salinos ao longo do ciclo de funcionamento do SAC, podendo alterar as respostas das condições hidrodinâmicas do meio. Na literatura, não há ainda citação que aborde essa questão, somente estudos que demonstrem que apesar dos mecanismos de retenção dos cátions e ânions do traçador em SACs, houve recuperação de uma massa representativa dos sais, o que proporcionou a obtenção de resultados confiáveis nos testes com traçadores salinos. Lange et al. (2011), por exemplo, observaram altas porcentagens de recuperação, sendo cerca de 100% do NaCl e de 81 a 93% de NaBr aplicados em SACs de escoamento superficial, valores superiores aos obtidos quando se utilizou a uranina e a sulforodamina B, que são traçadores fluorescentes. Chazarenc et al. (2003), por sua vez, obtiveram recuperações de 78 a 96% do NaCl, enquanto Lin et al. (2003) de 85 a 100% de Br^- (maiores inclusive que a da rodamina) aplicados em SACs-EHSS. Tanner et al. (1998a) obtiveram de 87 a 94% de recuperação do Br^-. Esses resultados indicam que há boa resposta de soluções salinas em testes de traçadores em SACs.

Apesar de toda a preocupação que se tem sobre a questão da recuperação do traçador, Wachniew et al. (2003), Dierberg e Debusk (2005), Maloszewski et al. (2006) e Borges et al. (2009) afirmaram que isso, aparentemente, não tem muita influência sobre a resposta do *TDH* em SACs. Os primeiros autores compararam testes conduzidos utilizando solução traçador de brometo e trítio e não verificaram diferença significativa (em nível de 10% de significância) do *TDH* nos SACs de escoamento superficial. Maloszweski et al. (2006) fizeram simulação semelhante em SACs-EHSS, chegando a conclusões semelhantes. Dierberg e Debusk (2005) utilizaram rodamina *WT* e cloreto de lítio, enquanto Borges et al. (2009) compararam rodamina *WT* e fluoresceína sódica, obtendo as mesmas respostas. Assim, apesar de apresentar alguns inconvenientes, como é o caso dos demais traçadores, a facilidade de aquisição, os baixos custos financeiros para aquisição do traçador e do equipamento de detecção (condutivímetro) são atrativos para escolha de substâncias salinas, como as preparadas com NaCl (SCHMID et al., 2004; COTA et al., 2011).

Pauly (1990), citado por Nivala et al. (2012), avaliou a medição da condutividade hidráulica diretamente pelos métodos tradicionais e pela estimativa do monitoramento do traçador. O autor observou que os valores obtidos utilizando-se a metodologia de aplicação de uma lâmina d'água sobre o meio poroso implicavam na obtenção de valores dez vezes menores (uma ordem de magnitude) do que o derivado do *TDH* calculado para os pontos analisados. Isso pode reforçar a hipótese de inaplicabilidade da medição da condutividade hidráulica considerando-se o movimento vertical da água, para a caracterização da situação atual em termos de grau de colmatação de um SAC-EHSS, e de que a curva de concentração da substância traçadora adicionada pode refletir melhor as condições hidrodinâmicas do meio poroso. No entanto, tal método também apresenta problemas como tal como a escolha da melhor substância traçadora, pois, como discutido, nenhuma pode ser considerada ideal. Além disso, gera resultados que possibilitam o conhecimento apenas da condição geral em que se encontra o meio poroso, não possibilitando que se quantifique e qualifique a distribuição de sólidos e de espaços vazios no sistema.

4.4.4. Métodos geofísicos

Estão citados na literatura alguns métodos alternativos que poderiam caracterizar de forma mais adequada a colmatação de meios porosos, dentre esses estão os geofísicos. Os métodos geofísicos são muito utilizados em sondagens e investigações de contaminação em ambientes subterrâneos e no mapeamento de plumas de contaminação orgânica ou inorgânica e de resíduos metálicos em solos, aquíferos, aquitardes e aquicludes. Como nos SACs-EHSS o

escoamento é subsuperficial horizontal, apresentando um meio de escoamento semelhante ao de ambientes subterrâneos, técnicas geofísicas poderiam ser utilizadas ou adaptadas para caracterização da colmatação nesses meios porosos. Além disso, a colmatação é semelhante à de uma contaminação, seja orgânica (biofilme, sólidos voláteis provenientes da água residuária em tratamento e do material vegetal produzido no SAC), ou inorgânica (sólidos desprendidos nos processos de desgaste do substrato, precipitação de sais, além de resíduos de transformações ou do metabolismo). Por tudo isso e por serem técnicas indiretas, não invasivas ou destrutivas (CETESB, 1999) essas técnicas podem ser consideradas bastante promissoras também no campo da avaliação em sistemas de tratamento de água residuárias.

Segundo Morris e Knowles (2011), a família dos métodos geofísicos tem como princípio a diferenciação do ambiente no que se refere às propriedades dielétricas dos materiais que o compõem. Os autores citam o *Time Domain Reflectometry* (Reflectometria no Domínio do Tempo) ou *TDR*. O princípio de funcionamento do *TDR* é a emissão de ondas eletromagnéticas por eletrodos, que são refletidas pelo meio e captadas, o que tem sido utilizado na medição do conteúdo de água no meio, uma vez que a água proporciona reflexão de ondas diferente das proporcionadas por sólidos. Assim, poderia ser utilizado para se comparar o teor de água em SACs limpos e aqueles em que os espaços porosos estejam ocupados com material sólido. Entretanto, como os sólidos de colmatação são bem hidratados, com frequência contendo teores acima de 95% de água e pelo fato de ser de difícil uso em substratos rochosos, em razão do risco de interferência no mecanismo pelos grãos presentes, a técnica do *TDR* não tem sido muito empregada na caracterização do grau de colmatação em SACs.

A sonda de capacitância (*Capacitance Probe*) tem funcionamento semelhante ao do *TDR*, diferindo no que se refere ao material utilizado para emissão das ondas eletromagnéticas, que são placas metálicas envoltas em um cilindro plástico. Assim como o *TDR*, são também utilizados em estudos de determinação do conteúdo de água no meio. Giraldi e Ianelli (2009) avaliaram a utilização da sonda de capacitância, enquanto Platzer e Mauch (1997) utilizaram o *TDR* na avaliação de SACs, em unidades verticais, consideradas mais adequadas para o emprego dessas metodologias em razão da aplicação da água residuária ocorrer de forma intermitente nesses sistemas. Nessas condições é possível se efetuar as medições em períodos em que o sistema esteja com menor conteúdo de água, possibilitando, assim, melhor identificação de sólidos retidos nos poros. Procedendo dessa forma, Morris et al. (2011) avaliaram a técnica das sondas de ressonância magnética para identificação da obstrução e detecção de sólidos presentes nos espaços porosos. Considera-se, com base no que foi

discutido, que as técnicas de ressonância magnética são promissoras para avaliação do grau de colmatação de SACs, tendo em vista a confiabilidade e o fato de não ser necessária a retirada de amostras e sua análise em laboratório.

CETESB (1999) cita ainda outros métodos, como eletromagnético indutivo (*EM*), eletrorresistividade (*ER*) e magnetometria que, por propriedades de resistividade, condutividade elétrica, são adequados para utilização do mapeamento de contaminação metálica e inorgânica. Testes preliminares efetuados por Tapias et al. (2013) indicaram que a utilização da resistividade elétrica e da polarização induzida pode ser útil para delineamento da expansão da colmatação em SACs. Entretanto, a *ER* é mais adequada para sondagem em maiores profundidades, em torno de 100 m (CETESB, 1999), sendo pouco indicada, por essa razão, para avaliação feita em unidades de 0,40 a 0,60 m de profundidade, tal como em SACs-EHSS. O método mais flexível e utilizado em diversas condições, seja em caracterização geológica e hidrogeológica, contaminações por postos de gasolina ou por infiltração de percolados de pilhas de rejeitos de indústrias de beneficiamento de minérios é o do Georadar (*Groundwater Penetrating Radar*, *GPR*). O *GPR* pode ser tanto utilizado em avaliações de contaminação orgânica como inorgânica. Como a colmatação tem a participação dessas duas frações sólidas, esse é um método de potencial e indicável a ser mais estudado, de forma a se proporcionar uma alternativa confiável na caracterização do grau de colmatação de SACs.

O princípio do equipamento *GPR* é semelhante ao do sonar, em que são emitidas ondas eletromagnéticas de alta frequência (10 a 2500 MHz) que são refletidas pelo meio. A partir das diferenças entre as propriedades dielétricas do meio, há distintas velocidades de reflexão, gerando a caracterização da área, com possível identificação de áreas contaminadas ou de diferentes estruturas (PORSANI, 1999; ARANHA et al., 2002; SOUZA, 2005). Enquanto a maioria dos métodos descritos anteriormente são fixos, cravando-se eletrodos ou placas no meio poroso, esse é dinâmico, já que o equipamento pode ser movido sobre rodas ou superfície deslizante. Segundo Morris e Knowles (2011), as desvantagens desse método são o requerimento de um equipamento relativamente caro e complexo e as dificuldades de medição em unidades plantadas, por haver dificuldades de acesso à superfície para realização da sondagem. Entretanto, em função da possibilidade de caracterização de diversas seções da unidade, torna-se ferramenta promissora, cujos resultados poderão proporcionar mais detalhada caracterização do grau de colmatação de SACs.

Cooper et al. (2008) empregaram a técnica do *GPR* para mapeamento da colmatação em um SAC, obtendo uma figura (Figuras 4.12 e 4.13) na qual os padrões de cores representam

sólidos acumulados, espaços porosos e outras estruturas presentes no sistema. Os autores não puderam, entretanto, associar outros padrões a nenhuma condição do meio, sendo assim, recomendaram que um SAC recém operado deva ser utilizado como referencial, tornando, assim, possível o reconhecimento e distinção dos sinais transmitidos pelo substrato, poros vazios, poros preenchidos, plantas e suas raízes. De posse das figuras ou mapas de distribuição dos sólidos, podem ser utilizados programas de análise de *pixels* para se efetuar a quantificação dos espaços porosos e se obter um mapeamento longitudinal e transversal da colmatação no meio poroso.

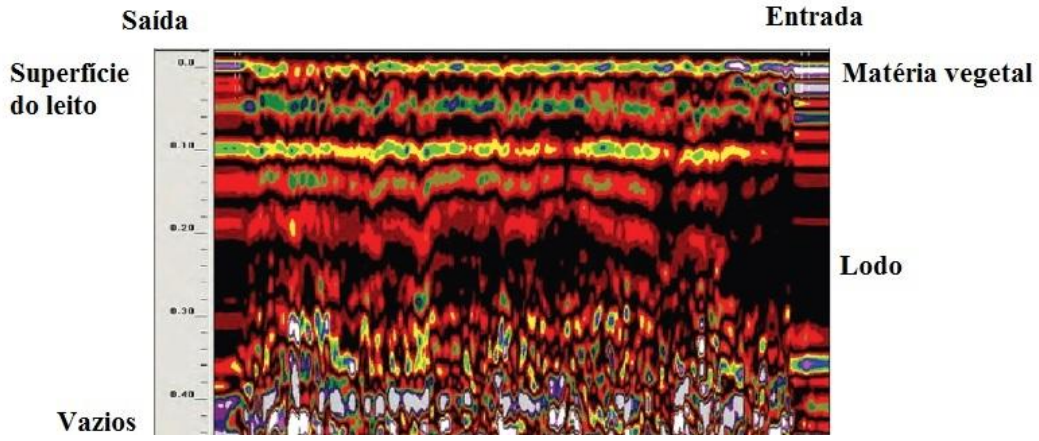


Figura 4.12. Exemplo da caracterização longitudinal do SAC em Lightorne Heath, com uso do georadar (*GPR*). As áreas escuras indicaram a presença de matéria orgânica (lodo/biomassa) (COOPER et al., 2008).

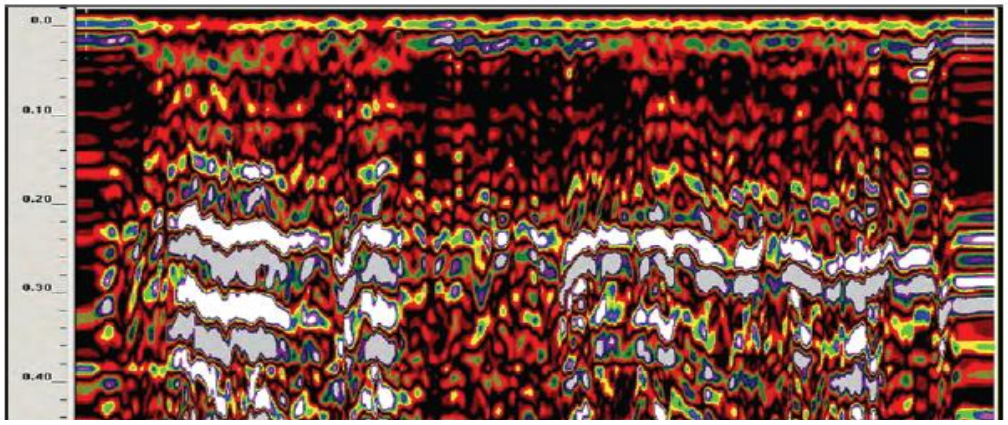


Figura 4.13. Exemplo da caracterização transversal do SAC em Ashorne, com uso do georadar (*GPR*). As áreas escuras indicam a presença de matéria orgânica (lodo/biomassa) (COOPER et al., 2008).

Um resumo dos métodos descritos anteriormente, pode ser observado no Quadro 4.1, informando o uso e as vantagens e desvantagens de cada um desses.

Quadro 4.1. Resumo da aplicabilidade e vantagens e desvantagens associados aos métodos disponíveis de avaliação e de obtenção do grau de colmatação em SACs.

Método	Aplicabilidade	Vantagens	Desvantagens
Permeâmetros de bancada (Carga Variável ou Constante)	• Medição de condutividade hidráulica em solos e substratos coesos; • Teste em **laboratório.**	• Medição controlada em laboratório; • Melhores condições para comparação dos resultados.	• Não é possível a retirada de amostras indeformadas para análise; • Não é recomendável o uso em substrato pedregulhoso.
Permeâmetro de Carga Constante (PCC)	• Medição da condutividade hidráulica em solos, filtros e SAC; • Teste em **campo**.	• Método padrão para SACs.	• Mais difícil execução, em comparação com o PCV; • Invasivo; • Simula melhor as condições em SACs-EV; • Não é recomendável comparar resultados em leitos com diferentes condições configurações e condições de funcionamento.
Permeâmetro de Carga Variável (PCV)	• Medição da condutividade hidráulica em solos, filtros e SAC; • Teste em **campo.**	• Mais fácil execução; • Apesar de mais simples, apresenta resultados condizentes com o PCV.	• Simula melhor as condições em SACs-EV; • Invasivo; • Não é recomendável comparar resultados em leitos com diferentes condições configurações e condições de funcionamento; • Maior variabilidade dos resultados obtidos em relação ao PCC; • Respostas fortememente influenciadas pelas primeiras camadas; • Nem sempre apresenta boa correlação com o método direto.
Slug Test	• Medição da condutividade hidráulica em solos; • Teste em **campo**.	•	• Invasivo; • Mais indicado para SACs-EV; • Método mais sofisticado.
Infiltrômetro de Anel	• Medição da condutividade hidráulica em solos; • Teste em **campo**.	• Execução simples.	• Invasivo; • Mais indicado para SACs-EV.
Pumping Test; Steady State Test; Unlined Auger Hole.	• Medição da condutividade hidráulica em ambientes saturados (aquitardes, aquicludes e aquíferos); • Teste em **campo**.	•	• Execução sofisticada; • Requer grande amparato.
Modified Cube Method	• Medição da condutividade hidráulica em solos e meios coesos; • Teste em **laboratório**.	• Medição da condutividade hidráulica nos três eixos, incluindo o horizontal.	• Difícil retirar amostras indeformadas.
Amostragem de Sólidos	• Quantificação da concentração de sólidos em filtros e SAC; • Teste em **campo**.	• Execução simples; • Método direto de obtenção do grau de colmatação; • Pode ser utilizado para comparação entre diferentes unidades.	• Requer interrupção do fornecimento da água residuária em tratamento; • Necessidade de drenagem do sistema; • Sujeito a perdas por lavagem de sólidos; • A massa específica parece ser mais importante do que a própria massa; • Bastante invasivo ao leito.
Teste com traçadores	• Obtenção do TDH, eficiência volumétrica e outras variáveis hidrodinâmicas de reatores; • Teste em **campo**.	• Respostas das condições de escoamento do líquido no reator; • Adequados tanto para unidades verticais quanto horizontais.	• Os resultados podem ser influenciados pelo tipo de traçador, pois não existe uma substância ideal; • Problemas com toxicidade, movimento preferencial vertical (diferença de densidade) e baixa recuperação; • Dependendo da substância escolhida, pode demandar grande aparato e equipe especializada; • Respostas do sistema como um todo e não das condições de cada trecho.

Quadro 4.1. Resumo da aplicabilidade e vantagens e desvantagens associados aos métodos disponíveis de avaliação e de obtenção do grau de colmatação em SACs (*continuação*).

Sonda de Capacitância	• Determinação do conteúdo de água no meio; • Associação do teor de água com o teor de matéria orgânica; • Teste em **campo**.	• Método não invasivo; • Método promissor.	• Mais de 95% da constituição dos sólidos orgânicos é água, tendo prejuízo na análise em reatores permanentemente alagados; • Mais adequado para sistemas de funcionamento intermitente, como SACs-EV; • Requer equipamento especializado.
Reflectometria no Domínio do Tempo (*TDR*)	• Determinação do conteúdo de água no meio; • Associação do teor de água com o teor de matéria orgânica; • Teste em **campo**.	• Método não invasivo; • Método promissor.	• Mais de 95% da constituição dos sólidos orgânicos é água, tendo prejuízo na análise em reatores permanentemente alagados; • Mais adequado para sistemas de funcionamento intermitente, como SACs-EV; • Requer equipamento especializado.
Eletrorresistividade (*ER*)	• Mapeamento de contaminação metálica e inorgânica; • Teste em **campo**.	• Método não invasivo; • Método promissor.	• Menos indicado para caracterização da obstrução por sólidos orgânicos; • Adequado para prospecção em grandes profundidades (em torno de 100 m), condição não encontrada em SACs; • Requer equipamento especializado.
Ressonância Magnética	• Mapeamento de contaminação; • Teste em **campo**;	• Método não invasivo; • Método promissor.	• Equipamento sofisticado;
Georadar (*GPR*)	• Mapeamento da contaminação orgânica e inorgânica; • Teste em **campo**.	• Método não invasivo; • Método promissor; • Identificação de poros obstruídos e disponíveis;	• Equipamento sofisticado; • De difícil prospecção em ambientes plantados.

4.5. Papel das plantas na colmatação de SACs

Uma discussão recorrente nos trabalhos que abordam o tema é relativa ao papel das plantas cultivadas na colmatação de um SAC. Autores como Tanner et al. (1998a), Knowles et al. (2010) e Pedescoll et al. (2011a) afirmaram que a presença de plantas contribui para a colmatação de SACs. Em unidades plantadas, notadamente naquelas em que não sejam efetuados adequadamente e nos períodos corretos os cortes da parte aérea das plantas, há a senescência do vegetal, com queda de folhas e morte de outras partes componentes (TANNER et al., 1998a), com possível acúmulo de material sobre a superfície e ligeira translocação dos sólidos orgânicos em profundidade. Kadlec e Wallace (2009) afirmaram que, desse material orgânico vegetal, 5 a 15% é recalcitrante, permanecendo assim, no leito e contribuindo para a obstrução dos vazios. Outra possível justificativa para maior colmatação em SACs plantados seria o crescimento de raízes e rizomas, ocupando o espaço poroso e, com isso, contribuindo para restrição da passagem de água residuária (BLAZEJEWSKI e MURAT-BLAZEJEWSKA, 1997). Pedescoll et al. (2011a) e Paoli e von Sperling (2013a), dentre outros autores, observaram menor condutividade hidráulica nas unidades plantadas, o que indicaria que SACs plantados estão mais sujeitos à colmatação. Segundo Pedescoll et al. (2011a), as raízes constituiriam, após 3 anos, 35 a 70% do material que ocupa os espaços

porosos. De acordo com Knowles et al. (2011), tem sido demonstrado que a presença de raízes cria maior resistência ao escoamento, com caminhos preferenciais onde não há influência dessas.

Brix (1994) demonstrou que a cobertura do sistema, proporcionada pela parte aérea das plantas, diminui as amplitudes térmicas e a exposição direta da superfície à radiação, o que pode levar a menores taxas de degradação do material orgânico, favorecendo maior concentração de sólidos na superfície. Tanner et al. (1998a) afirmam que as plantas contribuem cerca de duas vezes mais para o acúmulo de material no meio do que a própria água residuária, de acordo com o que foi observado em relação ao que foi obtido no espaço poroso do SAC controle (sem plantas) e com base na relação carbono/nitrogênio (*C/N*) do material sólido acumulado nos poros. O valor da relação *C/N* nos sólidos acumulados nos poros do SAC P (plantado) foi de 16,5 contra 11,0 no SAC C (controle). Considerando-se que a relação *C/N* encontrada no tecido vegetal morto é de 20, fica evidente sua significativa participação nos sólidos acumulados no SAC P (TANNER; SUKIAS et al., 1995). Entretanto, ao comparar dois leitos (um plantado e outro não plantado), Tanner e Sukias (1995) verificaram que, em maiores profundidades do meio poroso, houve até menor acúmulo de sólidos no SAC vegetado. Por outro lado, essa condição não garante que haja maior condutividade hidráulica na seção, medida pelos métodos disponíveis, dada a maior colmatação superficial. Pedescoll et al. (2009) também observaram maior presença de sólidos vegetais na zona insaturada e nos primeiros 10 cm da zona saturada de SACs, demonstrando sua baixa mobilidade no meio. Tal como verificado por Knowles et al. (2010) e discutido por Xie et al. (2010), a condição das primeiras camadas do meio poroso dos SACs-EHSS é de grande influência no valor obtido de condutividade hidráulica.

Autores, como Brix (1997), Cooper et al. (2008), Brasil e Matos (2008), argumentam que as raízes favorecem o escoamento no leito, contrapondo os efeitos da colmatação, devido à expansão do espaço poroso local em decorrência do "empolamento" proporcionado pelo crescimento radicular, o que também foi observado por Baptestini (2014). Assim, a porosidade drenável ou efetiva, que são os poros interligados por onde o líquido flui, poderia ser maior do que em unidades sem vegetação. Além disso, segundo Rossmann (2011), a zona radicular é um ambiente propício à maior diversidade microbiana, propiciando melhores condições para ocorrência da degradação e transformação do material orgânico, o que proporcionaria mais rápido desentupimento dos poros. Esses dois fenômenos aliados é que poderiam justificar a diferença de tendência observada por Garfí et al. (2012), em SACs-EHSS em operação nas cidades de Léon e Barcelona, que indicaram que as plantas

proporcionaram atenuação da colmatação e da resistência ao escoamento, nas camadas subsuperficiais desses sistemas. Stottmeister et al. (2003), Whitney et al. (2003) e Turon et al. (2009) afirmaram, ainda, que com a morte e a posterior degradação de raízes e rizomas por ação microbiana, há a formação de canais secundários, que facilitam o escoamento da água aresiduária. Assim, se por um lado há maior contribuição com o aporte de material orgânico às camadas superficiais do meio poroso, o que pode ser diminuído com a manutenção adequada (corte da parte aérea e remoção do material vegetal do SAC nas épocas adequadas), diversos fatores podem ser citados como efeitos benéficos da presença das plantas em relação à descolmatação do meio poroso. Dentre esses fatores, podem ser citados o favorecimento de uma microbiota mais diversificada e o fornecimento de O_2, via aerênquima, para a zona radicular das plantas, que estimula a degradação do material orgânico acumulado (BRIX, 1997), a disponibilização de canais, proporcionados pelo "empolamento" e a desocupação do espaço ocupado por raízes e rizomas no meio poroso. Segundo Knowles et al. (2011), alguns autores afirmam que a evapotranspiração e a maior retenção da água residuária no sistema, proporcionando aumento no *TDH*, são suficientes para compensar qualquer contribuição que as plantas possam ter na perda de condutividade hidráulica do meio poroso de SACs.

Paoli e von Sperling (2013a) observaram maior condutividade hidráulica no SAC não plantado que no plantado, entretanto, em outra ocasião, avaliando o *TDH* nos mesmos não verificaram diferença expressiva entre eles (PAOLI; VON SPERLING, 2013b). Também utilizando teste com traçadores, Tanner e Sukias (1995) inferiram haver maior porosidade nos SACs-EHSS plantados que nos não plantados, no tratamento de água residuárias de laticínios, com *TDH* teórico variando de 2,26 a 2,31 d.

Fu et al. (2004), citados por Zhao et al. (2009), observaram condutividade hidráulica ligeiramente superior nas camadas superiores de um SAC vertical, comparativamente às medidas nas camadas centrais do meio poroso, o que atribuíram à presença das plantas. Segundo Zhao et al. (2009), as plantas proporcionariam aumento na área superficial do meio poroso para fixação de microrganismos, favorecendo a degradação do material orgânico e a formação do biofilme.

Segundo Brix (1994), Molle et al. (2006) e Knowles et al. (2011), o vento cria um movimento das plantas, num mecanismo conhecido no meio científico como "braço de alavanca", criando um distúrbio no meio, com abertura de fendas nas camadas onde há acúmulo de sólidos, favorecendo o escoamento em SACs-EV. Fu et al. (2013) observaram que a colmatação surgiu primeiramente no SAC não plantado e que esse processo foi diferente de acordo com a

espécie vegetal cultivada no sistema. A espécie *C. indica* proporcionou condições para maior tempo de vida útil do SAC em comparação com a *C. anternofolius*. Foi possível observar, também, que o fenômeno de obstrução dos poros em SACs plantados é mais complexo e tem maior número de fatores envolvidos do que naqueles sem vegetação. No SAC não plantado, o material orgânico lábil é o principal componente da colmatação, em razão da menor capacidade do sistema em fornecer oxigênio e relativamente baixa diversidade na comunidade microbiana heterotrófica para que ocorra essa degradação.

Wang et al. (2008), citados por Fu et al. (2013), demonstraram que, dependendo da espécie vegetal cultivada nos SACs, é possível um incremento de 3 a 44% na porosidade do meio. Muñoz et al. (2006) observaram que a presença de plantas e a aeração por elas gerada propiciaram maior preservação da porosidade inicial em SACs, contribuindo também, em razão do já discutido efeito de minimizar flutuações térmicas, como barreira contra a obstrução causada pelo congelamento da água nas camadas superficiais do meio poroso. Os autores ainda argumentaram que as plantas tanto podem proporcionar sedimentação como ressuspensão de sólidos acumulados no sistema, tornando o meio poroso menos colmatado. Baptestini (2014) verificou escoamento superficial em 50% do leito primeiro na unidade com capim tifton 85, posteriormente naquela sem plantas e por fim, no SAC-EHSS cultivado com alternantera, espécie vegetal que sofreu intenso ataque de pragas mas que proporcionou perceptível soerguimento do substrato.

Para Hua et al. (2014), as plantas podem influenciar de diferentes formas a colmatação. Os autores avaliaram um SAC-EV, observando que no início as raízes influenciam, restringindo o movimento da água residuária no meio poroso, entretanto, com o passar do tempo, há inversão dessa tendência, ocorrendo o aumento da porosidade e o favorecimento do escoamento. As evidências no trabalho de Baptestini (2014) corroboram com o que foi observado no trabalho de Hua et al. (2014), já que apesar de ter sido observado 50% do leito com escoamento superficial no SAC com capim tifton, o colapso (100% de escoamento superficial) foi observado primeiramente na unidade sem plantas. Os resultados indicaram ainda que espécies vegetais diferentes garantem distintas respostas no sentido de atenuação do fenômeno da colmatação, principalmente pelo efeito do "empolamento" e influência da comunidade microbiana.

4.6. Formas de atenuação da colmatação

Amado et al. (2012) e Pozo-Morales et al. (2013) associaram o fenômeno da colmatação às condições do meio poroso nos SACs, sendo que, em ambiente mais redutor (menor potencial redox ou *pE* negativo), a taxa de degradação seria menor, pois o metabolismo de microrganismos anaeróbios é mais lento que o dos aeróbios e, assim, haveria maior concentração de sólidos para colmatação (MATAMOROS e BAYONA, 2006; HIJOSA-VALSERO et al., 2010; VON SPERLING, 2014). Com base nisso, pode-se inferir que uma menor profundidade molhada pode favorecer maiores remoções de material orgânico e, com isso, menor colmatação do meio poroso (HUANG et al., 2004; GARCÍA et al., 2005; SONG et al., 2009). Por essa razão, Pozo-Morales et al. (2013) propuseram nova configuração para os SACs, com aberturas para entrada do ar na entrada e uma disposição diferenciada de tamanho do material suporte. Dessa forma, haveria maior troca gasosa e aeração, proporcionando condições mais aeróbias ao sistema.

No que se refere à granulometria do material suporte, quanto maior o tamanho das partículas do substrato utilizado no preenchimento dos SACs maior é o volume de poros e, assim, o tempo até ocorrer o aparecimento de escoamento superficial deverá ser maior (ZHAO et al., 2004; HUA et al., 2010). Além disso, com maior granulometria, tem-se menor área superficial e, assim, a quantidade de biofilme aderido é menor. Dessa forma, a colmatação do meio poroso fica mais demorada, porém pode-se ter um efluente com pior qualidade, já que há prejuízo na filtração e na degradação microbiana da matéria orgânica (decréscimo na eficiência de remoção). Com base nisso, considera-se que deva haver um equilíbrio entre o efeito filtrante e a rapidez na colmatação do meio poroso. Griffin et al. (2008), em estudo envolvendo vários SACs-EHSS, na Inglaterra, nos quais o substrato apresentava granulometria entre 6,0 e 12,0 mm, não verificaram prejuízo à remoção de poluentes quando comparados com SACs preenchidos com material de diâmetro inferior. O que tem sido feito, atualmente, é a colocação de substrato de maior diâmetro próximo à entrada, para evitar a colmatação precoce e facilitar a distribuição da água residuária no SAC-EHSS (HUDCOVÁ et al., 2013), colocando-se, em seguida, partículas de menor tamanho, para favorecer os fenômenos físicos e bioquímicos, principalmente, aqueles associados à remoção de poluentes. Hua et al. (2010) também observaram que material de maior granulometria proporciona melhor distribuição dos sólidos acumulados meio poroso, havendo maior perda de porosidade em camadas inferiores, nos SACs-EV e em maiores distâncias, nos SACs-EHSS.

Segundo Blazejewski e Blazejewska (1997), quanto maior o volume de poros do meio suporte, maior é o tempo de vida útil do leito. Segundo Mancl e Rector (1999), citados por Suliman et al. (2006), tão importante quanto a faixa de tamanho das partículas do substrato que preenchem o SAC é a distribuição dos diâmetros. Segundo os autores, com coeficiente de uniformidade (C_U) menor que 3,0, isso é, mal graduado, pode-se operar um leito por muito tempo sem haver a necessidade de períodos de repouso. Com substratos de menores granulometrias ou bem graduados, têm-se maior contato entre as partículas, reduzindo-se assim os vazios entre esses. De maneira semelhante, o formato dos grãos que compõem o substrato também pode implicar em menor porosidade drenável, tal como discutido por Kadlec e Knight (1996), Hyánková et al. (2006) e Knowles et al. (2011). Os autores afirmam que partículas não esféricas ou angulares aceleram o acúmulo de sólidos, pela maior possibilidade de aproximação das partículas, com consequente diminuição do tamanho dos poros.

O tipo de material constituinte do meio poroso também tem sido citado como influente na colmatação. Albuquerque et al. (2010), por exemplo, ao utilizarem argila expandida, que possui maior área superficial específica e maior porosidade, como material de preenchimento do SAC, verificaram menor perda de carga no sistema do que naquele constituído por brita, o que é um indicativo de maior permeabilidade do meio alternativo. Suliman et al. (2006) também obtiveram menor perda de porosidade drenável na argila expandida do que em SACs preenchido com pó de conchas. Os autores atribuíram esses resultados ao fato da argila expandida apresentar, naturalmente, maior porosidade e às características mais reativas do pó de conchas, que proporcionam a formação de precipitados e, como consequência, maior entupimento dos poros do meio.

Hudcová et al. (2013) sugeriram que, em grandes SACs, a água residuária tenha mais de um ponto de entrada, já que, segundo Vymazal (2003) e Fonder e Xanthoulis (2007), as maiores remoções e a colmatação do meio poroso ocorrem logo na entrada. Grandes relações comprimento/largura (L/B) propiciam escoamentos mais próximos do modelo pistão, o que favoreceriam a obtenção das maiores eficiências de remoção de poluentes que seguem a cinética de primeira ordem (VON SPERLING, 1996). Porém, por outro lado, leitos com essa configuração mais alongada são afetados mais precocemente pelo fenômeno da colmatação. Isso porque, quanto menor a área da seção transversal, maior é a velocidade de escoamento e consequentemente, maior é a perda de carga. Por essa razão, SACs construídos na República Checa foram divididos em unidades menores, em paralelo, com o intuito de minimizar-se o problema da colmatação precoce do meio poroso. Outra forma de alterar a forma de aplicação

da água residuária em unidades já instaladas, a fim de prolongar a vida útil do sistema, é ter a entrada da água residuária ao longo do comprimento (maior dimensão) e não da largura (menor dimensão), pois assim, haveria maior área da seção transversal para receber a carga de sólidos e a vazão afluente.

Para atenuar o problema da colmatação em SACs, pode-se diminuir o aporte de sólidos por meio de uso de tratamento primário ou secundário prévio, tal como observaram Caselles-Osorio et al. (2007), ou restringindo a carga aplicada. Os autores observaram que 60 a 80% da *DQO* particulada proveniente do esgoto doméstico têm dimensões maiores que 1,2 μm e que apenas 12 a 34% dela está na forma dissolvida (<0,2 μm). Werf (2006), citado por Caselles-Osorio et al. (2007), apresentou o valor limite de aplicação de 4,0 g m^{-2} d^{-1} de DBO_5 a 5,6 g m^{-2} d^{-1} de *DQO*, para ter concentração final de 25 mg L^{-1} de *DBO* (Padrão Europeu). A concentração efluente pode ser considerada baixa, se tomada a legislação estadual mineira como referência, uma vez que, nessa, permite-se até 60 mg L^{-1}. Winter e Goetz (2003) relataram que os problemas de colmatação eram evidentes em sistemas que receberam mais de 5 g m^{-2} d^{-1} de *SS* em unidades verticais com solo como substrato. Pozo-Morales et al. (2013) afirmaram que os problemas de colmatação são menores em sistemas que recebem cargas menores que 20 g m^{-2} d^{-1} de *DQO* e 5 g m^{-2} d^{-1} de *SS*. García et al. (2004, 2005) recomendam a aplicação de no máximo 6 g m^{-2} d^{-1} de *DBO* para não implicar em decréscimo significativo de eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal em SACs-EHSS. Esses valores foram adotados por Garfí et al. (2012), sem a observação de escoamento superficial e perda de eficiência num período de 4 anos de operação. A condutividade hidráulica no SAC de clima mais frio caiu para 36 m d^{-1}, próximo do que é considerado por de la Varga et al. (2013) como crítico (20 m d^{-1}). Wojciechowska et al. (2010) citaram os valores recomendados pela USEPA (2000) de 5,4 g m^{-2} d^{-1} de *ST* e de 15-20 g m^{-2} d^{-1} de *DQO* como taxas de aplicação em SACs-EHSS. Observa-se que há poucos relatos da taxa a ser aplicada, de forma a não causar a colmatação de SACs, por causa das diferenças entre a direção do escoamento, da granulometria e tipo de substrato utilizado, da constituição da água residuária, do período para a ocorrência do fenômeno, além das condições climáticas do local. Diante dessas diferentes variáveis, somada à influência de outros fatores na colmatação, torna-se complicada a fixação de valores recomendáveis.

O pré-tratamento pode ser importante, principalmente se o material orgânico presente nas águas residuárias tiver grandes cadeias químicas e complexidade estrutural, requerendo, assim, uma hidrólise prévia. Nesse caso, haveria tempo para a entrada dos compostos mais

simples nas células microbianas, com degradação e transformação do composto nas unidades dos SACs (GUJER et al., 1999). Por essa razão, Álvarez et al. (2008), Ruiz et al. (2010) e Pedescoll et al. (2011a) utilizaram e avaliaram o uso de digestores anaeróbios anteriores aos SACs, de forma a aumentar a vida útil do sistema. De la Varga et al. (2013) observaram acúmulo de sólidos (1,56 kg m^{-2} ano^{-1} de *SS*) no sistema, inferior aos obtidos por Tanner et al. (1998a) e Caselles-Osorio et al. (2007), que estavam na faixa entre 1,2 e 6,8 kg m^{-2} ano^{-1} de *SS*, ao utilizarem tratamento primário prévio em esgotos domésticos. Os mesmos autores afirmaram, no entanto que, em geral, não é possível correlacionar a carga de sólidos aplicada e o acúmulo de sólidos no leito, indicando que existem outros fatores envolvidos. A condutividade hidráulica, da mesma forma, foi maior que a medida em SACs-EHSS monitorados por Caselles-Osorio et al. (2007), que não apresentaram escoamento superficial após 5 anos de operação. Entretanto, segundo Tanner et al. (1998a), não é qualquer pré-tratamento que pode propiciar aumento no tempo de vida útil do sistema. Segundo os autores, sistemas de sedimentação de sólidos, como decantadores e tanques são preferíveis às lagoas de estabilização, em razão da *DBO* particulada proveniente das últimas.

Alinhando as medidas preventivas de redução do aporte de material orgânico e da questão da configuração do SAC, também existem valores recomendados na literatura para a carga aplicada por seção transversal. TVA (1993), citado por Nivala et al. (2012), sugere valores de 244 a 488 g m^{-2} d^{-1} de *DBO*, enquanto Kadlec e Wallace (2009) afirmam ser prudente que não seja maior que 250 g m^{-2} d^{-1} de *DBO*, para um leito com D_{10} maior que 4 mm. No entanto, como dito por Nivala et al. (2012), essa "regra" tem limitações por assumir que a maior parte dos sólidos da água residuária são orgânicos e por não considerar precipitados e material recalcitrante.

A aplicação intermitente, com períodos de tempo suficientes para repouso, no caso de unidades de escoamento vertical, pode aumentar o tempo de vida útil do sistema, pela degradação dos sólidos voláteis presentes (ZHAO et al., 2009). Bancolè et al. (2003), por sua vez, verificaram que a aplicação de menores vazões permitiu o desenvolvimento mais uniforme da biomassa em filtros, retardando a colmatação. Entretanto, como outros fatores parecem estar envolvidos e o material orgânico restante é, em boa parte, recalcitrante, essa elevação do período útil pode ser mais importante no início da operação do sistema. Se o regime de alimentação não pode ser intermitente, recomenda-se que, ao menos, seja feita uma distribuição o mais uniforme possível, para que não haja excessivo acúmulo de sólidos em determinados trechos dos SACs-EHSS. Wallace e Knight (2006) sugerem o uso de tubulações em "T" ou "H" com essa finalidade. Shen et al. (2010), citados por Nivala et al. (2012),

verificaram que a aplicação, ora em um sentido, ora em outro, propiciou maiores eficiências e vida útil maior do que o SAC-EHSS operando de forma convencional. Além do controle da distribuição da água residuária, deve-se atentar, também, para o nível de saída do dreno coletor do efluente, além do controle do material orgânico acumulado sobre a superfície do leito, das plantas invasoras e o tamanho ou idade das plantas cultivadas (COOPER et al., 2005).

Existem ainda modelos na literatura que poderiam ajudar na predição de quando o sistema irá entrar em colapso, ou seja, em que estará totalmente colmatado. Isso possibilitaria que providências fossem tomadas de forma a remediar a situação, antes que o fenômeno da colmatação possa vir a prejudicar a eficiência do sistema. Nivala et al. (2012) classificam esses modelos em dois grupos, sendo o primeiro baseado apenas na carga de sólidos afluente, e o outro que inclui outros fatores, tal como a formação do biofilme e a precipitação química. Entretanto, nenhum desses modelos se mostrou adequado, em escala de campo, já que, tal como já discutido anteriormente, são muitos processos envolvidos e as simplificações e considerações propostas nos modelos conduz à perda de qualidade nas predições.

4.7. Remediação da colmatação

Caracterizada a região do meio poroso como colmatada e tendo o conhecimento dos principais fatores que levaram a isso, podem ser utilizadas técnicas para atenuar o problema e aumentar a vida útil dos SACs, sem ter que trocar o substrato utilizado no preenchimento do sistema, o que é muito oneroso. Segundo Kadlec e Wallace (2009), a substituição do substrato constitui cerca de 10 a 19% do custo inicial da obra, além dos custos de sua disposição final. Essa é a sugestão de alguns autores, como Xu et al. (2013) que, também, recomendam a reposição ou remoção sazonal das plantas.

Feita a remoção do substrato, esse material pode ser reaproveitado, após sua lavagem e retirada dos sólidos colmatantes, ou substituído por um novo material. Nesse caso, sugere-se a reposição de material com uma granulometria maior que a anterior, o que proporcionaria assim, a redução dos caminhos preferenciais e dos curtos-circuitos no sistema. Em ambas as opções há ainda gastos para disposição do material retirado, sendo que, no caso do reaproveitamento, deixa-se de gastar com a aquisição e transporte do material novo e o transporte do material retirado até o aterro (KNOWLES; DAVIES, 2009; NIVALA et al., 2012).

Outra alternativa, também custosa, é a descolmatação ex-situ e on-site do sistema, com lavagem ou aplicação de oxidantes químicos no meio poroso, técnica ainda em desenvolvimento (PEDESCOLL et al., 2009). Nivala e Rousseau (2009) utilizaram peróxido de hidrogênio, com aplicação no meio poroso, na tentativa de desobstruir o SAC colmatado. Essa técnica mostrou-se eficaz, no entanto requer grande atenção e medidas de segurança para o operador e, além disso, deve-se, também, remover o material acumulado sobre a superfície do leito para que o produto reaja com os sólidos intersticiais. Behrends et al. (2006a) conseguiram, em escala laboratorial, redução de 50% do material volátil retido em meio poroso utilizando essa técnica associada à adição de fertilizante nitrogenado. Por outro lado, Hanson (2002) e Behrends et al. (2006b) verificaram, em campo, apenas deslocamento da colmatação de um trecho para outro, a jusante. Guofen et al. (2010) avaliaram quatro diferentes substâncias (NaOH, HCl, NaClO e detergente), sendo que o NaOH e NaClO foram os mais eficientes na tentativa de desobstruir o espaço poroso dos SACs. A microbiota se recuperou após algumas semanas, no entanto, o hipoclorito de sódio foi prejudicial às raízes das plantas. Seifert e Engesgaard (2007) inocularam microrganismos nos filtros e observaram que a condutividade hidráulica aumentou após o uso de cloro, um agente desinfetante. Diante do sucesso do uso de sódio e cloro nos testes, deve-se avaliar também se ocorre efeito dispersivo, desarranjando flocos formados e, assim, facilitando a passagem do líquido pelo meio poroso. Na tentativa de não utilizar produtos químicos, Wang et al. (2010) escolheram avaliar a eficiência de minhocas em SACs-EV, tendo obtido bons resultados, assim como Li et al. (2011). As minhocas agem abrindo caminhos e galerias no meio poroso colmatado, favorecendo o escoamento da água residuária. Dentre as alternativas citadas anteriormente, essa é a de menor custo associado, no entanto, dadas as condições diferentes das unidades de escoamento horizontal, nas quais o meio se encontra saturado e, portanto, desfavorável para a sobrevivência das minhocas, não se espera sucesso nesses reatores. Davison et al. (2005), citados por Nivala et al. (2012), verificaram redução da matéria seca em 56% próximo à superfície de um SAC-EHSS. No entanto, em razão do sistema permanecer alagado durante a operação, os efeitos são mais localizados.

Baptestini (2014), por sua vez, tentou por meio da inversão no sentido de escoamento da água residuária (troca da saída pela entrada), desobstruir o meio poroso. A ideia era, além de deixar de aplicar a água residuária em área já colmatada, proporcionar o aporte de nutrientes mineralizados nesse local, o que poderia facilitar a ação decompositora dos microrganismos no material orgânico retido na região de meio poroso obstruído. Assim, haveria tempo e nutrientes suficientes para ação desses microrganismos e de raízes na remoção dos sólidos

retidos. No entanto, a metodologia preventiva utilizada por Shen et al. (2010) não foi tão eficaz quando utilizada como remediadora, tal como no trabalho de Baptestini (2014). O autor atribuiu às pequenas dimensões dos SACs-EHSS, construídos em escala piloto, e a tardia reversão no sentido do escoamento como as principais razões para que não se tivesse obtido os resultados esperados. No SAC com capim tifton houve um aumento pequeno em magnitude e duração na condutividade hidráulica, enquanto no leito sem vegetação, a tendência de queda se manteve, sendo a diminuição de k_s, no entanto, inferior a observada na unidade em que não houve a inversão do sentido de escoamento. Em razão das respostas obtidas, o autor sugeriu que a reversão no sentido do escoamento seja feita antes de que 20% do comprimento do SAC-EHSS apresente escoamento superficial. No estudo de Baptestini (2014), a técnica era realizada ao observar 50% do leito com a presença de líquido sobre a superfície.

Behrends et al. (2006a) avaliaram efeito de várias técnicas, como fluidificação e bombeamento, adição de microrganismos, adição de nutrientes (nitrogenados) e peróxido de hidrogênio, sendo que os dois últimos foram os mais efetivos. Pensando na possibilidade de fornecimento de nutrientes para atenuação da colmatação, Miranda (2014) avaliou a aplicação de uma solução nutritiva, contendo ureia (fonte de *N*). O autor preparou a solução de forma a propiciar relação *N*/*P* de 5:1 no meio colmatado, seguindo recomendações de Metcalf e Eddy (2003), de forma a favorecer maior desenvolvimento de microrganismos. Essa aplicação favoreceu redução na concentração de *SV* do material colmatante, aumento na condutividade hidráulica, bem como maior eficiência na remoção de *DBO* e *DQO*, sendo os efeitos mais pronunciados nos SACs plantados. Também foi observada diminuição na extensão do escoamento superficial, com cessamento do escoamento da água residuária na superfície em dois dos três tratamentos avaliados, que eram SAC plantado com alternantera, SAC plantado com tifton e SAC não plantado. Apenas no SAC cultivado com alternantera, o escoamento não passou a ser apenas subsuperficial e o autor atribuiu isso, principalmente, ao fato de as plantas terem morrido em decorrência do ataque de pragas.

Outra possível forma de descolmatação do sistema é a de exercer uma pressão hidráulica contrária, para remoção do material sólido retido nos poros, técnica conhecida como retrolavagem do meio poroso. A retrolavagem de SACs-EV foi avaliada por Fei et al. (2010) que afirmaram que propiciou aumento na condutividade hidráulica no sistema e nas remoções de *DQO* da água residuária em tratamento.

Há ainda autores que sugerem o "repouso" como forma natural de descolmatação dos SACs (EUROPEAN COMISSION, 2001, citado por LEAL, 2009; LI HUAIZHENG et al., 2008, citados por XU et al., 2013) por períodos suficientes para que haja degradação do material orgânico retido (EPA, 1981). Esse período de repouso permite maior metabolismo endógeno e decaimento microbiano (LEVERENZ et al., 2009). Batchelor e Loots (1997) conseguiram reduzir a extensão do escoamento superficial com o repouso do sistema por duas semanas.

Turon (2009) e Xu et al. (2013) recomendam, como técnicas de descolmatação, a inoculação de microrganismos no sistema, para favorecer a degradação da matéria orgânica, o corte das espécies vegetais, a remoção dos sólidos voláteis da superfície, além da dissolução dos precipitados, aplicando-se soluções ácidas. Há ainda sugestões de utilização de aeração forçada em áreas colmatadas de SACs, sendo o oxigênio injetado de forma a proporcionar rápida biodegradação do material orgânico (TANG et al., 2009).

A escolha da técnica de remediação de SACs colmatados deve passar pela prévia caracterização dos constituintes dos sólidos acumulados nos poros, tendo em vista que não é de se esperar sucesso na desobstrução de meios porosos colmatados com material inerte, simplesmente utilizando-se técnicas de oxidação de material orgânico. Além disso, algumas técnicas, como a de injeção de oxigênio nas zonas colmatadas, podem acelerar a formação de subprodutos recalcitrantes e de precipitados de ferro (NIVALA et al., 2007) ou outros compostos. Por fim, como os SACs são sistemas simples e naturais, sendo essa uma das suas vantagens, devem ser priorizadas técnicas que sejam fáceis de serem executadas e que interfiram, o menos possível, nas condições operacionais dos SACs.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Descrição da área de estudo

Os testes foram desenvolvidos no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), com coordenadas 19°53'42S; 43°42'52'O (Figura 5.1). Essa unidade experimental fica localizada na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da bacia hidrográfica do ribeirão Arrudas (ETE Arrudas), limite entre os municípios de Belo Horizonte e Sabará, e é resultado de um convênio entre o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) e a Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais (Copasa). O CePTS está instalado em uma região de clima tropical de altitude, com temperatura média anual de 22,1 °C, com precipitação de 1540 mm ano^{-1} (POSSMOSER-NASCIMENTO, 2014).

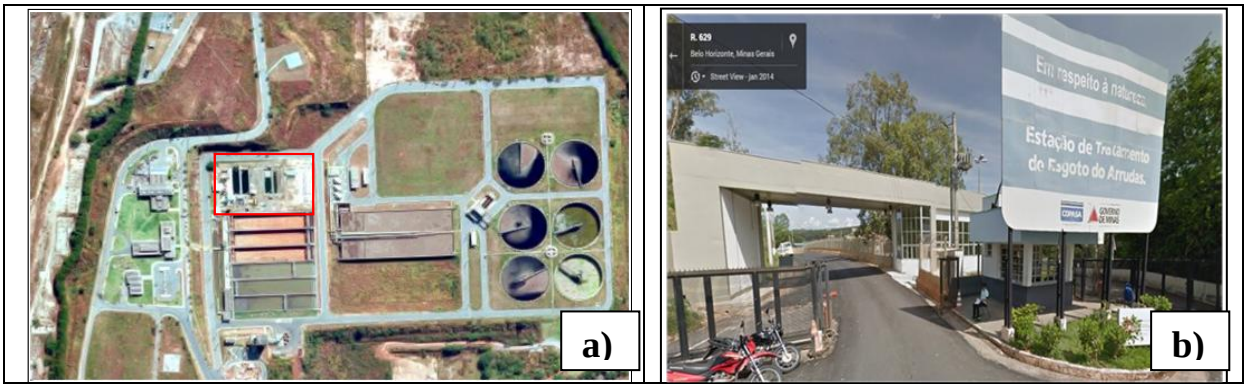


Figura 5.1. Vista aérea da ETE Arrudas com destaque para o CePTS (a) e entrada da ETE Arrudas e do CePTS (b), acesso próximo à Avenida Andradas, Belo Horizonte. Fonte: Google Maps.

A ETE Arrudas recebe contribuições de toda a bacia do ribeirão Arrudas, que nasce nas proximidades do bairro Barreiro, Belo Horizonte, e da cidade de Contagem, sendo responsável pelo tratamento de 55% de toda a vazão de esgoto tratado em Belo Horizonte. A instalação conta com um sistema preliminar de tratamento de esgotos constituído por grades grossas (espaçamento de 10 cm) e finas (espaçamento de 1,5 cm) que proporcionam a remoção mecanizada de sólidos, e desarenadores, para remoção da areia. Após passar por esses sistemas, o esgoto segue para o tratamento secundário, compreendido por uma estação por lodos ativados convencional (COPASA, 2014).

Parte do efluente do tratamento preliminar é desviado ao CePTS, no qual estão instalados diferentes tipos de reatores, em escala piloto ou real, para avaliação e estudo de sistemas de tratamento de esgoto sanitário, sendo utilizados por estudantes de iniciação científica, mestrandos e doutorandos. Na Figura 5.2, estão apresentadas algumas das unidades avaliadas,

que conta com reatores UASB, filtros biológicos, SACs-EHSS, SACs-EV, lagoas com e sem chicanas, filtros grosseiros, leitos de secagem, entre outros.

1 - UASB azul claro; 2 - Lagoa de polimento 1; 3 - Lagoa de polimento 2; 4 - Filtro Grosseiro de Pedras (FG); 5 - UASB vermelho; 6 - FBP aberto (FBPA); 7 - UASB verde; 8 - SAC-EHSS plantado (SAC P); 9 - SAC-EHSS não plantado (SAC C);10 - SAC-EV; 11 e 12 - FBP com diferentes materiais filtrantes; 13 - Leito de secagem.

Figura 5.2. Detalhe dos CePTS e localização dos sistemas detalhados no estudo. Fonte: Google Maps.

5.2. Descrição das unidades avaliadas

Após a apresentação do panorama geral do CePTS, será apresentada uma descrição mais detalhada dos sistemas avaliados. O enfoque principal, como pode ser verificado no título deste trabalho, são os Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS) que, ao longo do tempo de operação, desde a sua implantação, tiveram as características do seu afluente variadas em razão de mudanças efetuadas na configuração da linha de tratamento. Como o estudo visa contemplar o estudo das alterações na qualidade da água residuária tratada ao longo do tempo e da progressão da colmatação no meio poroso, é necessário melhor detalhamento e um histórico dos reatores utilizados e o período que estiveram em operação desde a implantação dos SACs-EHSS.

5.2.1. Reator UASB Geminado Vermelho.

O reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente (Figura 5.3a), do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), utilizado no início de operação dos SACs, já se encontrava em funcionamento quando da instalação dos SACs-EHSS. O UASB foi construído em aço carbono, na forma cilíndrica, apresentando as dimensões de seção transversal total de 1,20 por 1,20 m e altura útil de 5,0 m, perfazendo um volume útil de 7,2 m^3 (DORNELAS,

2008; CEPTS, s.d.). O reator geminado possui duas unidades UASB (R1 e R2), posicionadas lado a lado, apresentando capacidade de tratamento de esgotos domésticos de uma população equivalente de 300 a 650 habitantes (projeto), podendo operar com *TDH* de 5 a 9 h. Recebendo uma vazão afluente de 30 m^3 d^{-1} em cada unidade, o UASB funcionava com *TDH* de 5,76 h, no entanto, apenas um dos reatores gerava efluente para a alimentação dos SACs, enquanto o excedente era lançado em tubulação que conduzia às unidades de tratamento da ETE Arrudas. Mais detalhes sobre esses sistemas instalados podem ser encontrados nos trabalhos de Dornelas (2008), Vieira (2013) e Costa (2013). O reator geminado serviu como pré-tratamento dos afluentes dos SACs-EHSS, no início da operação desses (20/09/07) até a data de 26/08/11, quando houve alteração na configuração do sistema, tendo sido inserido o reator UASB verde e o Filtro Biológico Percolador Aberto (FBPA) na linha de tratamento.

5.2.2. Reator UASB Compacto Cilíndrico Verde

O reator UASB conjugado com Filtro Biológico Percolador (FBP) (Figura 5.3b), construído em fibra de vidro, tem altura útil de 4,5 m, perfazendo uma área de 4,9 m^2 e volume de 22,1 m^3. Durante a operação dos SACs-EHSS, apenas o reator UASB foi utilizado (excluindo-se o FBP acoplado da linha de tratamento), sendo seu efluente utilizado na alimentação direta do FBPA ou dos SACs-EHSS. A vazão tratada nessa unidade, cerca de 30 m^3 d^{-1}, foi a mesma aplicada no UASB geminado.

A configuração da linha de tratamento composta pelo UASB verde, FBPA e SACs-EHSS foi mantida do final de agosto de 2011 até meados de novembro de 2013, quando se encerrou a pesquisa no FBPA, passando a se contar apenas com o UASB verde como pré-tratamento da água residuária dos SACs-EHSS (Figura 5.3b). Na Figura 5.3c podem-se observar os dois reatores anaeróbios citados, lado a lado.

Atualmente, o efluente do reator UASB verde passa por uma caixa cilíndrica vertedora (Figura 5.4), que serve para regularização da vazão que chega aos SACs, permitindo a passagem de 15,0 m^3 d^{-1} e liberando o restante (outros 15,0 m^3 d^{-1}) para tratamento na ETE Arrudas. Esse compartimento também serve para propiciar a retenção do material fibroso (cabelos e outros componentes provavelmente oriundos da escuma do UASB) que chegaria à tubulação de distribuição dos SACs-EHSS que, por diversas vezes durante o funcionamento, ficaram entupidos com esses sólidos. Na Figura 5.4c apresenta-se, em detalhe, o compartimento aberto e a presença do vertedor e do *by pass* (tubo a vista). Desse compartimento, a água residuária tratada anaerobiamente segue por uma tubulação até a caixa

distribuidora, que também sofreu alterações ao longo do tempo. A mais nova instalada é contemporânea do regularizador de vazões, detalhado na Figura 5.4. As caixas antigas, apresentadas nas Figuras 5.5a e 5.5b, recebiam diretamente o efluente dos reatores UASB utilizados ou do FBPA, e o dividiam a vazão para os dois SACs-EHSS (7,5 m^3 d^{-1} para cada) e o restante (15 m^3 d^{-1}) era descartado e lançado na ETE Arrudas, ponto final de recepção de todos os efluentes, mesmo aqueles em estágio final de tratamento.

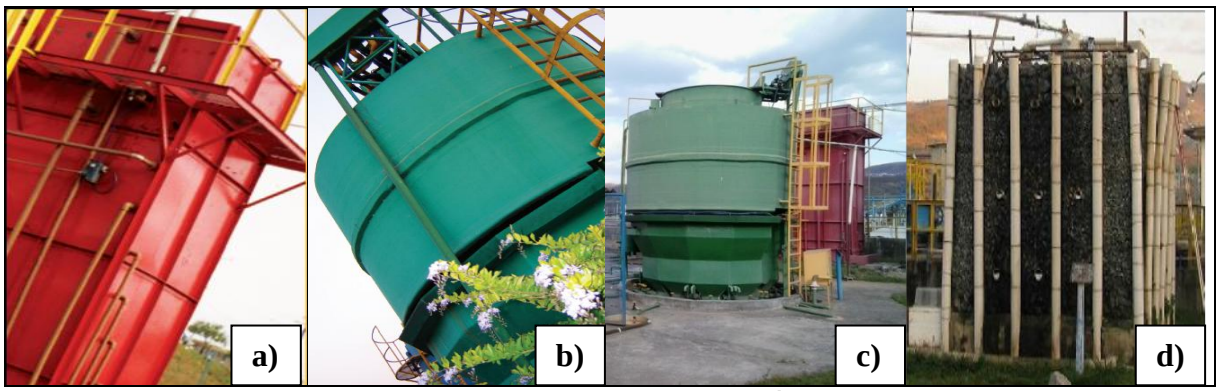


Figura 5.3. Reator Geminado vermelho (a, c), Reator Cilíndrico Compacto verde (b, c) e FBPA (d).

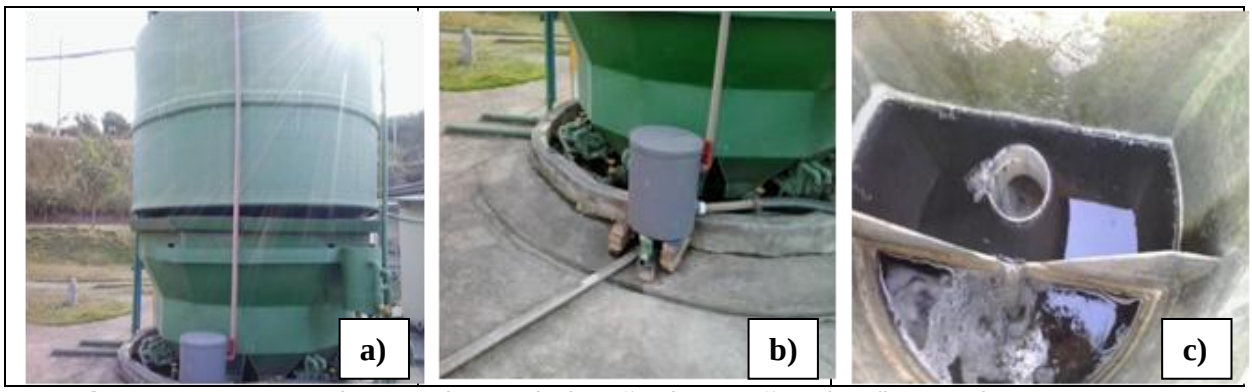


Figura 5.4. Compartimento de regularização das vazões do efluente do reator UASB Compacto.

Na nova configuração, por causa da instalação do compartimento regularizador, o *by pass* foi removido. Além da retirada do acesso à rede que lança na ETE Arrudas, as caixas também passaram por mudanças no que se refere ao material de construção e à cota na qual foram instaladas, permanecendo, no entanto, com o mesmo diâmetro (0,6 m). Antes da configuração com a presença do FBPA, na linha de tratamento do esgoto, a caixa era feita de metal, com proteção de uma camada de tinta não corrosiva. Como o afluente era proveniente do reator UASB, sabidamente rico em H_2S, dado o turbilhonamento ao passar pelo vertedor, o gás desprendido da solução poderia provocar corrosão nas paredes dessa caixa. Após a introdução do FBPA, que é um sistema aeróbio, na linha de tratamento do esgoto diminuiu acentuadamente a geração desses gases, porém ainda assim, foi instalada uma caixa de PVC, rebaixada em cerca de 60 cm do solo. Algumas alterações realizadas nesse dispositivo, tal

como mudanças no vertedor triangular, foram feitas para tentar regularizar a vazão e torná-la a mais próxima possível à do valor de projeto. Em junho de 2014, como nova tentativa de regularização, instalou-se a caixa de distribuição utilizada até hoje, que é feita do mesmo material da anterior (PVC). Na Figura 5.5 está apresentada a evolução das caixas de distribuição.

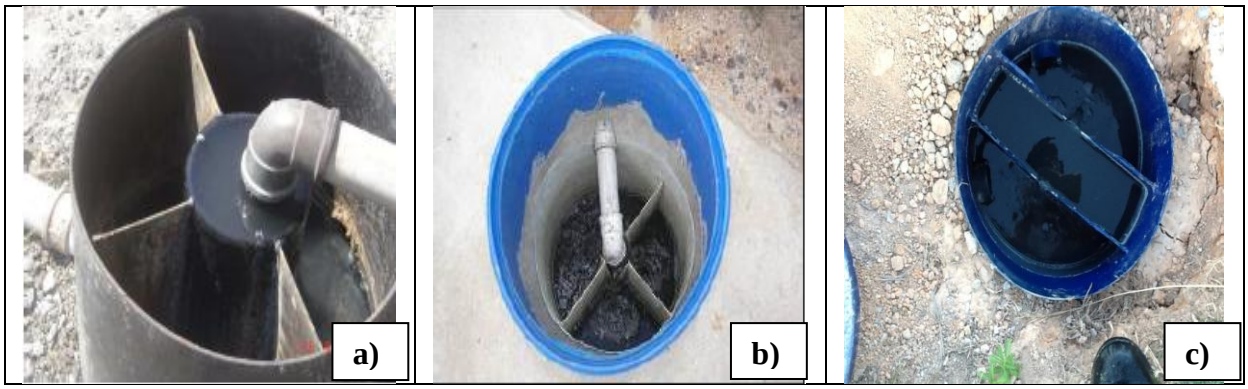


Figura 5.5. Diferentes compartimentos de distribuição utilizados nos SACs-EHSS, estando a nova configuração apresentada em c.

5.2.3. Filtro Biológico Percolador Aberto

As informações abordadas na seção, a respeito do Filtro Biológico Percolador Aberto (FBPA), apresentado na Figura 5.3d, foram retiradas do trabalho de Vieira (2013). O presente estudo visa, com a apresentação de alguns detalhes desse sistema, apenas indicar a mudança da configuração e das características do afluente aos SACs-EHSS, para que se pudesse inferir sobre possível perda de eficiência ao longo do tempo de monitoramento do sistema.

O efluente do reator UASB era distribuído na parte superior do FBPA, portanto com fluxo descendente, passando por brita n^{o} 4, com diâmetro ($\varnothing$) de 38 a 76 mm e porosidade ($\mathcal{E}$) de 0,5 m^3 m^{-3} (meio suporte principal) e pedra de mão no fundo ($\varnothing$ =100 a 180 mm, $\mathcal{E}$ = 0,6 m^3 m^{-3}). Como o nome sugere, o leito possui paredes laterais abertas, sem laje, de fundo falso perfurado, reduzindo custos com concreto e permitindo ampla ventilação. O FBPA também teve sua configuração alterada ao longo do tempo, variando a espessura de uma das camadas de brita e de pedra de mão, taxas de aplicação, sistemas de distribuição, entre outros fatores, com os detalhes apresentados em Vieira (2013).

5.2.4. Sistemas alagados construídos

No Quadro 5.1, estão resumidas as configurações da linha de tratamento ao longo dos oito anos de sua operação. A divisão do histórico de operação do sistema em fases (*I*, *II* e *III*) se deve ao fato de que apenas é possível comparar e associar grau de colmatação e eficiência do sistema na remoção de poluentes de acordo com as particulares configurações impostas em cada período de tempo.

Quadro 5.1. Diversas configurações da "linha de tratamento", ao longo do período de monitoramento dos SACs.

Data início	Data final	Configuração	Fase
20/09/07	26/08/11	UASB geminado (vermelho) + SACs	Fase I
26/08/11	01/11/13	UASB compacto (verde) + FBPA + SACs	Fase II
01/11/13	Atual	UASB compacto (verde) + SACs	Fase III

5.2.4.1. Aspectos construtivos

Os Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS) foram construídos em paralelo, para avaliação do desempenho de cada um, separadamente, observando-se a influência das plantas nas reações bioquímicas, aeração, eficiências de remoção, colmatação, entre outros fatores, tendo-se como controle o SAC não plantado. Cada unidade foi dimensionada para um equivalente populacional de 50 habitantes, recebendo continuamente vazão de 7,5 $m^3\ d^{-1}$. Para a construção das unidades, aproveitou-se a escavação feita anteriormente para lagoas de estabilização instaladas no centro de pesquisa, necessitando-se apenas efetuar alguns ajustes na geometria para se chegar à configuração de projeto, calculada a partir de equações presentes em Crites et al. (2005) e apresentadas por Dornelas (2008). Os aspectos construtivos e operacionais resumidos estão apresentados na Tabela 5.1. Informações mais detalhadas podem ser encontradas no trabalho de Dornelas (2008), que acompanhou a construção e o início da operação dos SACs-EHSS.

Tabela 5.1. Aspectos construtivos e operacionais de projeto cada SAC-EHSS.

Parâmetro	Unidade	Valor
Altura total (h_t)	m	0,4
Altura útil (h_u)	m	0,3
Comprimento do trecho preenchido com escória (topo)	m	24,0
Comprimento pelo qual o líquido escoa (topo) (L)	m	25,0
Comprimento total (topo) (L_t)	m	25,5
Largura do trecho preenchido com escória (topo) (B)	m	3,0
Inclinação longitudinal de fundo (i)	%	0,5
Volume total do trecho de escoamento (V_t)	m^3	30,0
Volume útil do trecho de escoamento (V_u)	m^3	22,5
Área superficial do trecho preenchido com escória (topo) (A_s)	m^2	72,0
Porosidade do meio filtrante (ε)	$m^3\ m^{-3}$	0,4
Volume de vazios ou de poros (V_p)	m^3	9,0
Tempo de detenção hidráulica teórico (TDH)	d	1,20

V_t - Volume considerando a altura total de escória, enquanto V_u, apenas o volume alagado (h_u). O comprimento L considera o trecho preenchido com escória (24,0 m) mais 0,5 após a tubulação de distribuição e antes da tubulação de drenagem, preenchidos com pedra de mão, enquanto L_t, engloba também o trecho anterior ao tubo afluente.

Nas Figura 5.6 a 5.8, estão apresentados a planta baixa e os cortes longitudinal e transversal dos SACs-EHSS, podendo-se observar as distâncias, a localização dos tubos de distribuição, amostragem e medição piezométrica e outros detalhes construtivos do sistema, alguns desses discutidos nas próximas seções.

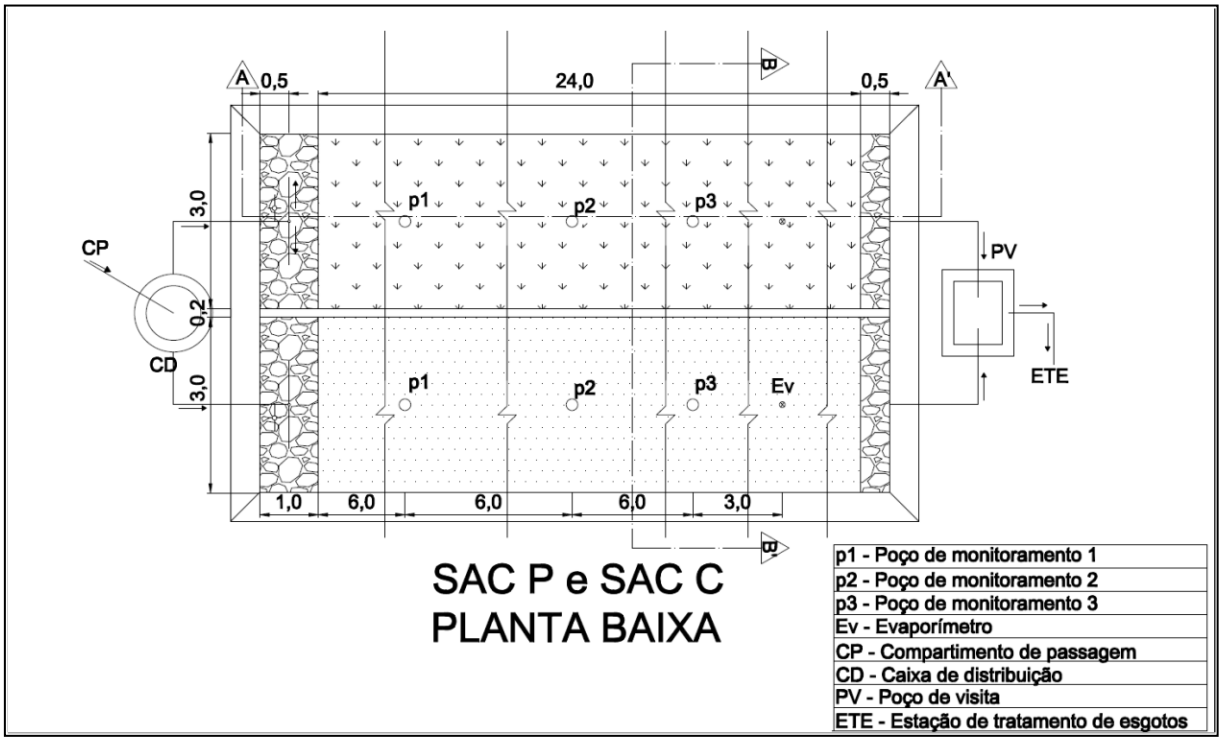


Figura 5.6. Planta baixa dos SACs-EHSS, com detalhes construtivos.

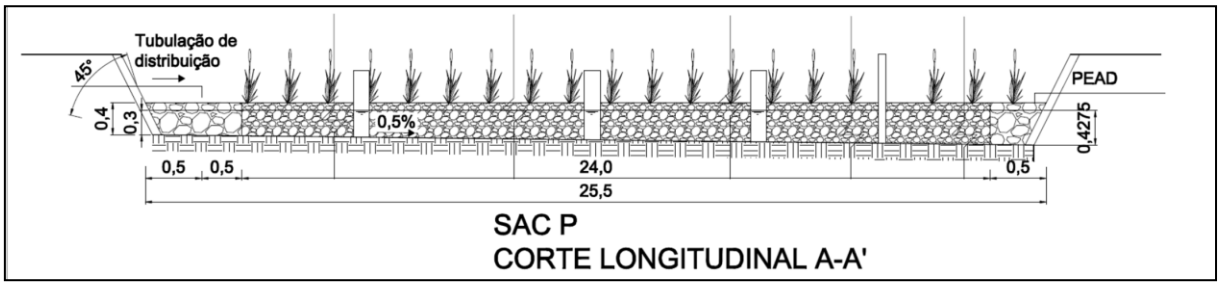


Figura 5.7. Corte longitudinal do SAC plantado.

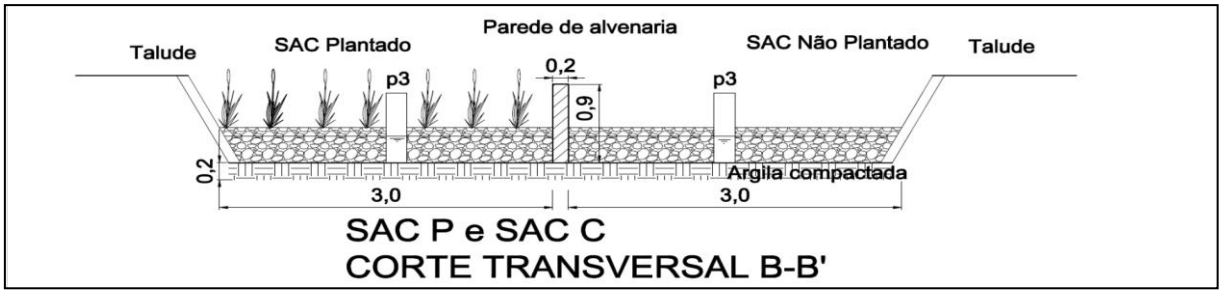


Figura 5.8. Corte transversal dos SACs-EHSS.

Observa-se que os sistemas foram construídos e operados de forma a ter, ao menos inicialmente, uma camada não saturada de 10 cm de espessura, propiciando um escoamento realmente subsuperficial. Entretanto, com o tempo de operação, começaram a ser observados trechos onde isso não mais ocorria e, inclusive, havia afloramento da água em escoamento, o que ficava evidente pela presença de regiões alagadas. A retirada da vegetação invasora (plantas daninhas), a realização de testes invasivos e o empolamento provocado pelo crescimento de rizomas, especificamente no SAC plantado, também tornaram a superfície do substrato de preenchimento dos SACs desnivelados, não mais apresentando o aspecto visual inicial de superfície plana. Em razão das mudanças no pré-tratamento, instabilidade da vazão e cargas aplicadas ao longo do tempo de operação do sistema, o *TDH* também variou em relação ao valor de projeto de 1,20 d.

Outros detalhes construtivos que merecem destaque são a inclinação de 45^{o} dos taludes, impermeabilizados com geomembrana (*PEAD* de 0,8 mm de espessura) e o fundo com argila compactada (20 cm), obtido com compactador mecânico. Essa impermeabilização teve por objetivo evitar perdas de água residuária por infiltração/percolação. A não utilização da geomembrana no fundo se deveu ao risco de sua perfuração após seu preenchimento com o substrato e durante a operação dos SACs. Para separação dos dois SACs, que constituíam, anteriormente, uma única lagoa, foi construído um muro de alvenaria com altura equivalente a 0,9 m, com 0,2 m de espessura.

5.2.4.2. Substrato utilizado no preenchimento e tubulação instaladas nos SACs

As unidades foram preenchidas com escória de alto forno previamente britada e livre de pequenos fragmentos. Anteriormente, acreditava-se se tratar de um substrato com granulometria equivalente à da brita 0, ou seja de 4,8 a 12,5 mm, porém após caracterização efetuada por Dornelas (2008), observou-se que o diâmetro da peneira que permitiria a passagem de 10% das partículas (D_{10}), era de 19,0 mm, maior que a faixa equivalente a essa classe. De acordo com classificação da ABNT (NBR 7217 e 7225), a escória estaria inclusa na faixa de brita 2 (12,5 a 25,0 mm). Dornelas (2008) encontrou, ainda, coeficiente de uniformidade (C_U) igual a 1,20, o que diz respeito à granulometria das partículas, assunto a ser mais profundamente discutido posteriormente.

Para não alterar a sua granulometria, o substrato foi disposto nos SACs de forma manual e homogênea ao longo de todo o comprimento do leito, excetuando os primeiros 1,0 m e os últimos 0,5 m (vide Figura 5.6 e 5.7). Nesses trechos, tal como sugerido em outros estudos, como o de Hudcová et al. (2013), colocou-se "pedra de mão", com maior granulometria (entre 10 e 15 cm), de forma a facilitar a distribuição da água residuária, além da contenção dos sólidos de maiores dimensões do reator UASB (ou do FBPA), impedindo uma rápida colmatação do trecho inicial do SAC-EHSS (Figura 5.9a). Dessa forma, os SACs contêm comprimento total (L_t) de 25,5 m, sendo que o líquido escoa por 25,0 m desses.

Segundo determinação em teste realizado por Dornelas (2008), a porosidade ($\mathcal{E}$) do material limpo é de 0,40 m^3 m^{-3}, maior que o sugerido por Crites et al. (2005) (0,35 m^3 m^{-3}). Colares e Sandri (2013) consideraram porosidade de 0,48 m^3 m^{-3} para brita #2, enquanto Tonetti et al. (2012), utilizando brita com D_{10} igual a 16,12 mm, encontrou porosidade igual a 0,45 m^3 m^{-3}.

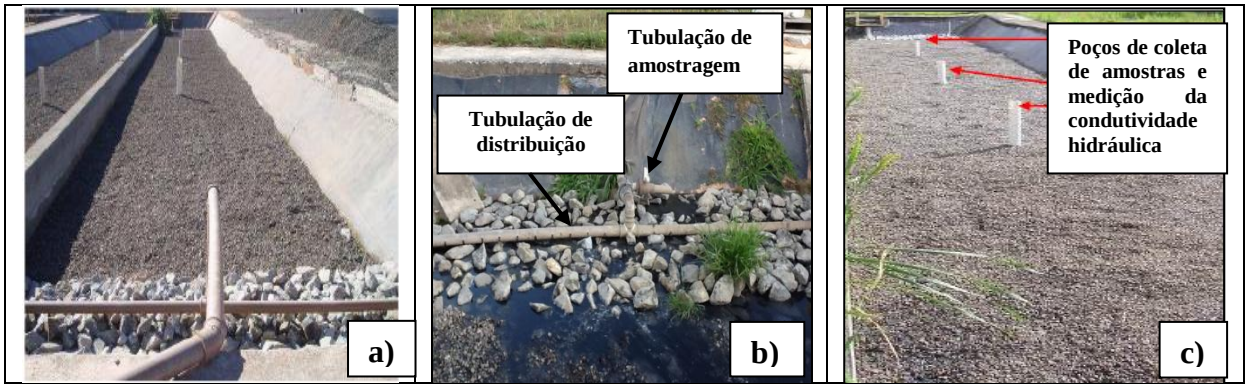


Figura 5.9. Pedra de mão e escória disposta no leito (a), fonte Dornelas (2008); tubulação de distribuição do afluente e de amostragem nos SACs-EHSS (b); e pontos ou poços de monitoramento (c), Fonte: Costa (2013).

A tubulação utilizada para aplicação do afluente é de PVC, com 60 mm de diâmetro, disposta perpendicular à maior dimensão do leito (ao longo da largura), tendo comprimento próximo ao da largura da unidade. Para possibilitar uma melhor distribuição da água residuária nos SACs-EHSS e diminuir o índice de curtos-circuitos, esse tubo foi perfurado com orifícios de 10 mm de diâmetro, separados entre si em 10 cm (Figura 5.9b). Com o avançar do período de operação do sistema, por diversas vezes, foi necessário fazer a manutenção com remoção dos sólidos que obstruíam os orifícios desse tubo e traziam prejuízos à distribuição do afluente. Enquanto era feita a limpeza, a tubulação utilizada para retirada de amostras do afluente (tubulação de amostagem, Figura 5.9b) era utilizada como alimentadora do sistema. Por fim, hoje, a tubulação de distribuição foi retirada, passando a ser a de amostragem, a distribuidora do líquido nos leitos.

A saída da água residuária tratada é feita por meio de uma tubulação, também de 60 mm, perfurada, disposta perpendicularmente à maior dimensão e no fundo do SAC-EHSS, em meio à pedra de mão disposta nesse trecho. O efluente coletado é conduzido a um poço de visita (Figura 5.10) onde se misturam os efluentes dos dois SACs. Nesse ponto é que se faz o controle da vazão de saída dos SACs-EHSS, utilizando-se recipientes graduados e cronômetro. Como já relatado, após o poço de visita, o esgoto tratado flui por uma tubulação até a rede que conduz à ETE Arrudas. Cooper et al. (2005) recomendam dentre os vários métodos para manutenção do sistema, da regulagem do nível de saída dos SACs-EHSS. Entretanto, devido a um problema de carga, associado à tubulação que conduz o efluente à ETE Arrudas, tem-se que operar os sistemas com nível fixo.

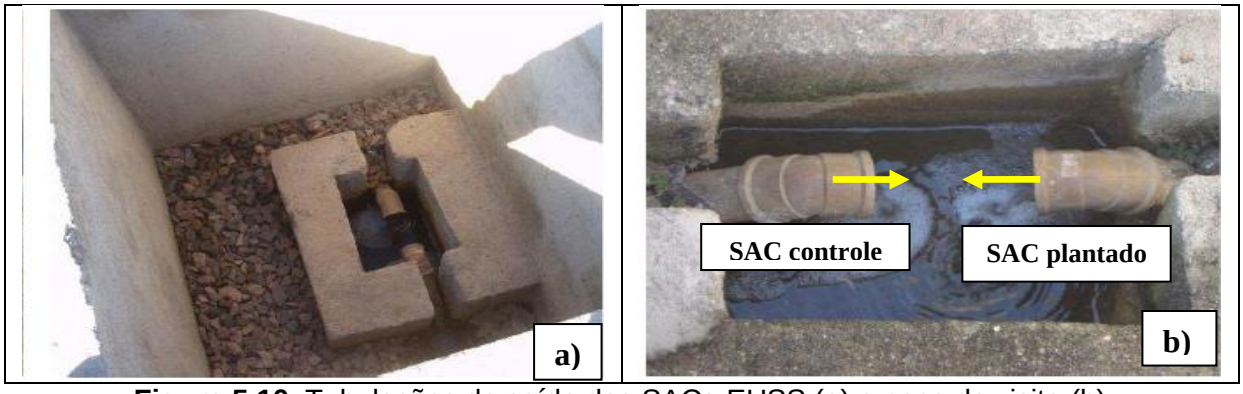


Figura 5.10. Tubulações de saída dos SACs-EHSS (a) e poço de visita (b).

Outras tubulações instaladas nos SACs são a de amostragem da água residuária e as de medição da perda de carga (piezômetros) no sistema, ao longo do seu comprimento. Esse sistema de amostragem e medida da altura piezométrica dentro dos SACs é constituído por 3 tubos de 100 mm de diâmetro (Figura 5.9c), cravados até o fundo dos SACs, tendo altura de

cerca de 100 cm e, portanto, com 60 cm acima do nível do substrato, posicionados a uma distância de 6,0 m um do outro. O posicionamento do primeiro tubo é de 7,0 m do início da unidade (ou 6,5 m da tubulação afluente), o segundo a 13,0 m e o terceiro a 19,0 m.

5.2.4.3. Vegetação

O que difere o SAC Plantado (SAC P) do não Plantado (SAC C) é única e exclusivamente a presença de uma espécie vegetal sendo cultivada no meio. Para plantio no SAC P foi escolhida uma macrófita helófita, de nome *Typha latifolia*, muito utilizada em SACs-EHSS, em todo o mundo e popularmente conhecida como taboa. Essa espécie é natural de ambientes alagados, apresenta crescimento acelerado, com grande alcance do sistema radicular e presença de aerênquimas para bombeamento de oxigênio para a zona de raízes das plantas. Essas características possibilitam que essa espécie vegetal apresente bom desenvolvimento nos primeiros anos de cultivo em SACs-EHSS (BRIX, 1997; BRASIL; MATOS, 2008; DORNELAS, 2008).

As mudas foram coletadas em um alagado natural, no município de Belo Horizonte, sendo transplantadas em uma densidade de 4 plantas por m^2, tal como recomendado por Reed et al. (1995). Com o estabelecimento da planta, houve a disseminação natural das plantas pelo leito, aumentando o número de indivíduos.

Essa fase de adaptação pode ser encurtada pelas características da espécie escolhida e também pelo período de aclimatação e desenvolvimento da comunidade microbiana (biofilme) no leito. Para isso, os SACs-EHSS, que foram construídos em 2007, tiveram uma fase de partida (*start up*) em 20 de junho do mesmo ano, com plantio do vegetal sendo efetuado alguns dias depois, ou seja, no primeiro dia de julho. Segundo Dornelas (2008), houve o aparecimento dos primeiros brotos e rizomas no final de julho (24/07/2007), as primeiras plantas floresceram no dia 12 de novembro de 2007, sendo efetuado o primeiro corte da parte aérea do vegetal em 14 de fevereiro de 2008. Como pode ser observado no Quadro 5.1, esperou-se o desenvolvimento da taboa para início do monitoramento do sistema, que foi iniciado em 20/09/07.

5.2.5. Filtro Grosseiro de Pedras (FG)

O Filtro Grosseiro de Pedras (FG) (Figura 5.11) serve como pós-tratamento de duas lagoas de maturação em série (2 e 3 na Figura 5.2), tendo início da operação da sua nova configuração (totalmente preenchida com substrato) no segundo semestre de 2014. Por ter características

que se assemelham aos SACs, por ter leito preenchido com meio suporte e escoamento subsuperficial (a 10 cm da superfície), esse apresenta atrativos para estudo da progressão da colmatação. Pode, por exemplo, servir com o propósito sugerido por Cooper et al. (2008), de gabarito do significado do padrão de cores gerados pelo equipamento Georadar, como será detalhado posteriormente.

O material de preenchimento do FG foi caracterizado no Laboratório de Materiais de Construção (LMC) do Departamento de Engenharia Civil (DEC) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), no dia 30 de abril de 2015. Maiores detalhes sobre o ensaio podem ser observados no item de caracterização do substrato dos SACs. Após a separação, pesagem e obtenção dos parâmetros, verificou-se que o FG apresenta trechos de 8,0 m, com brita #3 (D_{10} = 27,0 mm; C_U = 1,37; $\mathcal{E}$ = 0,48 m^3 m^{-3}), #2 (D_{10} = 14,2 mm; C_U = 1,55; $\mathcal{E}$ = 0,45 m^3 m^{-3}) e #1 (D_{10} = 9,4 mm; C_U = 1,50; $\mathcal{E}$ = 0,43 m^3 m^{-3}), em distribuição nessa ordem, da entrada para saída. O leito possui, ao todo, 0,60 m de profundidade, 25,50 m de comprimento, contando os trechos com pedra de mão (1,0 m a montante e 0,5 m a jusante) e 5,25 m de largura, com vazão afluente entre 30 e 40 m^3 d^{-1}. As Figuras 5.12 e 5.13, ilustram-se os detalhes construtivos do FG, representados na planta baixa e no corte longitudinal, apresentados na Figura 5.11. A brita mais grosseira foi disposta nas mesmas configurações já apresentadas para os SACs-EHSS, tendo 0,5 m antes e após a tubulação afluente, e 0,5 m após a tubulação de coleta da água residuária tratada, tendo também o mesmo diâmetro (entre 10 e 15 cm) e função.

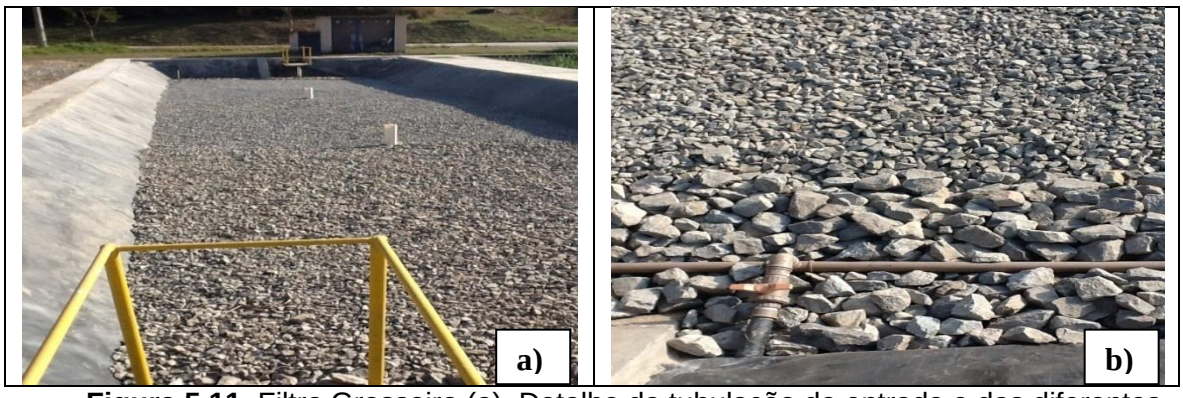


Figura 5.11. Filtro Grosseiro (a). Detalhe da tubulação de entrada e das diferentes granulometrias (b).

A finalidade do FG é a remoção de sólidos suspensos (algas), melhorando a qualidade do efluente final no que se refere à *SS*, *DBO* e *DQO* particulada, no entanto, detalhes de desempenho dessa unidade são objeto de outros trabalhos conduzidos pelo grupo de pesquisa do DESA/UFMG. O foco do presente estudo é apenas o acompanhamento da colmatação no FG, ao longo do tempo de sua operação.

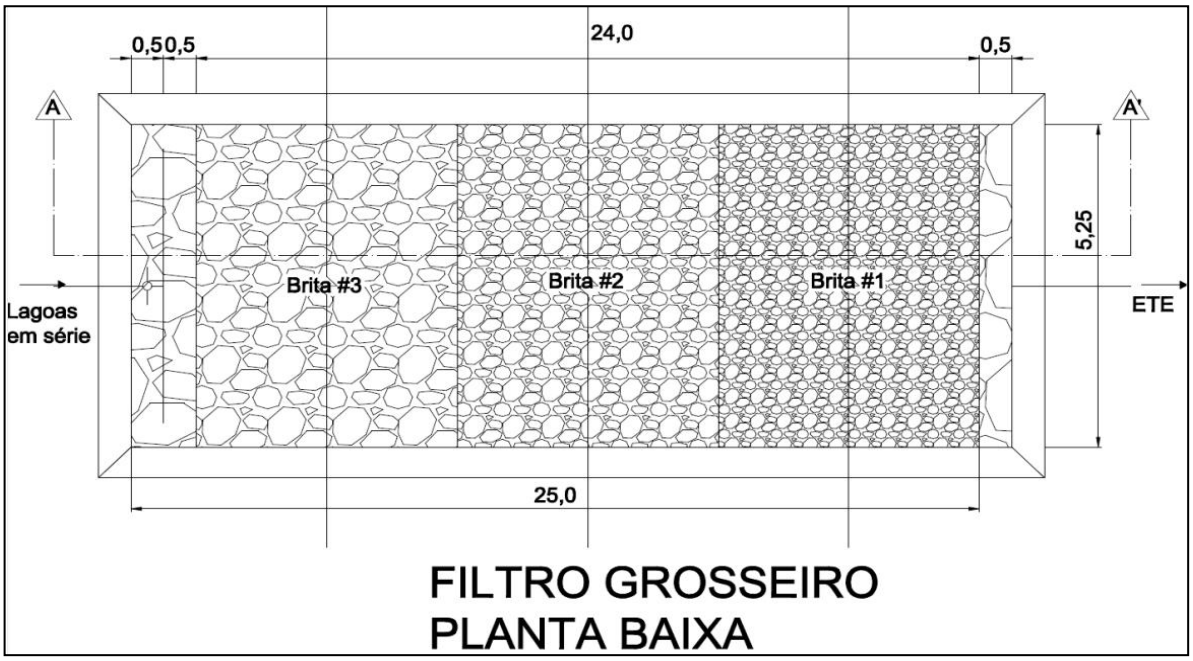


Figura 5.12. Planta Baixa do Filtro Grosseiro

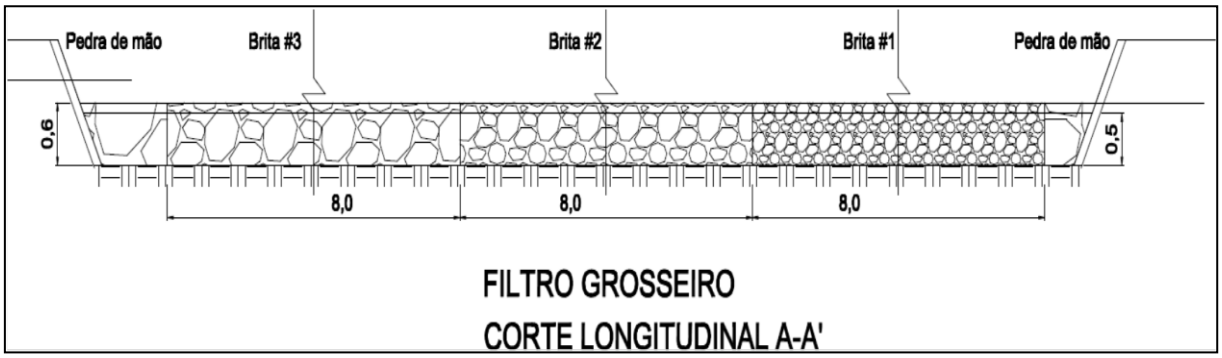


Figura 5.13. Corte Longitudinal do Filtro Grosseiro

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

Ao longo do tempo de funcionamento, autores como Dornelas (2008), Paoli (2010), Costa (2013) realizaram o monitoramento da qualidade do afluente e efluente das unidades acompanhando a variação na concentração de oxigênio dissolvido (*OD*), temperatura do meio líquido, condutividade elétrica (*CE*), potencial redox ou de oxidação-redução (*POR*), potencial hidrogeniônico (*pH*), turbidez, série de sólidos (*SSV*, *SSF* e *SST*) e de nitrogênio, fósforo (*P*), alcalinidade e demandas bioquímica (*DBO*) e química (*DQO*) de oxigênio. A análise de algumas variáveis não foi contínua ou completa, o que se deveu ao início tardio ou interrupção no monitoramento. O fósforo, por exemplo, teve sua análise encerrada em 2013. Dando continuidade ao trabalho dos autores, também foram feitas determinações *in loco* e no Laboratório de Análises Físico-Químicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). O detalhamento no

método de análise de cada variável será apresentado a seguir. O período de análises específico deste trabalho ficou compreendido entre outubro de 2013 e julho de 2015, tendo sido feitas semanalmente as análises do efluente dos SACs-EHSS.

5.3.1. Determinações *in loco*

As medições de concentração de *OD*, *pH*, *POR* e turbidez foram feitas em campo, com auxílio de uma sonda multiparâmetro *HQ40d* da empresa *HACH* e do turbidímetro *P2100* da mesma empresa. Como as medidas de *POR* são obtidas ao se utilizar eletrodos de Ag/AgCl ou calomelano, é necessário a conversão dos resultados para valores condizentes com os obtidos quando se utiliza o eletrodo de hidrogênio, medidas apresentadas como E_H, que é a referência padrão no que se refere à forma na apresentação dos resultados de medida de potencial redox. Na literatura encontram-se alguns valores para transformação dos valores medidos *in situ* utilizando os citados eletrodos para o que seria medido com o eletrodo padrão (hidrogênio), e que varia com a temperatura da água, tal como apresentado em Matos (2015). Porém, tem sido considerado que a soma de +200 mV às determinações obtidas com eletrodos de Ag/AgCl ou calomelano (*ORP*) (PARKER; MALLORY, 2003), não proporciona erros consideráveis na transformação do valor para E_H, para condições normais de temperatura de países de clima tropical. Além das variáveis medidas utilizando-se a sonda, também, *in loco*, foi medida a concentração de sólidos sedimentáveis, usando o cone *Imhoff*.

Na tubulação de amostragem da Figura 5.9 e no poço de visita da Figura 5.10, foram feitas as coletas de amostras utilizando frascos plásticos. Como pode haver acúmulo de sólidos na derivação de amostragem, já que em boa parte do tempo, essa permanecia fechada, aguardava-se de 30 a 60 segundos para a retirada das amostras. Nesses mesmos pontos, foram medidas as vazões afluente e efluente, com uso de cronômetro e recipientes graduados.

Assim como as demais variáveis, as vazões foram obtidas semanalmente, com exceção do período da execução de outros experimentos pontuais, quando foi medida com maior frequência. A importância da medição do volume afluente e efluente ao sistema, por unidade de tempo, decorre do fato que é utilizada na estimativa das cargas aplicadas e removidas e no cálculo das eficiências reais. Sistemas naturais, vegetados e expostos às condições ambientais externas tendem a perder água por evapotranspiração, implicando na obtenção de um efluente mais concentrado, o que proporciona subestimativa da eficiência de remoção do reator, caso se avalie as concentrações e não as cargas de entrada e saída do sistema (BRASIL; MATOS, 2008).

5.3.2. Determinações em laboratório

As determinações das variáveis químicas (*DQO* e concentração de nitrogênio), bioquímicas (*DBO*) e físicas (cadeia dos sólidos, excetuando-se o *SP*), foram realizadas no Laboratório de Análises Físico-Químicas e no Setor de Cromatrografia do DESA/UFMG. As metodologias de coleta e análise seguiram recomendações apresentadas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). A importância da análise dessas variáveis está no conhecimento da variação da eficiência ao longo do tempo, verificando se houve perda de eficiência com o avançar do processo de colmatação.

a) DBO

Para obtenção da concentração de oxigênio, utilizou-se um oxímetro, sendo medida assim que as amostras eram trazidas ao laboratório e após o período de incubação nas condições padrão especificadas pelo método (5 dias e à 20 ^{o}C). Nesse estudo avaliaram-se as amostras do Esgoto Sanitário Bruto (EB), efluentes do UASB (geminado e compacto), do Filtro Biológico Percolador Aberto (FBPA) e dos Sistemas Alagados Construídos Plantado (SAC P) e Não Plantado (SAC C). Para cada dia e amostra, foram realizadas 3 repetições, de forma a se obter resultados mais fidedignos.

b) DQO

Para determinação da *DQO*, utilizou-se o método titulométrico de refluxo fechado, que segundo APHA (2012), consiste em adição da amostra e de uma solução fortemente ácida e com excesso de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), que é o agente oxidante da matéria orgânica, em tubos próprios. Posteriormente, o conjunto é colocado no bloco digestor, para reação por 2 horas, quando é feita a titulação com sulfato ferroso amoniacal.

c) Série de Sólidos

Para obtenção da série de sólidos, utilizou-se o método gravimétrico de quantificação. Assim, de forma a ter dados da concentração de sólidos suspensos (*SS*) passaram-se amostras em filtros de 1,0 μm, sendo em seguida o material seco em estufa, por 12 h, sob temperatura de 65 ^{o}C, aferindo a sua massa em balança de precisão 0,0001 g. Em seguida, as membranas filtrantes foram submetidas a nova secagem, agora sob temperatura de 105 ^{o}C, por 2 h e, posteriormente em intervalos de 1 h, pesando-se o material seco em mesma balança. Assim que, em pesagens sucessivas, verificou-se que as massas das amostras não diferiam mais que

1,0%, interrompeu-se o processo, tendo sido considerada obtida a massa seca a 105 ^{o}C (MATOS, 2012).

Os sólidos também podem ser separados, segundo sua constituição, em voláteis (*SV*), perdido após aquecimento sob temperaturas que proporcionam a calcinação do material, ou fixos (*SF*), que é a massa restante após essa calcinação. Para essa determinação, o conjunto membrana filtrante mais *SS* secos, foram levados à mufla (550 ^{o}C) para possibilitar a quantificação dos *SSF* e por diferença, dos *SSV*.

d) Série de nitrogênio

Para verificação da capacidade de retenção ou transformação das formas de nitrogênio, foram realizadas análises de Nitrogênio Total Kjedahl (*NTK*), nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). As duas primeiras variáveis foram obtidas utilizando-se o método Kjeldahl, com uso de destilador, adição de hidróxido de sódio (NaOH), reação com solução de ácido bórico e indicador, e titulação com ácido forte (H_2SO_4). A diferença entre essas metodologias está no fato de que, na primeira, faz-se a digestão da amostra de água residuária para quantificação do nitrogênio na forma orgânica, obtendo-se, como resultado, a soma do N_{org} e do $N\text{-}NH_4^+$.

A quantificação das concentrações de nitrito e nitrato foi feita até 26 de agosto de 2014, analisados por meio da leitura da absorbância, após adição de reagentes à amostra de água residuária. A partir dessa data, o método colorimétrico foi substituído pelo da cromatografia, em equipamento instalado em sala anexa ao Laboratório de Análises Físico-Químicas. Importante ressaltar que, após a obtenção dos resultados, era necessário, converter de NO_2^- e NO_3^- para equivalente em nitrogênio, ou seja, $N\text{-}NO_2^-$ e $N\text{-}NO_3^-$.

e) Fósforo

A determinação do fósforo total (P-Total) foi obtida utilizando o método molibidílico e colorimétrico, com leitura da absorbância na amostra, após preparo da amostra, em comprimento de onda 400 nm. O limite de detecção do método é de 0,2 mg L^{-1} e as análises foram feitas até o final de julho de 2013.

f) Alcalinidade

A alcalinidade pode ser dividida em parcial (*ALP*) e intermediária (*ALI*), respectivamente obtidas em titulação com ácido de normalidade conhecida até se obter *pH* 5,75 e 4,3. Para

isso, as amostras são filtradas, sendo as soluções misturadas com agitador magnético e o *pH* continuamente aferido. A soma das alcalinidades é a alcalinidade total (*ALT*).

g) Sulfetos

A quantificação do enxofre foi feita utilizando-se o método colorimétrico e consiste em colocar o S^{2-} em contato com cloreto férrico e o dimetil-p-fenilenodiamina em meio ácido, para produzir azul de metileno. Após a reação, o fosfato de amônio é adicionado para eliminação da cor produzida pelo excesso de cloreto férrico, possibilitando-se a quantificação, em espectrômetro, a concentração de FeS_2. A metodologia está citada no *Standard Methods*, tem limite de quantificação (*LQ*) igual a 0,02 mg L^{-1}, sendo recomendada para análise de amostras com concentração de enxofre inferior a 20 mg L^{-1}.

5.3.3. Análise das séries de dados obtidas nos SACs-EHSS

Como é objetivo avaliar a capacidade de remoção de poluentes e as condições operacionais dos SACs-EHSS, nas suas diferentes configurações, dividiu-se o período de monitoramento desses sistemas em 3 fases, seguindo-se as datas apresentadas no Quadro 5.1. Além do tipo de pré-tratamento, o que alterou as cargas aplicadas, o estádio de crescimento das plantas, tal como discutido na revisão de literatura, também pode ter influenciado na eficiência de remoção dos poluentes. Por isso, de forma a minimizar possíveis interferências dessas etapas do desenvolvimento da taboa na eficiência do sistema e diminuir o efeito que dados discrepantes apresentados pontualmente teriam sobre a série histórica, calculou-se a média e mediana dos dados inseridos nos períodos considerados. Esses foram divididos segundo o tipo de pré-tratamento, totalizando 3 fases (UASB Geminado; UASB Compacto e FBPA; e UASB Compacto) e subdivididos entre cortes da parte aérea. Como houve uma interrupção na série de dados de monitoramento de 30/09/09 a 29/03/10, a única data na qual ocorreu o corte da parte área que não serviu como base para subdivisão dos períodos, foi o dia 17/12/09. Com essas condições, a primeira fase ficou com 10 subfases (A, B, C, D, E, F, G, H, I e J), a segunda com 7 (A, B, C, D, E, F e G), ficando a terceira e última com 8 subdivisões (A, B, C, D, E, F, G e H).

Por se tratar de dados ambientais, sobretudo de unidades de tratamento de águas residuárias, que não seguem a distribuição normal (OLIVEIRA, 2006), as análises estatísticas foram feitas por meio de testes não paramétricos. Para isso, utilizou-se o *software Statistica* 8.0 e os comandos necessários para geração dos testes *Kruskal-Wallis*, *Mann-Whitney* e *Wilcoxon*, respectivamente para comparação de agrupamentos, dados independentes e pareados, sempre

com nível de significância de 5,0%. No Quadro 5.2 estão apresentados os períodos de monitoramento das variáveis discutidas, sendo as determinações realizadas semanalmente.

Na tabulação dos dados, desconsideraram-se valores negativos de concentração, a não ser no caso de serem plausíveis, como no caso da medida do potencial redox. Em alguns momentos, monitoraram-se as variáveis no ponto de entrada de cada SAC separadamente, e em outros, obteve-se a caracterização da saída do pré-tratamento (UASB ou do FBPA). Assim, quando haviam dados de entrada dos SACs-EHSS, eles foram considerados e quando não, utilizaram-se os valores efluentes do reator anterior aos SACs.

Quadro 5.2. Período de monitoramento de cada variável investigada nos SACs.

Período de monitoramento	**Variável**
20/09/07 a 10/07/15	Vazão (*Q*)
29/03/10 a 10/07/15	Oxigênio Dissolvido (*OD*)
29/04/11 a 10/07/15	Potencial Redox (*POR*)
29/03/10 a 10/07/15	Potencial Hidrogeniônico (*pH*)
14/04/10 a 10/07/15	Condutividade Elétrica (*CE*)
29/03/10 a 10/07/15	Temperatura (*T*)
20/09/07 a 10/07/15	Sólidos Suspensos Totais (*SST*)
20/09/07 a 10/07/15	Sólidos Suspensos Fixos (*SSF*)
20/09/07 a 10/07/15	Sólidos Suspensos Voláteis (*SSV*)
20/09/07 a 10/07/15	Demanda Bioquímica de Oxigênio (*DBO*)
20/09/07 a 10/07/15	Demanda Química de Oxigênio (*DQO*)
20/09/07 a 10/07/15	Nitrogênio Total Kjedahl (NTK)
20/09/07 a 10/07/15	Nitrogênio Amoniacal (NH_4)
07/04/10 a 10/07/15	Nitritos (NO_2)
20/09/07 a 10/07/15	Nitratos (NO_3)
20/09/07 a 31/08/11	Fósforo Total (P-total)
03/01/08 a 10/07/15	Alcalinidade (*ALT*)
06/08/10 a 07/12/12	Sulfeto (S^{2-})

5.4. Métodos de avaliação da colmatação

Para facilitar a discussão, mesmo que as análises não tenham sido realizadas em sequência, já que foram intercaladas com outras determinações, preferiu-se agrupar todas as metodologias de avaliação da colmatação para apresentação em um só item. Dessa forma, pode-se comparar resultados e respostas, verificando aqueles mais adequados e identificando-se possíveis problemas nos métodos, além da principal razão, que é a verificação de qual SAC-EHSS se encontra mais colmatado. O primeiro método descrito é o mais simples, que é análise visual da extensão de colmatação, do nível d'água sobre o leito.

5.4.1. Identificação visual dos pontos de escoamento superficial nos SACs-EHSS

No presente trabalho, foi monitorado o avanço do escoamento superficial usando trena e obtendo o nível do líquido acima do nível da escória. A metodologia seguiu o que foi realizado por Costa (2013) sem, no entanto, manter a mesma frequência do autor (semanal), realizando medidas pontuais ao longo do período de estudo. Como verificado na literatura, a observação comparativa das unidades plantada e não plantada, no que se refere à extensão do escoamento superficial, é importante para averiguação de qual deles está em mais avançado estágio de colmatação, fomentando a discussão da unidade mais susceptível. Paoli (2010) também aferiu em um momento anterior, o que ajuda na comparação.

Nos dias em que se mediu a extensão do escoamento superficial, também foi medida a altura da lâmina d'água acima do nível do leito, utilizando uma régua transparente. Por fim, registros visuais ajudam a ilustrar a mudança das condições dos SACs-EHSS ao longo dos oito anos de operação.

5.4.2. Testes hidrodinâmicos: uso de traçadores

Conforme discutido, todos os traçadores apresentam vantagens e desvantagens do seu uso, seja por risco de baixa recuperação, toxicidade ou outros fatores. O NaCl foi escolhido em função da facilidade de aquisição e manuseio, baixos custos e detecção mais simples, permitindo a reprodução em sistemas de tratamento em pequenas comunidades e em outras instituições de pesquisa. O emprego do traçador salino também possibilita investigar a sua viabilidade de estudos em SACs-EHSS, para caracterização do grau de colmatação.

5.4.2.1. Condutividade elétrica do *background*

Escolhido o tipo de traçador, foi necessário obter a concentração da substância naturalmente presente no meio, já que as alterações na concentração do sal, corante ou da substância radioativa utilizada como traçador, devem ser exclusivamente devidas à introdução externa e não aos valores comumentes encontrados no meio. Por essa razão monitorou-se a concentração de sódio de *background*, obtida indiretamente pela medição da condutividade elétrica (*CE*) na água, com posteriormente conversão à concentração de NaCl.

Para quantificação da *CE* no meio, foi utilizada a sonda *Global Water® WQ301A-O*, que possui limite de detecção de condutividade elétrica de 0 a 5.000 $\mu S\ cm^{-1}$ (Figura 5.14a). O armazenamento dos dados do equipamento foi feito de forma automática, pelo acoplamento a um *data logger*. A programação do conjunto *data logger*/sonda, com ajustes do tempo de

coleta de dados, a retirada dos valores aferidos pelo *data logger* e a limpeza do histórico foi feita com auxílio de um *notebook* contendo o *software* da sonda. O intervalo da coleta de dados durante todos os ensaios foi sempre inferior a 0,10 *TDH*, como sugerido por Headley e Kadlec (2007).

A sonda foi colocada para medição da *CE* no efluente dos SACs-EHSS, de forma a propiciar primeiramente a obtenção do valor de condutividade de *background*, calculado pela mediana dos valores anteriores à aplicação do sal. Assim, dos dias 25 a 28 de abril de 2014, monitorou-se a *CE* na saída do SAC não plantado (controle), possibilitando-se a estimativa da massa de sal a ser aplicada ao sistema, assunto a ser discutido no item seguinte. A partir da série de dados, calculou-se a mediana, chegando ao valor de 694 $\mu S\ cm^{-1}$.

Para se evitar a mistura dos efluentes nas saídas dos SACs-EHSS, conforme apresentado na Figura 5.10b, o que poderia prejudicar a análise, colocou-se um coletor na saída do SAC avaliado (no caso em questão, não plantado), onde a sonda de medição da *CE* foi, também, instalada, permitindo uma correta medição.

5.4.2.2. Obtenção do traçador utilizado: traçador salino

Para obtenção do tempo de detenção hidráulica (*TDH*) nos dois SACs, foi utilizado sal de cozinha (NaCl), moído, da marca Veneza. Foram adquiridos pacotes de 1,0 kg que, posteriormente, foram misturados com água de torneira e adicionados aos SACs-EHSS, nas quantidades calculadas, conforme apresentado no próximo item.

5.4.2.3. Preparo da solução e cálculo da massa a ser aplicada

O cloreto de sódio apresenta solubilidade em água de 365 $g\ L^{-1}$, sob temperatura de 20 ^{o}C, dessa forma, no preparo da solução, deve-se adicionar um solvente em quantidade suficiente para que cause a total solubilização do sal. Outras restrições impostas no cálculo do volume de água e de sal a ser aplicado são a capacidade da sonda (5.000 $\mu S\ cm^{-1}$), a caracterização de um pulso de aplicação do traçador, a discrepância com relação ao valor comum ao meio (*background*) e até mesmo o risco de salinização do meio. Headley e Kadlec (2007) sugerem que se aplique uma massa de traçador que implique em valores de 10 a 20 vezes os encontrados no *background*. Isso permitiria ter uma melhor amplitude, facilitando a separação dos valores.

Para caracterizar um pulso, não alterando as condições normais de funcionamento do reator, Bracho et al. (2009), citados por Possmoser-Nascimento (2014), sugeriram que o tempo de

aplicação seja inferior a 2% do *TDH* do sistema, 0,024 d ou 35 min, considerando o valor teórico.

Por fim, como discutido na revisão de literatura, autores como Cota et al. (2011) reportaram clorose das folhas após adição do traçador salino, assim como Brasil et al. (2007). Os últimos autores verificaram fitoxicidade após a adição de 743 mg L^{-1} de Na ou aproximadamente 1900 mg L^{-1} de cloreto de sódio. Entretanto, por ser uma aplicação de baixo tempo de contato e em função da limitação da capacidade da sonda, esperou-se que não causasse a salinização do meio. No estudo de Brasil et al. (2007), foram necessários 100 dias de aplicação para o aparecimento da queima das folhas, por aumento da concentração externa e maior dificuldade de absorção de água pela planta.

Diante das condições citadas, passou-se a avaliar as condições impostas e possíveis consequências ao meio, decorrentes da utilização de determinadas massas de sal como traçador. A primeira condição de se aplicar uma concentração na solução traçadora que fosse equivalente a 10 a 20 vezes o valor de *background* não pôde ser cumprida, pela imposição da segunda restrição, que é o limite de medição da sonda.

Para saber o quanto pode ser aplicado é necessário converter *CE* em massa de cloreto de sódio. Possmoser-Nascimento (2014), utilizando a mesma sonda, obteve a equação (R^2 = 0,9989) que correlaciona a *CE* à concentração equivalente de NaCl. Como é a adição do sal que deverá causar a alteração da condutividade elétrica, os valores medidos (CE_{med}) devem ser descontados daqueles encontrados comumente no meio (*background*, CE_{back}), para encontrar a concentração de NaCl. Dessa forma, monitorou-se a condição anterior à adição do traçador salino, calculou-se a mediana do período, valor que foi descontado do medido, como apresentado na Equação 5.1.

$$[NaCl] = 0{,}5258 \; x \left(CE_{med} - CE_{back}\right) - 3{,}4836 \qquad (5.1)$$

Em que, *[NaCl]* é a concentração de NaCl, em mg L^{-1}, estando as condutividades elétricas medidas, (CE_{med}) e de *background* (CE_{back}) em µS cm^{-1}. Como a capacidade da sonda é de 5000 µS cm^{-1} (CE_{med} - CE_{back} = 5000), a concentração nos SACs-EHSS que poderia ser aplicada é de aproximadamente 2626 mg L^{-1}. Considerando que haja uma situação hipotética de mistura completa, em que toda essa concentração de sal fosse igual em qualquer ponto do leito, poderia ser aplicada no máximo 23,0 kg de cloreto de sódio. Entretanto, como o sistema está em operação desde 2007, e assim o volume de vazios deve ter diminuído

consideravelmente, fez-se a primeira tentativa com uma massa de sal de 20,0 kg. A adição dessa quantidade de cloreto de sódio, no entanto, fez a CE_{med} ultrapasssar a capacidade da sonda.

5.4.2.4. Testes com traçadores nas unidades plantada e não plantada

No dia 25 de junho de 2014, realizou-se o teste definitivo na unidade plantada, com aplicação iniciada às 15 h e duração de 26 minutos (inferior a 2% *TDH*). Nessa tentativa, adicionou-se uma quantidade de 10,0 kg em 150 L de água de torneira, gerando uma solução traçadora de concentração (66,67 g L^{-1}) semelhante à utilizada por Chazarenc et al. (2003) em SACs de maiores dimensões (31,0 m de comprimento, 19,5 m de largura e 0,72 m de profundidade). Esse valor é inferior ao da solubilidade do NaCl em água, permitindo então uma mistura completa do sal. Na Figura 5.14b, pode-se observar a adição dos pacotes de 1,0 kg de sal (20 no total) em uma caixa d'água, com adição do solvente e a mistura vigorosa (Figura 5.14c). A adição foi feita diretamente na caixa de distribuição dos SACs-EHSS, na unidade monitorada, colocando o tubo na seção referente ao compartimento do leito monitorado (Figura 5.14d).

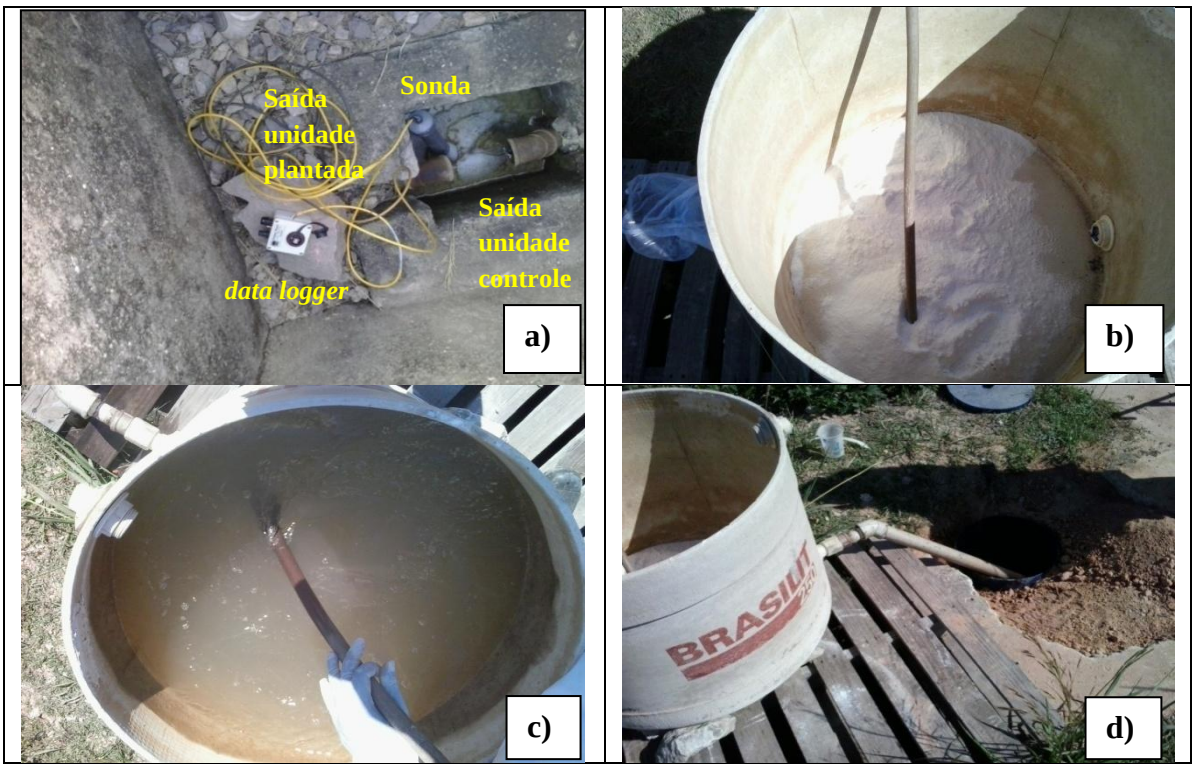


Figura 5.14. Aparato utilizado para quantificação da condutividade elétrica (a) e preparo da solução traçadora e aplicação no SAC (b, c, d).

Em testes hidrodinâmicos com uso de traçadores, o recomendado é o monitoramento por tempo mínimo de 3 a 4 vezes o *TDH*, com a finalidade de recuperação do máximo possível do traçador (HEADLEY; KADLEC, 2007; KADLEC; WALLACE, 2009; BODIN et al., 2013). Dessa forma, seriam necessários tempos superiores a 3 dias, o que foi reforçado pelo

monitoramento de uma aplicação anterior. Assim, a coleta de dados prosseguiu até que o valor de *CE* alcançasse o de *background* (mediana calculada), o que ocorreu após cerca de 4 a 5 dias. O intervalo de coleta de dados passou a ser de 20 min, diferente do utilizado no ensaio de obtenção do valor de *background* (30 min), para se ter melhor definição da curva de concentração do traçador.

Durante a realização do teste no SAC-EHSS plantado, a taboa encontrava-se em fase final de desenvolvimento, em estádio de florescimento e altura média de 2,40 m acima do nível do leito (Figura 5.15a), situação essa, que pode, hipoteticamente, levar à menor absorção de sais, pois as plantas têm sua maior taxa de remoção nas fases iniciais de crescimento (BRIX, 1997; KADLEC; WALLACE, 2009). Nesse período de acompanhamento da *CE* com aplicação do traçador salino, houve uma interrupção no fornecimento da energia elétrica e, consequentemente, de esgoto sanitário aos SACs-EHSS, mas como esse evento teve duração de apenas 4 h (de 7 às 11 h do dia 27/06), o que representa menos de 3,33% do tempo de monitoramento, o teste não foi abortado. A interrupção ocorreu entre os 2.400 e 2.640 min após o início da aplicação do sal. Durante a condução desse teste, foram observadas oscilações na curva de distribuição de concentração do traçador em função do tempo, que poderiam ser creditadas às características de sistemas plantados ou a esse evento de interrupção do fornecimento de esgoto sanitário.

No SAC-EHSS não plantado ou controle, o teste teve início no dia 03/07, às 10 h 41 min, tendo a adição do sal, duração de cerca de 18 min. As medições de *CE* foram, da mesma forma, realizadas de 20 em 20 min.

Na tabela resumo (Tabela 5.2) constam as condições em que foram conduzidos cada um dos testes realizados para obtenção do *TDH*. Observa-se que, além dos ensaios anteriormente descritos, realizou-se um terceiro no SAC-EHSS plantado, após ter ocorrido o corte da parte aérea da taboa (Figura 5.15b). Com esse novo teste visou-se avaliar a possível influência da fase de desenvolvimento da planta na recuperação do traçador e consequentemente, na resposta do traçador salino. Para também investigar se as oscilações presentes no primeiro ensaio se deveram à interrupção no fornecimento de esgoto ou à interferência das próprias plantas, reduziu-se o tempo de amostragem, tendo sido feitos registros de dados a cada 10 min. A parte aérea da taboa foi cortada no dia 31 de julho, um dia antes da aplicação do sal, o que a deixou com altura média de 11 cm acima do leito. O tempo de aplicação da solução traçadora foi de 20 min, com início às 13 h 24 min.

Tabela 5.2. Resumo dos ensaios realizados nos SACs-EHSS avaliados no estudo.

SISTEMA	Altura média da taboa (cm)*	Horário da aplicação (*D* e *H*)**	Duração da aplicação (min)	Intervalo de coleta de dados (min)	Duração do teste (min)
SAC plantado em estádio de florescimento (Figura 5.12 a)	240	25/06/14 às 15h00	26	20	7205
SAC não plantado	-	03/07/14, às 10h41	18	20	5924
SAC plantado em estádio de crescimento (Figura 5.12 b)	11***	01/08/14 às 13h24	20	10	11275

* Acima do nível do leito; ** Data e Hora; *** Corte da parte aérea no dia 31/07/14

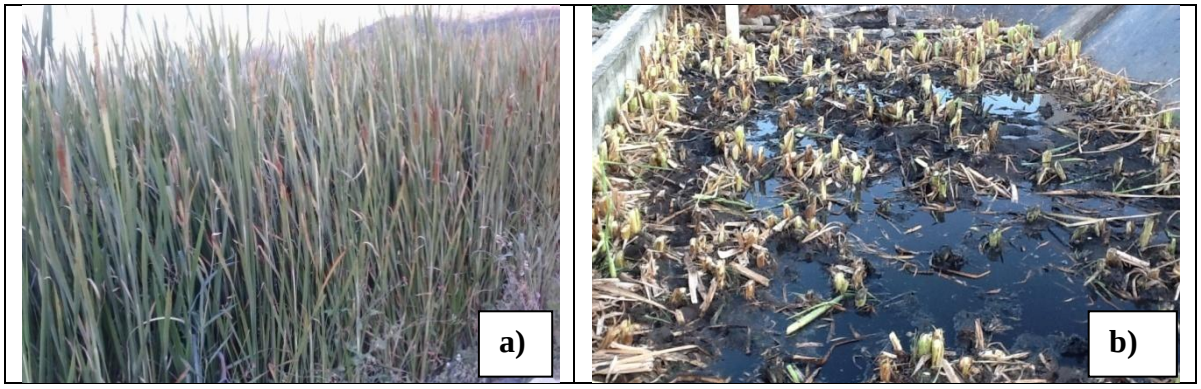


Figura 5.15. Aspecto visual das plantas de taboa, a) em fase final de crescimento (florescimento da espécie) e b) logo após efetuado o corte da sua parte aérea, no SAC-EHSS.

Durante a realização dos testes, as vazões afluente e efluente foram medidas, utilizando recipientes graduados e cronômetro, em diferentes momentos e em situações em que seu conhecimento era essencial, antes e após o corte da parte aérea das plantas, e na unidade sem vegetação. No SAC-EHSS, antes de ser efetuado o corte da parte aérea das plantas, as medições foram realizadas nos dias 25 e 28 de junho de 2014, 03 e 15 de julho de 2014, ou seja, datas anteriores, durante e após a adição do traçador salino. No SAC-EHSS não plantado, os dias de monitoramento da vazão foram 03, 07, 14 e 15 de julho de 2014, também representativos das condições nas quais foram realizados os ensaios. Após o corte da parte aérea das plantas, as vazões foram medidas nos dias 01 e 02 de agosto de 2014, datas que coincidiram com o período da planta recém cortada e em início de rebrota. A cada dia, com exceção dos referentes ao mês de agosto, foram realizadas 3 repetições, de forma a melhor caracterizar a vazão de entrada e saída da água residuária, importantes variáveis para a observância das condições hidrodinâmicas do sistema. Após o corte da parte aérea, tendo em vista haver grande crescimento e rápida alteração nas condições do meio para realização do

teste, realizou-se a medição das vazões em apenas dois dias. Em razão desse fato, repetiu-se a medição por cinco vezes, nesses dias.

Ressalta-se que, neste estudo, passou-se a utilizar a expressão "corte da parte aérea" ao invés de "poda", por considerá-lo mais adequado para caracterizar o que foi feito nos testes, já que se entende por poda a prática de desbaste de folhas e galhos de árvores sem, contudo, se efetuar a retirada de toda a parte aérea das plantas.

5.4.2.5. Cálculo das condições hidrodinâmicas

Para propiciar comparações entre as respostas dos traçadores em relação às condições hidrodinâmicas dos sistemas, nas fases em que se encontravam, foram calculadas algumas variáveis de caracterização dessas condições, as quais estão apresentadas a seguir.

O tempo de detenção hidráulica nominal (TDH_n), de projeto ou teórico, é obtido considerando-se cálculo do tempo a ser gasto para que se percorra todo o sistema. Esse cálculo foi baseado na vazão, dimensões e porosidade drenável do sistema. Como, ao longo do tempo, existe a tendência de diminuição da porosidade drenável, há esperada diminuição no *TDH* real, que se afasta do teórico. Além disso, a vazão por algumas vezes não é igual à de projeto, o nível em que o líquido escoa também se altera, principalmente com a colmatação. Utilizando-se a Equação 5.2, obtém o valor do TDH_n.

$$TDH_n = \frac{V_p}{\bar{Q}} = \frac{L.b.h.\varepsilon}{\bar{Q}} \quad (5.2)$$

Em que V_p (m^3) é o volume de poros ou vazios, dado pelo comprimento (L), largura (b), altura (h) e porosidade drenável do leito (ε), e $\bar{Q}$ ($m^3\ d^{-1}$) é a média entre as vazões afluente e efluente. A vazão média foi utilizada nos cálculos como intuito de diminuir a interferência que a perda hídrica (evaporação e transpiração) pode proporcionar na comparação entre o TDH_n e o *TDH* medido em campo (BRASIL; MATOS, 2008).

No cálculo do TDH_n, utilizou porosidade de 0,40 $m^3\ m^{-3}$ e altura útil igual à da altura total do substrato no SAC (0,40 m), já que se encontra escoamento superficial em boa parte do leito. No que se refere às dimensões dos SACs, 24,0 m é o comprimento do leito dos SACs-EHSS em que a granulometria é menor. Porém por haver 0,5 m após a tubulação de distribuição, e 0,5 m no final do sistema, preenchido com substrato de maiores dimensões, utilizou-se L=25,0 m, assim como Paoli e von Sperling (2013b).

O valor do *TDH* obtido pelo monitoramento da concentração da solução traçadora pode gerar melhor representação das condições hidrodinâmicas atuais do sistema. O valor do *TDH* médio, obtido pelas respostas do traçador, foi calculado utilizando a equação apresentada por Metcalf e Eddy (2003) (Equação 5.3). Para isso, monitorou-se a *CE* ao longo do tempo, convertendo o valor aferido a cada dez ou vinte minutos na concentração de cloreto de sódio.

$$TDH_m = \frac{\int t.c(t)\mathrm{d}t}{\int c(t)\mathrm{d}t} \tag{5.3}$$

Na equação, a variável *c(t)* refere-se à concentração de cloreto de sódio (mg L^{-1}) e *t* é o tempo referente à concentração medida (min), considerando o tempo 0 como início da aplicação do traçador. Posteriormente, o TDH_m, em minutos para coerência com as unidades utilizadas, foi convertido para dias.

A relação entre o *TDH* medido em campo e o valor teórico remete ao valor da variável eficiência volumétrica (e_v), calculada pela Equação 5.4, apresentada por Kadlec e Wallace (2009).

$$e_v = \frac{TDH_m}{TDH_n} = \frac{V_{ef}}{V_p} \tag{5.4}$$

Após o cálculo de quanto do volume é efetivamente utilizado e das condições de escoamento no SAC, restam a determinação dos índices que estão associados à presença de zonas "perdidas" nos SACs, seja por obstrução dos poros, escoamento acima do nível do leito ou por caminhos preferenciais. O primeiro índice é de zonas mortas (*IZM*), que é simplesmente a diferença entre o volume de vazios total e o efetivo, ou a diferença entre as porcentagens entre um e outro (FONDER, 2010).

$$IZM = V_p - V_{ef} = \frac{V_p}{V_p} - \frac{V_{ef}}{V_p} = 1 - e_v \tag{5.5}$$

O índice de curtos-circuitos (*ICC*) é calculado utilizando-se a Equação 5.6 (METCALF; EDDY, 2003).

$$ICC = \frac{t_i}{TDH_m} \tag{5.6}$$

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

A eficiência hidráulica (λ), obtida utilizando-se a Equação 5.7, é calculada pelo quociente entre o tempo correspondente ao pico (maior concentração do traçador aferido, t_p) e o *TDH* teórico.

$$\lambda = \frac{t_p}{(TDH_n)} \tag{5.7}$$

Segundo Persson et al. (1999), essa equação foi criada porque outras se mostraram em algumas situações inadequadas para descrever a real situação de lagoas e SACs. Esse formato final da equação partiu do desenvolvimento do produto da eficiência volumétrica por um tempo que envolve o número de tanques em série (η). Dessa forma, além do volume efetivo utilizado no reator, considera-se também o regime de escoamento. Os mesmos autores apresentam classes dos reatores de acordo com o valor de λ: (i) se $\lambda > 0{,}75$ é um reator de boa eficiência hidráulica; (ii), entre 0,50 e 0,75, satisfatória; (iii), menor do que 0,50, considera-se ter um sistema de baixa eficiência hidráulica.

O número de dispersão (d) é o indicativo da turbulência longitudinal do escoamento, apresentando-se mais próximo de um sistema de mistura completa ($d = \infty$) ou fluxo em pistão ($d = 0$). Há algumas equações apresentadas na literatura, porém como sabidamente SACs são sistemas de alta dispersão ($d > 0{,}01$), utilizou-se a Equação 5.8, presente em Levenspiel (2000). A solução da equação passa pelo método iterativo para a obtenção de d.

$$\frac{\sigma^2}{(TDH_m)^2} = 2d - 2d^2 \cdot \left(1 - exp^{-d}\right) \tag{5.8}$$

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

A Equação 5.9 remete ao valor do número de tanques em série (η), outra medida para verificar o regime de escoamento nos SACs, também foi obtida a partir dos trabalhos de Levenspiel (2000). Quanto maior o valor de d e menor o número de η, mais se aproxima da mistura completa e, ao contrário, mais se aproxima do regime de fluxo em pistão.

$$g(t) = \frac{\eta}{TDH_m \cdot \Gamma(\eta)} \cdot \left(\frac{\eta \cdot TDH_n}{TDH_m}\right)^{\eta - 1} \cdot \exp\left(\frac{\eta \cdot TDH_n}{TDH_m}\right) \tag{5.9}$$

Sendo que, *g(t)*, a função gama, e $\Gamma(N)$, função gama de $\eta = (\eta - 1)!$. Assim, a solução também é obtida por iteração ou utilizando-se a Equação 5.10, no qual o valor de dispersão d pode ser obtido utilizando-se as equações de Arceivala (1981) (Equações 5.11 e 5.12).

$$\eta = \frac{1}{2d - 2d^2 x\left(1 - exp^{-1/d}\right)} \quad (5.10)$$

$$D = v_{méd} \cdot \left[\left(v_{méd} \cdot TDH_m\right) - L\right]/2 \quad (5.11)$$

$$d = D/\left(v_{méd} \cdot L\right) \quad (5.12)$$

Em que, $v_{méd}$ é a velocidade média, dada pelo produto do comprimento (L) do SAC por $1/t$ que, por sua vez, pode ser calculada pela relação $\int c(t)/t/\int c(t)$ (ARCEIVALA, 1981).

Por fim, a porcentagem de recuperação (*Rec*) do traçador é importante para verificar a viabilidade do uso do traçador salino e a influência da presença e do estádio de crescimento das plantas no seu desempenho. Essa variável depende da massa total quantificada, indiretamente (medição da *CE*), pela sonda e da massa adicionada (10,0 kg).

$$Rec = \frac{\sum [NaCl] \cdot Q_{efl} \cdot t_m}{m_{adic}} \quad (5.13)$$

Em que, Q_{efl} é a vazão efluente ($m^3\ min^{-1}$); t_m é o intervalo de armazenamento de dados (min), apresentado na Tabela 5.2.; m_{adic} é a massa adicionada do traçador (g).

5.4.3. Uso de equipamento de análise geofísica de investigação subterrânea: Georadar (*GPR*)

Os métodos mais utilizados atualmente para avaliação do grau de colmatação de SACs apresentam alguns inconvenientes, além de ser a maior parte deles, invasivos ao sistema. Além disso, requerem a interrupção da operação do sistema, o que é indesejável ou mesmo impossível em unidades de tratamento não experimentais.

O georadar, equipamento geofísico de detecção de anomalias no meio subterrâneo, tais como estruturas e presença de contaminantes, pode vir a preencher essa lacuna, proporcionando melhor caracterização *in situ* do grau de colmatação do meio.

Para a realização das sondagens com o equipamento, contou-se com a colaboração da equipe do Instituto de Geociências (IGC) da UFMG, sendo a fase experimental dividida em: (i) reconhecimento da área e escolha do equipamento a ser utilizado; (ii) realização das prospecções; (iii) obtenção da velocidade da onda e (iv) processamento das imagens e plotagem.

5.4.3.1. Reconhecimento da área e escolha do equipamento a ser utilizado

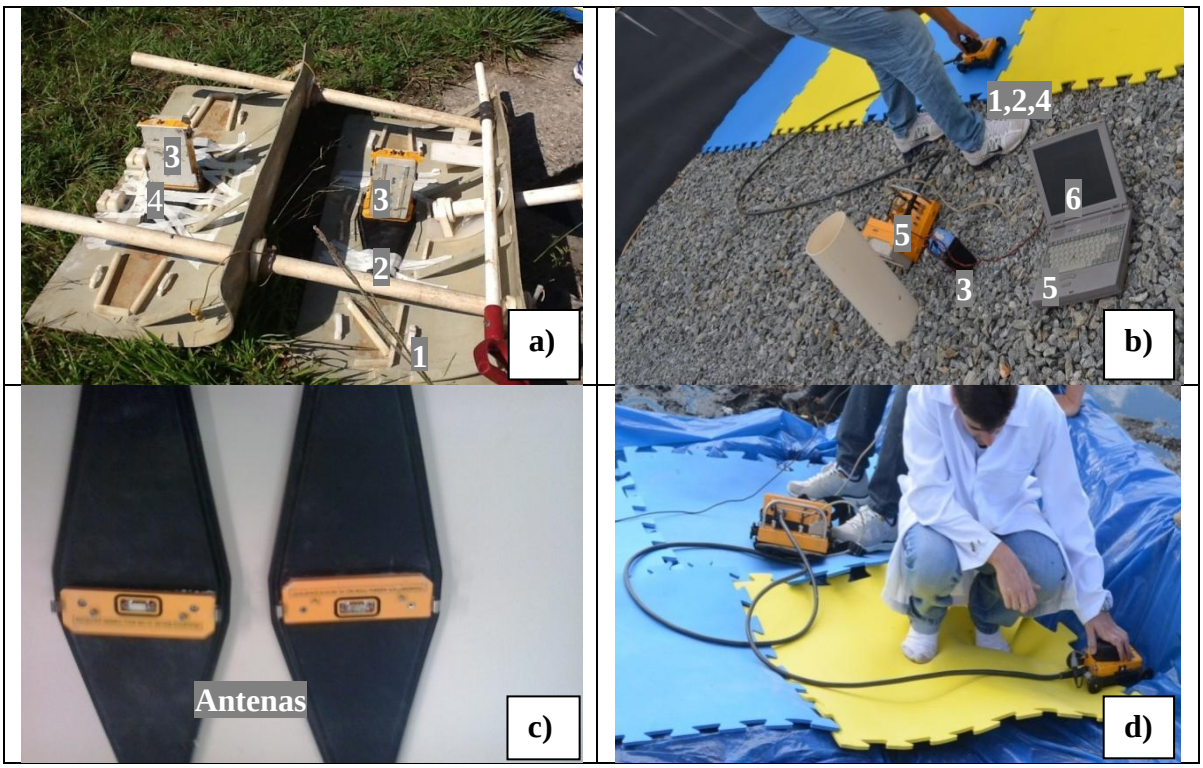
No dia 31 de março de 2014, ocorreu a primeira visita da equipe do IGC, sob a tutela do professor Paulo Aranha. O reconhecimento da área foi feito por meio de sondagens iniciais, utilizando–se o Georadar (*GPR*) no SAC-EHSS não plantado e no Filtro Grosseiro (FG).

O equipamento utilizado nessa fase e nas demais etapas do trabalho foi consistituído pela antena transmissora, antena receptora, unidade controle e unidade de visualização. A primeira, como o próprio nome sugere, irradia ondas em diversas direções ao seu redor, inclusive abaixo do nível que toca, podendo atingir grandes profundidades, dependendo de sua frequência. A cada movimento do "veículo" no qual está instalada a antena, são emitidas ondas eletromagnéticas, estando a sua reflexão associada ao tipo de material subterrâneo.

Mudanças de *pH*, viscosidade, temperatura dos fluidos presentes no meio e mudanças estruturais de rochas causam a reflexão diferenciada no sinal (DAVIS; ANNAN, 1989). Essas diferenças (mudanças dielétricas) entre materiais constituintes do meio é que criam padrões diferenciados, podendo, por essa razão, ser detectadas, em subsuperfície, concentrações de material inorgânico e orgânico, o que pode estar associado à colmatação.

O sinal refletido é então captado pela antena receptora, sendo amplificado, digitalizado e gravado na unidade de controle do equipamento, ficando passível de ser observado na unidade visualizadora. Já a unidade de controle é composta por um caixa onde são ligadas as antenas, baterias e o *notebook*, também integrante do equipamento.

A operação do equipamento se inicia quando a caixa de controle é ligada, seleciona-se a antena e um comando no *software RAMAC* (*start measure*) dispara a emissão das ondas. Da mesma forma, o equipamento para de operar quando se faz os passos contrários, ou seja, *stop measure* (ARANHA, 2011). Na Figura 5.16, podem ser observados os equipamentos utilizados na prospecção dos SACs-EHSS avaliados neste trabalho.



1- Meio de condução das antenas: (a) Trenó e (b) Carrinho; 2- Antena de transmissão; 3- Baterias; 4- Antena receptora; 5- Unidade de controle; 6- Unidade visualizadora.

Figura 5.16. Equipamentos do Georadar

A escolha da antena é parte fundamental na realização dos testes em campo, porque dela dependem a resolução e a profundidade de penetração das ondas eletromagnéticas. Até a seleção do meio de condução das antenas é diferenciada de acordo com o seu tipo. Segundo Aranha (2011), a resolução vertical está relacionada com a possibilidade de reconhecer diferenças nas estruturas. Quanto menor for a escala dessas diferenças, maior é a resolução necessária para que se possa observar o contraste no sinal e isso é conseguido com o aumento da frequência central. Por outro lado, o aumento da frequência, diminui a profundidade de penetração do sinal observado no radargrama. Então, na primeira expedição ao CePTS, observou-se a disponibilidade e localização de pontos de energia para ligação do equipamento e também foi feita uma avaliação das características do meio, sendo esclarecida a finalidade do ensaio. Com base nisso, foram escolhidas as antenas de 200 MHz e 1,6 GHz para a condução dos testes.

As imagens geradas com o Georadar possibilitam que se obtenham perfis de modo contínuo ou descontínuo (*stack*), sendo que, no modo contínuo, as antenas transmissora e receptora são movidas ao longo da linha do sistema em análise. Para permitir a condução do equipamento, é necessário um meio de transporte, que pode ser o trenó (Figura 5.16a), o *skidbox* ou um uma espécie de carrinho (Figura 5.16b). O trenó é utilizado para antenas de frequência menor ou

igual a 200 MHz, justamente as de maiores dimensões. Essa forma de condução facilita a obtenção de perfis em trechos longos, puxando-se o equipamento por meio de um cabo.

A antena de 200 MHz tem também maior penetração, tendo sido utilizada nas prospecções longitudinais efetuadas nos SAC plantado e não plantado e Filtro Grosseiro. Os resultados foram utilizados para avaliação, além da colmatação, da existência de locais, no fundo dos SACs onde, possivelmente, haveria perda da água residuária por infiltração, já que Costa (2013) levantou essa suspeita, após efetuado balanço hídrico nesses SACs-EHSS.

Por outro lado, para obtenção dos perfis transversais, de forma a obter melhor nitidez (resolução), escolheu-se a antena de 1,6 GHz. Essa escolha se fez adequada em razão das dimensões do SAC-EHSS que, tendo apenas 3,0 m de largura, tornam inviável a prospecção com uma antena maior.

O equipamento transmissor e receptor foi conduzido em um carrinho, que emitia ondas a cada rotação de sua roda. Nesse equipamento, as antenas transmissora e receptora são internas ao meio de transporte, conforme apresentado na Figura 5.16b.

Escolhidas as antenas e quais perfis seriam feitos, transversais e longitudinais dos SACs plantado e não plantado, e do Filtro Grosseiro, pode-se planejar a realização das prospecções.

5.4.3.2. Realização das prospecções

Como o substrato de preenchimento dos SACs-EHSS é de granulometria diversa, que atrapalha a movimentação do equipamento sobre sua superfície, atritando e causando desgaste no sistema de rolamento do carrinho, foi preciso colocar placas sobre a superfície dos leitos dos SACs-EHSS, proporcionando nivelamento essencial para a obtenção de perfis mais retilíneos e com menor interferência de trepidações do equipamento.

A escolha do material dessas placas também é importante, já que, dependendo de sua constituição pode haver atenuação do sinal do equipamento Georadar. Chapas metálicas, por exemplo, não são recomendáveis, tendo sido utilizados tatames de plástico e placas de madeira. A antena de 200 MHz, como está presa à uma superfície lisa, que é o trenó, dispensou o uso de placas para movimentação do equipamento em aéreas não alagadas.

Por apresentarem escoamento superficial em alguns trechos, com grandes lâminas de água no início do leito, outra preocupação por ocasião da montagem da estrutura para condução das prospecções foi a de não danificar o equipamento. Assim, foi necessário acomodar a lona

plástica nos pontos com alagamento com pequenas lâminas e menores depressões do leito, e em outros trechos, a solução foi a utilização de estrados de madeira, que propiciaram uma distância maior do contato com o líquido.

Além da regularização do nível do leito, com uso de placas, outra iniciativa para obtenção de bons e confiáveis perfis, foi a de promover o corte, o mais rente possível, da parte aérea da taboa. Assim, antes da realização dos ensaios, foi necessário efetuar o corte das plantas, o que foi feito no dia 30/07/14, para condução dos testes de sondagens no dia seguinte.

Por ter sido efetuado um corte muito raso nas plantas, a fim de possibilitar a colocação das placas e movimentação do equipamento, ocorreu prejuízo à rebrota de algumas plantas. Problemas semelhantes foram apontados por Morris e Knowles (2011) na utilização de métodos geofísicos para avaliação do grau de colmatação de SACs plantados.

O Filtro Grosseiro (FG) está em operação desde julho de 2014 e também neste foram geradas imagens utilizando-se o Georadar, sendo o objetivo das prospecções o de possibilitar uma avaliação comparativa de um leito limpo ou com possível progressão na obstrução dos poros do meio com o de dois SACs-EHSS, que já se encontram em estágio avançado de colmatação.

Demarcados os pontos a serem feitas as sondagens, o perfil de levantamento longitudinal foi feito com a passagem do equipamento do final do trecho da pedra de mão, na entrada dos SACs-EHSS e FG, até o início do trecho semelhante, na saída desses sistemas, totalizando 24,0 m de percurso (apenas na faixa preenchida com escória).

As prospecções transversais foram realizadas em seções pré-determinadas (1,0; 2,0; 3,0; 6,0; 11,0; 16,0; 21,0 e 24,0 m), a partir do início das unidades. Os trechos avaliados com a utilização do *GPR* estão apresentados nos esquemas da Figura 5.17. Os triângulos indicam a direção, da direita para esquerda, no caso dos perfis transversais (numerados), e do início para o final no perfil longitudinal. No FG, em função da necessidade de se complementar determinados trechos com brita, como pode ser observado na Figura 5.18d, pode-se obter apenas 6 perfis transversais (1,0; 2,0; 3,0; 6,0; 11,0 e 16,0 m). Entretanto, por estar em operação há pouco tempo, acredita-se que as últimas seções investigadas não diferem daquelas mais a jusante, o que não ocasionou prejuízos às análises.

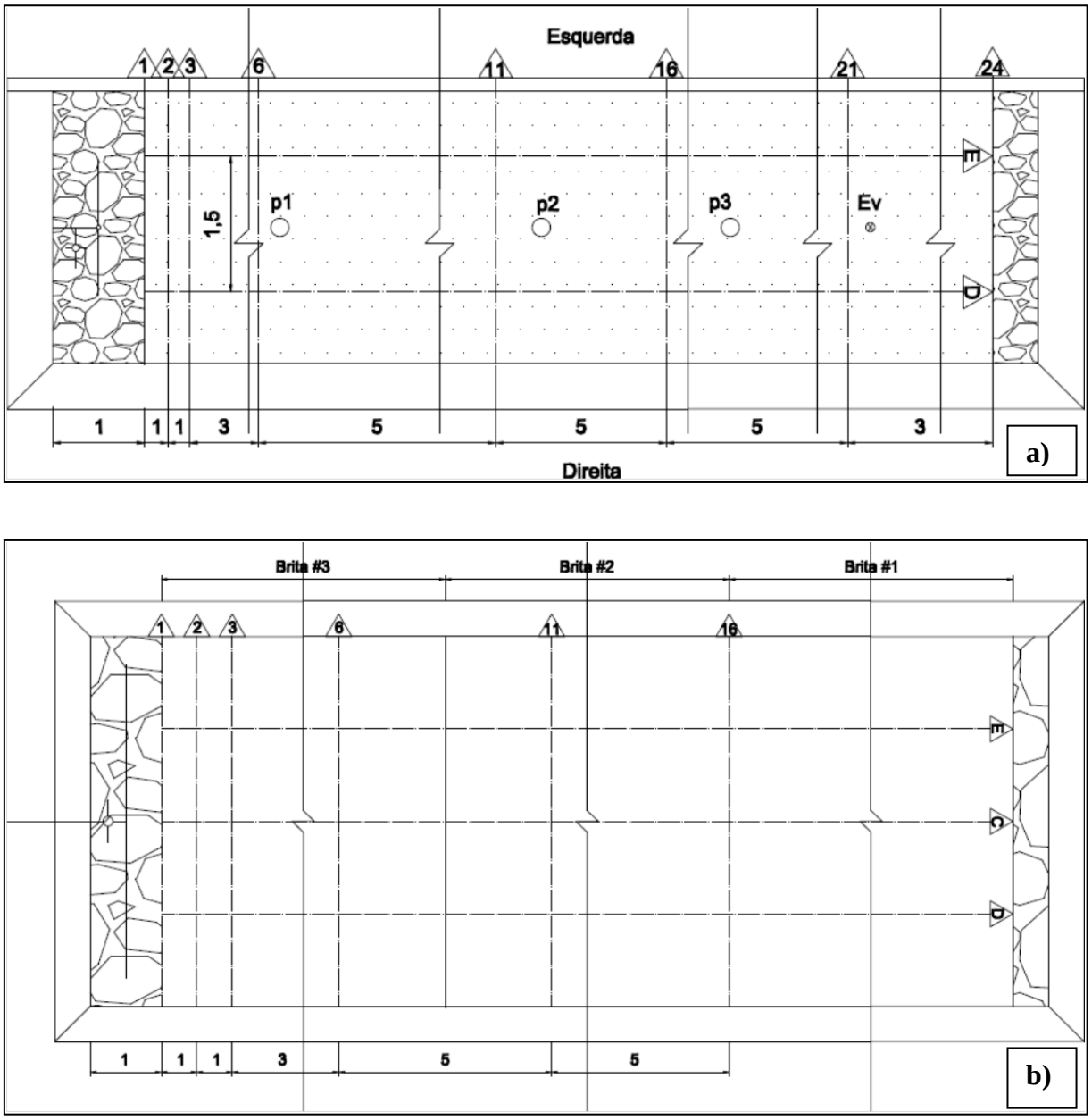


Figura 5.17. Posições dos perfis longitudinais e transversais realizados por sondagens com o *GPR* nos SACs-EHSS (a) e no Filtro Grosseiro (b).

Observa-se que foi estabelecido menor espaçamento entre seções transversais no início e maior no restante dos SACs-EHSS e FG, pois é no início que se esperam maiores variações no grau de colmatação desses sistemas.

Delimitado o trabalho e escolhido os equipamentos e materiais necessários, realizaram-se os ensaios para obtenção das imagens.

No dia 31 de julho de 2014, foram obtidos todos os perfis da unidade controle e Filtro Grosseiro e 7 dos 8 do SAC plantado. Alguns dos procedimentos realizados nesse dia podem ser observados no compilado de imagens da Figura 5.18, no SAC não plantado e plantado e Filtro Grosseiro. Nas fotos, pode-se observar o detalhamento da colocação da lona plástica, os

tatames encaixados, o local de início do teste (após a pedra de mão), os equipamentos utilizados (antena de 1,6 GHz) e as condições do leito (escoamento superficial e a aparência da taboa, após o corte de sua parte aérea).

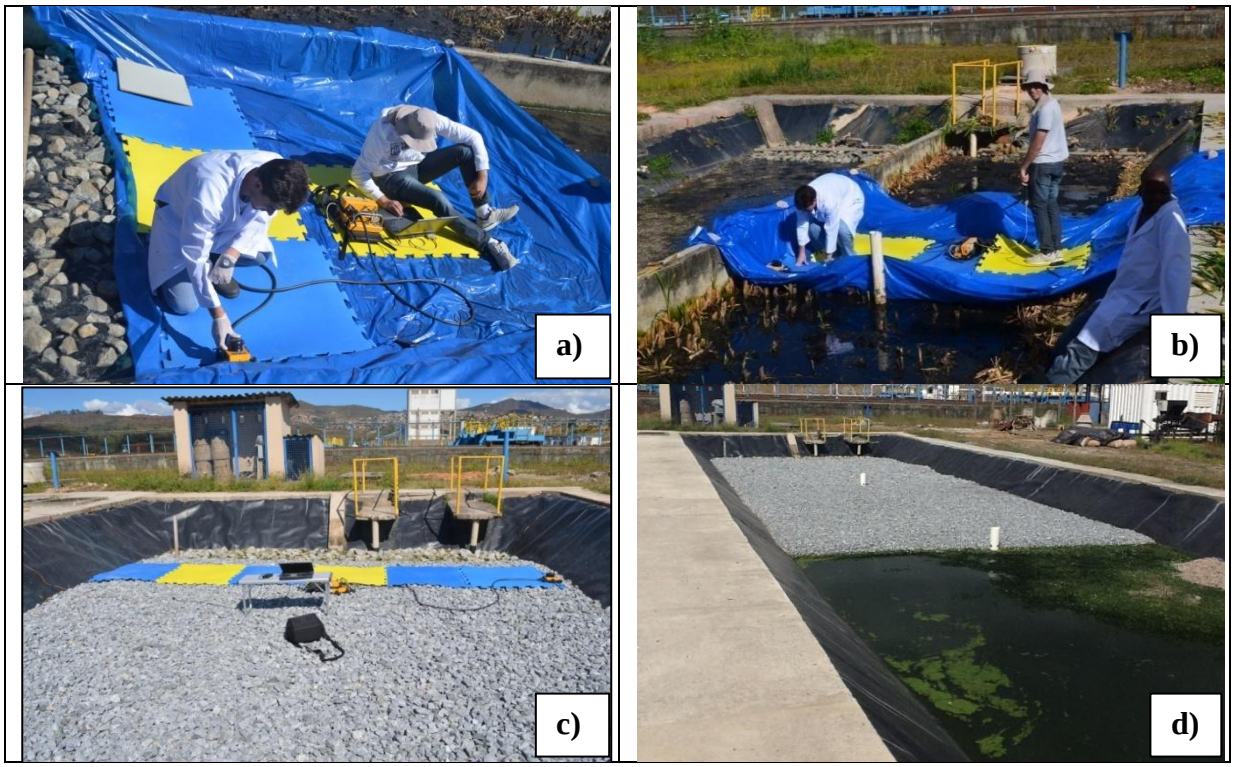


Figura 5.18. Sondagens dos perfis transversais no SAC C (a), SAC P (b) e FG (c). Em (d), observa-se a situação do leito durante a obtenção dessas imagens no FG.

No dia 30 de outubro de 2014, realizou-se novo corte da parte aérea das plantas para a realização dos demais testes. Assim, no dia primeiro de novembro, a equipe voltou ao CePTS para a conclusão dos perfis transversais (1 da unidade plantada e todos os da Filtro Grosseiro) e os longitudinais. Na Figura 5.19, observa-se a realização das sondagens no sentido do comprimento.

Como já havia sido discutido anteriormente, no Filtro Grosseiro, que não tem pontos de escoamento superficial e foi utilizado o trenó (antena de 200 MHz), não foi necessária a disposição de tatame, lona plástica ou estrados de madeira na superfície do seu leito, para realização da prospecção de obtenção do seu perfil longitudinal. Na seção transversal do ponto 24,0 m do SAC P, como não há alagamento, a lona plástica também não foi necessária.

Do final de julho ao início de novembro de 2014, houve piora no escoamento superficial dos SACs-EHSS, tendo sido necessário a utilização de estrados de madeira (mais altos) para impedir o contato do equipamento com a água.

Figura 5.19. Perfil longitudinal no SAC C (lona plástica requerida) (a), no SAC P (estrado de madeira) (b, c) e no FG (sem necessidade de cobrimento do leito) (d).

Antes do processamento das imagens obtidas com as prospecções, ainda é requerida mais uma etapa, realizada em campo, que é descrita a seguir.

5.4.3.3. Obtenção da velocidade da onda

Essa parte é importante para obtenção da profundidade de resolução da onda, a qual também depende do intervalo de tempo, previamente estabelecido pelos operadores. A velocidade da onda é obtida por meio da medição, utilizando-se o *Software Gradix* 1.11, da hipérbole observada nas imagens geradas. Em função do grau avançado de colmatação dos SACs-EHSS, foi necessário utilizar outro método para poder visualizar essa hipérbole.

No dia 16 de dezembro de 2014, retornou-se ao CePTS, com o intuito de obtenção da velocidade da onda. O método escolhido foi o *CMP* (*Common midpoint*), que consiste, como o próprio nome diz, em fixar um ponto central e afastar as antenas em intervalos iguais em sentidos opostos (ARANHA, 2011). Segundo Annan (1992), a separação máxima entre as duas antenas deve ser de uma a duas vezes a profundidade do alvo. Com o ponto central distante de 1,0 cm de cada antena, afastou-se, cada uma, em 5,0 cm, disparando a onda a cada mudança.

A onda eletromagnética, ao se propagar pela subsuperfície, encontra meios de diferentes características dielétricas, sendo refletida para a superfície, encontrando a antena receptora, a

chamada **Onda Refletida**. No entanto, a onda também pode se propagar logo abaixo da superfície do solo ou no meio poroso, indo diretamente para a antena receptora. Essa é conhecida como **Onda Direta** e, na maior parte das vezes, é mais fácil de ser observada e, assim, de obter o perfil de velocidade. O último tipo de derivação da onda eletromagnética emitida pelo equipamento é o da **Onda Aérea Criticamente Refratada**. Essa, se caracteriza por ao encontrar a interface subterrânea/atmosfera, após ser refletida pelo meio, é refratada, propagando-se até encontrar a antena receptora (ARANHA, 2011). Essas derivações da onda emitida pelo *GPR* podem ser vistas na Figura 5.20.

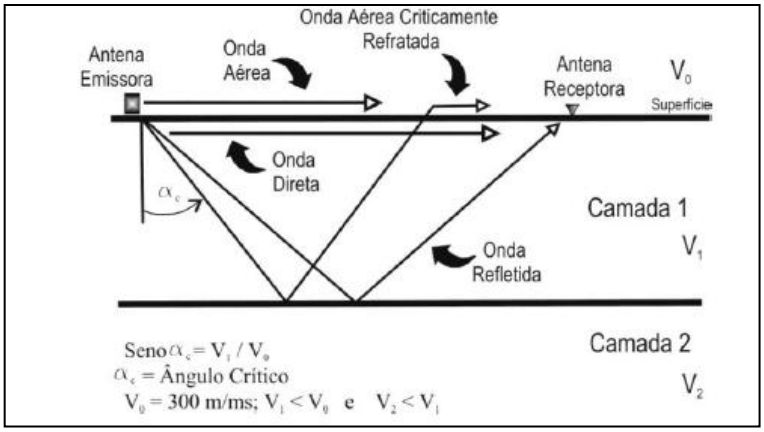


Figura 5.20. Tipos de ondas oriundas da onda eletromagnética emitida pelo equipamento Georadar. Fonte: Aranha (2011).

Assim, utilizando lonas plásticas e o tatame, foram obtidos os perfis pelo método *CMP*, no SAC-EHSS não plantado e no Filtro Grosseiro. Os trechos selecionados na unidade não plantada foram a 3,0 e 24,0 m da entrada, com seções de 4,0 m no sentido do comprimento e 3,0 m na largura. No Filtro Grosseiro foram feitas sondagens a 6,0 e 21,0 m da entrada, em seções de 4,0 m x 5,0 m, respectivamente, na largura e no comprimento. Aproveitaram-se as demarcações feitas quando da utilização da antena de 1,6 GHz e utilizando-se trenas para medir os 5 cm de afastamento entre as antenas.

Na Figura 5.21, está apresentado um compilado de imagens durante a realização dos testes, em que mais uma vez foi necessário proteger o equipamento de contato com a água residuária em escoamento superficial. Essas seções foram escolhidas por serem trechos iniciais e finais das unidades e por não estarem em condições tão críticas, em termos de escoamento superficial. No SAC-EHSS não plantado, na distância de 6,0 m a lâmina de escoamento superficial era até maior que próximo à tubulação de distribuição da água residuária, por esse motivo, evitou-se também efetuar essas medições nos trechos iniciais do SAC-EHSS plantado.

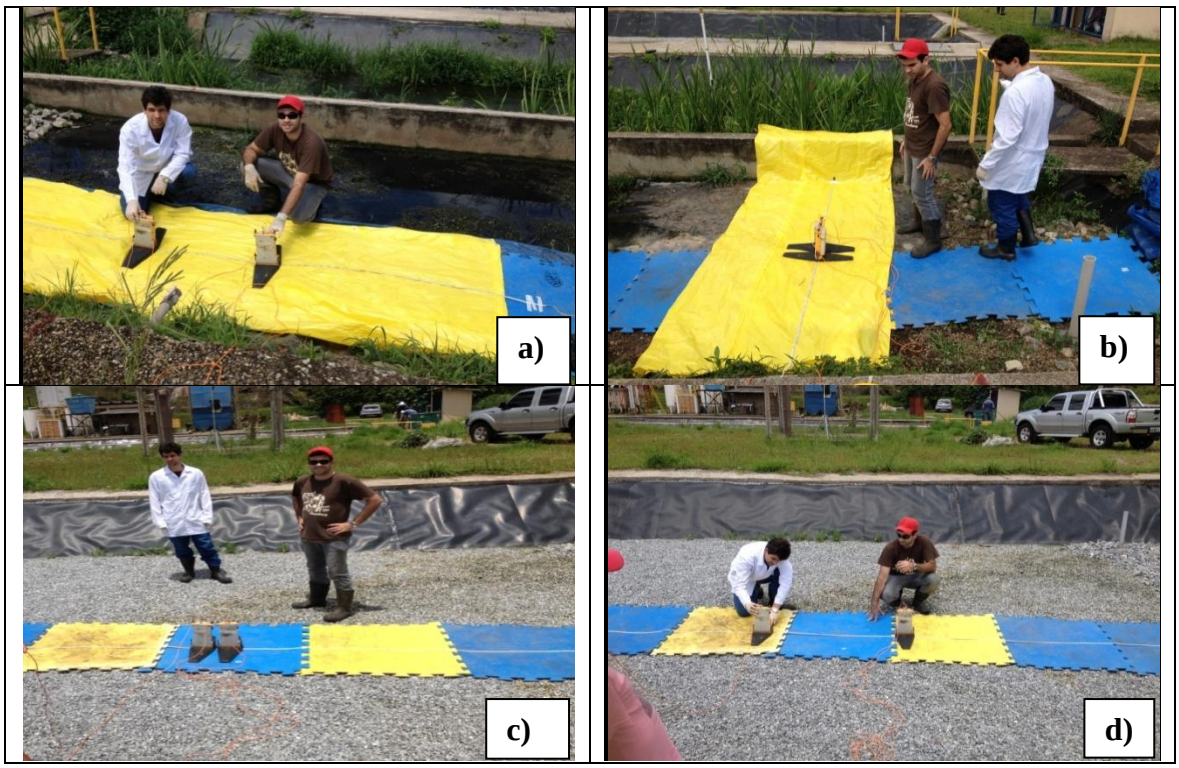


Figura 5.21. CMP realizadas no SAC controle: (a) perfil longitudinal à 3,0 m, (b) perfil transversal a 24,0 m; na Filtro Grosseiro: (c) perfil longitudinal à 21,0 m, posição inicial das antenas e (c) perfil longitudinal à 21,0 m, antenas à certa distância do ponto central.

O perfil de velocidade foi obtido utilizando-se o *software Gradix 1.11*. Primeiramente é necessário adicionar as *CMP* geradas ao projeto criado, realizar os passos disponibilizados pelo programa, *Declip*, *Dewow*, *Set Time Zero* e *Remove Background*, melhor descritos no item de processamento de imagens. Posteriormente, por meio do comando *Velocity Hyperbole (Vel Hyp)*, obtém-se o perfil de velocidade na hipérbole escolhida no radargrama (a de melhor visualização). O perfil de velocidade pode ser determinado pela observação da onda refletida ou da onda direta, escolhendo-se aquela mais visível.

O processamento das imagens também foi feito no *Software Gradix* 1.11, da *Interpex*, utilizado no sistema operacional *DOS/Windows* 98. As diversas etapas realizadas no programa foram separadas e estão apresentadas no Anexo *I*. Essas têm o intuito de remover ruídos, reforçar e unir traços, além de delimitar o início e o final da imagem.

5.4.3.4. Estimativa da porosidade a partir das imagens da *GPR*

A análise visual é interessante para poder observar a situação de cada um dos SACs-EHSS, e da Filtro Grosseiro, que serve como referência. No entanto, a quantificação dos espaços vazios tornaria o método ainda mais promissor.

Na tentativa de estimar os espaços vazios, primeiramente fez-se o desagrupamento da imagem agrupada para o *template* final, removendo-se todas as informações desnecessárias, mantendo

apenas os *pixels* de cores. Ainda no *Corel Draw X5*, selecionou-se o comando *Line art*, dentro de *Outline trace*, agrupando as tonalidades em grupo, de acordo com a semelhança (*Group Objects by color*). Marcando *merge adjacent objects of the same color* e *remove objects overlap*, os padrões ficam passíveis de serem separados, o que é conseguido novamente utilizando o algoritmo *crtl U*, criando regiões destacáveis. As transformações da imagem estão apresentadas na Figura 5.22 que tem como exemplo, o perfil obtido a 1,0 m do talude, do Filtro Grosseiro.

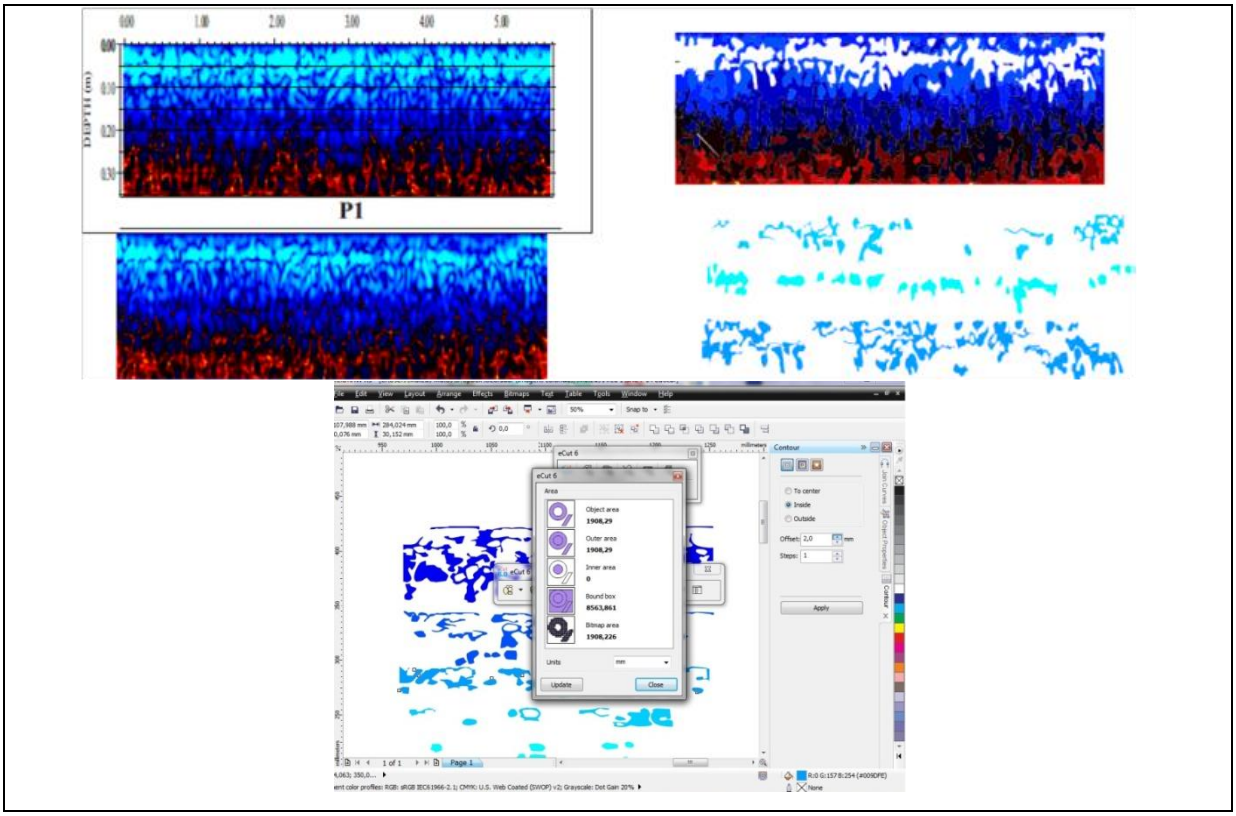


Figura 5.22. Procedimento para obtenção dos grupos associados (regiões), e das suas respectivas áreas

O passo seguinte foi calcular a área total da imagem e de cada região e depois, pela relação entre ambas, estimar a porosidade do meio. Nessa aproximação, a proporção encontrada pelo eixo X-Y, será considerada como a mesma na imagem 3D.

Como o Software *Corel Draw* não calcula áreas, foi necessário se pensar em outra alternativa. Há um *plugin* denominado *e.Cut 6.0*, que pode ser instalado adicionalmente ao *software*, possibilitando dentre as diversas funções, o cálculo da área. Selecionando as diversas áreas geradas pela diferenciação de cores e o desagrupamento do todo e acionando o comando *Area*, aparece uma interface com valores de área. Existem algumas opções, no caso, do estudo, anotou-se o valor gerado no "*Object Area*" (dentro dos limites da figura). A área total utilizada foi considerada como a soma das subáreas obtidas.

Na Tabela 5.3, está apresentada a consideração da porosidade associada a cada cor. A cor branca foi considerada aquela de porosidade igual a 1,0 (máxima), enquanto a cor preta, de nenhum espaço vazio disponível. Para obter o valor associado à cada outra coloração observada, utilizou-se a escala de cor *RGB* (*Red*, *Green* e *Blue*) e a Equação 5.14. Nesta codificação, os números variam de 0 a 255 para cada cor básica (vermelha, verde e azul), e são esses valores observados em cada região, é que foram utilizadas no cálculo.

Tabela 5.3. Cores, suas escalas *RGB*, e os valores atribuídos de porosidade.

Escala RGB	**Cor**	**Porosidade atribuída**
255; 255; 255		1,00
0; 255; 255		0,67
0; 0; 255		0,33
0; 255; 0		0,33
0; 0; 0		0,00
255; 0; 0		0,33
255; 255; 0		0,66

$$F_{Cor} = 0{,}33 \,.\, \left(\frac{Rd}{255}\right)^{0,6} + 0{,}33 \,.\, \left(\frac{Gr}{255}\right)^{2,0} + 0{,}33 \,.\, \left(\frac{Bl}{255}\right)^{2,5} \qquad (5.14)$$

Dessa forma, obteve-se o fator porosidade associada a cada região associada a uma cor (F_{Cor}), em que *Rd*, *Gr* e *Bl*, referem-se respectivamente, aos valores da escala *Red*, *Green* e *Blue*. Utilizando essa metodologia, retira-se a questão da subjetividade da cor, requerendo apenas padronizar o peso de cada uma, tentativa feita nesse estudo. Para chegar na equação, atribuíram-se valores diferentes de coeficientes, colocando maior peso para a cor azul, àquela mais representativa para espaço poroso e em maior presença no Filtro Grosseiro, usado como padrão. Os parâmetros adotados foram então, aqueles que propiciaram maior aproximação da representação visual das imagens geradas. Isso é, aqueles que continham maiores regiões mais próximas da cor branca, deviam conter maior porosidade final.

Na obtenção da porosidade de cada seção, é necessário ponderar quanto ao tamanho de cada região, e como a área de cada imagem varia, o ideal é utilizar a relação entre áreas, como demonstrado na Equação 5.15.

$$\varepsilon = \sum_{x=1}^{n} \left(F_{cor(x)} \cdot \frac{A_{(x)}}{\sum_{x=1}^{n} A} \right) . \beta \qquad (5.15)$$

Assim, a porosidade de cada seção é dada pelo somatório produto do fator porosidade-cor pela porcentagem de que cada região (separadas por cor). O fator β é uma correção para distorções na conversão das regiões e no cálculo pelo *e.Cut*, além de extrapolação da profundidade da imagem que não alcançou os 40 cm pretendidos. O ideal é que se faça a sondagem da área antes do início do funcionamento para obtenção da porosidade inicial, que seria utilizada como referência.

No caso desse estudo, como ele foi feito após 7 anos de operação, considerou-se a seção 24,0 m do SAC P (menos crítico) como ponto de partida para correção das demais. Adotando-se um valor de porosidade igual a 0,34 $m^3\ m^{-3}$, cerca de 85% do valor inicial, obteve-se a caracterização dos demais pontos dos dois SACs-EHSS. Chazarenc et al. (2003) observaram TDH_m pelo menos 1,2 vezes menor do que o teórico. Mantendo essa proporção para a eficiência volumétrica, teria-se que o $\mathcal{E}$ seria de 0,33 $m^3\ m^{-3}$. Diante do apresentado, para o último trecho da unidade, em um SAC operando há bastante tempo, num ponto sem escoamento visível e tendo o efeito do empolamento, acredita-se que o valor adotado esteja razoável.

No que se refere ao Filtro Grosseiro, como os pontos 1, 2, 3 e 6 m estão preenchidos com brita #3; 11 e 16 m, com brita #2; e 21 e 24 m, com brita #1, o procedimento foi diferente. A seção teoricamente menos afetada seria a localizada a 16,0 m de distância da entrada, preenchida com brita #2. Dessa forma, considerou-se a sua porosidade medida em laboratório desse trecho como referencial para as demais. Nesse caso, por estar o FG em operação há pouco tempo, considerou-se e_v igual a 1,0, na seção. O último trecho (brita #1) não estava completo, por essa razão não foi realizada a prospecção.

5.4.4. Quantificação dos sólidos colmatantes

O método direto de caracterização do grau de colmatação do meio poroso é o de coleta de sólidos retidos nesse meio, seguido de separação por tipo e granulometria e quantificação de cada fração. Esse método é, entretanto, invasivo, proporcionando alteração nas condições do sistema com a abertura de furos, no leito, para coleta de amostras.

Para facilitar essa coleta, recomenda-se que se faça a interrupção no fornecimento da água residuária e que haja a drenagem de todo o líquido presente no meio poroso, minimizando-se, assim, a movimentação do líquido presente e, com isso o deslocamento ou perda de material colmatante da massa de material poroso coletado. Neste estudo, não foi feita a interrupção da operação do sistema, primeiramente porque outras pesquisas estavam e estão sendo feitas nos

mesmos SACs e poderiam ser prejudicadas com essa interrupção, secundariamente por causa do grande tempo que seria requerido para drenagem do líquido dos SACs, já em estágio avançado de colmatação. De qualquer maneira, essa forma de coleta de amostras serviu como experiência para possível utilização em sistemas, em escala real, nos quais a interrupção da afluência da água residuária normalmente não é possível. Por ser um método de coleta que altera as condições do sistema, foi realizado após as sondagens com o *GPR*.

A caracterização dos sólidos presentes em análises, a obtenção da quantidade presente e do teor de matéria orgânica, além da obtenção das especificidades do material suporte (escória) foram realizadas quase que simultaneamente às determinações descritas neste item. No entanto, como as determinações têm objetivos diferentes, sendo o escopo dessa seção a obtenção das condições atuais dos SACs-EHSS, a caracterização física e química e o entendimento da origem dos sólidos de colmatação, considerou-se adequada uma separação, na apresentação, dos métodos utilizados. Assim, a caracterização do substrato (escória), será apresentada em um item posterior.

5.4.4.1. Coleta do material

Ao longo do tempo de operação, os SACs-EHSS sofreram vários distúrbios que proporcionaram alteração nas suas condições, tais como alteração da qualidade do afluente; desnivelamento e retirada de parte do substrato para separação e análise dos sólidos colmatantes do meio poroso, o que foi feito no trabalho de Paoli e von Sperling (2013a) e para constituição do substrato dos *planted fixed bed reactors* (*PRF*), em trabalhos conduzidos por e Barreto et al. (2015) e Vasconcellos (2015). A manutenção dos sistemas, com a retirada de plantas invasoras do sistema, tanto no SAC-EHSS plantado como no não plantado, também causou a remoção de material junto com as suas raízes. Dessa forma, os leitos não estão totalmente nivelados, apresentando locais de nível abaixo e acima do imposto inicialmente, em razão do empolamento proporcionado pelos rizomas das plantas.

No dia 05/11/14, portanto alguns dias após a finalização da prospecção dos perfis transversais e longitudinais com utilização do *GPR*, realizou-se a coleta do material sólido nos SACs-EHSS. O método consistiu em cravar um tubo de PVC de diâmetro interno de 100 mm, com alça para facilitar a penetração e a remoção do tubo cravado (Figura 5.23). Foram feitas demarcações no tubo, definindo as profundidades de 15 cm e 40 cm (profundidade máxima dos SACs-EHSS). A ideia era ter diferentes profundidades de amostragem para se poder avaliar o acúmulo de material colmatante, por camada.

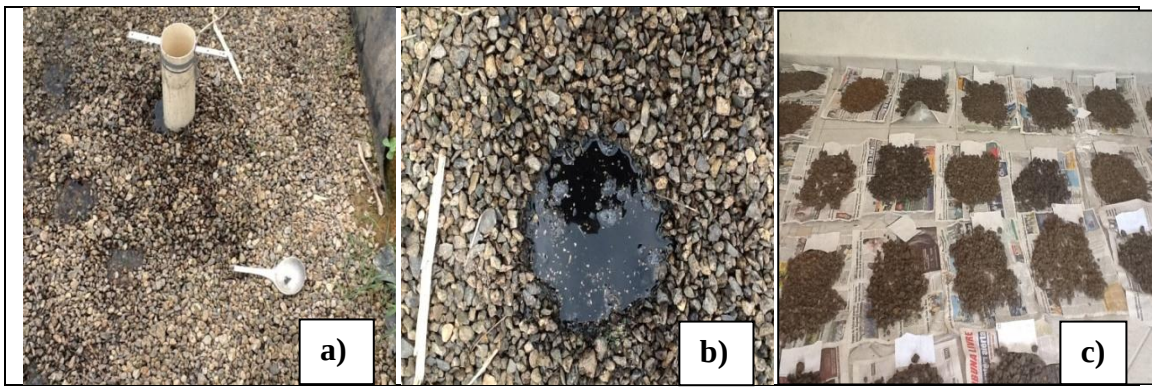


Figura 5.23. Procedimento de amostragem dos sólidos nos SACs-EHSS (a, b) e detalhe do material retirado sendo seco ao ar (c).

Com a rotação dos tubos, o que pode ser feito girando a alça e, ao mesmo tempo, forçando o tubo para baixo, cravou-se o cilindro até a marca de 15 cm, coletando-se o material contido no tubo com o auxílio de conchas e colheres. O material foi transferido para um vasilhame de plástico e, posteriormente, para um saco plástico devidamente identificado. Para coleta na camada mais profunda de meio poroso, o tubo foi forçado a penetrar até a marca de 40 cm, de profundidade, repetindo-se a operação de coleta da mesma forma como feito na camada superior (15 cm de profundidade). Essa metodologia foi empregada nos pontos 3, 6, 11, 16 e 21, aproveitando as linhas demarcadas com utilização de *spray* de cor vermelha, para realização dos testes com o *GPR*.

Nessas seções transversais, além da diferenciação no que se refere à profundidade, definiu-se pela coleta de amostras em posições à direita e esquerda do eixo longitudinal central dos SACs-EHSS, à meia distância entre o centro dos SACs e o talude, o que correspondeu a 0,75 m em relação ao eixo longitudinal central, conforme apresentado no esquema da Figura 5.24.

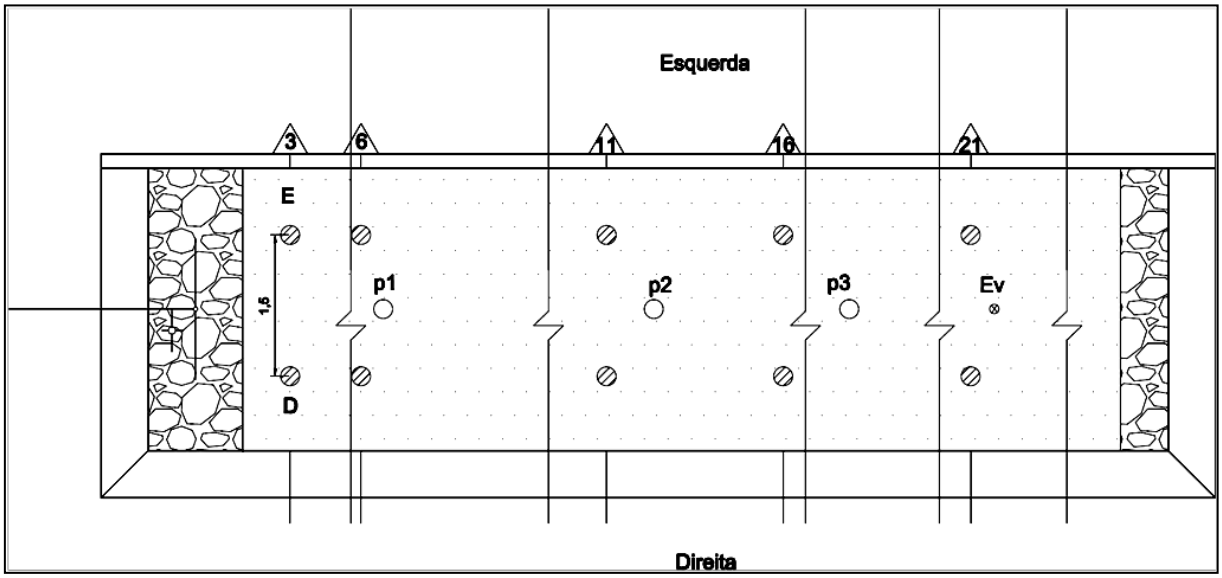


Figura 5.24. Pontos de amostragem de sólidos e leito filtrante nos SACs-EHSS. Em hachurado, os pontos amostrados em duas profundidades.

As amostras de material coletado ficaram expostas, sob temperatura ambiente, à secagem, para perda de parte de sua água e facilitar o transporte. Posteriormente, os sólidos foram encaminhados para o Laboratório de Solo e Resíduos Sólidos (LSRS) do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), para término da secagem. O material foi espalhado sobre folhas de jornal e lonas plásticas.

Os materiais foram divididos segundo sua origem, isso é, de qual unidade foram retiradas as amostras (SAC-EHSS Plantado, P, ou SAC-EHSS Não Plantado, C), o ponto amostrado e a distância da entrada (3,0; 6,0; 11,0; 16,0 e 21,0 m), se esquerda ou direita do eixo longitudinal central (*E* ou *D*) e a profundidade (15 ou 40 cm). Diante disso, foram obtidas um total de 40 amostras.

As diferentes posições de amostragem proporcionaram análise do acúmulo de material colmatante para possível associação com fluxo preferencial, condutividade hidráulica no meio poroso e grau de colmatação nos SACs-EHSS.

5.4.4.2. Separação do material

Após seco, o material foi levado ao Laboratório de Materiais de Construção Civil (LMC) do Departamento de Engenharia Civil (DEC), também da UFV, para a separação granulométrica. O substrato, junto com os sólidos colmatantes, foi colocado em um conjunto de peneiras, sobre uma mesa vibradora (Figura 5.25a). Com a agitação das peneiras, proporcionada pelo movimento vibratório da mesa, ocorreu a separação mecânica do material nas dimensões das malhas das peneiras de 12,70; 9,25; 6,35; 4,76 e 2,38 mm. A peneira de 19,10 mm não reteve uma quantidade expressiva de material, sendo, por essa razão, não foi incluída nas análises.

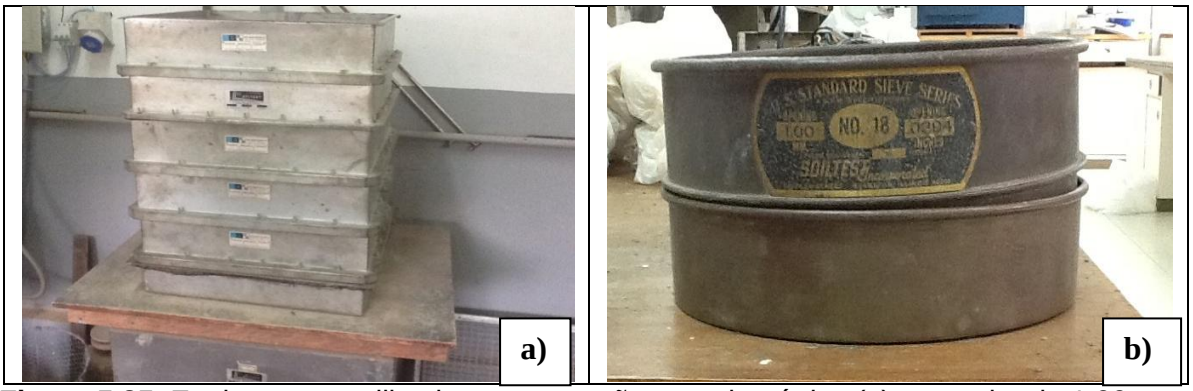


Figura 5.25. Equipamento utilizado na separação granulométrica (a) e peneira de 1,00 mm, utilizada na separação do substrato dos sólidos de colmatação (b) retirados dos SACs-EHSS.

Os sólidos não retidos na malha de 2,38 mm passaram pela peneira de #1,00 mm (Figura 5.25b), no LSRS do DEA/UFV, passando-se a ter, a partir disso, materiais com granulometria

maior que 12,70; de 9,25 a 12,70; de 6,35 a 9,25; de 4,76 a 6,35; de 2,38 a 4,76; de 1,00 a 2,38 e menor que 1,00 mm. O material fino, não retido na peneira #1,00, foi considerado como o material de colmatação, enquanto o restante foi considerado substrato.

5.4.4.3. Lavagem do substrato

Mesmo depois da separação mecânica, o substrato pode, ainda, conter sólidos aderidos, o que demanda a utilização de outros métodos para sua separação. Utilizando metodologia desenvovida por Miranda (2014), realizou-se a lavagem do substrato.

A lavagem foi feita no substrato misturado e homogeneizado como apresentado na Figura 5.26. O material continha em média 1,20 kg e foi colocado imerso em 700 mL de água. Após um período de molho (Figura 5.26a), realizou-se o atritamento da superfície com a lavagem do material, despejando posteriormente, o conteúdo em uma bacia contendo uma peneira de malha de 1,3 mm (Figura 5.26b). O substrato foi, então, novamente atritado para desprendimento de mais material sólido aderido e, após isso, peneirado (Figura 5.26c). Na água de lavagem do substrato encontra-se material aderido e demais finos, possivelmente desprendidos com o desgaste do substrato, que foi passada na peneira de 1,00 mm (Figura 5.26d) para separação do material que foi considerado, neste trabalho, como material de colmatação.

O líquido sem o material grosseiro (> 1,00 mm) foi, então, colocado em béquer para decantação (Figura 5.26e). Os sólidos sedimentados foram separados e colocados em recipientes de alumínio (Figura 5.26f) que foram levados à estufa, para secagem sob temperatura de 65 ^{o}C, por 24 h (Figura 5.26g). Enquanto isso, o líquido decantado foi acondicionado em outro béquer (Figura 5.26h), sendo colocado sobre chapa aquecida (60 ^{o}C) até a evaporação do líquido (5.27a). Após secagem, os sólidos provenientes do decantado foram retirados do béquer com utilização de espátulas e pincel, sendo misturados (Figura 5.27b) ao sedimentados secos acondicionados nos recipientes de alumínio (Figura 5.27c). Esses recipientes foram, então, mantidos em estufa, pelo mesmo período e temperatura citados anteriormente, para secagem. Posteriormente, o material sólido seco foi destorroado, com auxílio de um almofariz, peneirado (peneira de 1,00 mm) e misturado àqueles sólidos oriundos do peneiramento, sendo, finalmente, acondicionado em potes de plástico (Figura 5.27d).

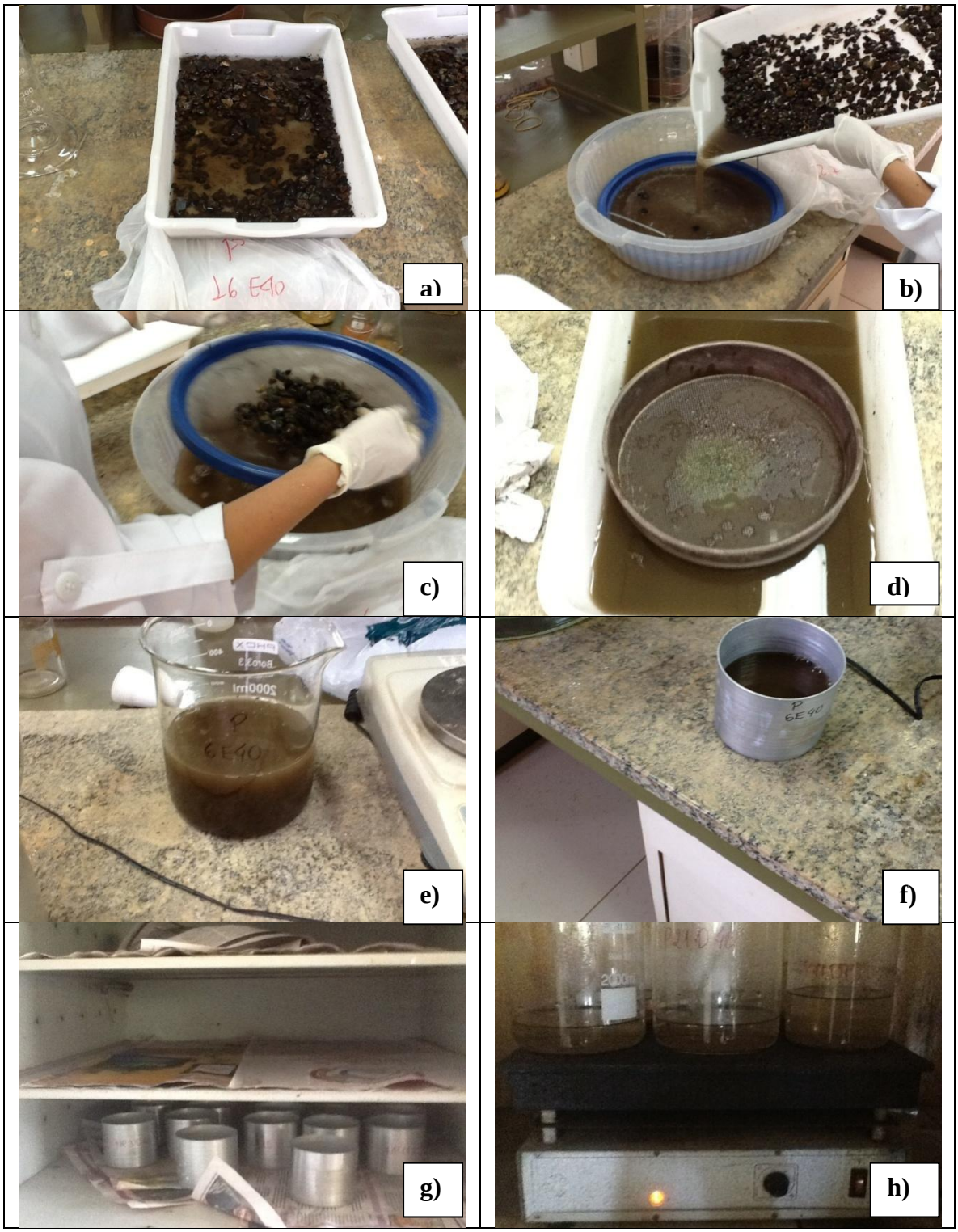


Figura 5.26. Passos para a lavagem e separação do material colmatante do substrato: (a) período de molho e atritamento; (b) peneiramento do líquido de lavagem; (c) peneiramento adicional; (d) separação no crivo que segrega os sólidos de colmatação; (e) líquido passado na peneira, deixado em repouso para decantação; (f) separação do sedimentado do decantado; (g) sedimentado segue para a estufa; e (h) decantado segue para aquecimento e evaporação.

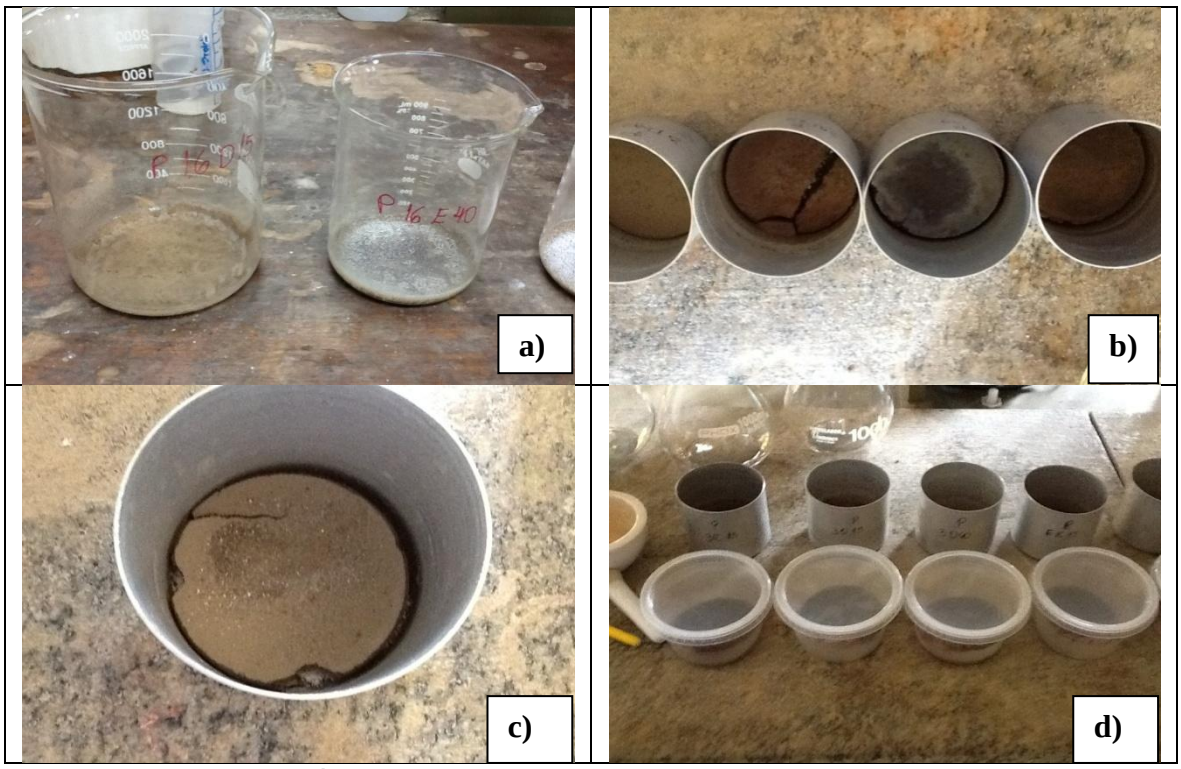


Figura 5.27. União dos sólidos de colmatação: sedimentados mais resultantes do decantado e oriundos do peneiramento: (a) sólidos resultantes da secagem do decantado; (b) sólidos resultantes da secagem do sedimentado; (c) mistura de ambos; e (d) amostras finais.

Esses procedimentos foram realizados em quase todas as amostras, com exceção das $P11E_{15-40}$ e $21E_{0-15}$, e $C3D_{0-15}$ e $6E_{0-15}$, escolhidas para verificar se realmente a lavagem é fator que contribui para que sejam obtidos elevados valores de sólidos inorgânicos na caracterização do material colmatante. Esses lotes são representativos dos dois SACs, tendo as amostras sido coletadas em duas diferentes profundidades e nas suas posições iniciais, centrais e finais.

Assim, os sólidos do peneiramento e teoricamente intersticiais, foram separados dos oriundos da lavagem, ganhando, os últimos, a alcunha "L" ao final do nome, tal como $P11E_{15-40}L$. Os ensaios mencionados foram realizados do período de 24 a 29 de novembro de 2014, no Laboratório de Solo e Resíduos Sólidos (LSRS) do DEA/UFV.

5.4.4.4. Determinação da massa de sólidos totais, voláteis e teor de água no material

A massa do conjunto sólidos mais recipiente de plástico (tara) foi quantificada em balança digital com precisão de 0,0001 g. Para a determinação do teor de água e dos demais testes conduzidos e, ainda, se dispor da quantidade necessária de material colmatante, em algumas amostras foi necessário a mistura do que foi obtido no material coletado em pontos do lado esquerdo e direito, em seções transversais dos SACs-EHSS, com exceção daquelas em que se os sólidos da lavagem do substrato foram mantidos em separado. Exemplificando: o teor de água obtido para a amostra cuja sigla é $P3ED_{0-15}$ foi obtido em amostra coletada a 3,0 m de

distância da entrada do SAC, misturando os lados direito e esquerdo e refere-se à profundidade da camada 0-15 cm de profundidade do meio poroso.

Para determinação do conteúdo de água nas amostras, foram retiradas subamostras de 5,0 g para realização de cada uma das 3 repetições, colocando-se o material em cadinhos (previamente tarados). O conjunto foi, então, levado à estufa para secagem por um período de 24 h, sob a temperatura de 65 ^{o}C. Após a secagem, a massa do material foi quantificada após seu resfriamento. Posteriormente, o conjunto foi recolocado na estufa, onde permaneceu por 2 h, sob temperatura de 110 ^{o}C, sendo, após resfriamento, novamente quantificada a massa do conjunto. O procedimento foi repetido até não haver diferença maior que 1,0% entre a massa quantificada, em relação à anterior. Após a quantificação final da massa, calculou-se o teor de água (*U*). Da massa dos sólidos presentes nos recipientes de plástico da Figura 5.27d, descontada a massa de água, se obtém a massa de sólidos totais, m_{ST} em cada posição dos SACs-EHSS. Neste trabalho, considerou-se que o material coletado no lado esquerdo e direito dos SACs-EHSS deveria ter o mesmo conteúdo de água, caso isso não tenha sido evidenciado nas análises, a interpretação que se fez foi a de que haviam caminhos preferenciais e, ou, maior escoamento superficial da água residuária em determinados lados dos SACs-EHSS.

Os sólidos voláteis (*SV*) são obtidos quando as amostras são levados à mufla por 2 h, sob temperatura de 550 ^{o}C. A massa "perdida" por volatilização, diferença entre a massa quantificada após a secagem na estufa e calcinação do material na mufla, é a fração orgânica dos sólidos. Novamente, o dessecador presente foi utilizado para resfriamento das amostras para que não ocorresse absorção de água do ar ambiente, na amostra.

Da mesma forma que o teor de água, considerou ser o teor de sólidos voláteis igual nos lados direito e esquerdo, calculando a partir do valor obtido nas repetições, a massa de orgânicos, m_{SV}, em cada um dos pontos amostrados. Por definição, a massa de sólidos fixos (m_{SF}) é a complementar à de sólidos voláteis para se obter a de sólidos totais (m_{ST}).

A determinação da porcentagem de sólidos orgânicos e fixos nas amostras é importante para entendimento de qual das frações é mais importante no fenômeno da obstrução dos poros do meio filtrante. O cálculo das massas presentes em cada amostra serve para que se possa realizar comparações dos teores de *SF* e *SV*, tendo como base nas profundidades e mantendo fixo a distância, não importando o lado da seção, ou comparando os lados esquerdo e direito, independente da profundidade amostrada.

As concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis, C_{ST}, C_{SF} e C_{SV}, respectivamente, em kg m^{-3}, foram calculadas considerando o volume amostrado e a porosidade, podendo inferir sobre a massa presente nos espaços porosos dos pontos amostrados, conforme demonstrado nas Equação 5.16, 5.17 e 5.18.

$$C_{ST} = \frac{m_{ST}}{V_a \,.\, \varepsilon} \tag{5.16}$$

$$C_{SF} = \frac{m_{FT}}{V_a \,.\, \varepsilon} \tag{5.17}$$

$$C_{SV} = \frac{m_{VT}}{V_a \,.\, \varepsilon} \tag{5.18}$$

Em que, V_a é o volume amostrado, sendo aproximadamente 1,2 L de 0 a 15 cm, e 2,0 L de 15 a 40 cm de profundidade. Como essa variável é muito influenciada pelo nível d'água presente no leito, outra forma de apresentação também foi utilizada, que é a concentração mássica de sólidos ($C_{ST(m)}$), relação entre a massa de sólidos de colmatação e da massa total amostrada (m_a, sólidos de colmatação mais substrato).

$$C_{ST(m)} = \frac{m_{ST}}{m_a} \tag{5.19}$$

Sendo $C_{ST(\mathrm{m})}$ dado em g kg^{-1}, e m_a (massa total amostrada), em kg.

5.4.5. Condutividade Hidráulica pelo método do Permeâmetro de Carga Variável

Ao lado da quantificação direta dos sólidos, a metodologia de medição da condutividade hidráulica é a mais utilizada para caracterização das condições hidrodinâmicas e grau de colmatação de SACs. Conforme já discutido, o método consiste em aplicação de um volume de água no interior de um tubo de diâmetro conhecido que é cravado no meio poroso, com cronometragem do tempo para sua infiltração/percolação, podendo ter carga constante (PCC) ou variável (PCV). Por causa da simplicidade, o método de Carga Variável tem sido mais utilizado, reforçado pela repetibilidade e confiabilidade, tal como reportado por Pedescoll et al. (2011c), embora tenha sua aplicabilidade questionada para utilização em SACs-EHSS, conforme relatado por Ferres (2012) e Baptestini (2014). Esse método não possibilita, também, que se compare resultados obtidos em diferentes SACs, em razão das características, como granulometria, espécies cultivadas, clima, tipo de meio suporte e tempo de operação, distintos entre as unidades. Assim, um pareamento deve ser feito confrontando resultados de medição de k_s entre os pontos da mesma unidade e em condições próximas, como entre os

SAC-EHSS P e SAC-EHSS C, avaliados neste trabalho sem, contudo, extrapolar essa comparação em relação a outros sistemas citados na literatura.

No método PCV, um tubo de diâmetro *D* é cravado uma altura *h'* do nível d'água no SAC. No interior da tubulação é aplicada uma lâmina de altura h_1, deixando infiltrar/percolar até uma altura conhecida h_2, cronometrando-se o tempo *t* gasto. A condutividade hidráulica pode, então, ser estimada utilizando a equação obtida com base nos princípios da conservação de massa e na lei de Darcy (NAVFAC, 1986):

$$k_s = \frac{D^2 . \ln(2h'/D)}{8.h'.t} . \ln \frac{h_1}{h_2} \quad (5.20)$$

Em que, k_s é condutividade hidráulica do meio saturado (m s^{-1}), *D*, o diâmetro do tubo (m), *h'*, é altura do piezômetro (tubo) submerso em metros, h_1 é a cota inicial de água no tubo (m) e h_2 é a altura final do nível de água no tempo *t* (m), como na Figura 5.28. O tempo que leva para ir de h_1 a h_2 é a variável *t* da equação. Segundo Ferres (2012), essa metodologia também é conhecida como teste de Hvorslev de carga variável descendente, sendo válida somente quando a relação h'/D>4,0 (FETTER, 1994).

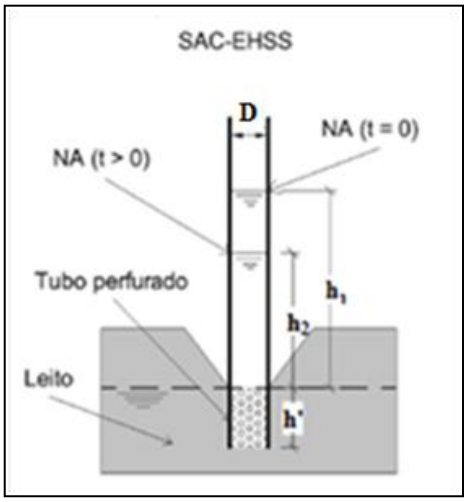


Figura 5.28. Esquema do método do Permeâmetro de Carga Variável (PCV) aplicado a SACs-EHSS. Fonte: Ferres (2012) modificado.

A Lei de Darcy pode ser expressa pela seguinte relação:

$$Q = A . k_s . \frac{h_f}{L'} \quad (5.21)$$

Em que, *Q* é a vazão em m^3 d^{-1}, h_f é a perda de carga (m), *L'* é o comprimento do trecho (m), e *A* é área da seção na qual o líquido escoa (m^2). Como a área útil é dada pelo produto da

altura do líquido (h_{liq}), largura do leito (B) e porosidade ($\mathcal{E}$), a Equação 5.21 pode ser reescrita da seguinte forma:

$$Q = h_{liq} . B . \mathcal{E} . k_s . \frac{h_f}{L'} \quad (5.22)$$

Em caso de colmatação, h_{liq} será maior que a altura do substrato (escoamento superficial) (m), o que torna a equação passível também, de observação de trechos colmatados.

Com base na condutividade hidráulica calculada anteriormente e por meio dessa equação, pode-se estimar a perda de carga no sistema. Entretanto, como a perda de carga depende do nível de água do meio (h_{liq}) que, por sua vez, é a soma da altura inicial do líquido mais a perda de carga, pode-se utilizar um artifício na estimativa de k_s. Considera-se a altura do ponto próximo à saída, sendo igual à da profundidade molhada de projeto, utilizando esse valor para o cálculo de h_f de um ponto a montante, distante L'. A partir do valor da perda de carga e da altura do líquido no ponto à jusante, calcula-se a cota molhada desse ponto. Assim, prosseguem-se os cálculos até o primeiro ponto em que se utilizou o método PCV, lembrando que a altura somada a h_f, para cálculo de h_{liq} do ponto mais próximo à entrada deve ser no máximo igual à da altura do leito filtrante. Todos esses procedimentos servem para verificar em quais pontos o sistema se encontra com escoamento superficial (altura do líquido igual à altura do meio suporte) e, consequentemente, colmatados.

Como a metodologia de obtenção de condutividade hidráulica em SACs é utilizada há pouco tempo, o seu desenvolvimento ainda está precário e insuficiente. Por se tratar de uma técnica de utilização da medição de k_s em solos, sua utilização em meios porosos de características muito diferentes, tal como de um substrato rochoso, e por avaliar mais o movimento vertical e não horizontal, como é requerido em SACs-EHSS, tornam-se necessários diversos ajustes e adaptações para que possam produzir resultados mais confiáveis para estes sistemas. A comparação das respostas de diferentes configurações do ensaio PCV entre si e com os demais testes de caracterização do leito, no que se refere à colmatação, pode ajudar nessas adaptações e ajustes.

5.4.5.1. PCV sem a observação da relação *h'/D*

Paoli e von Sperling (2013a) realizaram o teste de condutividade hidráulica, utilizando o PCV, nas duas unidades avaliadas no presente estudo, em meados de novembro e dezembro de 2009, em pontos a 4,0; 7,0; 13,0 e 19,0 m da entrada, com medições no lado esquerdo e direito dessas seções. Para isso, os autores cravaram um tubo de diâmetro igual a 0,20 m, a

altura *h'* (abaixo do nível d'água) igual a 0,13 m, cota que também foi colocada como ponto final de medição do tempo de infiltração/percolação da água adicionada. O teste teve como $h' = h_2 = 0{,}13$ m e $h'/D = 0{,}65$, sendo inferior ao recomendado por Fetter (1994). Além disso, segundo Ferres (2012), a linha de referência deve ser o nível d'água, tendo alturas h_1 *e* h_2 positivas e altura *h'* negativa (abaixo da referência), o que também não foi respeitado no emprego da metodologia.

No dia 04 de outubro de 2013, uma medição da condutividade hidráulica foi realizada nas mesmas unidades, quase 4 anos após ter sido feita por Paoli e von Sperling (2013a). O teste tinha caráter investigativo para avaliação do grau de colmatação do meio poroso e da possibilidade de instalação das cestas *PFR* (*Planted fixed bed reactor*), do trabalho de Barreto et al. (2015) e Vasconcellos (2015), nos SACs-EHSS. De forma semelhante ao realizado anteriormente, avaliaram-se os dois lados de uma seção, tendo aferições do tempo de infiltração em pontos a 4,0; 7,0; 10,0; 13,0; 16,0; 19,0 e 22,0 m da entrada do SAC, com 3 repetições. Com $h' = h_2 = 0{,}13$ m, h_1 igual a 0,42 m, utilizando-se um tubo com o mesmo diâmetro interno do utilizado no trabalho anterior, não atendendo, novamente, a relação $h'/D > 4{,}0$ e nem o posicionamento da linha de referência no nível d'água.

Com a utilização de baldes e um cronômetro, adicionou-se água e mediu-se o tempo para sua infiltração/percolação no meio poroso, anotando-se os valores das repetições. Posteriormente, empregou-se a Equação 5.20 para cálculo da condutividade hidráulica saturada do meio e da Equação 5.22 para determinação do nível da água, verificando se todo o leito se encontrava colmatado.

5.4.5.2. PCV utilizando os poços de monitoramento

Segundo Pedescoll et al. (2009), a condutividade hidráulica deve ser feita utilizando tubos, que contenham em seu interior, material suporte representativo das condições atuais da seção considerada. Isso é, o material contido no interior de uma tubulação colocada na época da construção de um SAC, mesmo que contenha brita, escória ou outro substrato com características semelhantes às do restante do SAC, não terá o mesmo grau de obstrução dos poros que o mantido exteriormente aos tubos, pois não terá tido o mesmo contato com a água residuária em escoamento no meio poroso. Por outro lado, ao se inserir o tubo no meio, alteram-se as condições do local, modificando também a condutividade hidráulica na região. Assim, tem-se um dilema para obtenção das condições reais dos SACs, cravação do tubo de forma permanente ou apenas por ocasião das medições?

Os poços de monitoramento apresentados na Figura 5.9c, que Costa (2013) cita como tubos também utilizados para a realização de medições da condutividade hidráulica, por definição, não poderiam ser utilizados. Entretanto, por já estarem presentes no leito dos SACs desde a sua construção, apresentarem furos em subsuperfície, permitindo o contato com o meio ao redor e não apresentarem saída vertical para a água e, por estarem cravados até a camada impermeável de argila compactada, poderiam ser utilizados, com algumas restrições, na medição de k_s nos SACs-EHSS.

No dia 17 de julho de 2014, foram efetuadas as medições, nos 3 tubos presentes em cada um dos SACs, estando as tubulações cravadas a 7,0; 13,0 e 19,0 m do talude de entrada desses sistemas. Para condução das medições, utilizou-se massa para preenchimento de espaços (*durepoxi*) e fita adesiva isolante para tampar os furos acima do nível do meio poroso e demarcar a cota superior, onde deveria ser adicionada a água (Figura 5.29a). Como o leito se encontra em estágio avançado de colmatação e o tubo está cravado até o fundo, considerou-se *h'* igual à profundidade do SAC, ou seja, 0,4 m. Com a utilização de uma trena, mediu-se a altura de 0,50 m acima do nível do leito para demarcação do ponto inicial (h_1). O diâmetro interno dos tubos de monitoramento é de 0,10 m e apresenta furos de 0,5 cm, separados por 12 cm na vertical, tendo uma carreira de 4 furos a cada altura. Essas e outras informações podem ser observadas no esquema da tubulação da Figura 5.29b, onde também se verifica que há 3 carreiras com 4 furos na zona molhada.

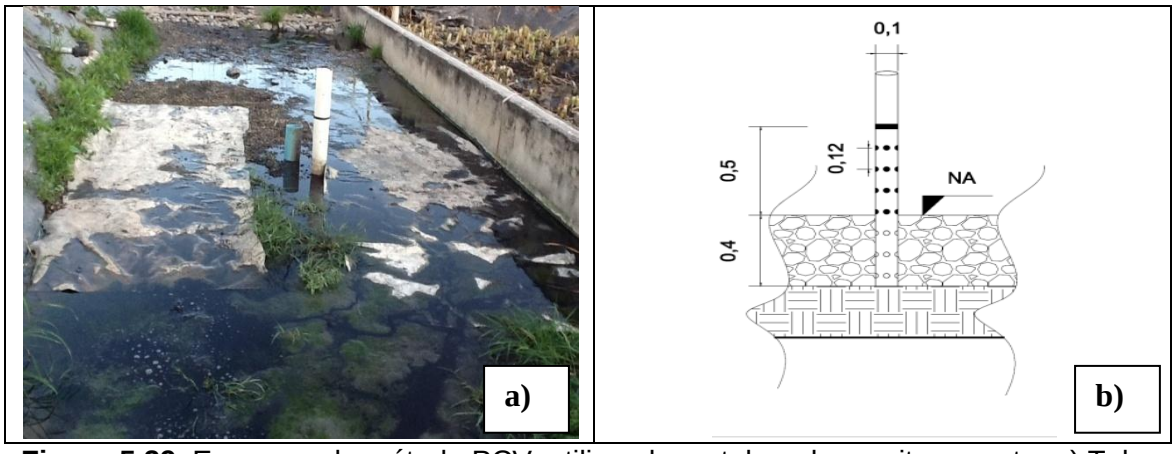


Figura 5.29. Esquema do método PCV, utilizando-se tubos de monitoramento. a) Tubo utilizado (branco), já preenchido os furos com material isolante. b) Detalhes do tubo.

Utilizando essa metodologia, teve-se a relação *h'/D* igual a 4,0, tal como preconizado por Fetter (1994), entretanto, não se observou a outra condição citada por Ferres (2012). O balizamento das dimensões do ensaio pelo nível d'água é complicado porque essa varia ao longo da unidade e em função da lâmina de água residuária em escoamento acima do leito, perder-se-ia, assim, o referencial adequado.

5.4.5.3. PCV comparando tubos perfurados e não perfurados

Outros métodos foram avaliados, na tentativa de se encontrarem soluções para melhor representatividade da técnica em descrever as condições dos SACs, corroborando ou refutando as hipóteses relativas a não se ter bons resultados com a medição da condutividade hidráulica em SACs-EHSS.

Primeiramente, a questão da camada-dependência, que influencia sobremaneira nos resultados e impede uma caracterização fidedigna dessa variável em SACs-EHSS, principalmente na unidade plantada, que tende a ter um maior acúmulo de sólidos de colmatação próximo à superfície. No dia 14 de julho de 2015, foi feita uma tentativa de mensurar valores de k_s na superfície dos SACs-EHSS, e em outras duas camadas, em pontos adjacentes aos poços de monitoramento. Para essa avaliação, utilizaram-se tubos de PVC, 0,60 m de comprimento, sendo que 0,35 m ficariam cravados abaixo do nível do leito, aplicando água até altura de 0,30 m acima da superfície do SAC, deixando infiltrar/percolar até 0,10 m. Como os tubos possuem 75 mm de diâmetro, obedece-se a relação de Fetter, apresentada anteriormente. O planejamento das medições está esquematizado nas Figuras 5.30 e 5.31.

Para obter o valor de k_s em diferentes profundidades, planejou-se a remoção do material de preenchimento, relativo à profundidade daquela camada, dentro do tubo de controle.

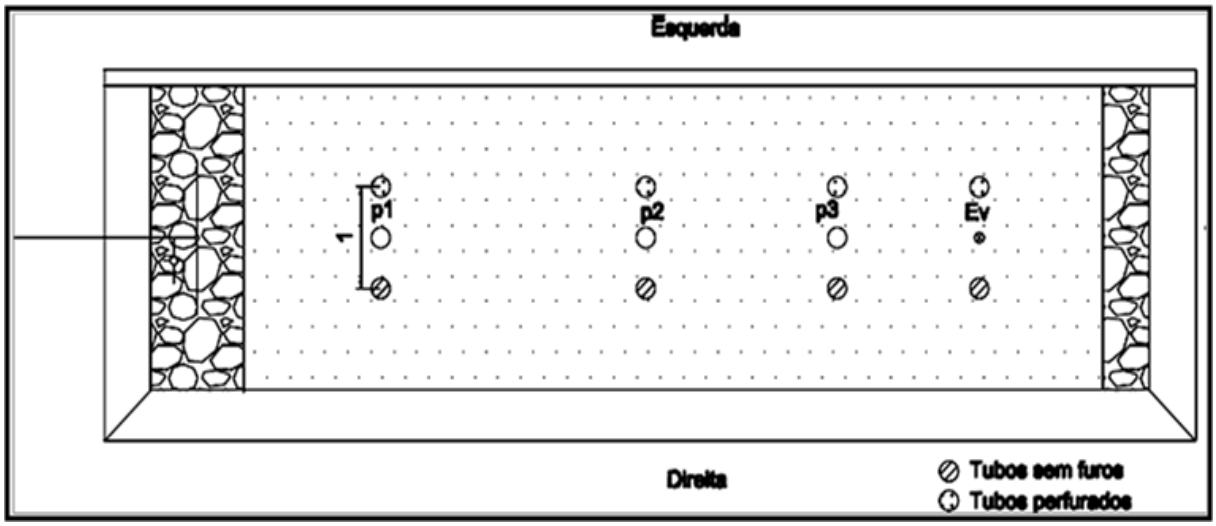


Figura 5.30. Esquema da realização da medição utilizando-se o método do Permeâmetro de Carga Variável: locais onde os tubos perfurados ou não, foram cravados.

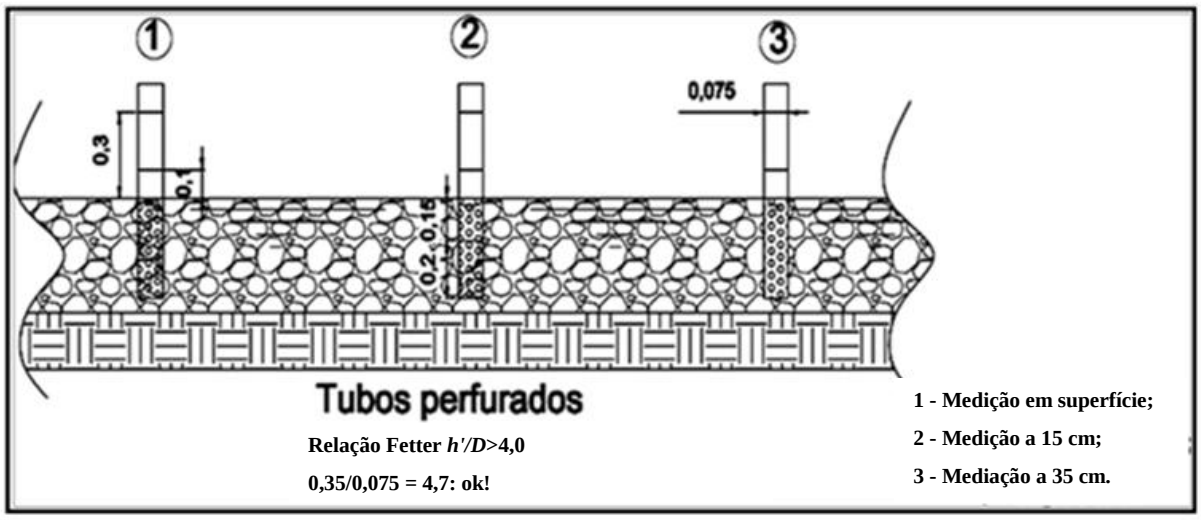


Figura 5.31. Esquema da realização da medição utilizando-se o método do Permeâmetro de Carga Variável: profundidades avaliadas.

Na metodologia original recomenda-se que se façam furos na parte submersa do tubo, de forma que esse fique com porosidade maior do que a do meio no qual foi inserido (NAVFAC, 1986). Como anteriormente discutido, o método da medição é originalmente proveniente da medição de k_s em solos, que dependendo da sua textura e estrutura, apresenta comumente pequena porosidade drenável, sendo dessa forma, de mais fácil atendimento da recomendação. Já em SACs preenchidos com substrato pedregulhoso, em razão da grande porosidade drenável que esse material apresenta, a mesma recomendação é difícil de ser atendida. Por isso, os métodos apresentados na literatura para medição de k_s em SACs não incluem tubos perfurados. Citam-se apenas métodos em que o tubo é inserido, sem furos, até a profundidade em que se quer efetuar a medição, medindo-se o escoamento estritamente vertical.

A fim de comparar os resultados e avaliar qual apresenta resultados mais próximos aos da realidade, em SACs-EHSS, resolveu-se avaliar o emprego de tubos perfurados e não perfurados. Assim, o conjunto levado a campo em julho de 2015 contava com um tubo perfurado e outro não, com o planejamento de obter k_s nas posições mostradas nas Figuras 5.30 e 5.31. A parte que ficaria submersa de um dos dois tubos utilizados (0,35 m), foi perfurada, fazendo orifícios de cerca de 0,5 cm, separados por 1,0 cm entre si.

No primeiro ponto escolhido, a 7,0 m do início do SAC P, já houve dificuldade de se medir k_s. A altura do líquido não variou no tubo sem orifícios laterais, mesmo em tempos superiores a 15 minutos, conforme pode ser observado na Figuras 5.32a. A remoção de material de dentro do tubo, relativo à camada de 15 cm do substrato, também não implicou em melhoria no

cenário. Na Figura 5.32c, verifica-se a massa de substrato removida e, na Figura 5.32d, a água parada na mesma cota em que foi adicionada dentro do tubo.

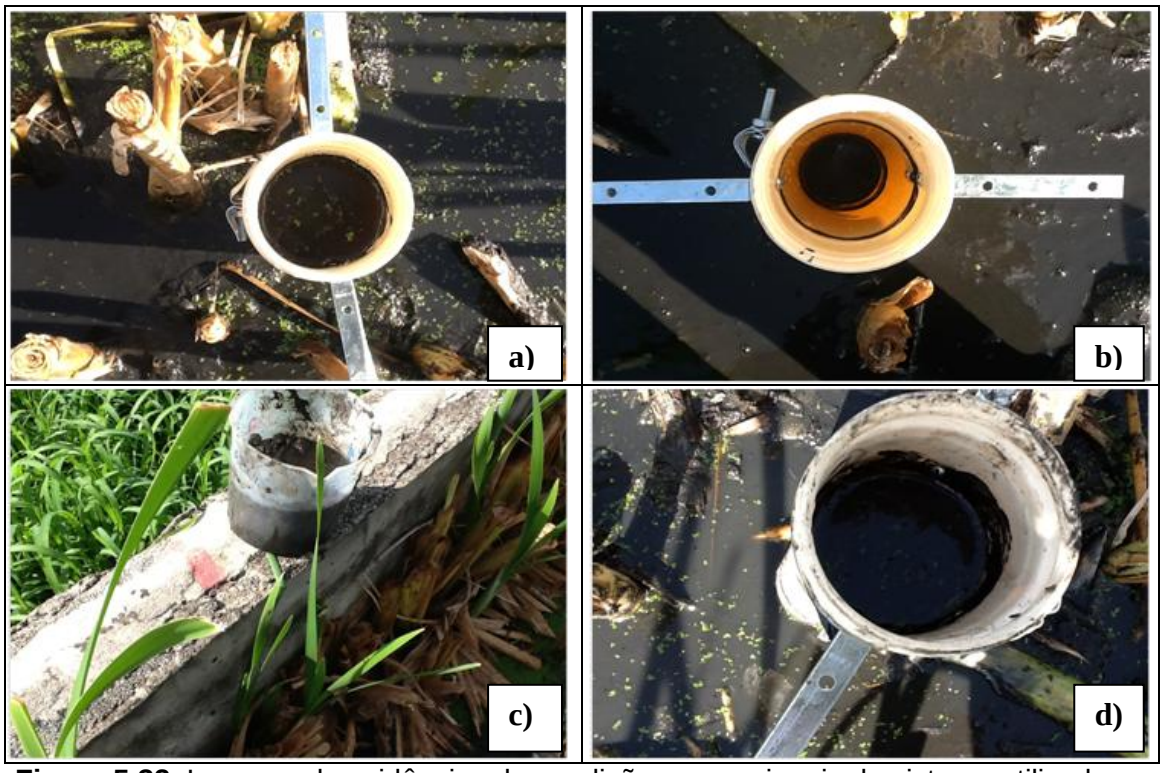


Figura 5.32. Imagens de evidências de condições operacionais do sistema utilizado na tentativa de condução da medição de k_s utilizando-se o método do Permeâmetro de Carga Variável, em julho de 2015: a) não infiltração/percolação em um período superior a 15 minutos no tubo não perfurado; b) não permanência da água dentro do permeâmetro por tempo suficiente para medição, no tubo perfurado; c) remoção de parte do substrato contido no interior do tubo não perfurado para facilitação do escoamento e possibilitar a medição, em profundidade nos SACs; d)não infiltração/percolação da água aplicada no tubo perfurado mesmo depois de removida parte do substrato (camada superficial) do interior do tubo não perfurado.

Por outro lado, a presença de furos não propiciou leitura (Figura 5.32b), em função da rapidez que a água fluiu, escapando pela primeira carreira de orifícios laterais que, dado o grau de colmatação dos SACs-EHSS, tornou-se caminho mais acessível e menos obstruído para escoamento. Em decorrência do desnivelamento da superfície dos SACs-EHSS, a menor cota submersa do tubo (0,35 m) tinha como objetivo possibilitar que a primeira camada de furos ficasse abaixo do nível da escória, ao contrário do que ocorreu na primeira tentativa em 12/11/2014 (Figura 5.33). Nessa tentativa anterior, 0,40 m do tubo continha furos, o que implicou em orifícios acima da superfície, como pode ser observado na Figura 5.33b.

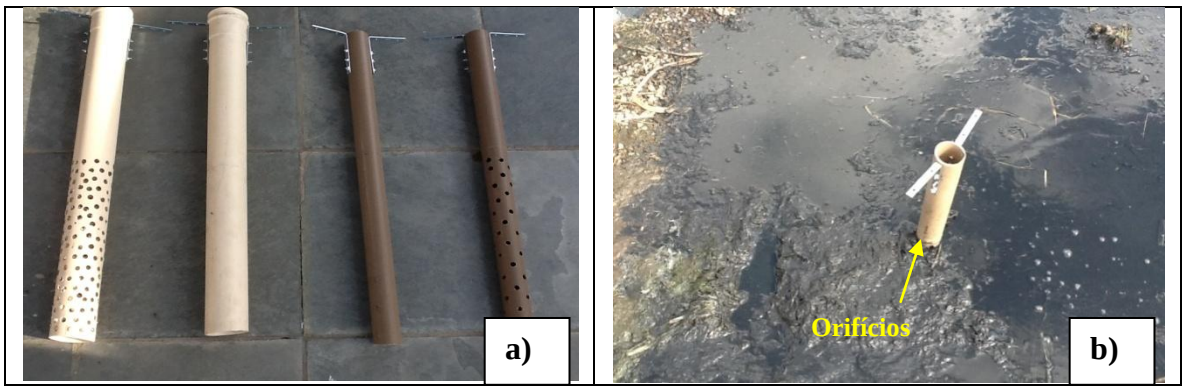


Figura 5.33. Detalhes da tentativa de medição de k_s, efetuada anteriormente (12/11/14): a) tubos que foram inseridos no meio poroso; b) orifícios acima do nível do leito.

Outra observação que pode ser feita a partir desses testes é que a metodologia se torna cada vez mais complexa à medida que o escoamento vertical da água fica cada vez mais comprometido pela progressiva obstrução do meio poroso com a profundidade. Há de se considerar, também, que o ato de cravar e inserir o tubo é bastante custoso na condição em que se encontram os SACs, mesmo com inserção de suportes para facilitar a torção e penetração dos tubos no meio poroso.

5.4.5.4. Medição de k_s em cestas do *PFR*: sob condição de carga constante

O *planted fixed reactor*, *PFR*, ou reator de leito fixo, consiste em conjunto composto por uma cesta móvel inserida em um poço dentro dos SACs (BARRETO et al., 2015). Assim, estão em condições semelhantes ao do restante dos sistemas em estudo. Se a medição *in situ*, nos SACs-EHSS, é complicada, tal como discutido anteriormente, a realização de medição nesses reatores de leito fixo, com amostras indeformadas, pode se tornar método promissor. Para isso, foram avaliadas cestas que estavam mantidas no SAC C, SAC P e uma cesta preenchida com escória limpa.

As cestas, preenchidas com mesmo substrato utilizado nos SACs (Figura 5.34b), possuindo 0,28 m de diâmetro e 0,30 m de altura, sendo a malha lateral de 0,5 x 0,5 cm, permaneceram inseridas em poços de 0,30 m, de mesma altura, posicionadas a 13,0 e 23,0 m da entrada dos SACs, desde de maio de 2014 (BARRETO et al., 2015; VASCONCELLOS, 2015). Nas cestas estão inseridos tubos centrais, serrados superficialmente, para possibilitar a entrada e consequente drenagem do líquido.

Para proceder a medição da condutividade hidráulica saturada no meio poroso dessas cestas, as mesmas foram retiradas dos SACs, e levadas ao laboratório onde se dispunha de fonte de água da rede de distribuição e equipamentos para medição de volume e cronômetro.

O escoamento radial nas cestas ocorreu tendo em vista que a água foi aplicada, mantendo-se seu nível constante, por todo o perímetro externo (anel formado entre o recipiente externo e a cesta), tal como apresentado na Figura 5.34a. Nos testes realizados no dia 22/07/15, utilizaram-se amostras oriundas dos poços, a 13,0 m da entrada das unidades SAC C e SAC P, respectivamente, Figuras 5.35a 5.35b, e da escória limpa, semelhante à apresentada na Figura 5.34b, que serviu como unidade controle.

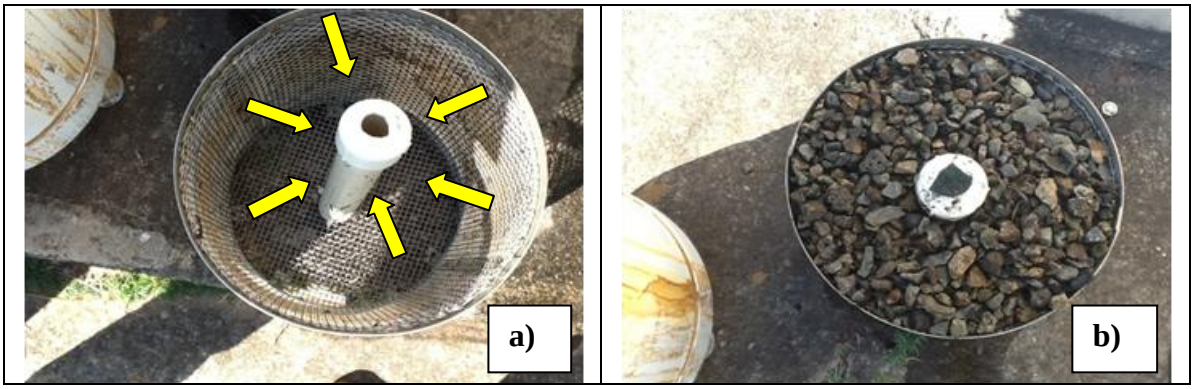


Figura 5.34. Detalhes das cestas do *PFR*: a) apresentação do tubo central e malha, sendo as setas indicativas do escoamento em direção ao tubo central, de drenagem do sistema; b) escória de alto forno como material de preenchimento do meio (unidade controle).

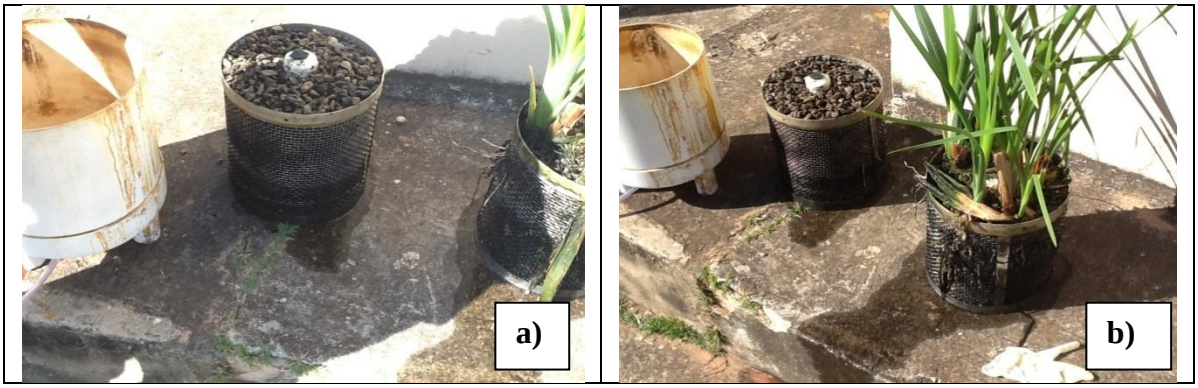


Figura 5.35. Imagens das cestas do *PFR,* utilizadas nos testes de medição da condutividade hidráulica, retirados de poços localizados a 13,0 m da entrada do: a) SAC C e b) SAC P.

Na medição de k_s, as cestas do *PFR* e o controle foram colocados no interior de cestas externas fechadas (sem malha lateral, com 0,3 m de diâmetro), contendo uma saída ligada a uma válvula, na sua base, para drenagem da água adicionada. Para impedir a passagem da água pelo fundo da cesta, propiciando sua passagem apenas pela cesta interna, preenchida com o substrato, foi colocado betume (massa para impermeabilização) no interior e fundo da cesta externa, tal como apresentado na Figura 5.36a e 5.36b, onde também é possível observar detalhes do sistema de drenagem do sistema. Assim, num primeiro teste conduzido, adicionou-se água até saturar todo o conjunto, com posterior controle da entrada e saída, até que essas se tornassem equivalentes (condição de carga constante). Alcançada essa condição,

mediu-se o tempo necessário para se alcançar a marca de 10 L, em um balde graduado. Cessada a aplicação de água (torneira de alimentação fechada), aproveitou-se a estrutura para medição da porosidade drenável nos três reatores.

Dada a grande velocidade de saída da água, especulou-se que o efeito da pressão hidrostática poderia estar influenciando nas condições de escoamento nos reatores. Diante disso, realizou-se uma modificação, inserindo-se na saída da água, no fundo da cesta externa, uma tubulação vertical, que proporcionou a saída da água a 3,7 cm abaixo do nível da escória na cesta interna (Figura 5.36c), a fim de favorecer o escoamento horizontal, em detrimento do vertical descendente, no meio poroso dos *PFR*s. Na Figura 5.36c, estão detalhadas as duas configurações utilizadas e, na Figura 5.36d, o aparato montado para a realização do teste. Em ambas as variantes do teste, foram realizadas 4 repetições.

Figura 5.36. Aparato utilizado na medição de k_s: a) cesta externa sem saída lateral, contendo betume no fundo para impedir a passagem da água por fora da cesta interna; b) cestas encaixadas e conjunto pronto para a medição; c) detalhe das configurações distintas na montagem dos sistemas, torneira (em destaque na cesta colocada de cabeça para baixo); e d) detalhe da tubulação instalada para colocar a saída da água um pouco (3,7 cm) abaixo da altura de preenchimento com escória.

Como a forma de escoamento radial não está contemplada na solução dada por Darcy para cálculo de k_s, que pressupõe linhas de fluxo paralelas na seção de escoamento, procurou-se, na literatura, solução para esse tipo de escoamento. Bedient et al. (1994) apresentaram a equação de estimativa de k_s em aquíferos livres submetidos a bombeamento que, adaptada às condições

da medição e utilizando-se a configuração na qual foi inserida a tubulação vertical de drenagem da água, é:

$$k_s = \frac{Q_b \cdot ln\left(\frac{R_0}{r_{dr}}\right) \cdot 864000}{\pi \cdot (h_{dr}^{\,2} - h_a^{\,2})} \qquad (5.23)$$

Em que, k_s é a condutividade hidráulica em meio saturado (m d^{-1}); Q_b é a vazão (L s^{-1}); R_0 é a distância radial do ponto mais remoto referenciado, na borda externa da cesta do *PFR*, em relação ao poço (dreno) (28 cm), ou raio do cone de depressão do líquido em direção ao dreno; r_{dr} é o raio do dreno (2,5 cm); h_{dr} é a cota da água na cesta do *PFR* (30,0 cm), que é igual à altura total do dreno e da própria cesta; e h_a a cota da água dentro do dreno (26,3 cm). A analogia entre o aparato experimental montado e os poços de bombeamento estão apresentados na Figura 5.37.

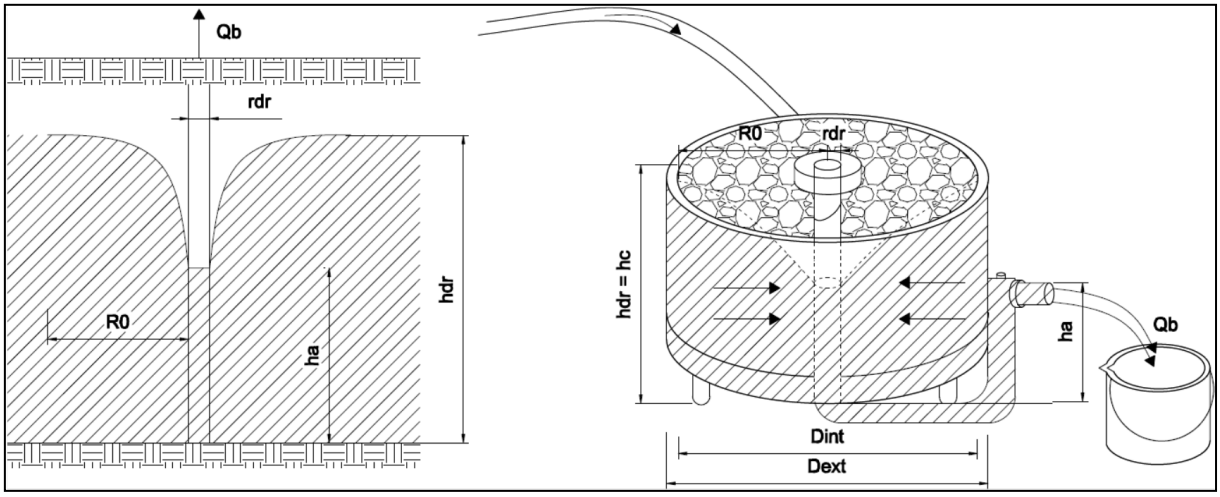


Figura 5.37. Analogia entre as condições hidráulicas no aparato experimental utilizado para determinação da condutividade hidráulica (direita) e em poços de bombeamento em aquíferos não confinados (esquerda).

Como na primeira configuração, não há condição semelhante à de um bombeamento de poços inseridos em aquífero livre, com manutenção de uma coluna de água estável no interior do poço, em decorrência da drenagem vertical, essa equação não se aplica. Além disso, essa configuração não representa as condições de escoamento em um SAC-EHSS.

O cálculo da porosidade drenável (φ) depende do volume drenado após a saturação do meio poroso da cesta do *PFR* preenchida com o substrato. No sistema utilizado, parte do volume de água drenado é proveniente do anel formado entre a cesta interna (do *PFR*) a cesta externa de conteção da água, devendo ser, por essa razão, descontada no cálculo da porosidade do meio poroso das cestas do *PFR*, tal como apresentado na Equação 5.24:

$$\mathcal{E} = \frac{V_{dren} - [\pi . h_c . (D_{ext}^2 - D_{int}^2)/4]}{\pi \, . \, h_c \, . \, D_{int}^2/4} \qquad (5.24)$$

Em que, $\mathcal{E}$ é a porosidade drenável do meio poroso ($L^3\ L^{-3}$); V_{dren}, é o volume coletado nos baldes graduados (L^3), D_{ext} é o diâmetro da cesta externa (L); D_{int}, é o diâmetro da cesta interna; e h_c é altura da cesta (L). No denominador, o cálculo da capacidade de armazenamento da cesta interna.

5.4.5.5. PCV em duas diferentes direções de escoamento

Um dos problemas apontados na metodologia utilizada em campo é que, tal como tem sido proposto, o escoamento ocorre no sentido vertical, enquanto que em SACs-EHSS, a direção de escoamento é horizontal. Alguns autores, tais como Pedescoll et al. (2012), consideram a possibilidade de haver isotropia de k_s nas duas direções, ou que pelo menos, que o cálculo em um sentido possibilite a estimativa do escoamento em outro, enquanto outros pesquisadores, como Deb e Skukla (2012), afirmam que essa suposição pode não ser verdadeira.

Medições *in situ* não permitem essa comparação, assim como também não se tem como obter amostras indeformadas para medições em laboratório. Observou-se que as cestas integrantes do conjunto do *PFR* não permitem a medição no sentido horizontal, em função da sua configuração. Diante disso, pensou-se em outra alternativa, de fácil acesso e operacionalidade, que seria a de se utilizar uma caixa de gordura cilíndrica, com saída lateral, preenchida com escória limpa, como apresentado na Figura 5.38a. Nessa figura, observa-se, em primeiro plano, a saída de 50 mm aberta e uma das duas outras, fechada. A caixa possui 25 cm de diâmetro, com 17,2 cm de altura e o orifício de 50 mm encontra-se a 80 mm da extremidade superior da caixa.

Para obtenção de k_s na direção vertical, um tubo de 50 mm funcionou como um permeâmetro e foi colocado sobre a superfície da escória saturada, avaliando-se o tempo necessário para que houvesse mudança da cota de 60 a 30 cm, dento da tubulação. Nesse caso, a saída lateral foi fechada, como na Figura 5.38b, com o restante do líquido extravasando. Na obtenção de k_s na horizontal, o permeâmetro foi colocado no bocal aberto, também avaliando o tempo necessário para mudança de cota. A água adicionada, assim como no sentido vertical, extravasa. Entretanto, em ambos os casos, não foi possível medir o tempo de escoamento de um volume conhecido de água, em razão da alta velocidade desse escoamento.

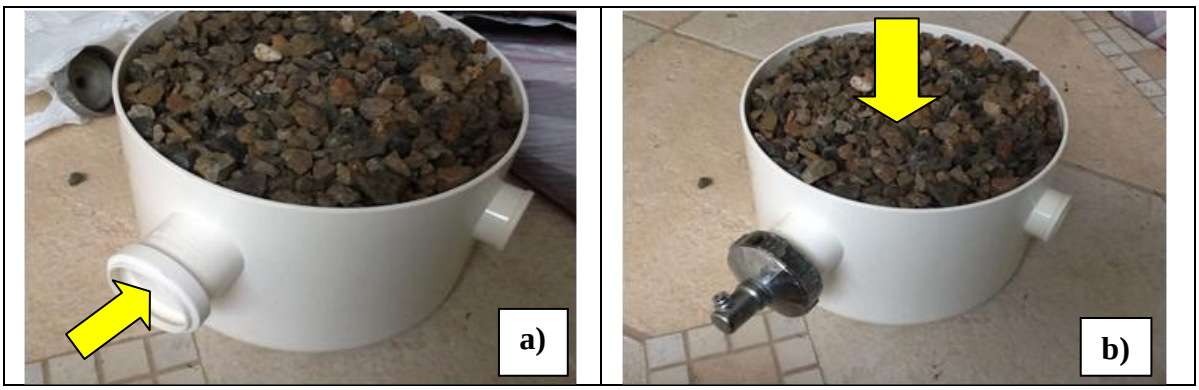


Figura 5.38. Detalhes da caixa de gordura utilizada para medição da condutividade hidráulica: a) no sentido horizontal, aplicando-se a água por um bocal de entrada lateral; b) no sentido vertical, com bocais laterais fechados, entrada da água pela superfície do substrato. Em ambos os casos, utilizou-se uma tubulação demarcadas com duas cotas, e saída do líquido ocorria por extravasamento.

5.5. Caracterização dos sólidos e do material suporte

Separados os sólidos do material filtrante, pode-se realizar a caracterização de cada um desses separadamente. A obtenção dos sólidos totais e voláteis foi obtida no item 5.4.4.4, restando a essa seção a comparação da composição química e mineralógica e das propriedades (poder de neutralização) entre o material de obstrução e o substrato, além da caracterização física das amostras (massa específica). Essas determinações estão descritas a seguir. Novamente, para facilitar o detalhamento, dividiu-se o item 5.5 em dois subitens, sendo o primeiro tratando das análises feitas nos sólidos de colmatação, mesmo que a escória também esteja envolvida (para comparação), e o segundo tratando exclusivamente do material substrato.

5.5.1. Sólidos de colmatação

Além da observação do teor de matéria orgânica dos sólidos presentes aderidos ao material suporte e no interior dos poros do leito, outras análises foram necessárias para entendimento da origem do material de obstrução. Na literatura, alguns fatores são apresentados como os principais contribuintes, como precipitados químicos, sólidos (orgânicos ou inorgânicos) oriundos da própria água residuária, biofilme formado, restos vegetais em decomposição, gases e o desgaste do substrato. A investigação da composição química e das características físicas do material colmatante, tendo como comparação o substrato, pode ajudar a elucidar a ou pelo menos eliminar possibilidades na gênese da colmatação de meios porosos de SACs-EHSS.

5.5.1.1. Ensaios de caracterização química e lixiviação do substrato e material colmatante

Se diversos autores verificaram que a maior parte dos sólidos é inorgânica e que o substrato de preenchimento dos SACs poderia contribuir com o fenômeno, a comparação da sua

constituição com a do substrato pode ser importante para que se possa avaliar essa hipótese. No entanto, para que isso seja possível, primeiramente é necessário que se disponha de material fino, tanto dos sólidos colmatantes, como do material suporte.

A escória lavada e coletada nas camadas de 0-15 cm e 15-40 cm foi então levada ao LMC, na sala de "Ensaio de Abrasivos", para trituração no Abrasímetro *Los Angeles* (Figura 5.39a). O equipamento rotaciona o material, causando atrito entre o material em preparo e esferas de ferro a ele misturadas, gerando um pó a ser recolhido.

Amostras que não continham grande massa após a realização dos testes de obtenção do teor de água e de sólidos voláteis, foram misturadas àquelas equivalentes coletadas em profundidades diferentes. Dessa forma, o material utilizado para comparação foi o seguinte: escória coletada de 0 a 15 cm (E_{0-15}), escória coletada na profundidade de 15 a 40 cm (E_{15-40}), e as amostras de sólidos $P3_{0-15}$, $P3_{15-40}$, P11, P21, $C3_{0-15}$, $C3_{15-40}$, C11 e C21. Na escolha das amostras, pode-se, então, verificar se a composição nas camadas 0-15 e 15-40 cm eram diferentes, e comparar as características químicas dos sólidos em pontos iniciais (3,0 m), centrais (11,0 m) e finais (21,0 m) das unidades plantadas e não plantadas. Importante ressaltar que o fino da escória também passou pela peneira de 1,0 mm. Naquelas em que não aparece o subíndice da profundidade, indica que as duas diferentes camadas foram misturadas, fazendo uma amostra composta.

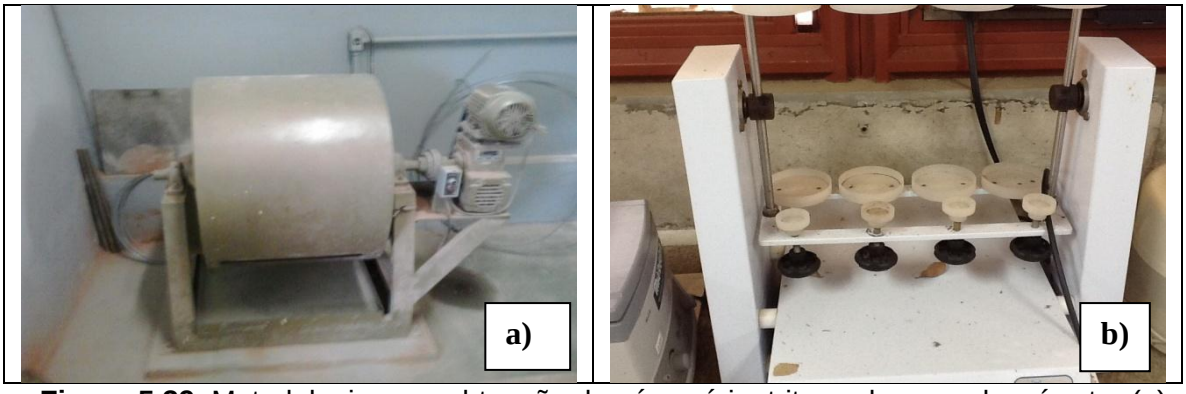


Figura 5.39. Metodologia para obtenção do pó escória, triturando-a no abrasímetro (a). O lixiviado das amostras foi obtido após rotacionamento das amostras no agitador de revolução tipo Wagner (b).

No dia 09/12/14, seguindo metodologia do ensaio de lixiviação apresentado na NBR 10.005 de 2004 e em Matos (2014), retiraram-se 5,0 g de cada uma das amostras (material fino), colocando em béqueres de 250 mL, adicionando 96,5 mL de água destilada. A solução foi colocada no agitador orbital em mistura vigorosa por 5 min, aferindo-se o *pH* da solução para escolha do agente lixiviante ou da solução extratora. Se o *pH* for inferior a 5,0, a solução

escolhida deve ser o Extrator 1 (preparada com HCl), caso contrário, a solução Extratora 2 (com ácido acético glacial).

Assim, mediu-se o *pH* de duas amostras imersas em solução, $E_{0\text{-}15}$ e $P3_{0\text{-}15}$, obtendo-se, respectivamente, o *pH* de 5,88 e 5,29. Dessa forma, partiu-se para o preparo da solução extratora 2, que requer a adição 100 mL de água destilada e de 5,7 mL de ácido acético glacial, misturando em um balão volumétrico de 1,0 L, devendo a solução apresentar *pH* final entre 2,83 e 2,93.

No ensaio, foram utilizados 5,0 g de amostra triturada, transferindo para um frasco de plástico de cerca de 125 mL, contendo um volume de solução de extração cerca de 20 vezes a massa do resíduo (100 mL). O frasco foi tampado, evitando vazamentos, permanecendo sob rotação de 30 $\pm$ 2 rpm durante 18 $\pm$ 2 h, no equipamento Agitador de Revolução tipo Wagner (Figura 5.39b). Posteriormente, as amostras foram levadas para o Laboratório de Espectrometria Atômica do Departamento de Solos (DPS) da UFV para análise, em balões volumétricos. As variáveis químicas analisadas foram cálcio (Ca), magnésio (Mg), cromo (Cr), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), níquel (Ni), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn), tendo os resultados sido obtidos em 19 de dezembro de 2014. Os valores gerados são dados em concentração em solução (mg L^{-1}), sendo necessário a conversão em concentração na massa de resíduo (mg g^{-1}). Para isso, basta usar a Equação 5.25.

$$C\ (mg\ g^{-1}) = C\ (mg\ L^{-1}).\ \frac{Vse}{m} \qquad (5.25)$$

Em que $C\ (mg\ g^{-1})$ é a concentração no resíduo, $C\ (mg\ L^{-1})$, a concentração em solução, V_{se}, o volume de solução extratora e *m*, a massa de resíduo utilizado. Tal fórmula vale para qualquer uma das variáveis analisadas.

Para complementar a caracterização química, no dia 18 de fevereiro de 2015, foi feita uma nova análise química das mesmas amostras (lixiviado), para obtenção das variáveis sódio e potássio. No LSRS do DEA-UFV, determinaram-se as concentrações dos dois elementos químicos no extrato, utilizando-se um fotômetro de chama.

5.5.1.2. Poder de Neutralização (*PN*)

A escória é um dos subprodutos da produção de ferro gusa, na qual são colocados, em alto forno, o minério de ferro, calcário e carvão. Em função das impurezas presentes nos resíduos e sobras não incorporadas ao produto, além de reações com o ambiente, forma-se esse

resíduo, que é rico em silicatos, proveniente do minério, e, principalmente, cálcio e magnésio, oriundos do calcário. Por essa razão, também contém carbonatos, óxidos (CaO, MgO, Al_2O_3), ferro e manganês (ALCARDE, 1992; KORKUSUZ et al., 2005; PREZOTTI; MARTINS, 2012).

Essa composição química torna a escória um resíduo de uso potencial como corretivo de solos, dado o seu poder neutralizante de sua acidez (PRADO et al., 2004). A atividade de íons H^+ pode ser reduzida em reação com silicatos, carbonatos e os óxidos, sobretudo daqueles acompanhados de cátions de caráter básico (Ca e Mg). Tendo como referência o carbonato de cálcio, com poder de neutralização relativo igual a 100, Siqueira (1986), citado por Fortes (2006), apresenta os valores relativos de alguns dos componentes da escória como óxidos de cálcio e magnésio, respectivamente, 179 e 250, e silicatos de cálcio e magnésio, 86 e 100 equivalente.

Conhecendo-se essa propriedade do poder de neutralização (*PN*) do substrato utilizado no preenchimento dos SAC-EHSS P e SAC-EHSS C, caso os sólidos colmatantes tivessem valores próximos à essa sua capacidade, teria assim uma evidência importante de origem do material inorgânico de obstrução dos poros.

Dornelas (2008) verificou que a escória de alto forno presente nos SACs-EHSS em estudo não é uniforme, sendo composta de material mais vítreo, de coloração esverdeada, material mais escuro e de cor cinza. Enquanto os dois primeiros eram, segundo a caracterização feita com uso de difratômetro de Raios-X, predominante amorfos, a escória cinza apresentava bons teores de silicatos de alumínio, titânio, ferro, cálcio e magnésio, o que indica reatividade e potencial utilização na neutralização de acidez. Dessa forma, é pertinente fazer o teste e comparar o *PN* do substrato e dos sólidos de colmatação.

O ensaio de obtenção do poder neutralizante foi baseado na metodologia descrita em Brasil (1983) e Matos (2014). O método está baseado na adição, a uma amostra de 1,0 g de resíduo, de um ácido forte, que será parcialmente neutralizado pelo material, de um indicador (fenolftaleína) e de uma base forte para titulação da suspensão. Assim, utilizando-se uma balança de precisão de 0,0001 g, foi analisado cerca de 1,0 g das amostras de sólidos colmatantes (Figura 5.40a): $P3_{0\text{-}15}$, $P3_{15\text{-}40}$, P11, P21, $C3_{0\text{-}15}$, $C3_{15\text{-}40}$, C11 e C 21; escória de alto forno triturada (Figura 5.40b): $E_{0\text{-}15}$, $E_{15\text{-}40}$*;* sólidos após serem calcinados na mufla (PM) (Figura 5.40c); e brita lavada ou material gnáissico (GN) (5.40d) foram analisadas. Todas as amostras passaram por peneira de 1,00 mm para análise.

A escolha das amostras se deve à comparação dos sólidos de pontos iniciais e finais dos dois SACs e da escória, visando parear o *PN* desses, e também de outros dois materiais diferentes, o calcinado em mufla e o pó de brita gnáissica. Os sólidos calcinados na mufla foram constituídos pela mistura de todas as amostras nas quais foram quantificados *SF* e *SV*.

Para avaliação se a fonte de sólidos inorgânicos para colmatação do meio poroso dos SACs é proveniente da água residuária, advinda da erosão e carreamento de material na rede de esgotamento sanitário, ou se decorre do desgaste (esfoliação) do substrato, entendeu-se ser necessária a análise de *PN* em material naturalmente constituinte de partículas e sedimentos que poderiam ser arrastados em áreas urbanas. Em vista disso, optou-se por utilizar o pó de brita gnáissica como representante da fração areia, (D'AGOSTINO; SOARES, 2003), passível de carreamento, pelo esgoto sanitário, para as unidades de seu tratamento.

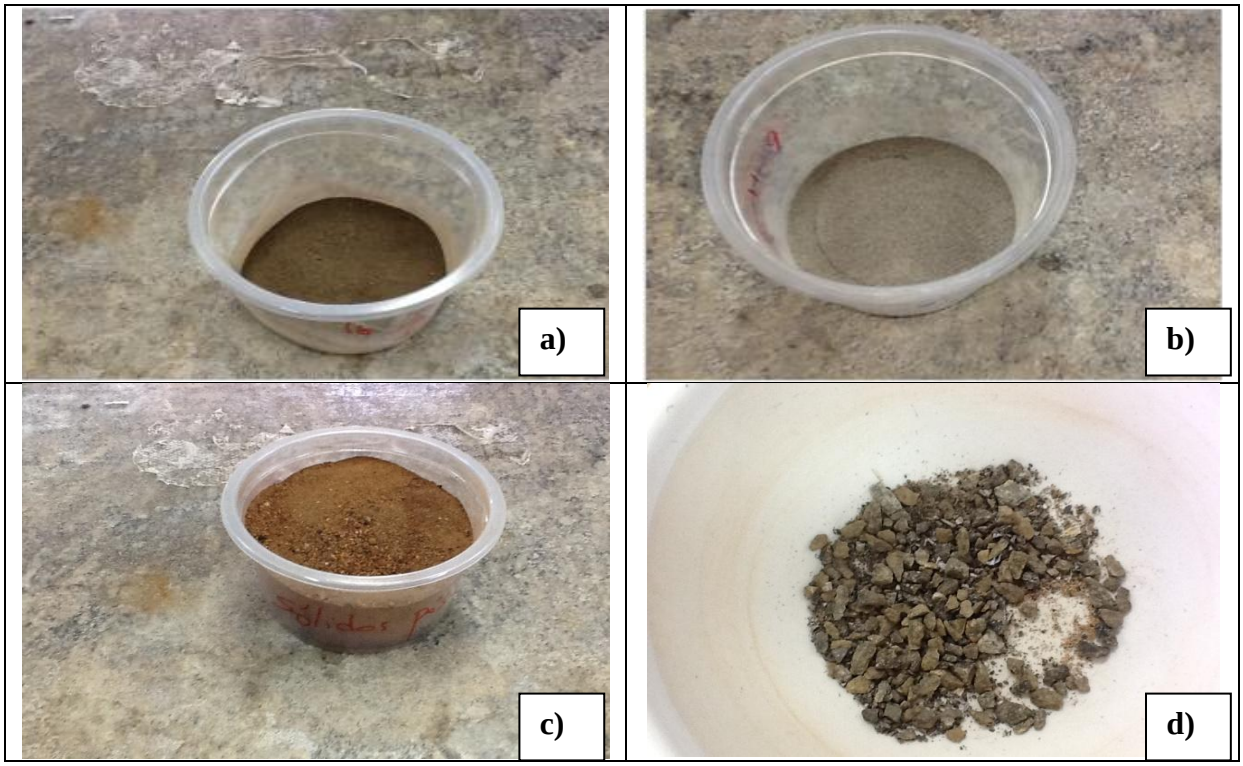


Figura 5.40. Materiais avaliados quanto ao seu *PN*: sólidos de colmatação (a), escória triturada (b), sólidos pós mufla (PM) (c) e brita lavada (GN) (d).

Após a separação de três lotes de alíquotas de cada amostra (3 repetições), colocou-se o material em erlenmeyers de 125 mL, adicionando também 50 mL H_2SO_4 0,1 $mol_c\ L^{-1}$. Os recipientes de vidro foram levados, então, para aquecimento em chapa quente, aguardando o ponto de fervura e borbulhamento, contando 5 min após a observação desse evento. Para facilitar a visualização da mudança de cor do indicador, recomenda-se a adição de 50 mL de água destilada à solução já resfriada, antes de acrescentar 20 gotas de fenolftaleína (a solução deverá permanecer incolor). A solução é, então, titulada com NaOH 0,1 $mol_c\ L^{-1}$, até que haja

a viragem da cor para rosa (*pH* neutro). Quanto menor volume gasto de hidróxido de sódio, maior é a quantidade de íons H^+ neutralizados pelo resíduo, indicando maior *PN*.

Importante ressaltar que o NaOH também tem poder coagulante e o aumento na sua normalidade na solução titulante pode implicar em conflito entre a neutralização e a formação de flocos, tal como ocorreu na tentativa de uso da solução preparada de 1,0 $mol_c\ L^{-1}$, prejudicando a análise. A observação da mudança de cor é mais fácil quando é menor a turbidez proporcionada pela suspensão do resíduo. De forma a melhorar a visualização da viragem da cor nas amostras em que a suspensão era mais escura, optou-se por, ao invés de fazer a agitação manual ou magnética das amostras, à medida que gotas do titulante reagiam com a solução, esperar que o material sedimentasse, quando, então, era feita a mistura lenta do líquido decantado, observando-se a mudança de sua cor na superfície.

Para auxiliar, ainda mais a identificação do ponto de viragem, utilizou-se o peagâmetro para observação de quando a medição atinge-se o *pH* = 7,0, considerando nesse ponto, a análise encerrada, abrindo-se mão do uso de indicador e visualização da viragem, o que é muito subjetivo.

Os volumes gastos do hidróxido de sódio foram anotados e utilizados no cálculo do *PN* pela Equação 5.26:

$$PN = 5\ .\ N_m\ .\ (V_b - V_a)/m \qquad (5.26)$$

Em que, *PN* é o poder neutralizante, dado em % do equivalente carbonato de cálcio, N_m é a normalidade do titulante, V_a e V_b são, respectivamente, o volume de solução de NaOH gasto na amostra e no "branco" em mL, e massa do resíduo (g) utilizado. O ensaio foi realizado nos dias 31 de janeiro e 01 de fevereiro de 2015.

5.5.1.3. Massa específica global ou massa específica aparente

Os sólidos restantes dos outros testes, acondicionados nos recipientes plásticos (Figura 5.27d), amostras em pó (após trituração) de escória proveniente das camadas 0-15 cm ($E_{0\text{-}15}$) e 15-40 cm ($E_{15\text{-}40}$), o material sólido resultante da calcinação em mufla (PM) e a brita lavada triturada (GN) foram utilizados para quantificação da massa específica.

Como a determinação da massa específica depende do volume e da massa dos resíduos, preencheu-se o volume de provetas graduadas, aferindo a massa do conjunto. As provetas graduadas utilizadas foram de 25 e 50 mL, sendo que para as amostras com massa suficiente,

foi adicionado material até a marca de 20 mL, enquanto que, para as demais, observou-se o volume alcançado na vidraria utilizada.

Os valores quantificados na balança, descontada a tara das provetas, dividido pelo volume ocupado na vidraria, remetem ao valor da massa específica global ou aparente (ρ_g), na qual se consideram os vazios existentes entre os grãos. Essa determinação é importante para explicação de casos em que se encontrou menor concentração de sólidos, tendo, no entanto, maior restrição à passagem da água residuária. Para Tanner e Sukias (1998a) e demais autores, mais importante que a própria quantidade de material colmatante, é o volume que ele ocupa. Além disso, a comparação entre a ρ_g dos sólidos com a escória é mais uma forma de observação da origem dos obstruintes dos poros. A fração orgânica, por algumas vezes, pode mascarar a comparação, por isso, também foi avaliado os sólidos pós-mufla (PM).

5.5.1.4. Massa específica de partículas ou massa específica real

A razão entre a massa de sólidos e o volume por eles especificamente ocupado é a massa específica de partículas, quantificação que não inclui o espaço vazio existente entre os grãos. A comparação dos valores da relação massa-volume com aqueles citados por Tanner e Sukias (1995) e Llorens et al. (2009), ao longo do texto, é mais adequada quando também se apresenta os valores da massa específica de partículas (ρ_p). Para isso, deve-se efetuar a sua quantificação, conforme descrito por Matos (2012), de forma semelhante à que é feita em análise de solos. Uma massa conhecida de resíduos foi acondicionada em um balão volumétrico de 50 mL. Com auxílio de uma bureta, foi adicionado álcool, lentamente, sempre dando pequenas batidas com o fundo do balão para promover a saída de bolhas de ar presente entre os grãos, e deixando o conjunto em repouso, para então, completar com o líquido até se alcançar a marcação volumétrica do recipiente. A escolha do álcool ao invés da água se baseia no fato de que a última possui grande interação com a superfície dos sólidos, o que diminui sua penetrabilidade e, consequentemente a ocupação de todo o espaço vazio no meio poroso.

As amostras selecionadas para quantificação da porosidade de partículas foram a escória $E_{0\text{-}15}$, material gnáissico GN, os sólidos coletados em $P3_{0\text{-}15}$, P11 e P21 e após a mufla PM, sendo o cálculo feito a partir da Equação 5.27. Essa depende da massa do resíduo usado (m) em gramas, e dos volumes do balão (V_{ba} = 50 mL) e gasto de álcool (V_{ga}, em mL), remetendo ao valor de massa específica, ρ_p, em g mL^{-1} ou g cm^{-3}.

$$\rho_p = \frac{m}{(V_{ba} - V_{ga})} \qquad (5.27)$$

5.5.1.5. Mineralogia dos sólidos de colmatação

Lotes variando entre 2,0 e 10,0 g das amostras do substrato retirado dos pontos $P3_{0\text{-}15}$, P21, C3, C21, PM e $E_{0\text{-}15}$, representantes dos pontos próximos ao início e final dos SACs-EHSS, e após terem sido submetidos à calcinação em mufla, foram levados ao Departamento de Solos da UFV, para análise mineralógica e química complementar. O uso do equipamento difratômetro de Raios-X X'Pert PRO PANAnalytical, no Laboratório de Mineralogia, permite após fazer a lâmina com o material fino (< 1,00 mm), a identificação dos minerais presentes, por padrões de desvio na propagação da onda emitida (SCAPIN, 2003). As amostras foram montadas em lâminas escavadas, com as amostras em pó (fino), com análises feitas em temperatura ambiente, após saturação dos lotes com potássio (K + 25 ^{o}C). Essa técnica auxilia na identificação mineralógica. As ondas emitidas por radiação de cobalto e filtro de níquel, com velocidade de exposição de 1^{o} min^{-1}, variaram de ângulo inicial de 4^{o} e final de 60^{o}.

Os resultados foram apresentados pelo Laboratório de Mineralogia na forma de indicação de picos e fases, em formato "ASC", sendo necessário abrir uma pasta no Excel, separar as colunas de intensidade e o ângulo de desvio (2θ), para obtenção dos difratogramas. Nos difratogramas, os picos podem ser relacionados à presença de minerais específicos, o que pode ser feito utilizando literatura pertinente (RESENDE et al., 2005) e informações apresentadas no site webmineral (2015).

Para as análises, obteve-se a distância entre planos atômicos (Δ, em nm ou Å) utilizando-se a lei de Bragg nos picos mais importantes dos difratogramas, comparando-se aos presentes em Resende et al. (2005):

$$\Delta = \frac{\chi \,.\, \omega}{2 \,.\, sen(\theta_b)} \qquad (5.28)$$

Em que, χ é número inteiro referente à ordem de difração; ω refere-se ao comprimento de onda de Raios–X incidentes (nm ou Å), e θ_b é o ângulo de Bragg que é igual a $2\theta/2$.

Nos cálculos, utilizou-se, ω igual a 1,79026 Å, χ de 1,0, e o ângulo de Bragg (θ_b), igual à metade dos apresentados nas figuras.

5.5.2. Caracterização do substrato

Amostras de substrato foram coletadas e separadas, tal como descrito anteriormente, obtendo-se a massa em cada classe granulométrica, utilizando-se uma balança de precisão de 0,01 g.

Os métodos utilizados para análise da composição química, massa específica e o poder neutralizante da escória, que já foram detalhados anteriormente, foram utilizados, restando as etapas de obtenção da curva granulométrica, além das variáveis associadas, e a caracterização do substrato no que se refere à sua porosidade e área superficial específica.

5.5.2.1. Composição granulométrica

Utilizando as massas quantificadas em cada uma das classes granulométricas (> 12,70; 9,25 a 12,70; 6,35 a 9,25; 4,76 a 6,35; 2,38 a 4,76; 1,00 a 2,38; < 1,00 mm) calculou-se a massa retida em cada uma das malhas da peneira, sendo essa, uma soma acumulativa. A peneira de 12,70 mm retém aquilo que não passou por ela, enquanto a malha de 9,25 mm não deixa passar o que ficou detido nela e na peneira de 12,70 mm, e assim por diante, até a malha de 1,00 mm, no LSRS/UFV, que não permitiria a passagem do fino do substrato.

Os valores de porcentagem retida em cada uma das malhas e o diâmetro das peneiras foram plotadas em um gráfico, obtendo assim a curva granulométrica. Como a porcentagem retida é complementar da porcentagem que passa pela peneira, puderam-se calcular algumas variáveis como D_{10}, D_{30} e D_{60}. Essas indicam, respectivamente, o diâmetro da malha da peneira que permite a passagem de 10, 30 e 60% da massa do material. Na mesma ordem, os diâmetros são aqueles que retêm 90, 70 e 40% de escória. Já o diâmetro médio foi calculado pela média ponderada entre as massas de cada classe granulométrica e o diâmetro médio do intervalo, tal como apresentado na Equação 5.29:

$$D_{mp} = \frac{\sum_{i=1}^{n}(D_i\, m_i)}{\sum_{i}^{n} m_i} \qquad (5.29)$$

Em que D_{mp} é o diâmetro médio ponderado em mm, D_i é o diâmetro médio da classe (mm) e m_i é a massa de material com granulometria dentro da classe granulométrica (g).

Essas variáveis servem para comparação com os resultados obtidos por Dornelas (2008), verificando se houve alteração nas características físicas da escória, oriundos de um possível desgaste. Em cada um dos 40 pontos amostrados foram determinados os seus D_{10}, D_{30}, D_{60} e o D_{mp}, propiciando, também, verificar se há diferença em profundidade, em um dos lados, quanto à distância da entrada ou conforme o SAC (plantado ou não).

Outras variáveis importantes para a caracterização da composição granulométrica são o coeficiente de uniformidade (C_U) e de curvatura (C_C), calculados pelas Equações 5.30 e 5.31.

$$C_U = \frac{D_{60}}{D_{10}} \tag{5.30}$$

$$C_c = \frac{D_{30}^2}{D_{10} \cdot D_{60}} \tag{5.31}$$

5.5.2.2. Porosidade

A porosidade ($\mathcal{E}$) foi determinada em mistura da escória lavada, material que foi coletado em diferentes posições do meio poroso dos SAC-EHSS P e SAC-EHSS C, totalizando 10 amostras: P3, P6, P11, P16, P21, C3, C6, C11, C16 e C21.

Os ensaios foram realizados no dia 16/01/2015, com a utilização de um frasco plástico transparente, uma proveta graduada, escória e água. Primeiramente, marcou-se no frasco plástico o volume referente a 3,0 L, tal como apresentado na Figura 5.41a. Prossegue-se a quantificação com a adição da escória até a marca, com a adição de água até alcançar o final da camada de material, com o volume sendo medido em proveta (Figura 5.41b). A partir do volume restante na proveta, calculou-se o quanto de água foi necessário para preencher os poros da escória. A relação entre o volume adicionado (volume de poros, V_p) pelo volume de 3,0 L (volume preenchido com escória) dá o valor de $\mathcal{E}$. Essa metodologia é bastante utilizado para filtros, observando a variação da medida ao longo do tempo, como nos estudos de Zhao et al. (2009).

Ressalta-se que a melhor caracterização da porosidade seria se fosse possível fazê-la em campo, com as condições de encaixe do substrato, cimentação e com a presença do material colmatante. No entanto, por não ser plausível a sua determinação em campo, realiza-se de forma semelhante à que é feita em filtros, sendo possível uma comparação dos resultados com as respostas obtidas por Dornelas (2008), verificando também se são razoáveis, dadas as dimensões e a ocorrência de um possível desgaste do substrato.

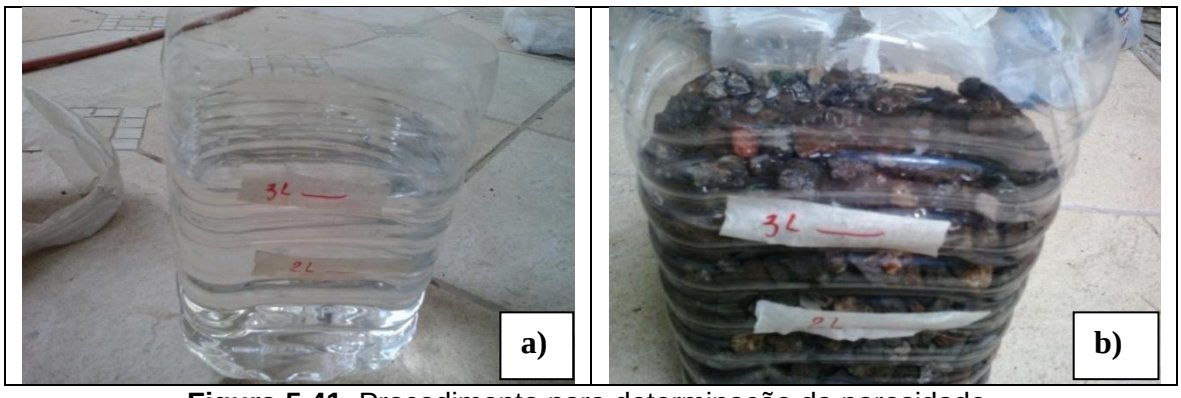


Figura 5.41. Procedimento para determinação da porosidade.

Para testar a confiabilidade das porosidades obtidas pelo método descrito anteriormente, essas foram utilizadas no cálculo da massa específica global da escória (ρ_E). Na Equação 5.32, considera-se apenas os vazios presentes entre os grãos da escória, sem levar em conta aqueles presentes dentro da estrutura formada pelas partículas que compõem o substrato. Dessa forma, permite inferir sobre a porosidade drenável, que é mais importante no monitoramento dos SACs.

$$\rho_E = \frac{m_{escória}}{V_{escória}} = \frac{m_{conjunto} - m_{proveta}}{V_{proveta} - V_{proveta} \cdot \varepsilon} \tag{5.32}$$

Em que, $m_{conjunto}$ é a massa (g) de escória acondicionada e $V_{proveta}$ (mL ou cm^3), o volume por ela ocupado na proveta. Para obter a massa de sólidos é necessário subtrair, da massa do conjunto, a tara da proveta ($m_{proveta}$). A porosidade ε deve ser aquela obtida por meio dos ensaios apresentados na Figura 5.41.

Nova tentativa de obtenção da porosidade drenável foi realizada no LSRS/UFV, no dia 30 de janeiro de 2015. Ao invés do frasco plástico, utilizou-se uma proveta graduada, material mais rígido, colocando-se amostras (escória) de cada um dos pontos avaliados até completar o volume de 100 mL ($V_{proveta}$). O conjunto foi pesado para obtenção da variável $m_{conjunto}$, podendo assim empregar a Equação 5.32, utilizando ε determinada anteriormente ou por meio da adição de água no conjunto proveta-escória até complementar os espaços entre os grãos de escória, no volume de 100 mL. Os resultados foram comparados entre si e com a massa específica global (ρ_E) obtida o item 5.5.1.3.

5.5.2.3. Área superficial específica (*ASE*)

A importância da determinação da área superficial específica (*ASE*) se dá pela possibilidade de se avaliar o potencial na adsorção de íons, como o fosfato, e da formação de biofilme sobre a superfície sólida. Quanto maior a superfície específica, maior é quantidade de sólidos potencialmente aderidos no material granular. A aderência de material no meio suporte pode ser associada com diminuição na sua concentração intersticial, proporcionando atrasos na obstrução dos poros. No entanto, normalmente, quanto menor a granulometria, maior é a superfície específica e menor a porosidade, o que acaba pesando mais negativamente do que atenuando o fenômeno da colmatação.

Uma forma de determinação da área superfície específica de partículas é a de considerar que as partículas apresentem a forma de uma esfera. Assim, tem-se o seguinte desenvolvimento matemático:

$$ASE = \frac{A}{m} = \frac{4\pi R^2}{\rho_p \cdot V} = \frac{4\pi r^2}{\rho_p \cdot \frac{4\pi r^3}{3}} = \frac{3}{\rho_p \cdot r} = \frac{6}{D_p \cdot \rho_p} \quad (5.33)$$

Em que, *ASE* é a área superficial específica do substrato rochoso em $m^2\ g^{-1}$; *V* é o volume em m^3, *A* e *V*, são respectivamente, área (m^2) e o volume (m^3) da "esfera" e ρ_p, a massa específica de partícula do material ($g\ m^{-3}$) e D_p, o diâmetro das partículas em m. O diâmetro D_p das partículas foi considerado o que está citado na literatura para escória de alto forno, evitando-se de ter que caracterizar todos os grãos que compõem esse complexo substrato (WAN et al., 2004; EL DIDAMONY et al., 2014). A massa específica de partículas foi calculada no item 5.5.1.4.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Avaliação do desempenho das unidades ao longo de todo seu período operacional

6.1.1. Análise das séries temporais

Durante o período de avaliação do funcionamento dos SACs-EHSS, foram realizadas intervenções na configuração da linha de tratamento do esgoto sanitário no CePTS, com adição e retirada do FBPA, substituição dos reatores UASB, funcionamento do reator anaeróbio sem separador trifásico, cortes da parte aérea da taboa e alteração nas vazões afluentes. Esses eventos estão resumidamente apresentados no Quadro 6.1, com a presença de informações sobre datas de outros acontecimentos importantes ao longo dos mais de 8 anos de operação dos sistemas alagados construídos.

Quadro 6.1. Eventos ocorridos durante o monitoramento e cronograma de operação dos SACs-EHSS no CePTs.

Data	Evento	Data	Evento
20/06/07	Partida do sistema	26/08/11	**Substituição do Reator UASB e Introdução do FBPA**
01/07/07	Plantio	06/12/11	11º Corte da parte aérea
24/07/07	Primeiros brotos e rizomas	06/02/12	12º Corte da parte aérea
20/09/07	**Início do monitoramento**	14/03/12	13º Corte da parte aérea
12/11/07	Primeiras plantas floridas	30/07/12	14º Corte da parte aérea
14/02/08	1º Corte da parte aérea	20/12/12	15º Corte da parte aérea
11/06/08	2º Corte da parte aérea	03/07/13	16º Corte da parte aérea
11/03/09	3º Corte da parte aérea	01/11/13	**Retirada do FBPA**
11/06/09	4º Corte da parte aérea	22/11/13	17º Corte da parte aérea
01/10/09	5º Corte da parte aérea	14/03/14	18º Corte da parte aérea
17/12/09	6º Corte da parte aérea	31/07/14	19º Corte da parte aérea
05/05/10	7º Corte da parte aérea	09/10/14	20º Corte da parte aérea e **redução da vazão de entrada dos SACs-EHSS***
01/08/10	8º Corte da parte aérea	31/10/14	21º Corte da parte aérea
14/12/10	9º Corte da parte aérea	06/11/14	**Retorno ao valor de vazão de projeto.**
06/11	**Reforma do UASB Geminado**	06/03/15	22º Corte da parte aérea
02/08/11	10º Corte da parte aérea da taboa	01/07/15	23º Corte da parte aérea

* Redução de 15 $m^3 d^{-1}$ dividido para as duas unidades para 5,8 $m^3 d^{-1}$.

A apresentação desses eventos é importante pois ajuda a explicar alterações nas eficiências, maior ou menor escoamento superficial nos leitos e outros acontecimentos nos SACs-EHSS. A redução na vazão, ocorrida no dia 09/10/14, visou diminuir a extensão do escoamento superficial nos SACs, porém como não houve melhora perceptível, voltou-se às condições anteriores no dia 06/11/14.

Conforme apresentado na seção Material e Métodos, visando-se diminuir a influência das fases de operação e do efeito do corte da parte área da taboa na remoção de poluentes nos SACs-EHSS, além de atenuar a ocorrência de picos de concentração efluente, seja por problemas de análise ou por eventos inesperados, dividiu-se o período de monitoramento em 3 fases, que foram, por sua vez, divididas em subfases, apresentadas no Quadro 6.2.

Quadro 6.2. Períodos das Fases e Subfases de Monitoramento da eficiência dos SACs

FASE	SUBFASE	DATA
I **UASB G e SAC**	A	20/09/07 a 14/02/08
	B	14/02/08 a 11/06/08
	C	11/06/08 a 11/03/09
	D	11/03/09 a 11/06/09
	E	11/06/09 a 01/10/09
	F	01/10/09 a 05/05/10
	G	05/05/10 a 01/08/10
	H	01/08/10 a 14/12/10
	I	14/12/10 a 02/08/11
	J	02/08/11 a 26/08/11
II **UASB C, FBPA e SAC**	A	26/08/11 a 06/12/11
	B	06/12/11 a 06/02/12
	C	06/02/12 a 14/03/12
	D	14/03/12 a 30/07/12
	E	30/07/12 a 20/12/12
	F	20/12/12 a 03/07/13
	G	03/07/13 a 01/11/13
III **UASB C e SAC**	A	01/11/13 a 22/11/13
	B	22/11/13 a 14/03/14
	C	14/03/14 a 31/07/14
	D	31/07/14 a 09/10/14
	E	09/10/14 a 31/10/14
	F	31/10/14 a 06/03/15
	G	06/03/15 a 01/07/15
	H	01/07/15 a 10/07/15

UASB G - Geminado; UASB C - Compacto; FBPA - Filtro Biológico Percolador Aberto.

Outro ponto importante a ser ressaltado é que, quando não houve determinação das concentrações afluentes aos SACs, foram considerados os valores quantificados no efluente do UASB ou do FBPA, conforme o caso. Nessas condições, as concentrações de entrada das duas unidades (SAC P e C) foram consideradas iguais, o que é razoável. Utilizando o teste *Mann-Whitney*, a 5% de significância, utilizando-se o *Software Statistica 8.0*, comparou-se a carga de sólidos suspensos totais (*SST*) afluente dos dois leitos (n = 5 dados), durante a Fase *III*, não tendo sido encontradas diferenças significativas. Mesma tendência foi verificada comparando valores da Fase *II*, com 9 e 10 dados, respectivamente para SAC P e SAC C. Além disso, as concentrações efluentes do reator UASB verde foram iguais às de entrada nos SACs-EHSS, não havendo diferença significativa pelo teste de *Kruskal-Wallis* (p = 0,05) quanto ao aporte de *SST*. Por outro lado, por alguma interferência não esperada, o esgoto sanitário efluente do FBPA foi diferente do afluente nos SACs. Como não há dados dos dois SACs-EHSS, nos mesmos períodos de operação, e estranhamente os valores de *SST* afluente foram altos em etapa de operação dos sistemas em que houve redução na carga hidráulica volumétrica (*CHV*) aplicada ao FBPA (VIEIRA, 2013), não é possível precisar a causa dessas diferenças. Possivelmente, no momento da coleta de amostras, ao abrir a válvula de acesso à água residuária em escoamento na tubulação de monitoramento, o período de tempo necessário para que os sólidos acumulados saíssem e não viessem a influenciar sua concentração no afluente, não foi suficiente. Entretanto, mesmo com esse evento, é adequado considerar que as concentrações efluentes ao UASB ou FBPA como semelhantes ao afluente aos SACs. Dessa forma, no presente estudo, os períodos com falhas em relação aos valores de concentração afluente nos SACs-EHSS foram preenchidos com os dados referentes aos efluentes dos reatores de pré-tratamento (UASB ou FBPA). Na Fase *I*, não foram feitas tais análises porque não há dados de concentração afluente de *SST* nos SACs.

Nas Tabelas 6.1 a 6.3 estão apresentados os valores médios das variáveis, os seus desvios padrão da média e o número de dados em cada uma das 3 fases, estando apresentados os dados do esgoto bruto (EB), coletado após o sistema preliminar da ETE Arrudas, e o esgoto antes e após o tratamento em cada um dos SACs. Reitera-se que os valores de *POR* foram obtidos em campo com eletrodos de Ag/AgCl, estando os valores apresentados convertidos a E_H, somando-se, a eles, 200 mV. Nessas tabelas e em algumas outras, quando possível, adotou-se a convenção de duas casas decimais para valores em módulo menores que 1; uma para medidas entre 1 e 10; e sem números após a vírgula para valores superiores a 10. Essa normatização foi adotada no material em vista que os dados ambientais gerados não possuem a precisão sugerida pelas respostas dos métodos empregados.

Tabela 6.1. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (*e*) e saída (*s*) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) em negrito e o número de dados (*n*) disponíveis, na Fase I.

Fase I (UASB G e SAC)						
Variáveis	**Unidades**	**EB**	**SAC P (e)**	**SAC C (e)**	**SAC P (s)**	**SAC C (s)**
Vazão	**$m^3\ d^{-1}$**	**-**	**8,2(1,6)**	**7,9(1,6)**	**6,4(1,7)**	**6,6(1,5)**
	n		162	162	162	162
EVTP	**%**	**-**	**-**	**-**	**21(14)**	**16(14)**
	n	-	-	-	162	162
OD	**mg L^{-1}**	**1,0(0,7)**	**0,73(0,81)**	**0,73(0,81)**	**0,68(0,56)**	**1,3(0,9)**
	n	82	85	85	87	83
E_H	**mV**	**116**	**20**	**20**	**89**	**73**
	n	1	1	1	1	1
pH	**-**	**7,2(0,2)**	**6,9(0,2)**	**6,9(0,2)**	**7,3(0,2)**	**7,3(0,4)**
	n	93	89	89	85	86
CE	**µS cm^{-1}**	**721(71)**	**672(78)**	**672(78)**	**801(84)**	**803(79)**
	n	18	18	18	18	18
T	**^oC**	**24(2)**	**24(5)**	**24(5)**	**22(3)**	**22(3)**
	n	19	42	42	38	39
SST	**mg L^{-1}**	**363(443)**	**68(151)**	**67(150)**	**11(9)**	**9(11)**
	n	75	150	150	156	154
SSV	**mg L^{-1}**	**354(693)**	**37(30)**	**37(30)**	**5(5)**	**4(3)**
	n	61	131	131	137	137
SSF	**mg L^{-1}**	**84(107)**	**18(22)**	**18(22)**	**6(6)**	**4(5)**
	n	74	145	(145)	(141)	132
DBO	**mg L^{-1}**	**269(113)**	**81(51)**	**81(51)**	**25(19)**	**23(17)**
	n	66	98	98	94	97
DQO	**mg L^{-1}**	**414(195)**	**179(75)**	**179(75)**	**50(19)**	**55(25)**
	n	63	107	107	107	109
NTK	**mgL^{-1} de N**	-	**32(8)**	**32(8)**	**30(8)**	**31(9)**
	n	-	133	133	123	126
NH_4^+	**mg L^{-1} de N**	-	**27(8)**	**27(8)**	**27(10)**	**28(10)**
	n	-	119	119	122	119
NO_2^-	**mg L^{-1} de N**	**0,02(0,06)**	**0,02(0,07)**	**0,02(0,07)**	**0,02(0,12)**	**0,01(0,01)**
	n	77	72	72	65	62
NO_3^-	**mgL^{-1} de N**	**0,03(0,08)**	**0,05(0,09)**	**0,05(0,09)**	**0,16(0,25)**	**0,13(0,23)**
	n	69	107	107	111	107

Tabela 6.1. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (*e*) e saída (*s*) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) em negrito e o número de dados (*n*) disponíveis, na Fase I *(continuação).*

Fase I (UASB G e SAC)						
Variáveis	**Unidades**	**EB**	**SAC P (e)**	**SAC C (e)**	**SAC P (s)**	**SAC C (s)**
P-total	**mg L^{-1} de P**	**-**	**3,2(2,3)**	**3,2(2,3)**	**2,3 (1,9)**	**2,4(1,7)**
	n	-	61	61	65	65
ALT	**mg L^{-1*}**	**207(46)**	**217(35)**	**217(35)**	**255(60)**	**249(52)**
	n	61	103	103	104	103
S^{2-}	**mg L^{-1} de S**	**-**	**7,4(2,6)**	**7,4(2,6)**	**0,8(0,5)**	**0,9(0,5)**
	n	-	28	28	28	28

EVTP - Evapotranspiração em porcentagem. Na unidade não plantada, a variável refere-se à evaporação.

UASB G - Geminado (Vermelho). * mg L^{-1} de $CaCO_3$. *ALT* - Alcalinidade Total;

P-total e sulfetos não foram determinados no esgoto bruto (coletado após o sistema preliminar da ETE Arrudas).

Tabela 6.2. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (e) e saída (s) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) e o número de dados (*n*) disponíveis, na Fase II.

Fase II (UASB C, FBPA e SAC)						
Variáveis	**Unidades**	**EB**	**SAC P (e)**	**SAC C (e)**	**SAC P (s)**	**SAC C (s)**
Vazão	**m^3 d^{-1}**	**-**	**7,4(1,9)**	**8,6(2,5)**	**6,3(2,0)**	**7,0(2,6)**
	n		84	89	83	88
EVTP	**%**	-	-	-	**20(22)**	**17(26)**
	n	-	-	-	83	88
OD	**mg L^{-1}**	**0,70(0,95)**	**5,3(1,1)**	**5,3(1,1)**	**1,6(0,5)**	**1,6(0,6)**
	n	86	86	86	78	87
E_H	**mV**	**-68(91)**	**206(69)**	**207(69)**	**-105(58)**	**-116(56)**
	n	90	88	88	(83)	(91)
pH	**-**	**7,4(0,4)**	**7,9(0,5)**	**7,9(0,5)**	**7,3(0,4)**	**7,6(0,4)**
	n	78	76	76	71	79
CE	**µS cm^{-1}**	**559(99)**	**697(75)**	**696(74)**	**686(73)**	**683(86)**
	n	89	87	87	82	89
T	**^oC**	**24(4)**	**24(3)**	**24(3)**	**22(2)**	**23(2)**
	n	86	86	86	76	84
SST	**mg L^{-1}**	**162(76)**	**70(63)**	**70(60)**	**16(12)**	**13(12)**
	n	77	76	77	79	79
SSV	**mg L^{-1}**	**127(68)**	**40(34)**	**40(32)**	**8(8)**	**7(9)**
	n	71	74	75	72	72
SSF	**mg L^{-1}**	**40(21)**	**21(18)**	**21(18)**	**8(8)**	**6(6)**
	n	67	66	66	69	69

Tabela 6.2. Média das variáveis no esgoto bruto (EB), na entrada (e) e saída (s) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) e o número de dados (*n*) disponíveis, na Fase II (*continuação*).

Fase II (UASB C, FBPA e SAC)						
Variáveis	**Unidades**	**EB**	**SAC P (e)**	**SAC (e)**	**SAC P (s)**	**SAC (s)**
DBO	**mg L^{-1}**	**224(98)**	**36(17)**	**36(18)**	**13(10)**	**12(8)**
	n	75	75	76	70	77
DQO	**mg L^{-1}**	**400(159)**	**105(54)**	**26(15)**	**26(15)**	**31(17)**
	n	80	78	70	70	74
NTK	**mg L^{-1} de N**	**30(7)**	**28(6)**	**28(7)**	**21(8)**	**22(8)**
	n	75	78	78	67	77
NH_4^+	**mg L^{-1} de N**	**26(6)**	**24(6)**	**24(6)**	**19(7)**	**20(7)**
	n	75	76	76	69	77
NO_2^-	**mg L^{-1} de N**	**0,03(0,12)**	**1,1(0,7)**	**1,1(0,7)**	**0,11(0,27)**	**0,54(0,45)**
	n	64	71	71	57	63
NO_3^-	**mg L^{-1} de N**	**0,06(0,05)**	**2,5(1,9)**	**2,5(1,9)**	**0,26(0,74)**	**0,16(0,26)**
	n	55	64	64	60	63
P-total	**mg L^{-1} de P**	**4,3(2,2)**	**4,3(1,6)**	**4,2(1,7)**	**1,6(1,6)**	**1,4(1,2)**
	n	46	47	48	37	49
ALT	**mg L^{-1}**	**226(33)**	**200(35)**	**200(35)**	**221(41)**	**213(45)**
	n	61	57	57	58	62
S^{2-}	**mg L^{-1} de S**	-	**0,5(0,2)**	**0,5(0,2)**	**0,5(0,2)**	**0,5(0,2)**
	n	-	66	66	48	50

UASB C - Compacto (Verde).

Tabela 6.3. Média das variáveis no esgoto bruto (*EB*), na entrada (*e*) e saída (*s*) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) e o número de dados (*n*) disponíveis, na Fase III.

Fase III (UASB C e SAC)						
Variáveis	**Unidades**	**EB**	**SAC P (e)**	**SAC C (e)**	**SAC P (s)**	**SAC C (s)**
Vazão	**m^3 d^{-1}**	-	**7,2(2,9)**	**8,3(2,3)**	**6,0(2,2)**	**7,2(2,3)**
	n		38	38	48	48
EVTP	**%**	-	-	-	**23,4(21,2)**	**17,0(14,4)**
	n	-	-	-	32	33
OD	**mg L^{-1}**	**0,35(0,28)**	**1,1(2,1)**	**1,1(1,9)**	**1,6(0,8)**	**1,6(0,8)**
	n	68	50	51	50	50
E_H	**mV**	**7,8(71)**	**-8,9(82,4)**	**-4,9(80)**	**123(46)**	**126(62)**
	n	67	50	51	50	51
pH	-	**7,5(0,2)**	**7,4(0,4)**	**7,4(0,4)**	**7,5(0,3)**	**7,7(0,3)**
	n	60	47	48	45	46

Tabela 6.3. Média das variáveis no esgoto bruto (*EB*), na entrada (*e*) e saída (*s*) dos SACs-EHSS, com apresentação do desvio padrão da média (em parênteses) e o número de dados (*n*) disponíveis, na Fase III (*continuação*).

Fase III (UASB C e SAC)						
Variáveis	**Unidades**	**EB**	**SAC P (e)**	**SAC C (e)**	**SAC P (s)**	**SAC C (s)**
CE	**µS cm^{-1}**	**687(175)**	**722(52)**	**720(56)**	**812(161)**	**785(184)**
	n	61	46	46	45	46
T	**^{o}C**	**24(2)**	**25(2)**	**25(2)**	**23(2)**	**23(2)**
	n	67	49	49	50	51
SST	**mg L^{-1}**	**83(92)**	**87(122)**	**73(77)**	**26(36)**	**23(34)**
	n	32	34	34	30	26
SSV	**mg L^{-1}**	**154(69)**	**69(106)**	**58(52)**	**21(36)**	**20(29)**
	n	32	31	31	24	25
SSF	**mg L^{-1}**	**49(91)**	**17(210)**	**17(21)**	**13(10)**	**8,0(6,0)**
	n	22	16	16	19	12
DBO	**mg L^{-1}**	**274(98)**	**62(23)**	**61(23)**	**17(4)**	**16(4)**
	n	55	53	51	47	45
DQO	**mg L^{-1}**	**408(124)**	**211(98)**	**207(97)**	**85(84)**	**104(81)**
	n	43	40	41	36	36
NTK	**mg L^{-1} de N**	**27(8)**	**31(7)**	**30(7)**	**25(9)**	**25(10)**
	n	48	46	47	40	41
NH_4^+	**mg L^{-1} de N**	**25(7)**	**27(8)**	**28(8)**	**26(9)**	**25(10)**
	n	44	38	39	37	38
NO_2^-	**mg L^{-1} de N**	**0,24(0,28)**	**0,57(0,49)**	**0,57(0,49)**	**0,45(0,07)**	**0,18(0,14)**
	n	4	3	3	3	4
NO_3^-	**mg L^{-1} de N**	**0,77(0,93)**	**0,31(0,06)**	**0,31(0,06)**	**0,28(0,11)**	**0,35(1,13)**
	n	10	3	3	4	11
ALT	**mg L^{-1}**	**193(35)**	**245(56)**	**251(82)**	**262(69)**	**241(78)**
	n	35	34	34	27	28

P-total e sulfetos não foram determinados no período.

Observa-se pelos resultados apresentados que há grande desvio nos valores em relação à média, que é em função das mudanças das metodologias de análise e coleta (alteração dos métodos laboratoriais e de quem as realizou), calibração e funcionamento dos equipamentos, e também relacionado à grande variabilidade das características físicas e químicas do esgoto sanitário bruto, além das condições de operação, que mudaram ao longo do tempo.

A vazão afluente aos SACs-EHSS, tal como pode ser verificado, variou muito durante o período de avaliação, não sendo exatamente igual entre os dois SACs-EHSS, por isso as inúmeras tentativas em sua regularização, com alterações efetuadas na caixa de distribuição do afluente aos sistemas. Entretanto, ficou claro que a perda hídrica foi maior na unidade

plantada, em função da perda de água também por transpiração. Por outro lado, na Fase *II*, essa diferença foi apenas numérica, enquanto nas demais, foi estatisticamente significativa. Nesses casos foram utilizados o teste de *Mann-Whitney* (α = 0,05), de comparação entre dados independentes, porque a vazão afluente foi diferente nos dois SACs.

Para comparação das demais variáveis, que envolvem as duas unidades, como o afluente têm características teoricamente semelhantes, utilizou-se o teste de *Wilcoxon*, para dados pareados. Quando houve a comparação entre mais grupos de dados, como aqueles em que se verificou que os valores efluentes do reator UASB não são diferentes estatisticamente dos afluentes ao SACs-EHSS, empregou-se o teste de *Kruskal-Wallis* de grupos independentes. De forma a facilitar a visualização das mudanças das medidas (médias) nas fases de operação do SAC, foram construidos gráficos apresentados nas Figuras 6.1 e 6.2. Os gráficos *box plots* das séries apresentadas a seguir estão exibidos no Anexo *II*. Esses proporcionam observação do comportamento dos dados, apesar da grande oscilação que apresentam.

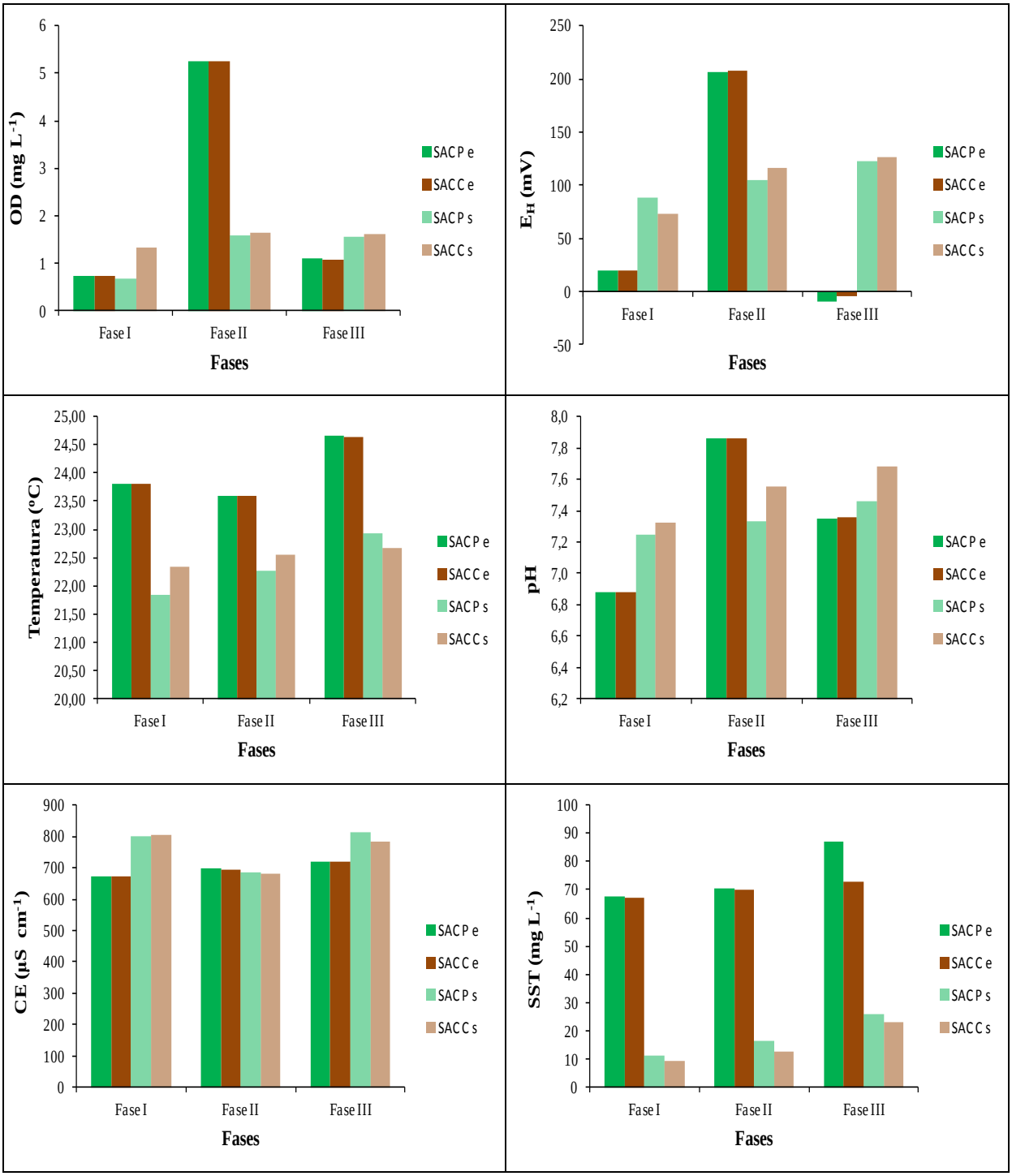


Figura 6.1. Séries de valores médios afluente e efluente nos SACs, nas 3 diferentes fases de monitoramento (*OD, E_H,* Temperatura*, pH, CE* e *SST*).

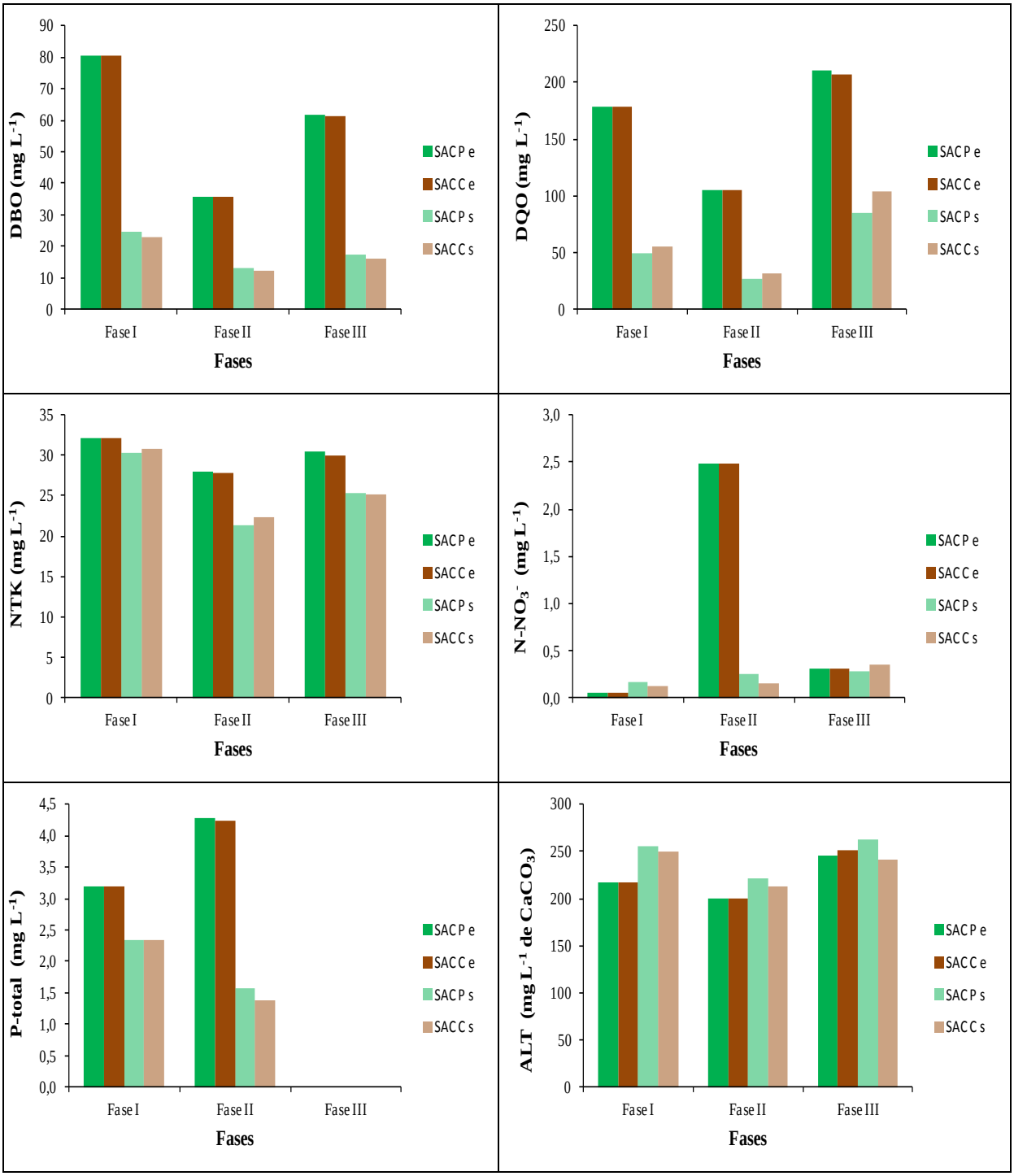


Figura 6.2. Séries de valores de concentrações médias afluente e efluente nos SACs, nas 3 diferentes fases de monitoramento (*DBO, DQO, NTK, N-NO_3^-, P-total* e *ALT*).

A expectativa é que após o tratamento nos SACs-EHSS houvesse aumento na concentração de oxigênio dissolvido no efluente, ainda que ligeiro, sobretudo na unidade plantada, dada a remoção de matéria orgânica e bombeamento de O_2, entretanto, com exceção da Fase *III*, em que há ligeiro acréscimo, o que ocorreu nas anteriores foi o contrário. Vasconcellos (2015) estudando os mesmos SACs, na Fase *III* de operação dos sistemas, com a finalidade de avaliar o potencial redox e a *[OD]*, não observou relação clara entre essas variáveis, tendo sido verificadas tendências diferentes, e menores valores de E_H no SAC P. Esses resultados soam

inesperados, considerando-se a capacidade das plantas em incorporarem oxigênio ao meio, o que poderia ser explicado dado ao maior consumo pela comunidade microbiana presente em maior número, e possivelmente, também gasto para formação de gel de ferro (precipitados). Outra hipótese plausível seria a de que a maior extensão de escoamento horizontal no SAC C poderia ter contribuído para maior desenvolvimento das colônias de lemnáceas, proporcionando, com isso, o aporte de O_2 à massa de água, via fotossíntese. Além disso, aparentemente, a sensibilidade dos equipamentos de mensuração da atividade de elétrons no meio parece ser insuficiente, gerando resultados pouco confiáveis para que se possa inferir sobre as condições operacionais nesses sistemas, já que a Fase *III*, que deveria estar em situação mais crítica, em razão da possível influência da colmatação, é a que possui maior diferença entre o E_H da entrada em relação ao de saída dos SACs-EHSS. Na Fase *II*, inclusive, o potencial redox decresceu após o SAC.

Na Fase *II*, o FBPA proporcionou grande oxigenação da água residuária, sendo grande parte do O_2 incorporado consumido nos SACs pelos microrganismos aeróbios nas atividades de degradação da matéria orgânica presente e na nitrificação. No que se refere ao processo de conversão do nitrogênio às formas nítricas, com exceção da Fase *II*, em que o FBPA estava presente na linha de tratamento da água residuária, houve aumento na concentração de NO_3^- no efluente dos SACs-EHSS, o que implica em remoções negativas. A aeração do filtro aberto favoreceu a nitrificação em uma etapa anterior e, mesmo ocorrendo a absorção pelas plantas (no SAC-EHSS P) e a imobilização pelos microrganismos (em ambos os SACs), ainda sobrou nitrato no efluente dos SACs. No SAC C a concentração de nitrato foi menor em duas das três fases, o que, em parte, se deve à menor perda hídrica nesse sistema, mas, também, por se tratar de ambiente com maior possibilidade de ocorrer a desnitrificação.

As concentrações de *SST* e *DBO* foram maiores na saída do SAC P, mesmo que apenas numericamente e dentro da faixa de variação dos dados (vide *Box Plot*), o que pode ser em função da maior perda hídrica nessa unidade, dessa forma, é mais adequada a comparação quanto a eficiência em carga removida, apresentada posteriormente. Por outro lado, a demanda química de oxigênio apresentou-se sempre ligeiramente maior no SAC C. Analisando a qualidade do efluente, segundo o que está estabelecido na Resolução COPAM/CERH n^o 01 de 2008, observa-se que seria permíssivel o lançamento de acordo com as variáveis analisadas, indicando ser um tratamento eficiente, e que continua mesmo após a alteração do pré-tratamento e avanço do processo de colmatação.

Observou-se um incremento na alcalinidade da água residuária após ter passado pelos SACs-EHSS, o que pode ser atribuído às reações que ocorrem com o substrato, sabidamente rico em carbonatos, óxidos e silicatos de Ca, Mg, o que o torna capaz de neutralizar a acidez da água residuária em tratamento. Isso não foi suficiente, entretanto para apresentação de uma tendência definida para o *pH* do efluente dos SACs, embora seja ligeiramente superior no SAC C. Acredita-se que o menor aumento do *pH* efluente do SAC P se deva à liberação de ácidos pelas plantas (PAVINATO; ROSOLEM, 2008) e também pela maior remoção de nutrientes da água residuária em escoamento no meio, o que provoca a elevação na atividade dos íons H^+. Assim, esses fatores poderiam ter sido suficientes para neutralizar possível elevação no *pH* da água residuária na saída do sistema de tratamento.

A temperatura, variável ambiental importante na velocidade do metabolismo microbiano, não foi diferente no líquido afluente aos dois SACs, indicando que possíveis diferenças nas remoções não podem ser atribuídas a essa. Quanto à medição após a passagem pelo tratamento, ora foi maior ao final do SAC P (Fases *I* e *II*), ora no SAC C.

Maiores conclusões a respeito das condições operacionais dos SACs-EHSS devem ser avaliadas com base nas eficiências de remoção de poluentes, entretanto, em razão das referidas perdas hídricas, decorrentes da evaporação e evapotranspiração, as porcentagens de remoção devem ser calculadas utilizando os valores de carga aplicadas e efluentes, conforme apresentado a seguir. Para comparação das eficiências entre as unidades plantada e não plantada, utilizou-se o teste de *Wilcoxon* ($\alpha = 0,05$). O teste de *Kruskal-Wallis* foi empregado para comparação das cargas aplicadas nas três fases com o mesmo nível de significância.

Como testes estatísticos não paramétricos utilizam a mediana para comparação, nas Tabelas 6.4 a 6.6, estão apresentados os valores médios e os centrais das variáveis monitoradas. Ressalta-se que a eficiência analisada é apenas dos SACs, com base na carga afluente e efluente, e não do sistema como um todo, tendo sido apresentada a média e a mediana das eficiências.

Tabela 6.4. Carga aplicada, em quilos por hectare/dia, e eficiência média e mediana com base na carga nos dois SACs-EHSS, durante a primeira fase de monitoramento desses sistemas.

Fase I (UASB G e SAC)						
	Carga Aplicada (kg ha^{-1} d^{-1})		Média da Eficiência (%)		Mediana da Eficiência (%)	
Variáveis	**SAC P**	**SAC C**	**SAC P**	**SAC C**	**SAC P**	**SAC C**
SST	80(210)A	76(180)A	66(97)	70(96)	83	88*
SSV	42(38)B	41(34)B	85(24)	89(11)	91	92 n.s.
DBO	86(61)A	82(57)A	71(18)	69(25)	77	76 n.s.
DQO	195(103)A	189(99)B	72(12)	68(15)	79*	75
NTK	36(11)A	35(10)A	22(26)	19(35)	24	24 n.s.
NO_3^-	0,07(0,11)B	0,07(0,12)B	-598(2675)	-146(373)	-6	-32 n.s.
P-total	3,3(2,1)B	3,5(2,0)B	44(29)	37(28)	52*	37
S^{2-}	8,5(3,2)A	8,0(2,8)A	91(6)	90(7)	94	93 n.s.

n.s. - Diferença não significativa pelo teste de *Wilcoxon* (significância de 5%); * Estatisticamente maior pelo mesmo teste. Cargas aplicadas com a mesma letra não diferiram significativamente, entre as diferentes fases, pelo teste de *Kruskal-Wallis*.

1 g m^{-2} d^{-1} = 10 kg ha^{-1} d^{-1}.

Tabela 6.5. Carga aplicada, em quilos por hectare/dia, e eficiência média e mediana com base na carga nos dois SACs-EHSS durante a segunda fase de monitoramento desses sistemas.

Fase II (UASB C, FBPA e SAC)						
Variáveis	Carga Aplicada (kg ha^{-1} d^{-1})		Média da Eficiência (%)		Mediana da Eficiência (%)	
	SAC P	**SAC C**	**SAC P**	**SAC C**	**SAC P**	**SAC C**
SST	67(50)A	72(52)A	64(53)	72(43)	82	88*
SSV	39(28)B	42(28)B	66(56)	73(46)	84	88 n.s.
DBO	35(19)B	40(23)B	65(31)	65(23).	75	71 n.s
DQO	105(55)B	112(64)C	75(17)	71(19).	76	74 n.s.
NTK	31(12)B	33(14)A	40(18)	35(24)	36	35 n.s.
NO_3^-	2,7(1,9)A	2,7(2,3)A	88(25)	82(40)	98*	97
P-total	4,5(2,3)A	4,7(2,4)A	70(29)	58(101)	83	85 n.s.
S^{2-}	0,53(0,27)B	0,67(0,4)A	23(27)	20(38)	24	15 n.s.

n.s. - Diferença não significativa pelo teste de *Wilcoxon* (significância de 5%); * Estatisticamente maior pelo mesmo teste. Cargas aplicadas com a mesma letra não diferiram significativamente, entre as diferentes fases, pelo teste de *Kruskal-Wallis*.

1 g m^{-2} d^{-1} = 10 kg ha^{-1} d^{-1}.

Tabela 6.6. Carga aplicada, em quilos por hectare/dia, e eficiência média e mediana com base na carga nos dois SACs-EHSS durante a terceira fase de monitoramento desses sistemas.

Fase III (UASB C e SAC)						
Variáveis	**Carga Aplicada (kg ha^{-1} d^{-1})**		**Média da Eficiência (%)**		**Mediana da Eficiência (%)**	
	SAC P	**SAC C**	**SAC P**	**SAC C**	**SAC P**	**SAC C**
SST	151(286)A	118(174)A	73(27)	78(20)	82	80 n.s.
SSV	118(211)A	89(118)A	76(20)	74(19)	85	81 n.s.
DBO	59(33)A	64(29)A	74(19)	74(15)	80	75 n.s.
DQO	233(119)A	262(138)A	71(21)	63(24)	78	66 n.s.
NTK	30(12)B	35(12)A	44(23)	32(34)	48*	30
NO_3^-	0,37(0,08)AB	0,43(0,03)AB	-1,9(11,3)	-36(27)	12	-7,3

n.s. - Diferença não significativa pelo teste de *Wilcoxon* (significância de 5%); * Estatisticamente maior pelo mesmo teste. Cargas aplicadas com a mesma letra não diferiram significativamente, entre as diferentes fases, pelo teste de *Kruskal-Wallis.*

1 g m^{-2} d^{-1} = 10 kg ha^{-1} d^{-1}.

P-total e sulfetos não foram determinados no período. Há 4 dias de resultados de NO_2, entretanto, apenas um desses coincidiu com a vazão medida. Por isso, não há desvio em torno da média da eficiência com base na carga. NO_3 tem apenas 2 dados de eficiência de carga, por isso não foi realizada a comparação estatística.

Observa-se que a retirada do FBPA proporcionou aumento da carga de sólidos afluente aos SACs, embora tenha sido apenas numérica, segundo o teste *Kruskal-Wallis* com $\alpha = 0,05$, comparando-se as três fases. Isso possivelmente se deve à grande variação nos resultados obtidos, com alguns *outliers*. A eliminação desses dados discrepantes pode levar a se ter maior clareza nas condições de operação das unidades. Por outro lado, a carga orgânica aplicada, observada pelos resultados de *DBO* na água residuária, foi significativamente menor na Fase *II*, não diferindo entre as Fases *I* e *III*.

As remoções de sólidos totais foram maiores nas duas primeiras fases no SAC C, da mesma forma que observado por Tanner et al. (1998b), o que os autores justificaram ser decorrente da resuspensão dos sólidos pelas raízes das plantas. Por possivelmente ter influência sobre esse mecanismo e ainda assim não apresentar diferença significativa no que se refere à eficiência na remoção de *SSV* e *DBO*, isso indica a capacidade do SAC P em remoção do material orgânico, dada a sua mais diversificada comunidade microbiana.

Por algumas vezes, a unidade plantada proporcionou maior remoção de nitrogênio e fósforo, mas não de sulfetos, da água residuária. Os mecanismos de remoção de P são a precipitação, adsorção e absorção pelas plantas. Se a retenção de P no meio suporte tende a diminuir ao longo do tempo, dada a saturação do complexo de adsorção (KARCZMARCZYK; RENMAN, 2011) e a carga aplicada aumenta (Fase *I* para *II*), ao passo que a capacidade de retenção diminui, pode haver suplantação da aptidão das plantas em absorver, o que pode explicar a diferença não significativa entre as remoções do SAC P e C. A maior porcentagem

de remoção foi observada na Fase *II*, no entanto, pode ser atribuída à maior carga aplicada, ao possível desgaste do substrato, com liberação de oxi-hidróxidos de Fe e Al e maior acúmulo de material orgânico. A absorção pelas plantas também é o mecanismo mais plausível para explicação para as maiores remoções de *NTK*, mesmo sendo a carga aplicada na Fase *III* apenas numericamente inferior. Em relação ao nitrato, o que pode estar ocorrendo, é que se a nitrificação ocorre no SAC, o tempo para sua absorção pelas plantas ou remoção por outros mecanismos, é insuficiente.

Diante dessas observações, reforça-se a importância da carga aplicada, tendo em vista que a capacidade de remoção de nutrientes pelas plantas é limitada. Assim, para se ter boas condições de operação do sistema, há de se considerar a capacidade das plantas em remover a carga de nutrientes aplicada, possibilitando menor risco de rápida colmatação do meio poroso.

Em relação à matéria orgânica, a taxa de carregamento orgânico superficial (*TCO*) parece não ser o principal fator de influência no que se refere às eficiências de remoção de alguns poluentes, já que, tendo uma área superficial de 75 m^2 (25,0 x 3,0 m), aplicou-se *TCO* máximo de 86 kg ha^{-1} d^{-1}, inferior ao valor de 327 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO*, observado por Fia et al. (2011), como aquele que apresentou maior produtividade e, assim, maior remoção de nutrientes pelas plantas. Todos os valores de *TCO* apresentaram-se na faixa recomendada pela USEPA (2000) para esgotos domésticos a serem tratados em SACs-EHSS, que é de 60 a 133 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO*, e bem inferiores às usualmente aplicadas no tratamento de águas residuárias agroindustriais, de 163 a 561 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO* (FIA, 2009).

No que se refere à colmatação, autores como García et al. (2004, 2005) sugeriram a aplicação máxima de 60 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO* o que, quando adotado por Garfí et al. (2012), não proporcionou a ocorrência de escoamento superficial, após um período de 4 anos de operação dos SACs-EHSS. Após 2 anos de operação, Paoli (2010) observou escoamento superficial nos mesmos SACs-EHSS utilizados no presente estudo. Esse período, que é o referente à Fase *I* deste estudo, teve como taxa de aplicação 86 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO*. Já Kadlec e Wallace (2009) e Nivala et al. (2012) não recomendam a utilização de *TCO* superiores a 2500 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO*, considerando-se, como referência de área a seção transversal (3,0 x 0,3 m) dos SACs. Na primeira fase do presente estudo, os valores médios aplicados foram de 7170 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO*. Mesmo se considerada a altura total no cálculo da área transversal, o valor sugerido seria superado (5380 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO*). Apenas na segunda fase, isso não ocorreria.

Ainda tratando dos riscos de obstrução dos poros, tendo, agora, como base a taxa de carregamento de sólidos recomendável para SACs-EHSS, Wojciehowska et al. (2010) propuseram valores máximos de 54 kg ha^{-1} d^{-1} de *SST*, enquanto a USEPA (2000) e o German Guideline ATV-AG62, citados por Wojciehowska et al. (2010), sugerem concentração máxima no afluente de 100 mg L^{-1} de *SST*. Observando as Tabelas 6.1 a 6.6, verifica-se que as condições de aplicação de carga foram sempre superadas, estando a Fase *II*, próximo do limite para ambas as variáveis.

Com o objetivo de verificar se houve redução na capacidade de remoção dos SACs com a crescente obstrução dos poros, dividiram-se as três fases de operação desses sistemas em subfases, com base nas datas dos cortes da parte aérea das plantas (Quadro 6.2). Assim, cada subfase compreende um período entre dois cortes. Dessa forma, como as séries acompanharam as etapas de crescimento das plantas, eliminou-se, assim, a possível influência dos estádios de crescimento do vegetal.

A primeira análise foi feita a partir da comparação entre a mediana das cargas aplicadas, de forma a propiciar embasamento para verificar se as eficiências foram influenciadas pelas condições de operação dos SACs ou pela colmatação de seu meio poroso. Nas Tabelas 6.7 e 6.8 estão apresentadas as taxas de carregamento aplicadas, respectivamente, nas unidades plantada e não plantada. A escolha do uso de dados da mediana e não médios se deve ao fato de que os primeiros são menos influenciáveis por dados extremos. Assim, pode-se observar maior clareza da tendência sem a eliminação dos *outliers*. Para comparação desses grupos de dados (subfases), utilizou-se o teste estatístico *Kruskal-Wallis*.

Tabela 6.7. Comparativo entre as taxas de carregamento aplicadas (medianas) dentro das subfases no SAC plantado (SAC P).

Taxa de carregamento (kg ha^{-1} d^{-1})							
SAC P							
Fase	**Subfase**	***SST***	***DBO***	***DQO***	***NTK***	**NO_3**	**P-total**
I	***A***	35a	38b	162ab	38ab	0,05a	2,4ab
	B	26a	36ab	134ab	37ab	0,10ab	1,3b
	C	34a	43b	112b	36ab	0,06a	3,4ab
	D	36a	31ab	147ab	26ab	0,12a	0,9b
	E	42a	41ab	159ab	39ab	0,14ab	4,9a
	F	28a	39ab	105b	12b	0,00ab	-
	G	45a	87ab	176ab	28ab	0,00ab	-
	H	62a	104a	184ab	35ab	0,00b	-
	I	59a	61ab	246a	34ab	0,01ab	-
	J	57a	119ab	270ab	49a	0,05ab	-
II	***A***	34a	57a	126a	42a	0,36c	6,8a
	B	7,5a	20ab	51b	20b	1,6bc	2,4a
	C	36a	27ab	78ab	38ab	1,5abc	6,1a
	D	59a	39ab	107ab	34ab	2,9ab	3,8a
	E	41a	24b	89ab	22ab	4,8a	4,7a
	F	73a	13ab	143ab	21b	-	-
	G	99a	43ab	-	26ab	-	-
III	***A***	193a	36a	365a	25a	-	-
	B	683a	56a	-	32a	-	-
	C	-	46a	344a	25a	-	-
	D	65a	47a	254a	36a	0,40a	-
	E	63a	46a	178a	27a	-	-
	F	43a	91a	214a	22a	0,36a	-
	G	30a	65a	142a	38a	-	-
	H	30a	39a	71a	-	-	-

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

1 g m^{-2} d^{-1} = 10 kg ha^{-1} d^{-1}.

Tabela 6.8. Comparativo entre as taxas de carregamento aplicadas (medianas) dentro das subfases no SAC não plantado (SAC C).

Taxa de carregamento (kg ha^{-1} d^{-1})							
SAC C							
Fase	**Subfase**	***SST***	***DBO***	***DQO***	***NTK***	**NO_3**	**P-total**
I	***A***	38a	39b	177ab	39a	0,05a	2,4ab
	B	25a	29b	126ab	34abc	0,09ab	1,2b
	C	35a	44b	111ab	35abc	0,06a	3,4ab
	D	32a	32b	124ab	28c	0,12a	0,90b
	E	37a	38ab	147ab	38abc	0,14ab	4,9a
	F	29a	48ab	106b	13bc	0,00ab	-
	G	45a	84ab	176ab	28abc	0,00ab	-
	H	59a	106a	175ab	36abc	0,00b	-
	I	52a	55ab	222a	32abc	0,01ab	-
	J	46a	107ab	216ab	47ab	0,04ab	-
II	***A***	40a	70a	150a	42a	0,43c	7,7a
	B	5,6a	23a	39b	23a	1,2bc	2,3a
	C	39a	32a	96ab	38a	1,5abc	5,9a
	D	65a	44a	115ab	37a	3,2ab	4,1a
	E	41a	15a	87ab	25a	5,0a	4,8a
	F	81a	15a	143ab	21a	-	2,4a
	G	112a	37a	-	29a	-	-
III	***A***	195a	29a	505a	28a	-	-
	B	177a	78a	-	45a	-	-
	C	-	63a	157a	30a	-	-
	D	75a	59a	323a	44a	0,45a	-
	E	84a	59a	196a	31a	-	-
	F	48a	85a	211a	26a	0,42a	-
	G	33a	62a	213a	33a	-	-
	H	43a	49a	95a	-	-	-

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

1 g m^{-2} d^{-1} = 10 kg ha^{-1} d^{-1}.

Observa-se que a taxa de carregamento de sólidos não variou nos períodos considerados, havendo poucos eventos com diferença significativa entre as subfases. Diferenças podem ser verificadas apenas na Fase *I* e em alguns eventos de *DQO* e de *N* e *P* aplicados. Dessa forma, isso indica que, em geral, caso haja verificação de remoções estatisticamente superiores ou inferiores no intervalo (Tabelas 6.9 e 6.10), essas poderiam ser atribuídas ao tempo de operação dos sistemas e não às taxas de carregamento. Interessante notar, também, que há períodos em que as medianas são os maiores ou menores valores numéricos, porém não são

aquelas que se diferenciam estatisticamente das demais. Como por exemplo, na subfase *J* da Fase *I*, verifica-se que a mediana do carregamento de *DBO* do SAC P é superior ao valor obtido na subfase *H*, porém é a última que difere dos valores obtidos nas subfases de *A* a *D*. Isso se deve ao método de cálculo da diferença significativa, que consiste em ordenar todos os dados em ordem crescente, atribuir valores na mesma sequência e, posteriormente, calcular o valor médio dos postos de cada grupo (*A* a *J*). Assim, como a mediana é igual ao dado central da série de dados, um determinado grupo pode conter maior número de dados superiores a outro e, ainda assim, apresentar mediana inferior. Nas Tabelas 6.9 e 6.10, estão apresentadas as porcentagens medianas de remoções (mediana das eficiências), podendo-se avaliar a tendência de decréscimo ou não na eficiência na remoção dos poluentes da água residuária em tratamento, pela análise dos dados disponíveis.

De modo geral, não houve grandes diferenças entre as eficiências de remoção dos poluentes, muito em razão da grande variabilidade dos dados. Também não é possível identificar decréscimo significativo da eficiência na remoção de poluentes nos SACs-EHSS e em algumas das variáveis analisadas, nem os menores valores foram observados nos últimos pontos da série histórica.

Tabela 6.9. Comparativo entre as remoções medianas (%) das subfases dentro das fases, na unidade plantada (SAC P).

Remoção dos poluentes (%)							
SAC P							
Fase	**Subfase**	***SST***	***DBO***	***DQO***	***NTK***	**NO_3**	**P-total**
I	***A***	93a	70ab	79a	33a	-573b	60a
	B	93a	86ab	84a	55ab	-393ab	62ab
	C	86a	76ab	79a	34ab	-5,7ab	51ab
	D	81a	83ab	80a	33ab	8,8ab	29ab
	E	83a	85ab	82a	28ab	23ab	20b
	F	80a	71ab	84a	17ab	25ab	-
	G	84a	84a	83a	41ab	39a	-
	H	74a	71b	78a	8,3b	8,5ab	-
	I	49a	71ab	74a	21ab	-43ab	-
	J	85a	64ab	75a	-7,2ab	12ab	-
II	***A***	41a	62a	76a	16b	56b	40a
	B	40a	80a	83a	33ab	97ab	71a
	C	69a	75a	73a	29ab	95ab	53a
	D	86a	62a	79a	35b	98a	91a
	E	84a	80a	72a	58a	96ab	84a
	F	84a	92a	95a	65ab	-	-
	G	89a	88a	-	48ab	-	-
III	***A***	90a	43a	-	27ab	-	-
	B	73a	88a	-	59ab	-	-
	C	-	86a	25a	71a	-	-
	D	76a	73a	71a	17b	17	-
	E	90a	86a	92a	53ab	-	-
	F	68a	78a	84a	9,0ab	7,0	-
	G	85a	77a	83a	26ab	-	-
	H	60a	73a	49a	-	-	-

Medianas seguidas pela mesma letra em cada coluna, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância. As medianas de nitrato não foram comparadas por conter apenas um valor cada subfase.

Tabela 6.10. Comparativo entre as remoções medianas (%) das subfases dentro das fases, na unidade não plantada (SAC C).

Remoção de poluentes (%)							
SAC C							
Fase	**Subfase**	***SST***	***DBO***	***DQO***	***NTK***	**NO_3**	**P-total**
I	***A***	92a	70a	63a	29a	-95a	36ab
	B	93a	82a	69a	41a	-130a	68a
	C	94a	76a	77a	33a	-59a	40ab
	D	88a	81a	75a	35a	0,27a	29ab
	E	92a	85a	78a	34a	-2,1a	19b
	F	94a	62a	78a	-15a	3,6a	-
	G	83a	81a	82a	31a	-17,4a	-
	H	71a	78a	74a	6,6a	2,7a	-
	I	82a	69a	75a	17a	5,5a	-
	J	91a	78a	81a	-1,6a	-28a	-
II	***A***	64a	63a	84a	19a	45b	74a
	B	14a	65a	71a	34a	97ab	89a
	C	75a	71a	74a	28a	96ab	76a
	D	90a	65a	70a	31a	96a	82a
	E	83a	88a	76a	50a	99a	90a
	F	91a	85a	91a	50a	-	-
	G	93a	86a	-	48a	-	-
III	***A***	88a	58a	73a	51a	-	-
	B	66a	87a	-	34a	-	-
	C	-	91a	23a	56a	-	-
	D	83a	70a	69a	8,9a	27	-
	E	71a	77a	86a	12,4a	-	-
	F	90a	72a	70a	-	-42	-
	G	74a	68a	59a	39a	-	-
	H	73a	74a	63a	-	-	-

Medianas seguidas pela mesma letra em cada coluna, não diferem significativamente, pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância. As medianas de nitrato não foram comparadas por conter apenas um valor cada subfase.

O primeiro registro de escoamento superficial, observado por Paoli (2013) em novembro de 2009, remete à subfase *F* da Fase *I*, que parece coincidir com a redução da eficiência de *DBO* e *NTK* em ambos os SACs, e *SST* no SAC P e *DQO* no SAC C. Entretanto, como a colmatação é um fenômeno progressivo e contínuo (KADLEC; WALLACE, 2009), esperar-se-ia que a diminuição da eficiência também fosse contínua, o que não foi observado. Não houve diferença significativa entre os eventos na subfase *F* e as subafases anteriores e posteriores, tendo havido inclusive novo aumento da eficiência de remoção após esse período (subfase *G*).

De forma a auxiliar a comparação entre os conjuntos de dados, foram confeccionados gráficos com a variabilidade das concentrações medianas de oxigênio dissolvido em função do tempo de operação dos SACs-EHSS, além da reapresentação dos dados de eficiência em função da carga aplicada.

Na Figura 6.3 apresentam-se os dados da concentração de *OD* no efluente dos SACs plantado e não plantado que, sendo interpretado facilita o entendimento das séries de remoção de *DBO*, *DQO*, *NTK* e NO_3^-, sendo, por isso, apresentado nessa seção. Os dados apresentados na Figura 6.3 referem-se aos obtidos a partir da sexta subfase (*F*) da Fase *I*, já que não existem registros anteriores. Nos gráficos a seguir, foram usadas as medianas dos dados das subfases.

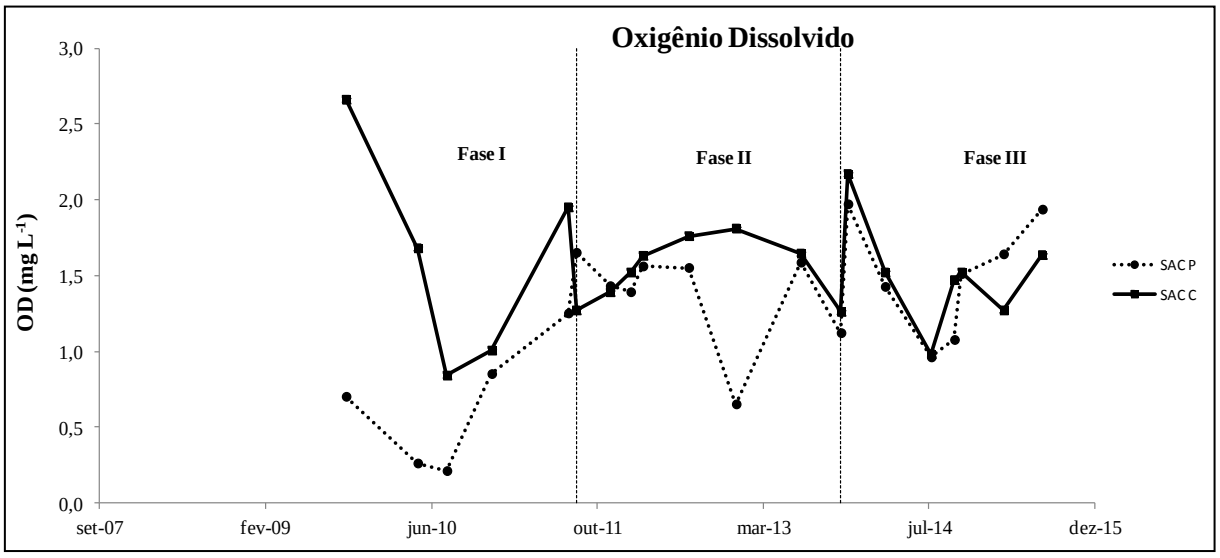


Figura 6.3. Série temporais das medianas da concentração de oxigênio dissolvido efluente, com o tempo de operação dos SACs.

Verifica-se, com base na variação dessa série de dados que a menor concentração de oxigênio ocorreu na subfase *H*, que representa o período final de 2010, enquanto os maiores valores ocorreram justamente no início de operação do sistema, ocasião em que o meio poroso ainda estava limpo.

A substituição do reator UASB e introdução do FBPA na linha de tratamento do esgoto sanitário proporcionou maior estabilização do O_2 no efluente dos SACs, já que não há diferença estatística entre os dados, nesse período, indicando haver maior atendimento às demandas por oxigênio no meio. Inexplicavelmente, há grande decréscimo de *[OD]* no SAC P, no meio da Fase *II*, se igualando ao valor efluente na unidade sem planta. Entretanto, esse evento é não significativo, segundo o teste de *Kruskal-Wallis*. Ainda em relação à concentração de oxigênio dissolvido no efluente dos SACs, novo "fôlego" foi conseguido com a alteração da configuração na linha de tratamento do esgoto sanitário no CePTS, decaindo

(numericamente), novamente, após essa fase. Diante dessas observações, de grande instabilidade nos dados, não se consegue avaliar o efeito da colmatação na concentração de oxigênio dissolvido na água residuária. A oscilação dessa variável se deve em grande parte à concentração de matéria orgânica presente no meio poroso. Além disso, deve-se ter cautela sobre os resultados obtidos, já que não reproduzem o que indica a série temporal de E_H. Em faixas anóxicas como é a condição encontrada nos SACs avaliados, não é esperado ter concentrações de OD, da ordem de 1,0 ou 2,0 mg L^{-1}, ou superiores. Vasconcellos (2015), ao monitorar a concentração de *OD* com uso da sonda *in loco*, sem coleta das amostras para medição, encontrou mediana dos valores de 0,13 e 0,18 mg L^{-1}, respectivamente no SAC P e C. Dessa forma, os mais altos valores medidos podem ser atribuídos à oxigenação das amostras durante a coleta.

Nas Figuras 6.4 a 6.8 estão apresentadas as progressões dos dados de eficiência na remoção das variáveis (mediana da subfase) obtidas considerando-se as cargas removidas. No item "Anexos *III*", estão apresentados os *box plots* das séries das medianas das eficiências, além da concentração de oxigênio dissolvido. Essas figuras ajudam na visualização das grandes variações dos dados obtidos.

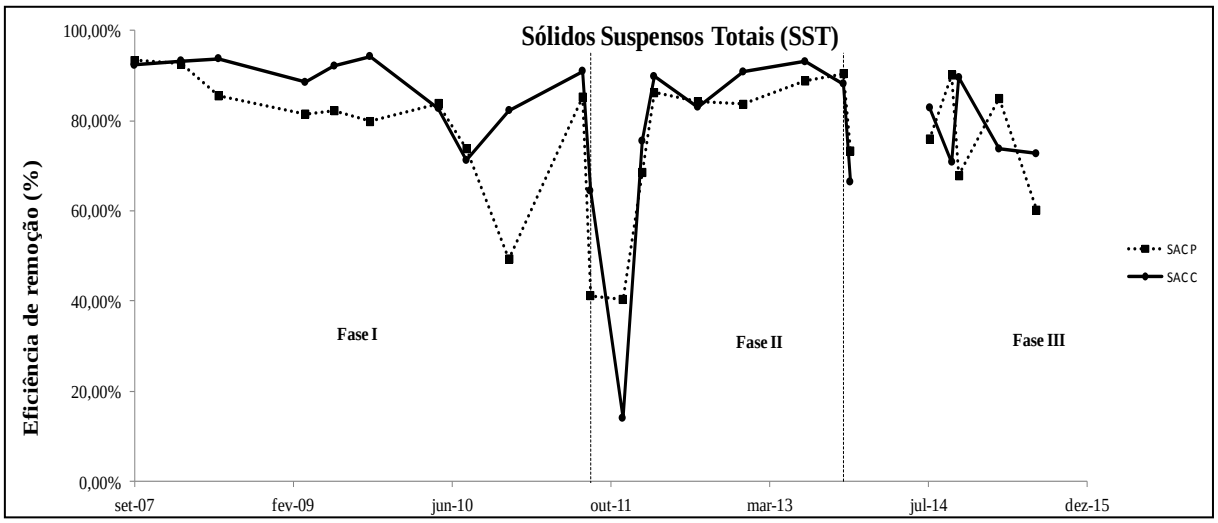


Figura 6.4. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de *SST,* com base na carga, com o tempo de operação dos SACs.

Como observado nas tabelas comparativas, não houve diferença significativa entre as remoções de *SST*, nem mesmo no período em que o reator UASB operou sem o seu separador trifásico. Esse evento ocorreu ao final da primeira fase, o que motivou a substituição do reator anaeróbio, podendo-se observar, nessa ocasião, um aumento, ainda que apenas numérico, na remoção de *SST*. A perda de flocos que sedimentariam mais facilmente pela presença do dispositivo do UASB implicou em visível (mas não significativo) aumento na carga de *DBO*

aplicada, porém não de sólidos. Por outro lado, pelo teste de *Mann-Whitney*, observou-se diferença entre as eficiências de remoção na última subfase da Fase *I*, na qual o UASB estava sem seu separador trifásico com a subfase A da Fase *II*, o que era esperado em decorrência do maior aporte de *SST* aos SACs.

Pouco se pode concluir em relação ao efeito da introdução do FBPA na linha de tratamento do esgoto sanitário, devido à grande variabilidade nos dados obtidos. Na terceira fase, não se observa tendência definida, muito menos de haver uma possível perda de eficiência com a colmatação do sistema.

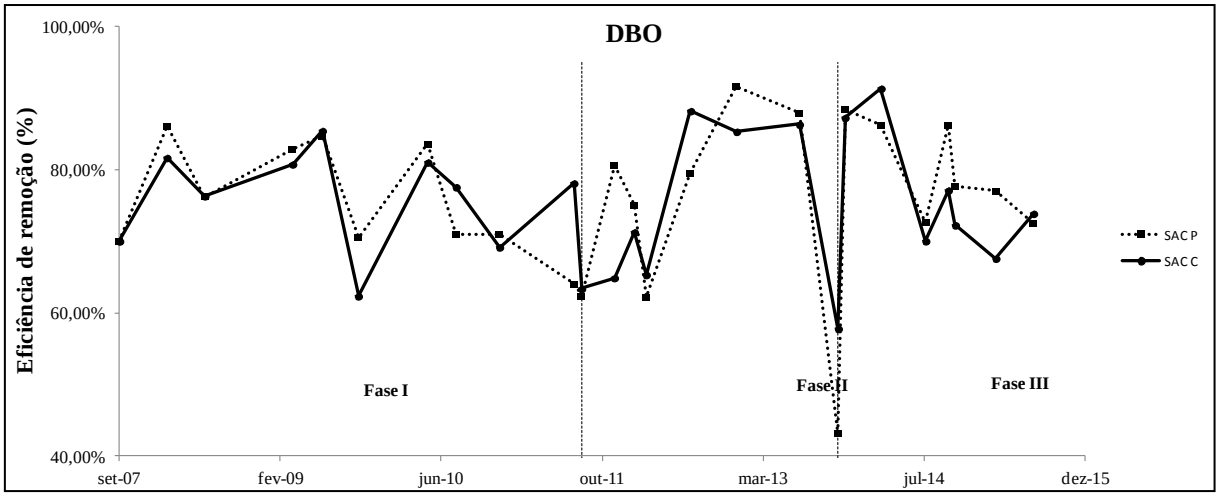


Figura 6.5. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de *DBO*, com base na carga aplicada, com o tempo de operação dos SACs.

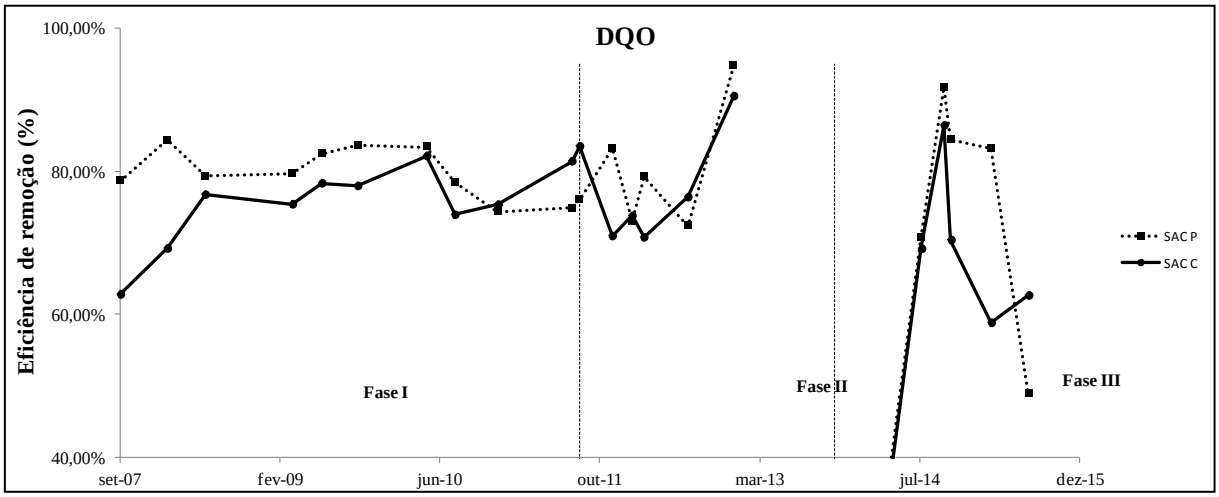


Figura 6.6. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de *DQO*, com base na carga aplicada com o tempo de operação dos SACs.

As variáveis mais discutidas, quando se trata de remoção de matéria orgânica são a *DBO* e *DQO*. Essas apresentam tendência muita parecida nas subfases em que foram realizadas suas quantificações, já que há falhas em alguns períodos de seu monitoramento, na obtenção da demanda química. Parece haver um indício de diminuição na eficiência, ao final da Fase *III*,

embora isso só possa ser comprovado após maior período de tempo de observações. As remoções oscilaram muito ao longo do tempo, mas não se apresentaram diferentes estaticamente, na maior parte das vezes.

Na Figura 6.7, estão apresentadas as curvas de eficiência de remoção de *NTK* nos SACs-EHSS, durante o período de seu monitoramento.

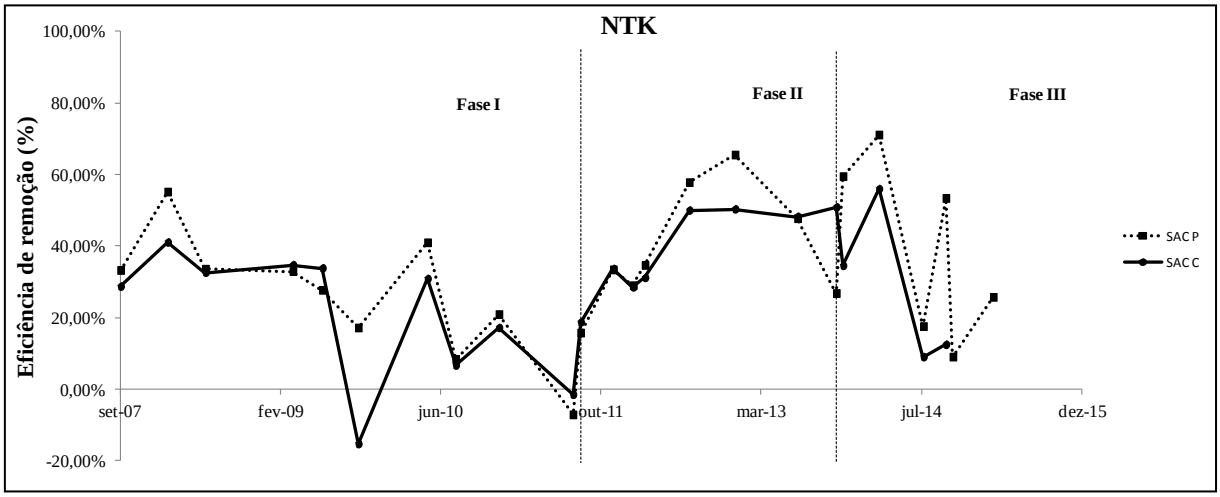


Figura 6.7. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de *NTK*, com base na carga aplicada, com o tempo de operação dos SACs.

O primeiro passo para a remoção de *NTK* de águas residuárias é a mineralização do material orgânico, com conversão do nitrogênio orgânico à forma amoniacal. A degradação da matéria orgânica ocorre, primeiro, nos reatores, local onde os microrganismos heterotróficos têm maior velocidade de reprodução e adaptação (METCALF; EDDY, 2003; UDEIGWE; WANG, 2010). O íon amônio, disponibilizado com a degradação da matéria orgânica pode ser, então, oxidado em ambiente oxidante, com [*OD*] maior que 2,0 mg L^{-1} (WILD et al., 1971), absorvido pelas plantas, incorporado ao material celular microbiano. A adsorção às cargas negativas é uma outra possibilidade de retenção que, no entanto, tende a ser mais importante no início da operação. Dessa forma, a rota do nitrogênio, em função da maior sensibilidade às condições ambientais, pode ter as consequências da colmatação mais visíveis em relação às demais variáveis, como por exemplo, a *DBO*. Na Fase I, parece haver um período que o reator UASB não conseguiu mineralizar boa parte do nitrogênio, ocorrendo esse processo no interior dos SACs, sem, no entanto, haver tempo hábil para sua absorção ou nitrificação. No SAC plantado, observa-se maior remoção no início da primeira fase, havendo decréscimo posterior, enquanto na Fase *II* ocorreu tendência contrária, ou seja, menores valores iniciais, ligeiro aumento, até ser significativamente maior na subfase *E*. Se na terceira fase parece haver tendência de diminuição nas eficiências, essa não pode ser comprovada

estatisticamente. O baixo número de observações ao final da terceira fase prejudicou uma análise mais conclusiva.

Na literatura, verifica-se que a nitrificação não é um processo muito eficiente em SACs-EHSS, considerando-se suas condições para oxidação do íon amônio, além disso, com a crescente obstrução dos poros, há redução crescente no potencial redox no meio, tornando o ambiente cada vez mais propício para redução de nitratos e não o contrário. De forma diferente, a desnitrificação é bem plausível, tendo em vista que há grande disponibilidade de carbono lábil, notadamente em SACs em operação por maiores períodos de tempo.

Na Figura 6.8, observa-se a variação na eficiência dos SACs em relação à remoção/conversão de nitrato.

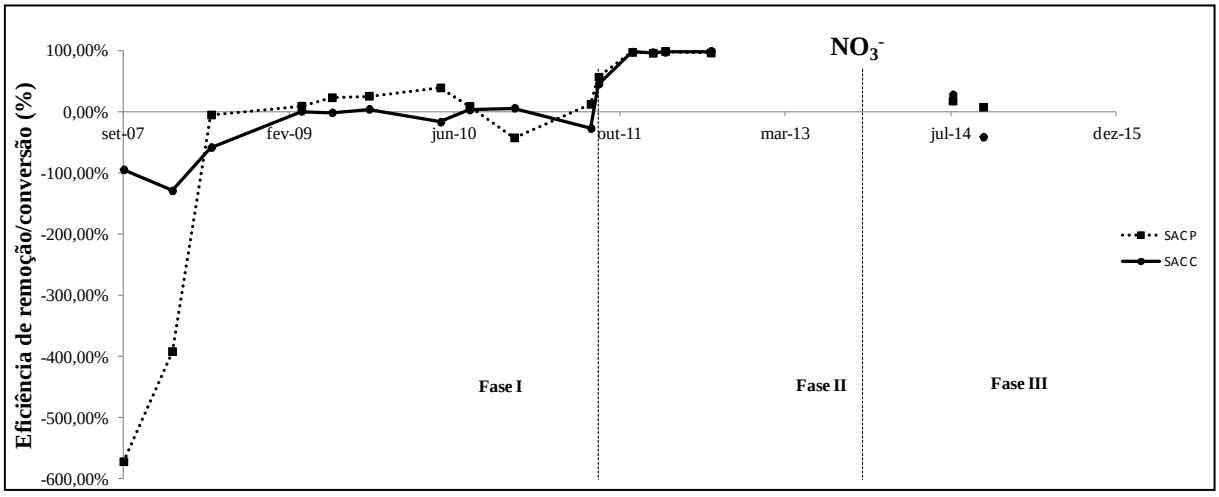


Figura 6.8. Série temporal das medianas das eficiências de remoção/conversão de nitrato, com base na carga aplicada, com o tempo de operação dos SACs.

Parte do nitrogênio total efluente nos SAC P está na forma nítrica, a qual proporciona, inclusive, eficiências negativas de remoção de nitrato. Isso indica maior capacidade nitrificante no SAC cultivado com taboa, devido à introdução de oxigênio atmosférico bombeado (transferido) pelos aerênquimas, mesmo que isso não implique em maiores valores de *OD* no efluente dos reatores. Com a introdução do FBPA na linha de tratamento do esgoto sanitário, a nitrificação ocorreu previamente e, assim, possivelmente propiciou maior oportunidade da absorção de nitrato pelas plantas e sua imobilização pelos microrganismos. Essa remoção destacada no SAC plantado poderia ter sido ainda maior caso tivesse sido aplicada uma carga menor. A importância da absorção se observa, entretanto, no fato de que se fosse a desnitrificação o principal fator de remoção de NO_3^-, haveria elevação do *pH*, em função do consumo de H^+, o que não ocorre na Fase *II*. Dada a complexidade da rota do nitrato e do pequeno número de observações, análises mais precisas não são possíveis.

O acompanhamento das condições de operação dos SACs por maior período de tempo pode disponibilizar informações suficientes para que se possa avaliar se a perda na eficiência de remoção de nitrato, observada em algumas análises efetuadas na Fase *III*, é algo irreversível ou não. Com base nos dados disponíveis, não se pode afirmar que a colmatação já tenha causado prejuízo na eficiência do sistema, no que se refere à remoção de nitrato e nem mudanças visíveis na sua conversão, já que os valores não variaram de forma significativa e perceptiva seguindo uma tendência definida.

Na Figura 6.9, não há representação das eficiências de fósforo na terceira fase pois esse parou de ser monitorado. Como essa é uma variável que tem como rotas importantes a absorção pelas plantas, a qual é prejudicada pelo excessivo aporte de matéria orgânica, e a adsorção ao substrato, limitada, com o tempo, pela ocupação dos sítios de retenção no substrato, esperava-se observar progressiva redução na capacidade do sistema em remover P.

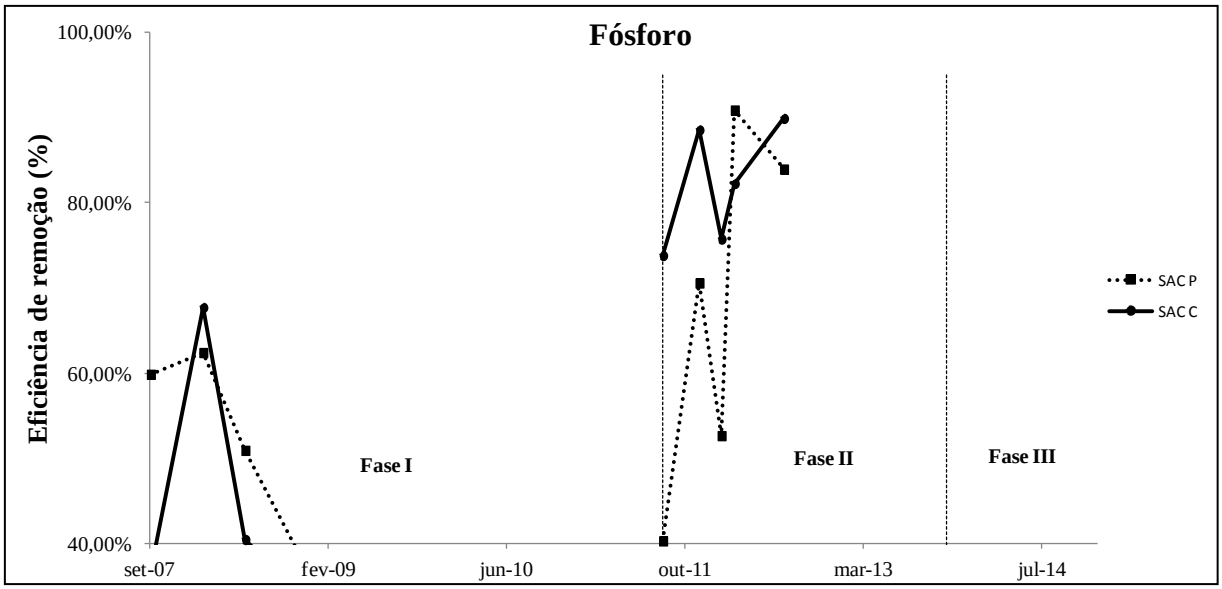


Figura 6.9. Série temporal das medianas das eficiências de remoção de fósforo com base na carga aplicada, com o tempo de operação dos SACs.

De fato, as remoções de fósforo decaíram (significativamente) na primeira fase, entretanto com a substituição do pré-tratamento, elas se elevaram novamente, na Fase *II*. A pequena disponibilidade de dados impede que se faça qualquer inferência a respeito de tendências e, muito menos se a crescente colmatação do meio poroso dos SACs influenciou a remoção de P.

Com base em todas essas informações, verifica-se que não há comprovação de perda de eficiência nos SACs. Existem apontamentos de princípio de queda de eficiência de remoção de algumas variáveis (*DBO* e *DQO*), porém que não são eventos significativos. Um maior

tempo de monitoramento das unidades poderá, no entanto, confirmar possíveis tendências. Diante disso, mesmo que as condições atuais, de elevado grau de colmatação e grandes extensões de lâmina líquida sobre a superfície do leito, o sistema se comporta bem por funcionar com um SAC de escoamento superficial com trechos de infiltração/percolação ao final. Naz et al. (2009) fizeram um comparativo entre essas duas configurações e demonstraram que, apesar da configuração subsuperficial apresentar melhores eficiências em alguns aspectos, mantém-se altas em SACs-ES.

6.1.2. Análise do percentual de violação aos padrões de lançamento da Legislação Estadual

Com base no que está estabelecido na Resolução COPAM/CERH 01, de 2008, vigente no Estado de Minas Gerais, pode-se analisar se o número de violações (falhas) dos requisitos para disposição do efluente dos SACs em corpos hídricos aumentou ao longo do tempo de operação desses sistemas. Para esse tipo de análise, levaram-se em conta os seguintes padrões: *DBO* (remoção $\geq$ 60%), *DQO* (remoção $\geq$ 55%), *SST* (< 100 mg L^{-1}) e *NTK* (< 20 mg L^{-1}). Embora a última variável não seja aplicável no caso de tratamento de esgotos sanitários, também foi avaliada. Importante ressaltar que, novamente, as remoções consideradas foram as calculadas tomando-se por base as cargas removidas. No caso de *DBO* e *DQO*, considerou-se o critério eficiência pois esse foi mais restritivo para a análise do sistema do que os respectivos parâmetros de concentração final. Outras variáveis como temperatura (< 40 ^{o}C) e *pH* (entre 6,0 e 9,0) não foram consideradas, pois o esgoto tratado sempre esteve na faixa permitida.

Essas discussões são apenas hipotéticas, pois como já discutido, por se tratar de uma unidade experimental, o efluente não é lançado diretamente no ribeirão Arrudas, sendo encaminhado à ETE.

Nas Tabelas 6.11 e 6.12 estão apresentados os números de violações e as porcentagens que representam as falhas dentre o número de observações, respectivamente, no SAC P e SAC C.

Tabela 6.11. Número de violações e percentagem (em parênteses) que essas representam na subfase inserida em cada uma das 3 fases, no efluente do SAC P.

Fase	Subfase	*SST*	*NTK*	*DBO*	*DQO*
I	***A***	0 (0,0%)	17 (100,0%)	2 (25,0%)	0 (0,0%)
	B	0 (0,0%)	8 (100,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	C	0 (0,0%)	22 (100,0%)	1(10,0%)	0 (0,0%)
	D	0 (0,0%)	8 (100,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	E	0 (0,0%)	3 (100,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	F	0 (0,0%)	5 (100,0%)	2 (28,6%)	0 (0,0%)
	G	0 (0,0%)	2 (100,0%)	1 (6,3%)	1 (6,7%)
	H	0 (0,0%)	21 (100,0%)	6 (46,2%)	3 (13,0%)
	I	0 (0,0%)	35 (100,0%)	4 (22,2%)	3 (15,8%)
	J	0 (0,0%)	2 (100,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	GERAL	**0 (0,0%)**	**123 (100,0%)**	**16 (18,8%)**	**7 (7,1%)**
II	***A***	0 (0,0%)	8 (100,0%)	2 (33,3%)	1 (11,1%)
	B	0 (0,0%)	5 (71,4%)	0 (0,0%)	1 (16,7%)
	C	0 (0,0%)	5 (83,3%)	1 (25,0%)	1 (16,7%)
	D	0 (0,0%)	16 (80,0%)	8 (40,0%)	2 (10,0%)
	E	0 (0,0%)	4 (40,0%)	2 (28,6%)	0 (0,0%)
	F	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	G	0 (0,0%)	3 (50,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	GERAL	**0 (0,0%)**	**41 (61,2%)**	**13 (28,9%)**	**5 (9,4%)**
III	***A***	0 (0,0%)	0 (0,0%)	2 (100,0%)	-
	B	1 (33,3%)	2 (28,6%)	0 (0,0%)	-
	C	0 (0,0%)	5 (45,5%)	0 (0,0%)	1 (100,0%)
	D	0 (0,0%)	8 (100,0%)	1 (20,0%)	1 (20,0%)
	E	0 (0,0%)	4 (100,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	F	0 (0,0%)	5 (100,0%)	1 (25,0%)	1 (33,3%)
	G	0 (0,0%)	2 (50,0%)	1 (25,0%)	2 (40,0%)
	H	0 (0,0%)	-	0 (0,0%)	1 (100,0%)
	GERAL	**1 (3,33%)**	**26 (65,0%)**	**5 (17,9%)**	**6 (33,3%)**

Tabela 6.12. Número de violações e percentagem (em parênteses) que essas representam na subfase inserida em cada uma das 3 fases, no efluente do SAC C.

Fase	Subfase	*SST*	*NTK*	*DBO*	*DQO*
I	***A***	0 (0,0%)	17 (100,0%)	3 (37,5%)	7 (43,8%)
	B	0 (0,0%)	8 (100,0%)	0 (0,0%)	1 (33,3%)
	C	0 (0,0%)	23 (100,0%)	0 (0,0%)	2 (20,0%)
	D	0 (0,0%)	8 (100,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	E	0 (0,0%)	3 (100,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	F	1 (10,0%)	7 (100,0%)	3 (42,9%)	0 (0,0%)
	G	0 (0,0%)	2 (100,0%)	1 (6,3%)	1 (6,7%)
	H	0 (0,0%)	20 (100,0%)	4 (25,0%)	6 (21,7%)
	I	0 (0,0%)	36 (100,0%)	6 (33,3%)	4 (21,1%)
	J	0 (0,0%)	2 (100,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	GERAL	**1 (0,65%)**	**126 (100,0%)**	**17 (19,3%)**	**20 (20,4%)**
II	***A***	0 (0,0%)	9 (90,0%)	3 (42,9%)	1 (10,0%)
	B	0 (0,0%)	8 (66,7%)	2 (33,3%)	3 (33,3%)
	C	0 (0,0%)	6 (100,0%)	1 (25,0%)	3 (42,9%)
	D	0 (0,0%)	18 (78,3%)	10 (47,6%)	6 (28,6%)
	E	0 (0,0%)	3 (30,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	F	0 (0,0%)	3 (30,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	G	0 (0,0%)	3 (50,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	GERAL	**0 (0,0%)**	**50 (64,9%)**	**16 (32,0%)**	**13 (22,0%)**
III	***A***	0 (0,0%)	1 (50,0%)	1 (100,0%)	0 (0,0%)
	B	1 (33,3%)	2 (28,6%)	0 (0,0%)	-
	C	0 (0,0%)	6 (54,5%)	0 (0,0%)	2 (100,0%)
	D	0 (0,0%)	8 (100,0%)	2 (40,0%)	2 (40,0%)
	E	0 (0,0%)	4 (100,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	F	0 (0,0%)	2 (100,0%)	1 (33,3%)	1 (50,0%)
	G	0 (0,0%)	4 (100,0%)	1 (25,0%)	3 (60,0%)
	H	0 (0,0%)	-	0 (0,0%)	0 (0,0%)
	GERAL	**1 (3,8%)**	**29 (70,7%)**	**5 (20,0%)**	**8 (44,4%)**

Como o número de dados por fase e subfase é diferente, utilizou-se o comparativo entre porcentagens de violações. Se por um lado favorece melhor balizamento, já que em uma série histórica rica é mais provável de haver um evento de superação dos limites para cada variável, por outro, há o risco de ter sido observada essa violação em poucos dados, que não seriam representativos de um período mais extenso de monitoramento. Assim, o ideal é analisar os resultados apenas de maneira geral, restringindo-se apenas aos indícios de perda de eficiência com o tempo de operação dos sistemas.

Aparentemente, a substituição do reator UASB, com adição também do FBPA, auxiliou no cumprimento dos padrões de *NTK* (Fases 2 e 3). Com exceção de uma amostra (um dia de coleta) das Fases *I* e *III*, a concentração de *SST* esteve abaixo do valor de 100 mg L^{-1}, não sendo observada nenhuma falha nas subfases mais avançadas do último período de monitoramento. O número de violações também não foi maior ao final dos 8 anos de operação dos sistemas, analisando as remoções da maior parte das variáveis. A demanda química de oxigênio é a única que parece haver certa maior porcentagem de violações a cada fase.

Em vista do que foi obtido, ficou evidente que, embora os SACs tenham atingido elevado grau de colmatação, isso não se refletiu em maior número de violações dos limites constantes na legislação para lançamento de efluente em corpos hídricos. Por fim, verificou-se ligeiro maior cumprimento desses limites no efluente do SAC P, quando comparado ao SAC C.

6.2. Métodos de identificação da colmatação

6.2.1. Identificação visual dos pontos de escoamento superficial

Aliada à análise de desempenho dos SACs-EHSS, acompanharam-se as alterações visuais na superfície do leito das unidades, monitorando-se a expansão do escoamento superficial da água residuária por meio de medições do seu avanço (Tabela 6.13) e de registros fotográficos (Figuras 6.10 a 6.14).

Na Figura 6.10 está apresentado o registro das condições dos SACs-EHSS, desde a época de início das operações dos SACs (no final de 2007), na qual o meio poroso encontrava-se limpo (Figura 6.10a), passando pelos primeiros registros do escoamento, 2 anos após o início da operação (Figura 6.10c e 6.10d) e pela proliferação de lemnáceas sobre a lâmina d'água (Figura 6.10e e 6.10f). Os registros mais atuais dos SACs estão apresentados na Figura 6.14 (a, b). Nessa seção de imagens, pode-se observar também a condição crítica no início do SAC P (Figura 6.14c) e o efeito das raízes no soerguimento do material (Figura 6.14d).

Torna-se fundamental ressaltar que o fato de se visualizar a água residuária exposta acima da superfície não é indicativo de haver escoamento superficial, tendo em vista que, pelas já citadas intervenções no sistema, houve desnivelamento da superfície do meio poroso. Assim, um maior afloramento da água residuária, ou nível d´água, não deve, necessariamente, estar associado a intenso grau de colmatação do meio poroso naquele local específico.

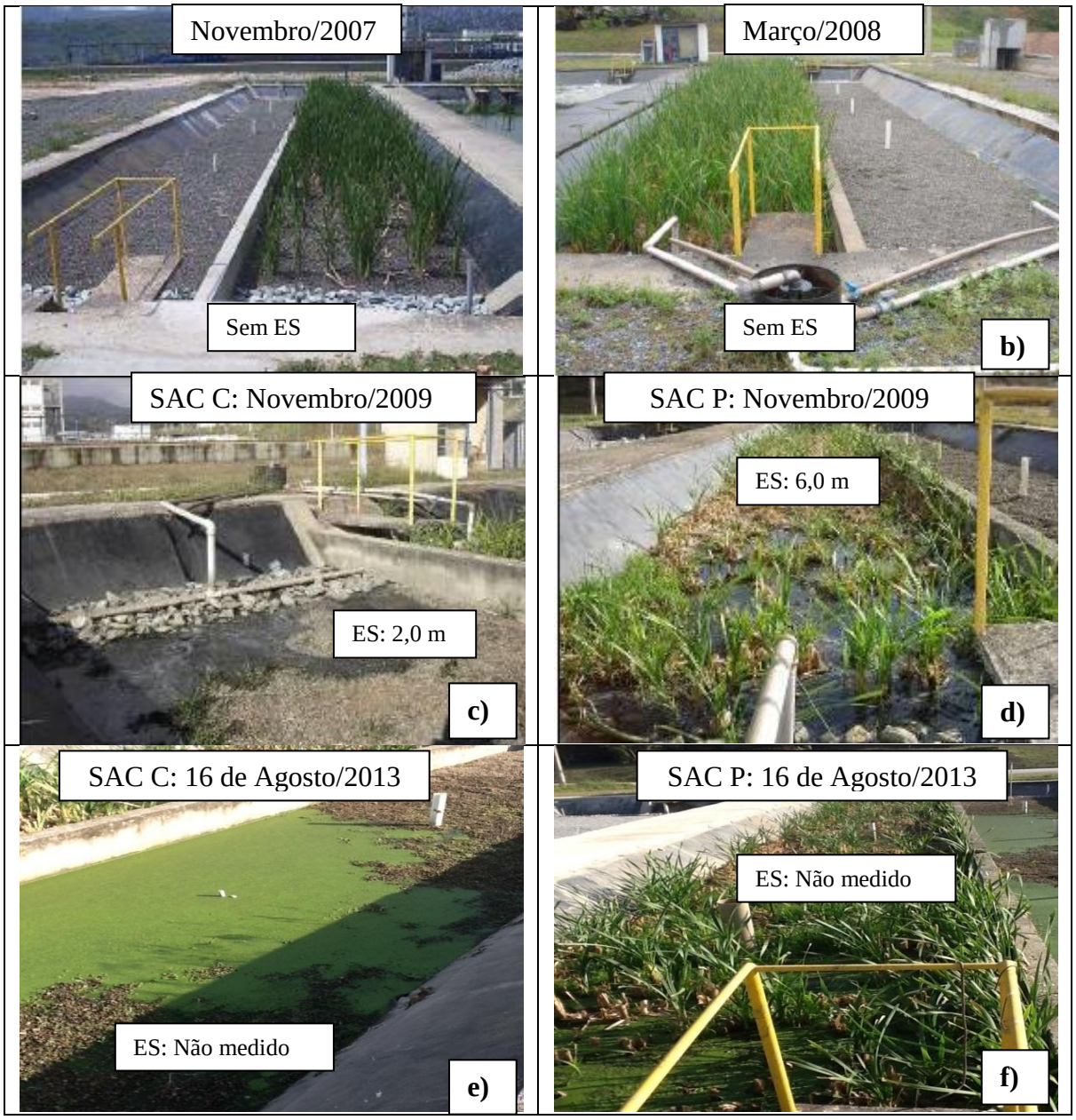


Figura 6.10. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (2009 e 2013). Fonte: Dornelas (2008) e Paoli (2010).

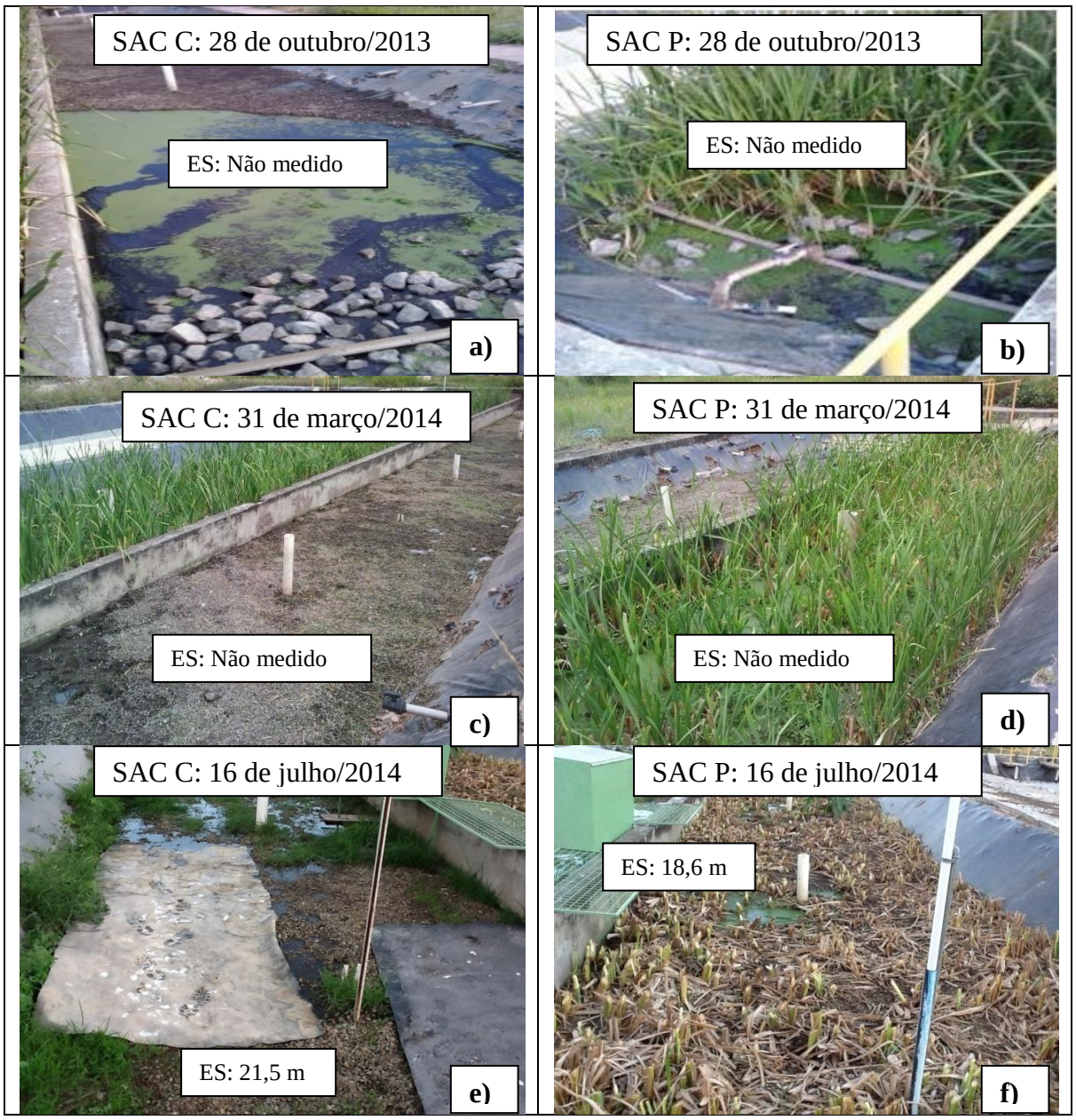


Figura 6.11. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (2013 e 2014).

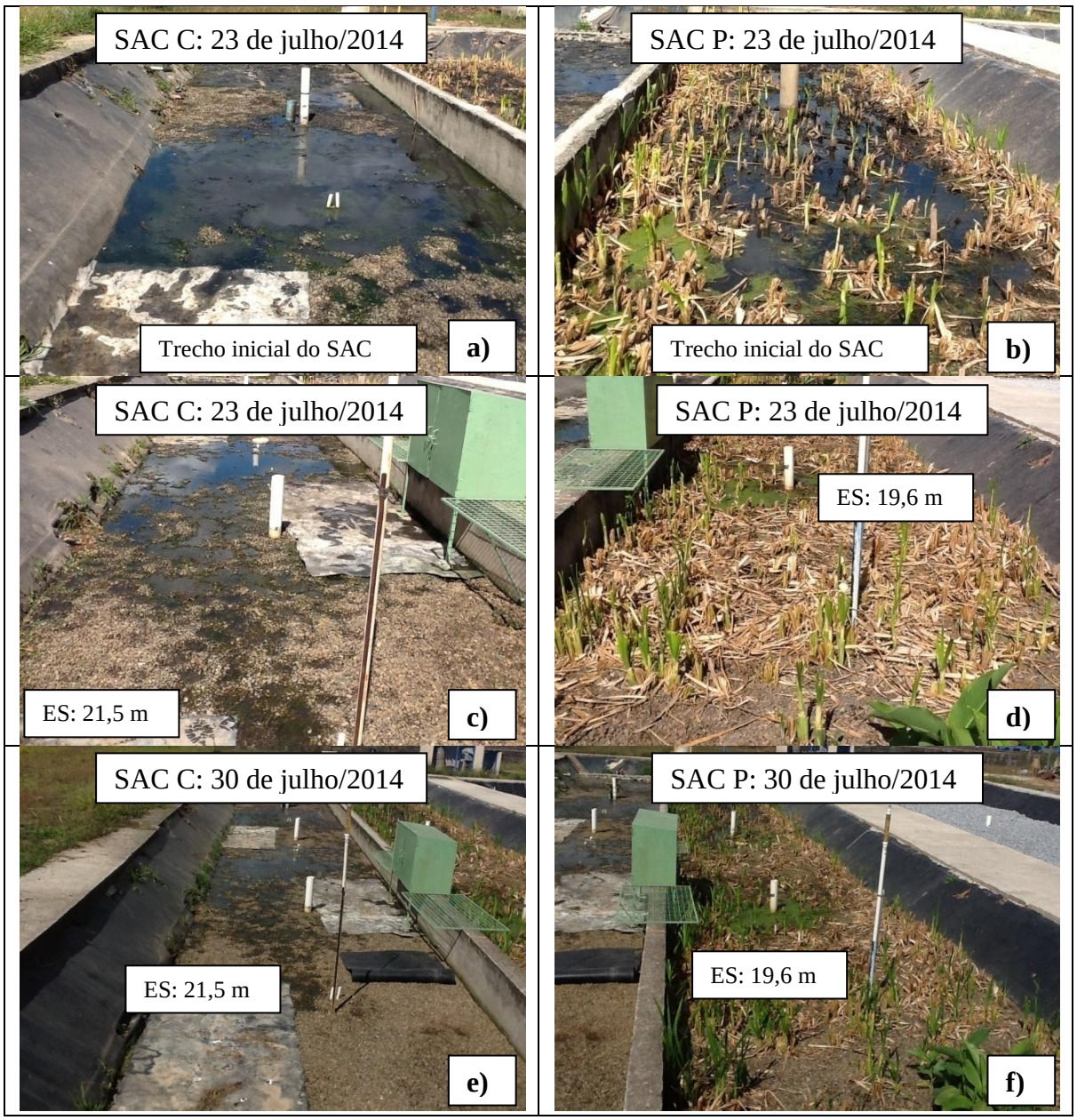


Figura 6.12. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (julho/2014).

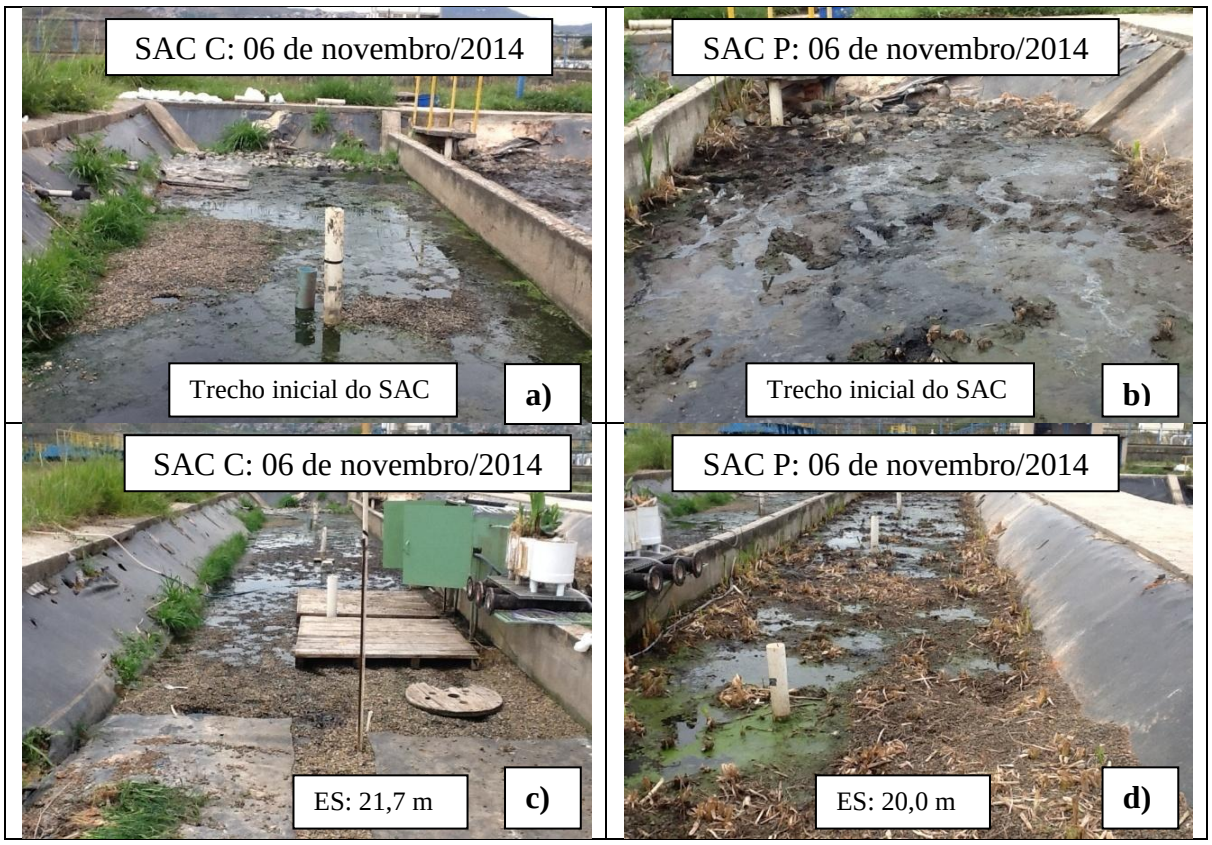


Figura 6.13. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (novembro/2014).

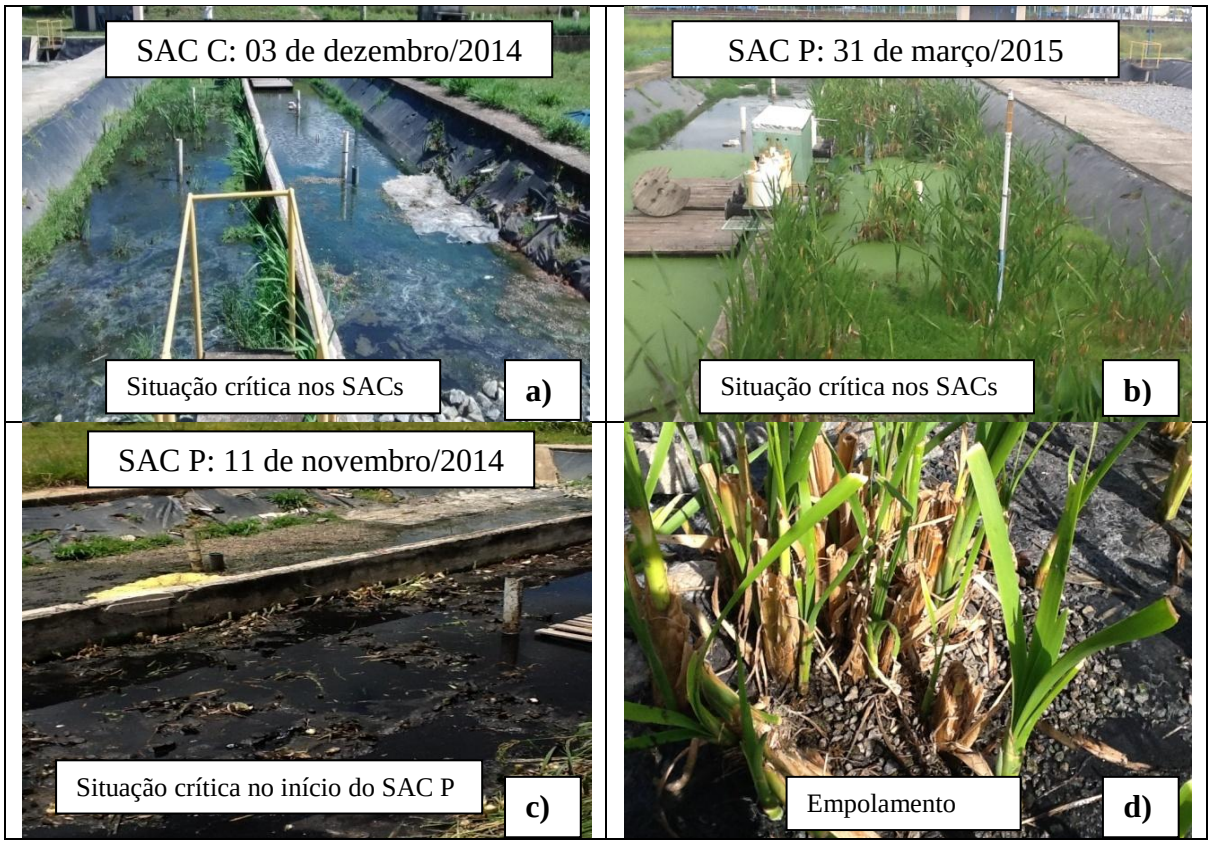


Figura 6.14. Acompanhamento das condições dos SACs-EHSS e da evolução do escoamento superficial (ES), ao longo do tempo de sua operação (2014 e 2015).

Tabela 6.13. Monitoramento da extensão do escoamento superficial no SAC não plantado (SAC C) e Plantado (SAC P). Entre parênteses, o percentual do comprimento dos SACs que apresenta escoamento superficial.

Período	Extensão do escoamento (m)			
	SAC C		SAC P	
	Lado Esquerdo	Lado Direito	Lado Esquerdo	Lado Direito
01/11/09 [a]	2,0 (8,0%)		6,0 (24,0%)	
01/09/10 [b]	5,4-5,7 (22,8%)		13,0-13,7 (54,8%)	
01/12/10 [b]	6,0 (24%)		15,9 (63,6%)	
01/03/11 [b]	6,5 (26%)		16,1 (64,4%)	
01/06/11 [b]	15,1-18,2 (72,8%)		17,1-19,3 (77,2%)	
01/09/11 [b]	2,7-5,7 (22,8%)		3,7-6,3 (25,2%)	
01/03/12 [b]	5,4-5,9 (23,6%)		4,1-6,7 (26,8%)	
16/07/14	19,5 (78,0%)	21,5 (86,0%)	16,4 (65,6%)	18,6 (74,4%)
23/07/14	21,0 (84,0%)	21,5 (86,0%)	17,0 (68,0%)	19,6 (78,4%)
06/11/14	21,3 (85,2%)	21,7 (86,8%)	17,4 (69,6%)	20,0 (80,0%)
12/11/14	22,0 (88,0%)	22,0 (88,0%)	19,0 (76,0%)	20,0 (80,0%)
31/03/15*	24,0 (96,0%)	24,0 (96,0%)	21,0 (84,0%)	21,0 (84,0%)
10/07/15	22,0 (88,0%)	22,0 (88,0%)	20,5 (82,0%)	19,0 (76,0%)
21/07/15	22,5 (90,0%)	23,0 (92,0%)	20,5 (82,0%)	19,0 (76,0%)

a- Paoli (2010); b- Costa (2013). *Época de ocorrência de intensa precipitação.

Do período de novembro de 2009 a março de 2012, mediu-se o avanço do escoamento superficial sem discriminar o lado da seção (maior extensão visível).

Considerou-se o comprimento de 25,0 m para cálculo do percentual dessa dimensão que está afetada pelo escoamento supeficial.

Observa-se, pelas imagens e pela extensão do escoamento superficial medido, a progressão do fenômeno da colmatação nos SACs. A princípio, o SAC P parece sofrer mais com o fenômeno, tendo um comprimento alagado três vezes maior do que o medido no SAC C, como pode ser visto nas Figuras 6.10c e 6.10d, após 2 anos de operação desses sistemas. Isso prosseguiu até meados de junho de 2011, quando ocorreu o problema com o reator UASB geminado, que passou a operar sem o separador trifásico.

A substituição do reator anaeróbio e a inclusão do FBPA proporcionaram carga de matéria orgânica estatisticamente inferior nos SACs. Após esse evento, período em que não há registros fotográficos, começou a não mais haver diferenças em relação à extensão de zonas em que a água residuária aflorava. A interrupção na alimentação dos sistemas, com período para maior degradação do material orgânico presente, além da manutenção com cortes sucessivos da parte aérea das plantas e retirada de espécies invasoras, também contribuíram para a redução na extensão dos trechos em que a água residuária alcançava a superfície do leito. Em março de 2012, observou-se pela primeira vez, o leito não plantado com maior

porcentagem de sua superfície ocupada pela água residuária, o que poderia indicar maior colmatação do sistema.

Em agosto de 2013, a extensão do escoamento superficial pareceu ser semelhante em ambos os SACs, tendo alcançado distância próxima à do terceiro tubo de monitoramento (18,5 m), tal como pode ser observado nas Figuras 6.10e e 6.10f. Durante essa fase, o escoamento superficial nem sempre esteve presente (Figura 6.11a, 6.11c), no entanto, sempre foi possível observar zonas de alagamento nos SACs.

Na comparação entre as Figuras 6.11e e 6.11f, fica evidente que o SAC-EHSS não plantado apresenta seu meio poroso mais obstruído, estando a água residuária exposta ou em escoamento superficial até o evaporímetro, instalado, no leito, após o terceiro tubo de monitoramento. A partir desse período (16 de julho de 2014), passou-se a medir a extensão dessa exposição, dividindo-se o leito em dois (lados direito e esquerdo), o que tornou evidente uma maior exposição ou extensão do escoamento no SAC C. A mesma tendência se repetiu nas demais medições realizadas.

Outra análise que pode ser feita é em relação ao zoneamento das condições do escoamento nos dois SACs. O meio poroso do lado direito apresentou-se, aparentemente, mais obstruído do que o do lado esquerdo, nas duas unidades. Como era de se esperar, as zonas iniciais apresentam condição mais crítica, favorecendo a formação de maior lâmina d'água exposta, tendo, no entanto, o SAC P, a pior situação inicial. Isso fica evidenciado nas Figuras 6.10a, 6.10b, 6.11a, 6.11b e 6.12b, nas quais se pode observar uma grande massa de material sólido presente sobre o leito. As possíveis razões para essa condição diferencial são o desnivelamento do leito e a má distribuição do líquido, havendo obstrução parcial, por vezes, mais de um lado da tubulação do que de outro.

As medições de profundidade da lâmina exposta de água residuária sobre a superfície do substrato, realizadas no dia 16/07/14, utilizando-se uma régua, evidenciaram a condição de maior afloramento da água residuária no SAC P, no qual foram medidas lâminas superficiais de 3,5 a 9,5 cm, na sua zona inicial, reduzida a 0,5 a 2,5 cm na zona compreendida entre o segundo e o terceiro poço de monitoramento, sendo que 0,5 cm também foi observado na zona final do escoamento. Enquanto isso, as diferenças obtidas nas zonas inicial (de 0,0 a 6,5 m), intermediária (de 6,5 a 12,5 m) e final de afloramento da água residuária (de 12,5 a 21,5 m) não foram tão acentuadas no SAC C. Nessa unidade, na primeira zona, a lâmina de água

aflorante era de cerca de 2,0 a 4,0 cm, enquanto na segunda, foi encontrado de 1,0 a 3,0 cm, e na zona final de 0,5 a 2,0 cm.

Torna-se, novamente, importante ressaltar, que em virtude de intervenções nos sistemas, houve desnivelamento da superfície do substrato e isso ocorreu em maior magnitude no SAC P no qual a retirada de espécies invasoras, com a indesejável retirada de substrato presa às raízes, e o frequente replantio da taboa, pela inserção de rizomas no meio poroso, além do empolamento, provocaram mais acentuado desnivelamento da superfície. Esse desnivelamento se caracterizou pela ocorrência de depressões na superfície, onde a água residuária pode ter aflorado, não por estar em escoamento superficial, mas por ter o local menor profundidade de substrato. Em uma mesma seção transversal, o nível d´água, bem como a altura da água, tendo como referência o fundo da unidade, é a mesma, assim, essas eventuais diferenças com relação à lâmina medida acima do leito se devem possivelmente a essas irregularidades dos leitos. Entretanto, apesar da imprecisão das medidas em função do não nivelamento do leito, a análise geral dos trechos ajuda na caracterização da situação do leito, indicando áreas mais críticas comparativamente a outras no mesmo SAC.

Com base nos resultados obtidos com esses levantamentos, pode-se verificar que aparentemente, o SAC P se recupera, em termos de desobstrução do seu meio poroso, ao longo do leito, havendo condição mais crítica no seu início e menor extensão de afloaramento de água residuária sobre o leito.

Medições de altura da lâmina exposta, realizadas no dia 30/07/14, possibilitaram averiguar condições semelhantes, nos SACs, apresentando o SAC P lâmina de água de até 9,0 cm na sua zona inicial, reduzida para 6,0 cm na segunda zona, e de 1,5 cm na zona final, onde numa depressão foi medida uma lâmina de 4,0 cm. No SAC C, as lâminas aflorantes foram de 2,0 a 3,0 cm na zona inicial, de 4,0 a 6,0 cm na zona intermediária, e cerca de 2,0 cm na zona final. Causou surpresa a grande elevação no nível da água residuária aflorante, nos dois SACs, em um período de tempo de 14 dias.

No mesmo dia 30/07/14, foi feito um mapeamento das zonas de afloramento da água residuária nos dois SACs, o qual está apresentado na Figura 6.15, junto com a medição do nível d'água. A análise desse mapeamento possibilitou a observação de maior afloramento, na zona inicial, do lado direito do SAC P e do esquerdo do SAC C, o que pode estar associado, além do já comentado desnivelamento da superfície do substrato, a recebimento de um volume maior de esgoto, em função de desnivelamento da tubulação perfurada e do

entupimento dos orifícios, na entrada do sistema. Atualmente, por meio do tubo de monitoramento é que faz a distribuição do afluente nas unidades.

A questão do desnivelamento na superfície dos SACs exige, no entanto, discussão mais detalhada. Na unidade plantada, existe zona em que o substrato está mais espesso (Figura 6.15), observando-se maior afloramento da água residuária no lado oposto. Além disso, próximo à entrada, há grandes bancos de lodo e depressões, onde há a exposição de grandes lâminas. No sistema alagado construído sem plantas, há trechos onde aparecem "ilhas" sem lâmina exposta, típicos de onde houve movimentação localizada do substrato, no entanto, diferentemente do que pode ser observado no SAC P, a água residuária fica exposta por maiores extensões.

A análise visual possibilitou, também, verificar que a zona de afloramento da água residuária, indicativo do mais grau de colmatação, tornou-se crítica para a taboa que, aparentemente, não está suportando, bem, essas condições. Nas zonas mais a jusante, há maior número de indivíduos vivos, ainda assim, o replantio é necessário. Na imagem da Figura 6.14a fica clara essa condição, verificando-se maior densidade de plantas ao final do reator.

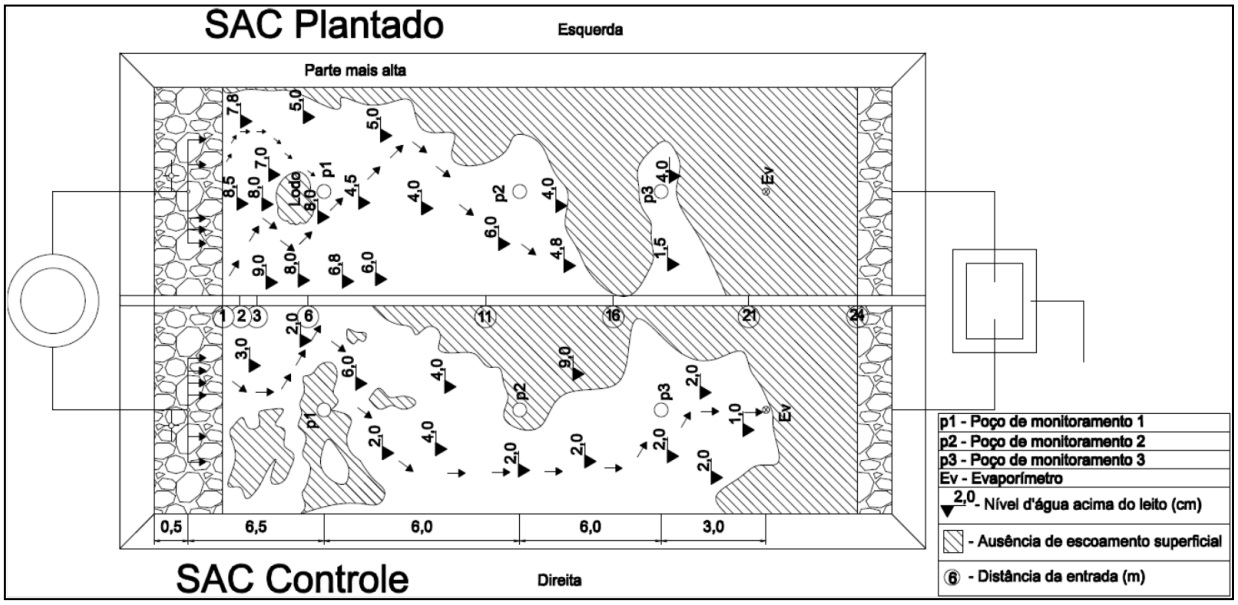


Figura 6.15. Esquema da situação dos SACs no dia 30/07/14.

As setas na Figura 6.15 indicam o sentido do escoamento superficial visível nos SACs, demonstrando os caminhos preferenciais dentro do sistema. Uma avaliação feita com uso de um traçador radioativo reforçou, visualmente, as observações de campo, como pode ser visto na Figura 6.16. Nesse teste preliminar, foi usada rodamina, corante fluorescente que permitiu a observação da má distribuição do escoamento do líquido no sistema. A avaliação definitiva com o emprego de outros traçadores será realizada, posteriormente, por outra equipe.

Figura 6.16. Visualização do escoamento superficial nos SAC C (a) e SAC P (b) possibilitado pelo uso da rodamina.

Os resultados obtidos em outros tipos de análises ajudam a explicar as observações verificadas na análise visual, na qual foi evidenciado maior acúmulo de sólidos orgânicos no trecho inicial do SAC P, porém menor exposição da água residuária a partir do centro da unidade, possivelmente proporcionando maior *TDH* à água residuária em tratamento.

6.2.2. Testes com traçador

A utilização de traçadores visa obter o *TDH* e, a partir da comparação desse (TDH_m) com o teórico, pode-se calcular a eficiência volumétrica e, por fim, a porosidade drenável, utilizando-se as Equações 5.3 e 5.4. Dessa forma, os resultados indicam o estado atual do meio poroso, como um todo.

6.2.2.1. Perdas hídricas nos SACs

Antes da apresentação das curvas de concentração do traçador, torna-se essencial discutir a questão da vazão afluente e efluente dos SACs.

A vazão é uma variável de grande importância para sistemas naturais já que é utilizada no cálculo das cargas aplicadas, evitando-se a estimativa subestimada da eficiência de remoção de poluentes em SACs. A vazão efluente é inferior à afluente em razão das perdas hídricas (evaporação e evapotranspiração) que ocorrem no sistema.

A evaporação em sistemas não plantados e a evapotranspiração em sistemas plantados influenciam na relação *V/Q*, da Equação 5.2 e, consequentemente, no *TDH*, que é variável fundamental para avaliação da eficiência do sistema e do grau de colmatação do meio poroso. Para Chazarenc et al. (2003) e Chazarenc et al. (2010), as perdas hídricas contribuem para aumento no *TDH*, sobretudo em SACs plantados, devido à redução na vazão. Tanner e Sukias (1995) atribuíram à evapotranspiração no sistema o maior *TDH* obtido na unidade plantada,

que foi, inclusive, superior ao valor teórico. Essa influência das perdas hídricas no tempo em que o líquido permanece no sistema justifica a preocupação na utilização da média das vazões afluente e efluente, nos cálculos.

Ainda a respeito da influência da evapotranspiração no comportamento de SACs, Davis (1995) argumenta, além da subestimativa na eficiência do sistema, em casos mais extremos, que ela pode proporcionar aumento na concentração de elementos tóxicos na água em tratamento e, com isso, causar prejuízos ao desenvolvimento das plantas. Assim, passa a ser, também, variável importante a ser monitorada em SACs, o que pode ser feito por meio de medições das vazões afluente e efluente nesses sistemas.

Na Tabela 6.14 estão apresentados, os valores de vazão efluente referentes ao SAC P, antes (AP) e depois do corte (DP) da parte aérea das plantas, e a porcentagem (entre parênteses) da perda hídrica nesses sistemas. O cálculo dessa porcentagem foi feito com base na vazão afluente média no dia, não apresentadas na tabela. Os valores médios de vazão do esgoto que entraram no sistema foram, respectivamente, para SAC P AP, SAC P DP e SAC C, de 7,5; 7,7 e 9,3 m^3 d^{-1}. No período em que foram realizados os testes, não foi registrada chuva.

Tabela 6.14. Vazões efluentes no SAC plantado antes (AP) e após o corte da parte aérea (DP), e no SAC controle, e variação dessa em relação à vazão afluente (porcentagem apresentada entre parênteses)

Data	Vazão efluente (m^3 d^{-1})		
	SAC P		SAC C
	Antes do corte (AP)	Depois do corte (DP)	
25/06/14	5,7 (75%)	-	-
28/06/14	6,5 (86%)	-	-
03/07/14	6,9 (92%)	-	7,8 (82%)
07/07/14	-	-	7,7 (83%)
15/07/14	-	-	7,5 (80%)
15/07/14	5,7 (76%)		7,9 (85%)
01/08/14	-	6,5 (87%)	-
02/08/14	-	7,2 (90%)	-
Média	**6,1 (81%)**	**6,9 (88%)**	**7,7 (83%)**

A evapotranspiração no SAC P foi menor quando as plantas se encontravam em estádio de crescimento, como também observaram Brasil e Matos (2008), já que a área foliar diminuiu com o corte.

As vazões efluentes no SAC P AP foram inferiores (em porcentagem) às medidas no SAC C porque, além das perdas de água por evaporação, há a contribuição da transpiração nesse balanço hídrico. No entanto, esperavam-se maiores perdas no SAC DP, ou seja após o corte da parte aérea das plantas do que no SAC C. Acredita-se que a maior exposição da água devido ao seu afloramento nos leitos ou em razão do escoamento superficial, pode ter influenciado esses resultados, sendo mais importante do que a transpiração da taboa em estádio de crescimento.

O monitoramento do balanço hídrico foi realizado durante os oito anos de operação dos SACs-EHSS, tendo sido observados valores diferentes entre os períodos considerados. Dornelas (2008) obteve diferenças de 42 e 22%, respectivamente, nas vazões efluentes, em relação às afluentes, nos mesmos SAC P e SAC C avaliados no presente trabalho, em coletas realizadas de janeiro a abril de 2008. No trabalho de Paoli (2010), também conduzidos nos mesmos SACs as vazões efluentes reduziram em 30 e 23%, respectivamente, no período de outubro de 2008 a setembro de 2009, enquanto Costa (2013), avaliando os mesmos sistemas, observou decréscimos de 19 a 21%, no SAC P, e de 15 a 18%, no SAC C (Fases *I* e *II*), que segundo balanço hídrico do autor, se devia também a possíveis perdas pelo fundo.

Com base nos dados obtidos, observa-se que, ao longo do tempo, parece haver certa redução nas diferenças entre a vazão afluente e efluente nos SACs plantado e não plantado. Para se avaliar se se trata, realmente, de uma tendência, preparou-se a Tabela 6.15, com a apresentação das medianas de valores de perda de água (evaporação e evapotranspiração) nas Fases e Subfases. Foram utilizados os testes de *Mann-Whitney* para comparação das porcentagens entre plantada e não plantada, entre uma fase e outra, e de *Kruskal-Wallis*, para comparação entre grupos inseridos dentro das Fases *I*, *II* e *III*.

Tabela 6.15. Mediana dos percentuais de perda hídrica em cada subfase e geral das fases de monitoramento.

Subfase/Fase	Perdas hídricas (%)	
	SAC P	**SAC C**
A	20abc	22a
B	21abc	28ab
C	30a	27a
D	28ab	28a
E	26a	20a
F	25abc	5,6ab
G	22ab	5,9ab
H	13bc	4,1b
I	12c	14ab
J	20abc	14ab
Fase I	**20*b**	**14a**
A	20a	16a
B	32a	19a
C	16a	17a
D	15a	14a
E	20a	20a
F	14a	18a
G	21a	14a
Fase II	**17b**	**16a**
A	23ab	15a
B	43ab	17a
C	24ab	19a
D	19ab	24a
E	44a	14a
F	13b	6,4a
G	20ab	11a
H	5,5ab	11a
Fase III	**23*a**	**15a**

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

Observa-se, com base nos resultados apresentados na referida tabela, que a evapotranspiração nas Fase *I* e *III* diferiu da evaporação, no mesmo período, e que o último período de monitoramento apresentou os maiores valores de perdas. Acredita-se que o aumento na evapotranspiração esteja associado à maior exposição da água residuária em tratamento, já que as perdas por evaporação tendem a aumentar com isso, e, também, a maior transpiração das plantas em decorrência de mais intensiva intervenção no sistema. O mais avançado grau de colmatação implicou em necessidade de se fazer mais replantios, já que a taboa não

suportou bem as condições do trecho inicial do SAC. Além disso, mais testes foram realizados na área, com necessidade de se fazer o corte da parte aérea, coleta de sólidos, entre outros, causando alterações no leito.

Comparando-se as subfases do leito com taboa, não se verifica tendência bem definida de perdas hídricas nos sistemas avaliados, o que também pode ser verificado na Figura 6.17. Um ponto fora da curva foi o de perdas hídricas nos SACs, na subfase *E* da Fase *III*, em que houve um pico, ocorrido no período curto de monitoramento entre dois cortes da parte aérea das plantas, em função da condução dos testes com traçador e *GPR*, somada à redução da vazão afluente. De qualquer forma, trata-se de evento isolado que não interferiu nas avaliações, considerando que a fase de crescimento das plantas durou cerca de 4 meses. O pico registrado na subfase B da mesma fase poderia estar associado ao período do ano mais quente (verão), entretanto, os valores de evaporação no SAC C não seguiram mesma tendência. A divisão das fases segundo o ciclo hidrológico (outubro a março, chuvoso, e abril a setembro, seco) também não permitiu inferir sobre as mudanças na tendência ao longo da operação das unidades. A maior mediana de evapotranspiração no período chuvoso foi verificada na terceira fase (35,4%), porém o referente ao período seco ocorreu na Fase *I* (21,4%). A maior perda por evaporação dentre o período de outubro a março foi registrado na Fase *II* (18,6%), enquanto de abril a setembro, ocorreu na Fase *III* (16,9%).

Diante das condições dos SACs, devido à maior exposição superficial da água superficial, espera-se uma tendência de crescimento da evaporação no SAC C. Comparando as medianas obtidas nas 3 fases, observa-se ainda que não significativa, maiores valores nas Fases *II* e *III* do que no primeiro período. Em períodos em que a taboa está em crescimento, os valores de transpiração tenderam a ser menores, vide Tabela 6.14. Assim, a superfície livre de água parece ser mais importante do que o efeito de retenção da matéria orgânica, em maior concentração esperada naquela que apresenta maior extensão de escoamento superficial, em termos de ocorrência por perdas por evaporação. Além disso, a diminuição do número de indivíduos de taboa ao longo do tempo pode ter tornado a transpiração cada vez menos importante. Observa-se, também, que os valores apresentados por Costa (2013) foram o que mais se aproximaram dos medidos nos períodos, em razão da maior disponibilidade de dados e das diferentes condições ambientais e de operação dos SACs, nas quais houve coleta.

Convertendo os dados de decréscimo da vazão afluente para lâmina d'água perdida, os valores (mediana) foram de 13 a 21 mm d^{-1} na primeira fase, em torno de 19 mm d^{-1} na segunda e 18 a 24 mm d^{-1} no último período monitorado, sendo os limites inferiores os valores obtidos no SAC C e os superiores no SAC P. Tanner e Sukias (1995) obtiveram evapotranspiração de 7 a

12 mm d^{-1} em média, respectivamente, nos SAC plantado que receberam baixa e alta carga orgânica, cerca de 1,5 a 2,0 vezes maior que no tanque de evaporação. Nas unidades não plantadas, os valores foram de 3,2 e 4,2 mm d^{-1}, na mesma ordem, inferiores ao sistema aberto, colocado para comparação (6,1 a 6,7 mm d^{-1}).

Na Europa, segundo Schutte e Fehr (1992), citados por Stottmeister et al. (2003), os valores de evapotranspiração de diferentes espécies vegetais utilizadas no tratamento de esgotos em SAC, variaram de 5 a 15 mm d^{-1}, representando de 20 a 50% da vazão afluente. El Hamouri et al. (2007) obtiveram valores de evapotranspiração de 40 a 57 mm d^{-1} nas unidades plantadas e cerca de 7,0 mm d^{-1} na unidade não plantada, o que representava respectivamente, 11, 17 e 2% da vazão de entrada, em um clima (Marrocos, com temperatura de 14 a 27 ^{o}C), semelhante ao da região onde foi conduzido o presente estudo. Brasil e Matos (2008) encontraram valores máximos de 14 mm d^{-1}, o que representou até 27% da vazão afluente, em SACs-EHSS, cultivados com taboa, no tratamento de efluente primário de esgoto sanitário.

Diante dos resultados, ficaram evidentes as maiores perdas hídricas no SAC P, e que os valores quantificados no SAC C relativamente altos, o que poderia ser evidência da colmatação, em alto grau, nesses sistemas. Para melhor observação da variação dos valores ao longo do tempo, no item "Anexos *III*", há a representação dos *box plots* das perdas hídricas da série temporal.

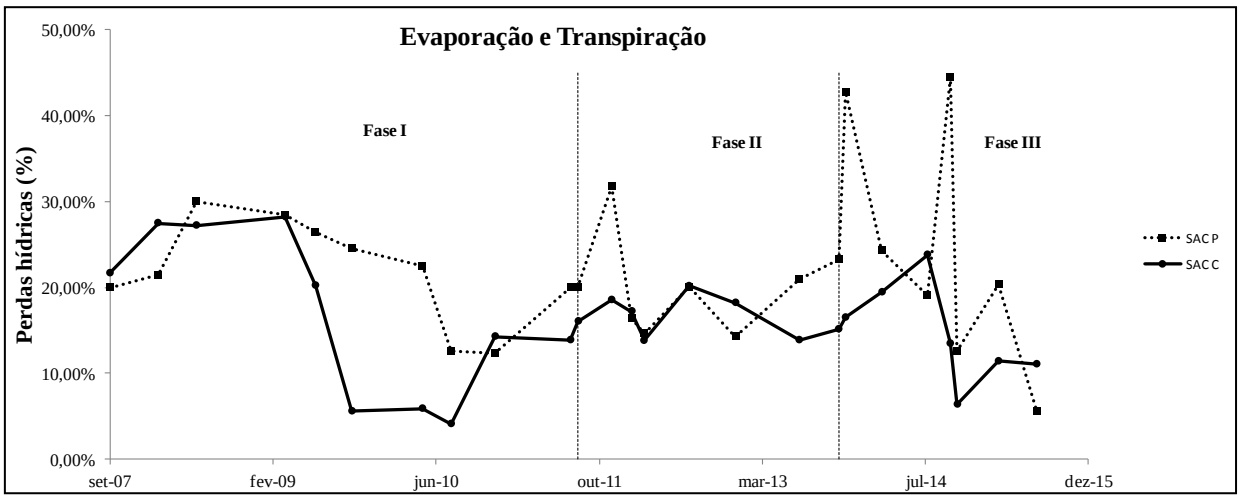


Figura 6.17. Monitoramento das perdas hídricas (valores medianos) nos SACs com taboa e sem.

6.2.2.2. Monitoramento da concentração de NaCl nas unidades avaliadas

Após o monitoramento da condutividade elétrica no efluente dos SACs-EHSS P e SACs-EHSS C e conversão dos valores de *CE* para concentração de cloreto de sódio equivalente

(Equação 6.3), foi possível construir as curvas de distribuição da concentração efluente ao longo do tempo, apresentadas na Figura 6.18, resultando nas variáveis listadas na Tabela 6.16.

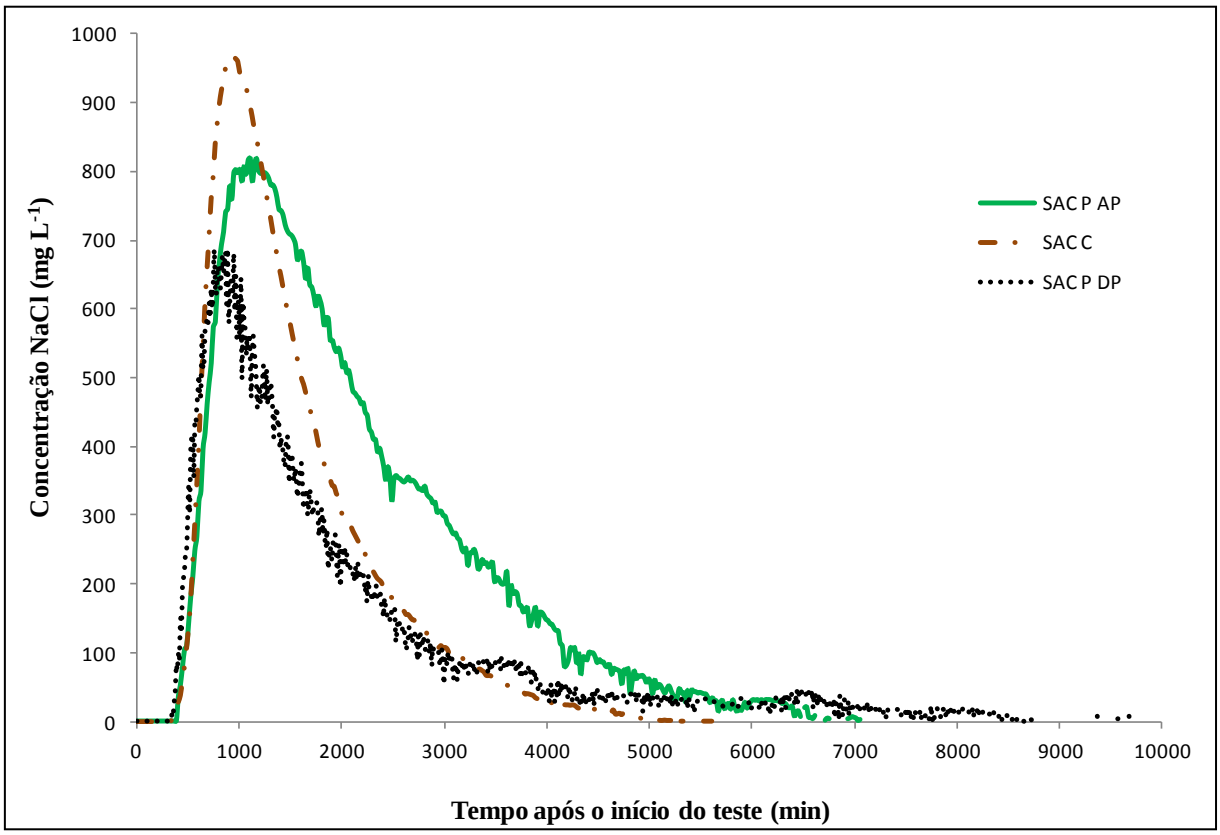


Figura 6.18. Curva de distribuição da concentração efluente de cloreto de sódio em função do tempo de início do teste com o traçador no SAC-EHSS plantado, antes do corte; no SAC-EHSS controle e no SAC-EHSS plantado, após o corte da parte aérea das plantas.

O formato das curvas de distribuição da concentração efluente de cloreto de sódio em função do tempo, no início do teste com o traçador, indica maior uniformidade da curva obtida no SAC não plantado, ocorrendo pequenos picos na unidade plantada, nos dois diferentes momentos de avaliação (antes e após o corte da parte aérea). Essa tendência poderia ser explicada pela interrupção no fornecimento de esgoto sanitário durante o teste (curto período) ou pela maior tortuosidade no caminho da água residuária no SAC plantado. Entretanto, como não houve evento de manutenção da rede da Copasa, na época de condução do teste no SAC P DP, essas oscilações foram atribuídas às possíveis retenções e liberações mais lentas do sal no SAC-EHSS plantado, em decorrência da presença de maior quantidade de matéria orgânica (viva e morta) no meio poroso.

Tabela 6.16. Variáveis medidas e calculadas nas três condições dos SACs-EHSS, após a aplicação do traçador salino.

Variável	Unidade	SISTEMA		
		SAC P		SAC C
		Estádio de florescimento (AP)	Estádio de crescimento (DP)	
Q_{afl}	$m^3\ d^{-1}$	7,5	7,7	9,3
Q_{efl}	$m^3\ d^{-1}$	6,1	6,9	7,7
Perdas	%	19	12	17
TDH_n	d	1,77	1,64	1,41
TDH_m	d	1,45	1,38	1,06
e_v		0,82	0,84	0,75
$\mathcal{E}_{est}$	$m^3\ m^{-3}$	0,33	0,34	0,30
IZM		0,18	0,16	0,25
t_p	min	1165	885	924
λ		0,46	0,37	0,46
d		0,16	0,32	0,14
η		3	2	4
t_i	min	405	345	344
ICC		0,19	0,17	0,23
Rec	%	72	49	66

Em que, Q_{afl} é a vazão afluente, Q_{efl} é a vazão efluente; Perdas, foram calculadas pela diferença entre Q_{afl} e Q_{efl}. As demais variáveis TDH_n, TDH_m, e_v. $\mathcal{E}_{est}$, *IZM*, t_p, λ, *d*, η, t_i, *ICC* e *Rec*, se referem, respectivamente, ao tempo de detenção hidráulico nominal e médio, eficiência volumétrica, porosidade estimada, índice de zonas mortas, tempo de pico, eficiência hidráulica, tempo do início da passagem do traçador, índice de curto-circuitos e porcentagem de recuperação.

A porosidade estimada ($\mathcal{E}_{est}$) foi calculada pelo produto do valor inicial (0,4 $m^3\ m^{-3}$) pela eficiência volumétrica encontrada.

6.2.2.3. Avaliação das condições hidrodinâmicas e do grau de colmatação nos SAC

Pela análise da Figura 6.18 e da Tabela 6.16, observa-se que o início da detecção do traçador no efluente (t_i) ocorreu mais rapidamente no SAC não plantado e no SAC P, por ocasião dos testes efetuados quando as plantas se encontravam cortadas pouco acima do nível do substrato.

O pico de concentração também ocorreu seguindo igual ordem, enquanto no SAC P AP, antes de efetuado o corte da parte aérea das plantas, parece haver um retardamento no movimento do traçador, que poderia indicar maior valor de eficiência volumétrica. No entanto, o valor de e_v do SAC P DP, está bem próximo do calculado para o SAC P AP. Isso pode ser explicado pela maior partição da concentração de sal ao longo do período de monitoramento, com menor pico e maior tempo de registro de superação do valor de *background* após o corte, que

é quando há menores valores de transpiração, o que justificaria o menor valor de t_i e t_p. Já para o SAC C, a expectativa se confirmou, havendo menor valor de eficiência volumétrica.

Segundo Chazarenc et al. (2003), espera-se obter *TDH* real (médio) entre 1,2 e 2,0 vezes inferior ao valor nominal, mesmo nas condições iniciais de operação dos SACs, em razão da heterogeneidade do material filtrante (porosidade, área superficial específica etc.); sistema de distribuição do afluente; e de fatores climáticos, como evaporação e transpiração. Já Kadlec e Wallace (2009) afirmaram que é comum encontrar TDH_m próximo de 90% do TDH_n, já que nem todo o volume do leito é utilizado no escoamento da solução traçadora.

Sabendo-se que no momento da avaliação, os SACs estavam em operação contínua há 7 anos e que existem zonas em que ocorre escoamento superficial, possível indício de obstrução do espaço poroso, presença de zonas mortas e caminhos preferenciais, a expectativa era de redução ainda maior no valor do *TDH* teórico. Os valores encontrados, no entanto, foram de 82, 84 e 75% do *TDH* nominal, respectivamente, no SAC P cujas plantas estavam em florescimento, SAC P na fase em que plantas estavam em crescimento e SAC C. Caso fosse levada em conta apenas a vazão afluente, os valores de eficiência volumétrica superariam 90%.

Seeger et al. (2013) encontraram porosidades medidas 32 a 54% maiores que o valor teórico, após 2 anos de operação de SACs. Mesma tendência foi observada por García et al. (2004) e Headley et al. (2005). Segundo Seeger et al. (2013), a ocorrência de zonas de estagnação, proporcionadas pela sorção do traçador no meio suporte ou no biofilme podem ser as responsáveis por esses resultados.

Se nos cálculos do *TDH* teórico não for considerada altura total de meio suporte, a superestimativa da eficiência volumétrica também pode ocorrer, pois o líquido também irá escoar na cota antes não saturada, em caso de meio poroso em estágio avançado de colmatação. Tanner e Sukias (1995), utilizando brometo como traçador também observaram maiores valores de *TDH* em SACs plantados, inclusive superando o valor teórico, o que os autores justificaram como influência da evapotranspiração das plantas cultivadas no sistema. Entretanto, acredita-se que a perda de água não pode, sozinha, explicar o maior *TDH* médio obtido nesse trabalho, já que as comparações foram relativas e levaram em conta, também, as vazões efluentes.

Esses resultados são mais um indício de que a presença de água residuária em superfície pode estar mais fortemente associada ao nivelamento da superfície do substrato contido nos SACs do que, propriamente à ocorrência de escoamento superficial, devido à colmatação.

Paoli e von Sperling (2013b) estudaram os mesmos SACs-EHSS avaliados neste trabalho, após 2 anos de operação e, por meio do uso de um traçador radioativo (^{82}Br), constataram que o SAC plantado encontrava-se mais colmatado, apresentando valor de e_v de 0,89, contra 0,97, na unidade não plantada. Os autores esperavam que o *TDH* real fosse consideravelmente menor que o valor teórico e que a diferença entre as duas unidades fosse maior. Além da diferença no tipo de traçador utilizado, Paoli e von Sperling (2013b) obtiveram outras vazões medidas no período, o que faz com que haja condições hidrodinâmicas diferentes, impossibilitando comparações. Contudo, se o pareamento dos valores absolutos não é possível, pode-se relativizar o efeito ocasionado no período de 5 anos entre um experimento e outro. Se o volume de poros disponível era maior no SAC C, houve inversão no ensaio com traçador salino, verificando que as plantas propiciaram maior atenuação do fenômeno ao longo do tempo, assim como descrito por Hua et al. (2014). Dados ainda não publicados de monitoramento da porosidade nas cestas dos *PFR* plantados e não plantados e posicionados a 13,0 e 23,0 m em relação à entrada dos SACs, utilizadas para reproduzir iguais condições ambientais nos SAC P e SAC C, indicaram, inicialmente, maior e_v nas cestas sem cultivo da taboa, com inversão dessa tendência, posteriormente. Diante de tais condições, os resultados corroboram o que foi observado visualmente nos SACs, com a unidade não plantada em estágio mais avançado de colmatação que a plantada.

Segundo Grismer et al. (2001), após 4 meses de operação, a colmatação começa a influenciar nas condições hidrodinâmicas dos SACs. Para Tanner et al. (1998a) esse efeito seria significativo até dois anos de operação, quando, então, as condições hidrodinâmicas se estabilizariam. Kadlec e Wallace (2009) consideram, porém, que o escoamento seja continuamente influenciado pelo grau de colmatação nos SACs, o que repercutiria em contínua diminuição no *TDH*. De certa forma, o monitoramento da e_v, após sete anos de operação do sistema, indicam que o fenômeno de diminuição do espaço poroso é contínuo, confirmando o descrito por Kadlec e Wallace (2009).

Em unidades de escoamento vertical, o raciocínio é o inverso, quanto maior o *TDH*, mais difícil é a filtração e percolação de soluções no sistema, e assim, mais colmatado ele se encontra. Cota et al. (2011) encontraram maior *TDH* em unidades não plantadas do que nas plantadas, também utilizando NaCl como traçador. Provavelmente a explicação para isso

esteja associada à formação de caminhos preferenciais no sistema contendo raízes e rizomas, os quais proporcionam importante contribuição na prevenção da colmatação em SACs-EV, além do efeito "braço de alavanca". Essa observação reforça as suposições apresentadas anteriormente e corrobora com o que foi observado por Torrens et al. (2009).

De acordo com Persson et al. (1999), os SACs P podem ser classificados como de baixa eficiência hidráulica (λ < 0,50), não tendo, no entanto, sido verificada nenhuma tendência aparente nos valores da eficiência hidráulica (λ) em relação à presença ou não de plantas e ao estádio de desenvolvimento das plantas. A expectativa é que a presença de plantas majorasse a eficiência hidráulica do sistema pois, segundo Persson et al. (1999), em decorrência do aumento da rugosidade, há diminuição na velocidade de escoamento do líquido no meio. Uma plausível explicação para isso é que a maior tortuosidade criada pelas "redes" radiculares proporciona aumento no valor do tempo que corresponde ao de pico de concentração do traçador no efluente (t_p), mas que não é possível prever no cálculo do TDH_n.

Com base nos valores encontrados de eficiência volumétrica (e_v) e de índice de curtos-circuitos (*ICC*), verifica-se que o SAC plantado encontra-se menos colmatado que o não plantado. O "empolamento", proporcionado pelo crescimento das raízes no meio do substrato, conforme relatado por Brix (1997) e Brasil e Matos (2008), parece contribuir para essa maior facilidade de escoamento relatada pelos autores citados anteriormente. Além disso, as raízes e rizomas que expandiram o espaço poroso, ao serem degradados, propiciam maior volume de vazios no meio, após a sua morte e degradação do material orgânico.

Fu et al. (2013) ainda sugerem outro fator que poderia contribuir para o atraso da colmatação em unidades plantadas: a presença de regiões aeróbias próximas à zona radicular, o que aceleraria a degradação do material orgânico. As condições de escoamento entre poros também seriam favorecidas pela presença de raízes e rizomas. Grismer et al. (2001), por exemplo, utilizando brometo como traçador, observaram que, possivelmente, a transmissividade do líquido foi maior nas zonas radiculares, havendo menor obstrução do que no fundo, camada fora da zona de influência das raízes da taboa e do junco (profundidade maior que 0,3 a 0,6 m). Breen e Chick (1995), usando eriocromo como traçador, também observaram maior facilidade de escoamento no fundo em sistemas plantados.

Magalhães Filho et al. (2013) utilizaram NaCl como traçador em um SAC de escala piloto, numa concentração próxima à utilizada neste estudo (solução preparada de 100 g L^{-1}), porém aplicada em uma área menor, e observaram que a presença de plantas não diminuiu o *TDH*,

pelo contrário, atenuou a obstrução do meio poroso no decorrer do período de tempo da aplicação. A presença vegetal, inclusive, proporcionou redução no índice de curtos-circuitos, quando comparados com o observado no SAC não plantado, fato confirmado neste trabalho.

Acredita-se que, em SACs-EHSS de maiores dimensões, o efeito das plantas contrário à colmatação possa demorar mais tempo a se evidenciar. No início, o aporte de sólidos somado ao volume de poros ocupado por raízes, tenderam a fazer com que o SAC P estivesse mais obstruído, no entanto, com o preenchimento dos poros com material orgânico e inorgânico em boa parte do leito, os espaços "criados" pelo sistema radicular, começam a fazer a diferença, o que foi evidenciado, também, em análises feitas nas cestas do *PFR*.

O número de dispersão (d) e o número de tanques em série (η) indicaram que o SAC plantado tem regime de escoamento mais turbulento que o não plantado, tal como observaram Paoli e von Sperling (2013b), sendo que o corte da parte aérea proporcionou aumento no valor de d, conforme pode ser verificado na Tabela 6.16. Segundo Magalhães Filho et al. (2013), a presença de plantas parece aumentar a capacidade de mistura do sistema. De acordo com Seifert e Engesgaard (2007), o escoamento por um meio mais irregular leva ao aumento da dispersão, que poderia ser explicado pelo aumento na concentração de sólidos (colônias de microrganismos ou não) ou mesmo pela presença de raízes e rizomas. Por causa do sistema menos colmatado apresentar maior dispersão, o segundo fator apresentado parece ter sido mais importante na avaliação dessa variável hidrodinâmica. No entanto, o acúmulo de sólidos também é fator relevante, visto que houve aumento no valor de d calculado no trabalho de Paoli e von Sperling (2013b) em relação à avaliação atual, neste trabalho. Após 2 anos de operação, o sistema apresentava número de dispersão de 0,084 e 0,079, respectivamente, na unidade plantada e não plantada. Contrariando os resultados obtidos, Seeger et al. (2013) obtiveram maior valor de dispersão nas unidades não plantadas, d igual a 0,72, contra 0,24 nos leitos plantados, utilizando fluoresceína sódica. El Hamouri et al. (2007), por sua vez, não observaram diferença entre as dispersões nos leitos com e sem plantas. No entanto, em ambos os casos o *TDH* foi superior na unidade plantada, mesmo que no estudo de El Hamouri et al. (2007) esses valores tenham ficado próximos, talvez em decorrência do curto período de monitoramento (18 meses).

Como o valor de d foi sempre maior que 0,01, os SACs avaliados podem ser considerados reatores de alta dispersão, utilizando as equações apropriadas para essa condição e desconsiderando as demais. Outra observação sobre a dispersão é que ao contrário do que afirmaram Alcocer et al. (2012), nem sempre meios com maior volume de poros são menos

dispersivos, podendo a explicação para os resultados verificados, estar na presença de raízes e rizomas e nem tanto pela obstrução dos poros.

A maior turbulência verificada, após o corte da parte aérea das plantas, no escoamento da água residuária no meio poroso pode estar associada às menores perdas hídricas no sistema que contribuem para diminuição na dispersão em SACs (CHAZARENC et al., 2003), e à maior absorção de nutrientes na fase de crescimento, condição que poderia favorecer, assim como outras situações de estresse, a formação de maior quantidade de pêlos absorventes nas raízes das plantas (GARMETT et al., 2009). Outra suposição é que a maior remoção de íons faz diminuir a viscosidade da solução e, com isso, possibilitaria a ocorrência de regime mais turbulento no meio poroso.

6.2.2.4. Avaliação do uso do cloreto de sódio como traçador em SACs: confiabilidade e toxicidade às plantas

Como esperado, a recuperação de sódio foi inferior na unidade em que as plantas tiveram sua parte aérea cortada e, portanto, em início de brotação e crescimento, ocasião na qual há maior remoção de nutrientes e outros solutos presentes na água residuária e do traçador salino aplicado no SACs-EHSS. Além dos requisitos por nutrientes serem maiores em espécies em fase de desenvolvimento, os elementos químicos vão se acumulando, exaurindo aos poucos a capacidade de armazenamento dos vegetais. Contudo, como o sódio é um cátion de valência +1, sem variações da sua forma iônica por condições redox do meio, a sua remoção só se dá por absorção ou por adsorção no substrato de preenchimento dos SACs, ou seja, não havendo outra rota alternativa. Considerando-se a relativamente baixa capacidade das plantas em absorver sódio, as cargas aplicadas deveriam passar, sem grandes variações, pelos SACs (KADLEC; WALLACE, 2009). Possivelmente a explicação para a baixa recuperação do sódio esteja no grande acúmulo de matéria orgânica e na capacidade que as plantas têm de utilizar o sódio como parte do seu requerimento por potássio, sobretudo no ajustamento osmótico (VIANA et al., 2001). As espécies vegetais podem também reter em seu material os sais em excesso que, após precipitação intensa de chuva, os lave e remova.

Apesar da porcentagem de recuperação diferenciada entre o SAC plantado em dois estádios distintos de desenvolvimento das plantas, a porcentagem de recuperação de traçadores parece não ter grande influência nas medições do *TDH* em SACs, tal como observaram Borges et al. (2009) e Williams e Nelson (2011). Os primeiros autores compararam fluoresceína sódica e rodamina *WT*, chegando a respostas semelhantes utilizando ambos os traçadores, apesar de o último ter tido menor porcentagem de recuperação. Williams e Nelson (2011), avaliando

brometo, sal propenso à absorção, e rodamina *WT*, verificaram que as porcentagens de recuperação do traçador parecem não ter influência na determinação do *TDH* no sistema, inclusive proporcionando picos coincidentes. No presente trabalho, tais observações foram feitas comparando o SAC plantado, em momentos com diferentes capacidades de absorção de solutos do meio. Os resultados indicaram menor porcentagem de recuperação no período de estádio de crescimento, sem, no entanto, apresentar grandes diferenças na eficiência volumétrica. As condições de escoamento mudaram, porém como já discutido, isso parece ser intrínseco às condições ambientais e à planta, não devendo estar associado às características do traçador.

A maior porcentagem de recuperação do cloreto de sódio no SAC P AP contraria o que foi obtido, por exemplo, no trabalho de Cota et al. (2011). Os autores, utilizando o mesmo traçador salino, obtiveram recuperação de cerca de 98% em unidades plantadas com taboa, de cerca de 99%, naquelas plantadas com capim tifton e de 100% nas unidades não plantadas. Assim, uma possível explicação para os resultados obtidos neste estudo, de menor recuperação no SAC não plantado, poderia passar pela adsorção no material orgânico acumulado, teoricamente em maior concentração nessa unidade. No trabalho de Cota et al. (2011), foram encontradas maiores recuperações, porém em operação de um SAC vertical com leito não saturado, e assim, com menor "oportunidade" para absorção, pelas plantas. Além disso, os autores relataram problemas de fitoxicidade nas plantas, causado pela adição do sal, evidências não observadas no SAC plantado avaliado neste trabalho. Aparentemente, o corte raso e as grandes lâminas d´água parecem ser mais prejudiciais à taboa do que o aumento da concentração salina, ainda mais pelo curto tempo desse evento. No estudo de Brasil et al. (2007), por exemplo, foram necessários 100 dias de aplicação de uma água residuária rica em sódio, para aparecimento de sinais de fitoxicidade.

De acordo com os resultados obtidos, verifica-se que o cloreto de sódio pode ser utilizado como traçador para a avaliação comparativa do grau de colmatação de SACs. No entanto, considerando-se a possibilidade da densidade da solução traçadora ter influenciado nos resultados, há de se ter cautela na correlação entre os valores absolutos de e_v obtidos por testes conduzidos com a utilização de outros traçadores. Os resultados obtidos devem ser, portanto, utilizados para comparar respostas obtidas utilizando-se a mesma substância, como foi o caso do SAC P e SAC C, avaliados neste trabalho, ambos monitorados com cloreto de sódio.

6.2.3. Método direto: quantificação dos sólidos de colmatação

Em teoria, a retirada dos sólidos e sua quantificação, por ser um método direto, deve gerar melhor caracterização da colmatação do meio poroso de SACs.

Durante a remoção dos sólidos dos SACs, percebeu-se que as zonas coincidentes com os pontos 11, 16 e 21 m de distância da tubulação de aplicação do afluente apresentavam-se com maior densidade de plantas de taboa, justamente onde havia menor infestação de plantas invasoras. A retirada das plantas invasoras, conforme já discutido, proporcionou desnivelamento do nível do substrato, uma vez que isso proporciona a remoção de material junto às raízes, gerando áreas com maior lâmina exposta superficialmente. Aparentemente, essa condição prejudica o desenvolvimento da taboa e, com isso, favorece ainda maior incidência de espécies não desejadas.

Nos trechos finais do SAC plantado, em que havia maior presença de taboa, observou-se que na retirada do tubo de controle e coleta proporcionou a formação de depressões que ficaram bastante estáveis em razão do entrelaçamento das raízes. A estabilidade encontrada foi semelhante a verificada nos pontos mais à montante das unidades, onde a cimentação ocorria pela presença dos sólidos colmatantes. Isso poderia explicar as observações de Miranda (2014), que verificou maior coesão do substrato nos SACs plantados.

Um solo mais compactado, com menor índice de vazios, é mais duro, de difícil penetração (TORMENA et al., 2002). Dessa forma, um meio mais colmatado tende a ser mais resistente ao cravamento do tubo, evidência essa que pesaria contra a unidade não plantada, na realização deste experimento.

6.2.3.1. Concentração de sólidos totais e voláteis no material acumulado nos poros

Amostras do substrato utilizado no preenchimento dos SACs-EHSS foram retiradas para separação dos sólidos acumulados nos poros e sua posterior caracterização. Nas amostras, após serem secas ao ar, foi quantificado o teor de água, sólidos totais, fixos e voláteis, além da relação *SV/ST*, estando os valores apresentados nas Tabelas 6.17 e 6.18. Dado o risco de haver problemas com as análises em função de não ter havido drenagem do leito, apresentou-se também a concentração mássica de sólidos totais ($C_{ST(m)}$) para verificação se melhor representa a condição atual dos SACs.

Tabela 6.17. Teor de água e concentração de sólidos totais (volumétrica e mássica), voláteis e fixos nos poros do material coletado em diferentes pontos no SAC P.

Amostra	U	C_{ST}	C_{SV}	C_{SF}	$C_{ST(m)}$	SV/ST
	%	----------kg m^{-3}----------			g kg^{-1}	%
P3E$_{0-15}$	23	52	20	32	40	38
P3E$_{15-40}$	22	88	20	68	66	23
P3D$_{0-15}$	23	52	20	32	37	38
P3D$_{15-40}$	22	21	4,8	16	14	23
P6E$_{0-15}$	5,7	68	19	49	37	28
P6E$_{15-40}$	3,3	38	6,2	32	34	16
P6D$_{0-15}$	5,7	71	20	51	33	28
P6D$_{15-40}$	3,3	16	2,6	13	13	16
P11E$_{0-15}$	4,1	58	14	44	22	24
P11E$_{15-40}$	3,6	47	5,3	42	31	11
P11D$_{0-15}$	4,1	16	3,8	12	5,8	24
P11D$_{15-40}$	4,9	28	7,4	21	22	26
P16E$_{0-15}$	2,7	29	4,1	24	12	14
P16E$_{15-40}$	3,0	13	2,3	11	11	18
P16D$_{0-15}$	2,7	15	2,2	13	7,8	14
P16D$_{15-40}$	3,0	23	4,1	19	16	18
P21E$_{0-15}$	4,3	147	18	129	57	12
P21E$_{15-40}$	4,3	43	3,5	40	27	8,0
P21D$_{0-15}$	3,2	110	10	101	43	8,6
P21D$_{15-40}$	4,3	19	1,5	17	12	8,0

Em que, E - lado esquerdo, D - lado direito, 0-15 representa a profundidade de 0 a 15 cm, 15-40, de 15 a 40 cm, e 3, 6, 11, 16 e 21, indicam a distância da entrada do SAC. U é o teor de água (%); C_{ST}, a concentração de sólidos totais (kg m^{-3}); C_{SF}, a concentração de sólidos fixos (kg m^{-3}); C_{SV}, a concentração de sólidos voláteis (kg m^{-3}); $C_{ST(m)}$, a concentração de sólidos totais (g kg^{-1}); e SV/ST, relação entre o material volátil e total.

As variáveis teor de água e de sólidos voláteis foram obtidas nas amostras compostas de lado direito e esquerdo, tendo as massas m_{ST} e m_{SV} calculadas a partir dessas porcentagens, multiplicando-as pela massa úmida coletada nos poros. Os valores reportados nas tabelas são médios, obtidos por meio de 3 repetições cada.

Observa-se com base nos resultados apresentados, uma tendência de diminuição no teor de água nos sólidos acumulados nos poros com a distância, em relação à tubulação de distribuição do afluente nos SACs, o que ficou mais latente no SAC plantado. Creditam-se esses resultados ao maior acúmulo de matéria orgânica, capaz de absorver e reter grande quantidade de água, mesmo após secos ao ar. Isso, no geral, é corroborado com os dados de razão *SV/ST*, já que maiores teores de água foram obtidos nas zonas em que maior era essa razão. Entretanto, em diversos pontos de coleta, não se pôde observar qualquer tendência da

concentração de sólidos totais, voláteis e fixos. Pela experiência de coleta, adquirida em campo, a principal razão para o fato seria a lavagem dos sólidos quando coletados. Assim, em zonas mais alagadas, a coleta de sólidos teria sido subestimada. Essa hipótese é reforçada pela observação de que amostras coletadas nos pontos a 21,0 m apresentam concentrações superiores à de pontos mais a jusante. Nem a utilização de concentração mássica permitiu a apresentação de uma condição esperada no SAC P.

Tabela 6.18. Teor de água e concentração de sólidos totais (volumétrica e mássica), voláteis e fixos nos poros do material coletado em diferentes pontos no SAC C.

Amostra	U	C_{ST}	C_{SV}	C_{SF}	$C_{ST(m)}$	SV/ST
	%	----------	kg m^{-3}	----------	g kg^{-1}	%
C3E$_{0-15}$	6,71	58	14	44	20	24,63
C3E$_{15-40}$	3,79	21	3,6	17	13	17,08
C3D$_{0-15}$	5,12	97	22	76	32	22,26
C3D$_{15-40}$	3,79	38	6,5	32	28	17,08
C6E$_{0-15}$	5,70	104	28	76	38	26,58
C6E$_{15-40}$	4,57	40	6,1	34	23	15,37
C6D$_{0-15}$	3,77	55	11	45	22	19,27
C6D$_{15-40}$	4,57	41	6,3	35	35	15,37
C11E$_{0-15}$	4,95	28	6,7	22	9,4	23,68
C11E$_{15-40}$	3,25	41	5,1	36	20	12,36
C11D$_{0-15}$	4,95	39	9,3	30	13	23,68
C11D$_{15-40}$	3,25	16	2,0	14	8,8	12,36
C16E$_{0-15}$	3,35	16	3,0	13	5,3	18,87
C16E$_{15-40}$	2,91	21	3,0	18	11	14,17
C16 D$_{0-15}$	3,35	32	6,0	26	10	18,87
C16 D$_{15-40}$	2,91	24	3,4	20	12	14,17
C21E$_{0-15}$	3,17	12	1,7	10	4,3	14,14
C21E$_{15-40}$	2,92	15	1,8	13	8,3	12,25
C21D$_{0-15}$	3,17	33	4,7	28	11	14,14
C21D$_{15-40}$	2,92	20	2,4	17	12	12,25

Em que, E - lado esquerdo, D - lado direito, 0-15 representa a profundidade de 0 a 15 cm, 15-40, de 15 a 40 cm, e 3, 6, 11, 16 e 21, indicam a distância da entrada do SAC. *U* é o teor de água (%); C_{ST}, a concentração de sólidos totais (kg m^{-3}); C_{SF}, a concentração de sólidos fixos (kg m^{-3}); C_{SV}, a concentração de sólidos voláteis (kg m^{-3}); $C_{ST(m)}$, a concentração de sólidos totais (g kg^{-1}); e *SV/ST*, relação entre o material volátil e total.

Como não foi possível o controle na amostragem do material acumulado nos poros, assunto já comentado por diversas ocasiões, neste texto, não há como se apresentar uma avaliação quantitativa da ocupação do espaço poroso dos SACs. Ainda assim, procurou-se trazer algumas informações sobre C_{ST} em função da distância e profundidade de coleta e entre as unidades avaliadas, tal como apresentado nas Figuras 6.19 a 6.21.

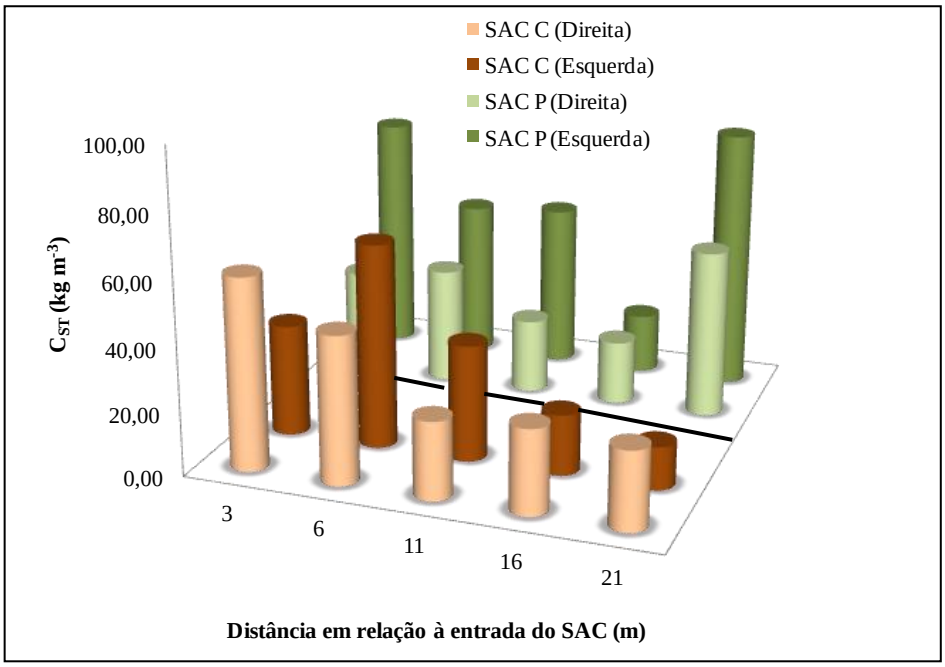


Figura 6.19. Concentração de sólidos totais (C_{ST}) em kg m^{-3}, no material acumulado nos poros de pontos de coleta nos lados direito e esquerdo dos SACs.

Caselles-Osorio et al. (2007) afirmam que diferenças no acúmulo de sólidos nos poros, em diferentes posições, dentro da mesma distância (seção), em SACs-EHSS, estariam associadas à distribuição do afluente. Observa-se na Figura 6.19, que existe maior concentração de sólidos totais no meio poroso do lado esquerdo do SAC P, no entanto a maior exposição da água sobre a superfície do substrato se encontra no lado direito, conforme pode ser visto na Figura 6.15. Uma sobreposição desses gráficos está apresentada na Figura 6.20, que indica pontos de maior concentração de *ST*, onde há menor afloramento da água residuária sobre a superfície dos leitos, como no lado esquerdo das seções e ao final dos SACs. No SAC P, essas evidências são ainda mais marcantes, comparando-se P3 no lado direito e esquerdo e esses com o ponto P21.

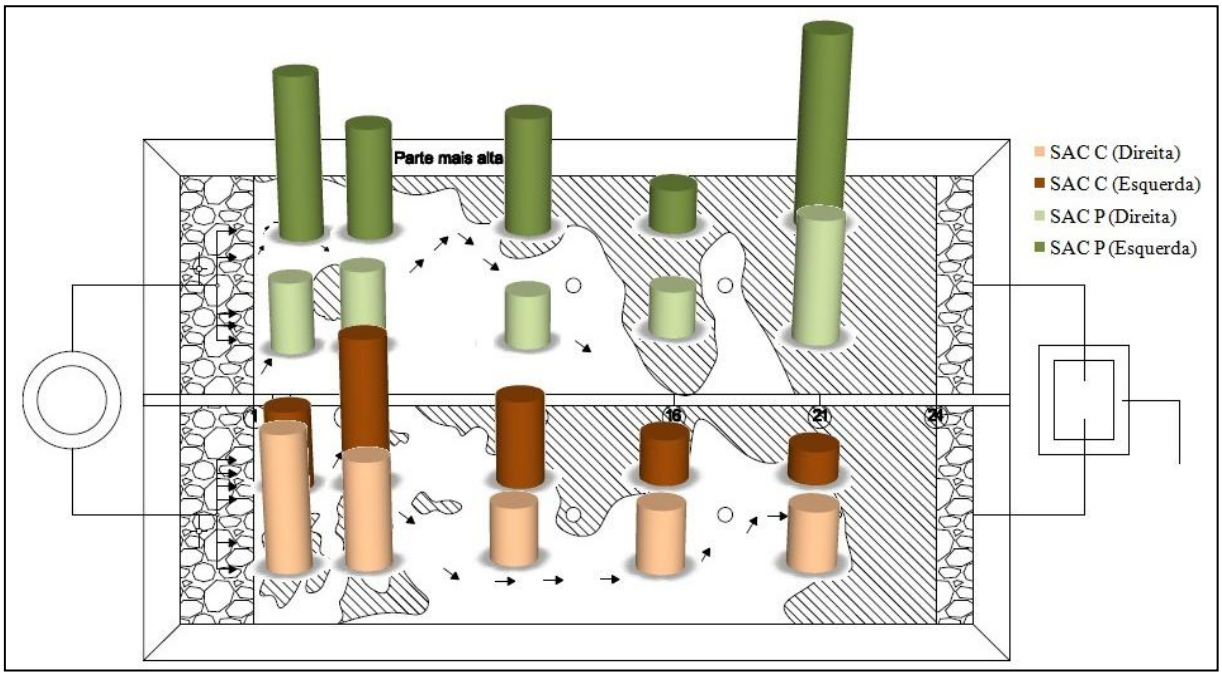


Figura 6.20. Distribuição dos sólidos totais no material acumulado nos poros sobreposta ao "mapa" do afloramento da água residuária em tratamento nos SACs.

Comparando-se as concentrações de sólidos totais no material acumulado nos poros dos dois SACs, verifica-se não haver diferença significativa entre ambos *(Mann Whitney)*, ao contrário do que encontraram, por exemplo, Paoli e von Sperling (2013a). A justificativa dos autores para a maior concentração de sólidos totais nos poros do SAC P seria a maior contribuição de material orgânico proveniente das plantas, corroborando Tanner et al. (1998a). Por outro lado, a contribuição das plantas na produção de sólidos acumuláveis nos poros parece ser maior próximo à superfície do que em maiores profundidades, podendo ter até menores concentrações na subsuperfície de SACs plantados (TANNER; SUKIAS, 1995).

Visando-se avaliar a possível diferença de tendência nas camadas mais profundas do substrato, em SACs-EHSS, foram separados os valores encontrados de sólidos totais acumulados nos poros de amostras coletadas na camada 0-15 cm e 15-40 cm, tal como apresentado nas Figuras 6.21.

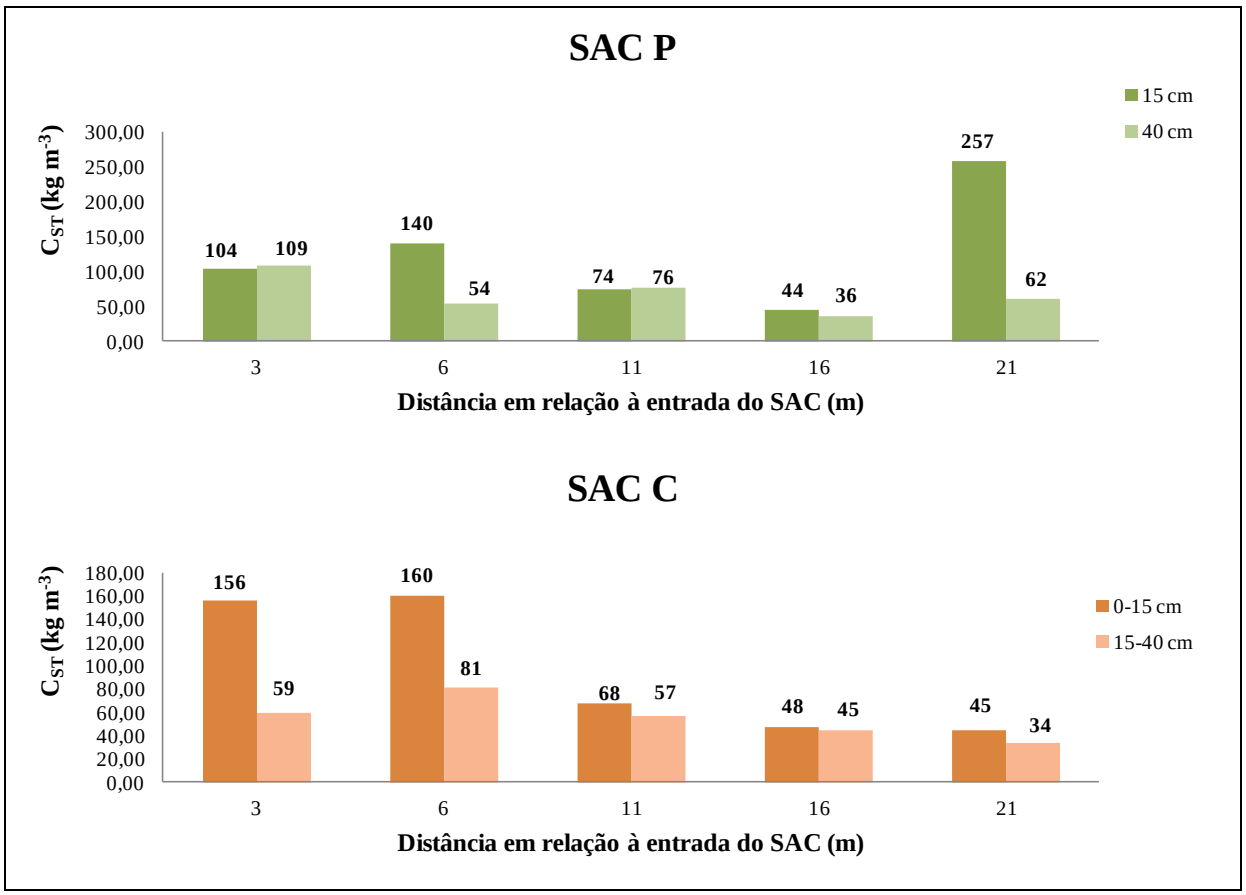


Figura 6.21. Concentração de sólidos totais (C_{ST}) nos poros em amostras de material coletado em duas camadas do SAC P e SAC C em profundidade.

A análise dos sólidos totais acumulados em duas diferentes profundidades permite verificar que, na maior parte das vezes, o seu valor é maior próximo à superfície, entretanto não se pode afirmar se é uma condição real ou se é decorrente da drenagem da própria água contida no meio poroso, que proporciona o arraste de material retido nos poros, por ocasião da coleta de amostras abaixo do nível do líquido. Também não é possível observar uma tendência de decréscimo da concentração à medida que se afasta da entrada dos SACs, nem de qual das unidades apresenta maior acúmulo de sólidos de obstrução dos poros. Novamente, a explicação pode estar na lavagem dos sólidos, dado o escoamento superficial, prejudicando as análises sobre a condição dos leitos pelo método direto (extração e quantificação dos sólidos). Dessa forma, requer-se uma nova forma de abordagem para poder tirar melhores conclusões, e ter uma aproximação maior da caracterização feita pela análise visual.

Acredita-se que a lavagem da escória deva implicar em remoção semelhante das frações dos sólidos, não devendo proporcionar maior desprendimento da fração orgânica ou inorgânica. Assim, esperava-se que a relação *SV*/*ST* se mantivesse igual. Para a comparação, apresenta-se na Figura 6.22 a razão de voláteis e totais dos sólidos acumulados nos poros de material coletado nas mesmas posições que as apresentadas na Figura 6.19.

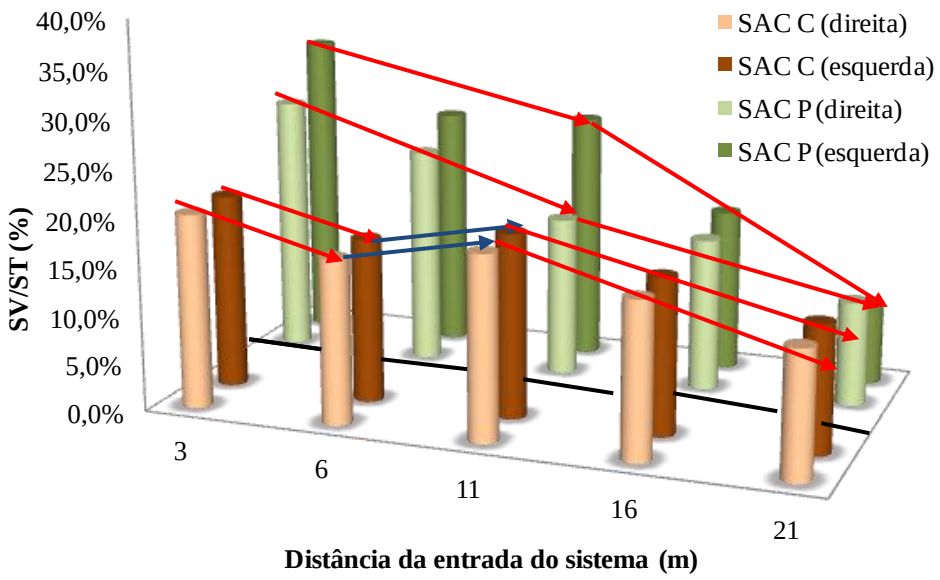


Figura 6.22. Razão *SV/ST* nos sólidos acumulados nos poros do material coletado nos lados direito e esquerdo dos SACs.

Observa-se que há tendência de decréscimo, quase que contínuo, na razão de *SV/ST* ao longo do SAC P, o que é esperado, dada a degradação do material orgânico que ocorre nos primeiros trechos desse reator. A pior condição de lâmina d'água observada na Figura 6.15, que coincide com a maior porcentagem de *SV* no material sólido acumulado nos poros, que ocorre justamente no início dos SAC P. Tendência similar, porém menos acentuada, pode ser observada nos sólidos retirados do SAC C, embora exista regiões em que há até aumento nessa porcentagem, coincidente com a zona mais crítica desse SAC. Dessa forma, percebe-se que a relação *SV/ST* nos sólidos acumulados nos poros dos SACs, apresentou-se condizente com as condições hidrodinâmicas observadas visualmente nesses sistemas.

Ainda no que se refere à porcentagem de sólidos voláteis, observa-se, com base nos resultados apresentados nas Tabelas 6.17 e 6.18, que o material colmatante é, em sua maioria, inorgânico, sendo a maior razão de *SV/ST* (38%) encontrada na zona mais próxima à do início do SAC P e na sua camada superficial. É nessa zona que se formou uma espécie de solo, de material acumulado ao longo do tempo, a partir da grande carga de sólidos aplicada com a liberação de biofilme do FBPA e de sólidos suspensos do UASB, quando estava sem o seu separador trifásico.

Os resultados obtidos neste trabalho estão coerentes com os obtidos por Caselles-Osorio et al. (2007), que encontrou *SV/ST* entre 10 e 20%, com exceção de um SAC que recebia um efluente rico em algas. Os resultados corroboram, também, com as observações de Paoli e von Sperling (2013a), que estudando os mesmos SACs avaliados neste trabalho, obtiveram

valores em torno de 30% e 36%, respectivamente no SAC C e SAC P, na entrada, e 7 e 14%, na mesma ordem, a 18,5 m de distância da entrada dos SACs. Tanner e Sukias (1995) e Tanner et al. (1998a) também observaram decréscimo na concentração de material orgânico da entrada para a saída. Calculando os teores de *SV/ST* nas unidades plantada e controle, os autores verificaram que, em geral, as unidades plantadas acumularam maior proporção de sólidos voláteis. No estudo de Paoli e von Sperling (2013a), observou-se variação da tendência ao longo do leito, tendo sido verificadas maiores proporções no SAC P nos pontos centrais, e no SAC C, nas extremidades.

Miranda (2014), ao analisar as características dos sólidos colmatantes, dividiu-os em duas classes, com granulometria entre 0,212 e 1,00 mm e menor que 0,212 mm. Ao primeiro conjunto de amostras, atribui-se o nome de "material grosseiro" e o outro grupo foi classificado como "material fino". Após a calcinação em mufla e o cálculo do teor em dag kg^{-1}, equivalente à porcentagem, foram obtidos valores de 16 a 19% de *SV/ST* no material fino separado do que foi coletado nos poros do SAC plantado com alternantera e no que foi plantado o capim tifton, enquanto na unidade sem vegetação, cerca de 6,0%. Já as porcentagens de *SV/ST* no material grosseiro foram de 17 a 18% e 3,3%, na mesma ordem. No presente trabalho, as porcentagens foram em torno de 18%, para os SAC P e SAC C, no material menor que 1,00 mm, sem haver a separação na peneira de 0,212 mm. Diante dos resultados apresentados, pode-se afirmar que a granulometria grosseira não está necessariamente associada ao material com menor razão *SV/ST*. Por causa dos sólidos vegetais, a expectativa era encontrar maior razão *SV/ST* no SAC P, entretanto, utilizando do teste *Mann-Whitney*, não foi verificada diferença significativa.

Além da preocupação do tamanho das partículas avaliadas poder ter contribuído para maior fração inorgânica, também se avaliou o risco da lavagem da escória ser um dos fatores de "contaminação" das amostras com material não volátil. O desgaste causado pelo atritamento, na tentativa de remover o que seriam os sólidos aderidos, poderia levar à entrada do material mineral na composição dos sólidos acumulados nos poros. Para isso, separaram-se algumas amostras, como as $P11E_{15-40}$, $P21E_{0-15}$, $C3D_{0-15}$ e $C6E_{0-15}$, tendo assim, representantes de diferentes condições, com presença de plantas ou não, no início, meio e final dos SACs, seja do lado direito ou esquerdo, e nas duas profundidades. Os resultados dos valores da mediana da relação *SV/ST* gerados após o peneiramento e após a lavagem da escória estão apresentados na Tabela 6.19.

Tabela 6.19. Mediana das razões *SV/ST* no material sólido presente nos diversos pontos de coletas nos SACs, após o peneiramento e a lavagem do substrato.

AMOSTRA	*SV/ST* (%)	
	Metodologia para obtenção	
	Peneiramento	Lavagem
P11E$_{15-40}$	10,60	11,75*
P21E$_{0-15}$	11,42	13,97*
C3D$_{0-15}$	23,24*	21,23
C6E$_{0-15}$	25,17	27,38*

* Estatisticamente diferentes pelo teste de *Mann-Whitney* (α=0,05).

Para comparação entre os dois métodos, foram utilizados os dados obtidos em 3 repetições e empregando-se o teste estatístico *Mann-Whitney* (α = 0,05) na relação *SV/ST* gerada. Observa-se que houve diferença significativa entre todas as amostras comparadas, sendo que apenas em uma, a razão *SV/ST* foi maior após o peneiramento do material.

Diante disso, pode-se especular que não é o método de remoção, por lavagem, do material aderido que colabora para a obtenção de maior fração de inorgânicos nos sólidos acumulados nos poros, sendo as características inerentes a cada ponto de coleta é que levam às diferenças entre essas razões. Assim, espera-se a formação de biofilme mais espesso no início dos SACs, sendo esse mais facilmente separado por peneiramento. Em pontos mais distantes, em virtude da formação de biofilmes menos espessos, a lavagem é técnica mais eficiente para a retirada do material orgânico presente na superfície do meio poroso. Com base em tudo o que foi discutido anteriormente, pode-se afirmar que há maior proporção de material inorgânico acumulada nos poros dos SACs avaliados.

Comparando os valores de *SV/ST* nos sólidos acumulados nos poros por camada ou profundidade no meio poroso, verifica-se que há sempre mais material orgânico no material coletado na camada superficial (0-15 cm) do que na mais profunda (15-40 cm) em ambos os SAC (Tabela 6.17 e 6.18). Isso pode ser causado pela maior formação de biofilme próximo da superfície dos SACs, em razão da maior troca gasosa com a atmosfera e mais altas temperaturas no meio, que beneficiam maior e mais diversificado desenvolvimento de microrganismos. No caso específico do SAC P, além do reportado anteriormente, também o aporte de resíduos vegetais foi fator contribuinte para isso. Mesma tendência foi observada por Tanner e Sukias (1995) e Miranda (2014).

Por fim, chegou-se à conclusão de que as piores condições hidrodinâmicas nos SACs, com maior lâmina d'água, são coincidentes com aquelas em que os sólidos acumulados nos poros apresentam maior razão *SV/ST*. Essas evidências conduzem à inferência de que a proporção em que se encontra o material orgânico em relação aos sólidos totais está diretamente associada ao grau de colmatação de SACs. O material orgânico, por possuir menor massa específica, pode ocupar maiores volumes, com a mesma massa, contribuindo mais para o processo de obstrução dos poros (FU et al., 2013).

As informações obtidas na análise quantitativa e qualitativa dos sólidos acumulados nos poros de SACs contribuem para a idealização de um modelo de colmatação desses sistemas em que a matéria orgânica, mesmo em pequenas proporções, é decisiva no processo.

Na análise dos sólidos intersticiais e aderidos, o método de separação desses sólidos que é ainda controverso. Neste trabalho, considerou-se que os aderidos são retirados por lavagem da amostra de substrato coletada, sendo o material removido por peneiramento denominado intersticial, apesar de, pela desestruturação da amostra retirada, torna-se difícil a segregração entre as duas frações. Nas Figura 6.23 e 6.24, estão apresentadas as proporções de ambos em todas as amostras de meio poroso coletado nos SACs.

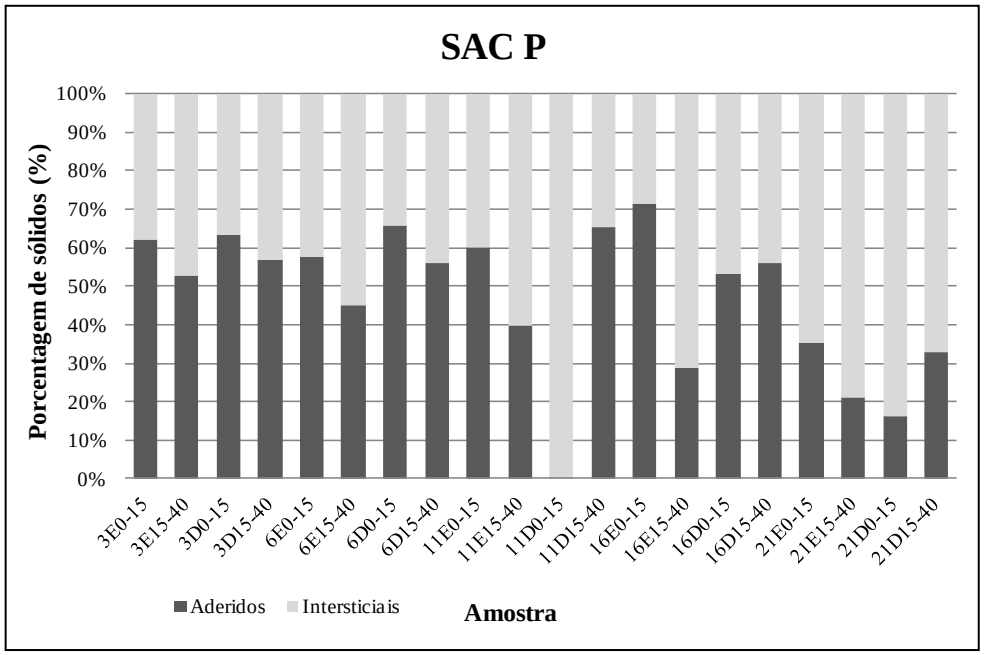


Figura 6.23. Porcentagem de sólidos aderidos e intersticiais presentes em amostras do meio poroso coletadas no SAC P.

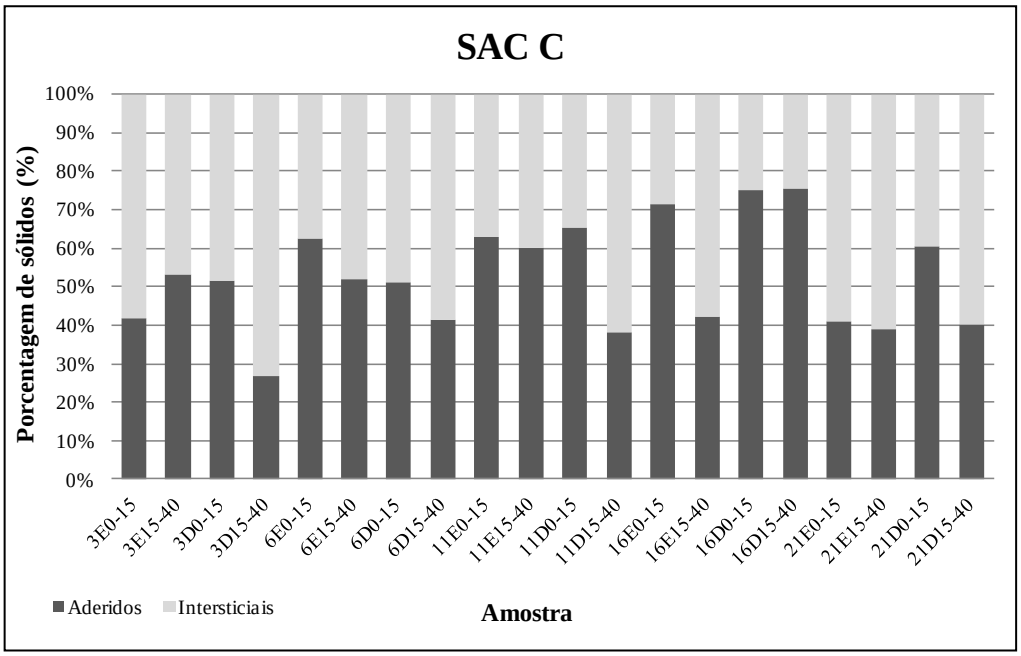


Figura 6.24. Porcentagem de sólidos aderidos e intersticiais presentes em amostras do meio poroso coletadas no SAC C.

A proporção de sólidos aderidos em relação aos intersticiais obtidas neste trabalho foi muito maior que a observada por Caselles-Osorio et al. (2007), que afirmam que apenas 1% de material removido por lavagem da escória. Os autores utilizaram 100 mL de água para cada 120 g de amostra, enquanto no presente estudo utilizaram-se 700 mL para, em média, 1200 g de escória. Caselles-Osorio et al. (2007) ainda utilizaram ultrassom para refinar ainda mais a separação entre sólidos e material filtrante. Paoli (2010) também encontrou porcentagens de material aderido superiores aos observados por Caselles-Osorio et al. (2007), variando entre 17 e 42%. Dessa forma, o período de coleta, que poderia estar associado à maior ou menor espessura da camada de biofilme aderido, já que pode ser diminuída com seu arraste pela água residuária em escoamento ou quando inicia-se um processo de endogenia, no sistema, não é uma explicação plausível para as diferenças encontradas. A carga aplicada e a proporção de material suspenso afluente também não é a razão para as diferenças, já que Caselles-Osorio et al. (2007) avaliaram condições distintas (algumas estações diferentes). Por fim, uma hipótese seria a diferença da área superficial específica (*ASE*) dos substratos avaliados, variável não informada pelos autores. Com maiores valores de *ASE*, tem-se maior aderência de sólidos e formação de biofilme.

Como, neste trabalho, a lavagem da escória não implicou em aumento na proporção de sólidos fixos no total da amostra, pode-se inferir, embora os resultados obtidos tenham sido muito maiores que os citados na literatura, que a remoção realizada foi eficiente e direcionada, podendo ser considerada adequada para esse tipo de separação.

6.2.3.2. Caracterização dos sólidos de colmatação

A caracterização química dos sólidos acumulados nos poros dos SACs-EHSS foi feita, em laboratório, com o intuito de contribuir com informações para a elucidação da origem desse material. Assim, foram feitas análises de lixiviação e de quantificação do poder de neutralização desse material.

a) Lixiviação

A primeira análise feita foi a da caracterização química do lixiviado gerado quando os sólidos de colmatação e da escória triturada permaneceram em contato com um extrator. Os resultados estão apresentados por massa analisada de material, por considerar que assim, seriam eliminados efeitos do método utilizado nessa avaliação. Na Tabela 6.20, a denominação das amostras foi alterada, omitindo as letras e os números da profundidade quando essas não variaram. Naquelas em que não se misturou as duas profundidades para a composição da amostra a ser analisada, utilizou-se um índice subscrito informando a camada (0-15 ou 15-40 cm) a que se refere.

Tabela 6.20. Massa removida de elementos químicos, em ensaio de lixiviação, por massa de escória e de sólidos de colmatação (mg g^{-1}) coletados em ambos os SAC.

AMOSTRA	**Concentração (mg g^{-1})**											
	Ca	**Mg**	**Cr**	**Cu**	**Mn**	**Fe**	**Ni**	**Cd**	**Pb**	**Zn**	**Na**	**K**
E_{0-15}	16,03	2,35	0,00	0,00	0,29	1,57	0,00	0,00	0,00	3,08	0,55	0,64
E_{15-40}	15,18	2,39	0,00	0,00	0,30	1,79	0,00	0,00	0,00	0,09	0,39	1,29
$P3_{0-15}$	9,48	0,99	0,00	0,00	0,20	0,61	0,01	0,00	0,00	1,60	0,75	1,10
$P3_{15-40}$	10,33	1,31	0,00	0,00	0,23	0,65	0,01	0,00	0,00	1,81	0,79	1,00
P11	14,62	1,94	0,00	0,00	0,35	0,76	0,01	0,00	0,00	0,59	0,81	1,10
P21	13,08	1,40	0,00	0,00	0,35	0,44	0,00	0,00	0,00	0,17	0,77	1,14
$C3_{0-15}$	15,82	1,54	0,00	0,00	0,29	0,90	0,01	0,00	0,00	1,70	0,79	0,92
$C3_{15-40}$	14,12	1,57	0,00	0,00	0,34	1,23	0,02	0,00	0,00	1,21	0,90	1,14
C11	19,40	2,37	0,00	0,00	0,40	0,72	0,02	0,00	0,00	1,15	0,77	1,04
C21	18,01	2,00	0,00	0,00	0,35	0,80	0,01	0,00	0,00	0,31	1,12	1,12

Em que, E_{0-15} é escória coletada na camada de 0 a 15 cm e E_{15-40}, de 15 a 40 cm.

No que se refere à escória, observa-se haver similaridade entre o que é passível de ser removido em extração ácida em amostras coletadas nas duas camadas (0-15 cm e 15-40 cm), com pequena variação com exceção das variáveis zinco e potássio. A pequena elevação do *pH* ao final dos SACs (Tabelas 6.1 a 6.3), pode ser explicado por reações de neutralização com óxidos, carbonatos e silicatos de Ca e Mg presentes no substrato filtrante. No SAC P, o

aumento é menor, possivelmente pela liberação de ácidos e exsudatos e também a absorção de bases, dentre essas, cálcio e magnésio.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 6.20, observa-se que, à medida que se afasta da entrada dos SACs, a razão massa removida de elementos químicos/massa de material aproxima mais à da escória, o que indica se tratar de material de constituição química semelhante. Em muitas das variáveis analisadas, a concentração no centro do SAC é maior do que nas suas extremidades, o que indica possivelmente um local de precipitação desses elementos químicos, de acúmulo ou mesmo uma região na qual passa uma maior vazão. Observa-se, também, que a já verificada redução na concentração de sólidos voláteis proporciona maior aproximação dos resultados obtidos no material colmatante com os da escória, o que ocorre nas zonas mais próximas ao final dos SACs.

Embora o atritamento das esferas utilizadas no abrasímetro, utilizado para trituração das amostras de escória, possa ter contribuído para aumento nos teores de ferro no substrato, considerando-se o processo de formação da escória, há de se esperar, naturalmente, altos teores desse elemento químico no material. Assim, mesmo que possíveis, as contribuições extrínsecas não foram consideradas, em razão de sua pequena magnitude.

Análises visuais, quando da coleta do material nos SACs, também foram úteis na interpretação das condições predominantes no meio. A cor dos sólidos de colmatação variou nas amostras, apresentando-se mais escuras próximo à entrada do SAC P (Figura 6.25a), onde há maior teor de matéria orgânica e mais acinzentadas no material coletado a 3,0 m de distância da entrada do SAC (Figura 6.25b, c, d). A cor cinza foi dominante no material coletado em boa parte dos demais pontos (Figura 6.26, Figura 6.27a, c, Figura 6.28c), com exceção das amostras coletadas na camada 15-40 cm, de ambos os SACs, a partir de 16,0 m, e da camada de 0-15 cm no SAC P. Na zona final do SAC P, foi observada uma coloração avermelhada, conforme pode ser observado nas Figuras 6.27b, d, e 6.28a, b, d. Essa mudança de cor pode estar associada à oxidação do ferro presente no meio que, quando Fe^{+2}, não dá coloração ao material, e quando Fe^{3+}, dá coloração avermelhada ao material.

Figura 6.25. Amostras de sólidos acumulados nos poros misturados ao substrato, coletados a 3,0 m de distância da entrada, no SAC P, nas camadas de 0-15 cm (a) e 15-40 cm (b), e no SAC C, nas camadas de 0-15 (c) e 15-40 cm (d).

Figura 6.26. Amostras de sólidos acumulados nos poros misturados ao substrato, coletados a 11,0 m de distância da entrada, no SAC P, na camada de 0-15 (a) e 15-40 cm (b), e no SAC C, nas camadas de 0-15 (c) e 15-40 cm (d).

Figura 6.27. Amostras de sólidos acumulados nos poros misturados ao substrato, coletados a 16,0 m de distância da entrada, no SAC P, nas camadas de 0-15 (a) e 15-40 cm (b), e no SAC C, nas camadas de 0-15 (c) e 15-40 cm (d).

Figura 6.28. Amostras de sólidos acumulados nos poros misturados ao substrato, coletados a 21,0 m de distância da entrada, no SAC P, nas camadas de 0-15 (a) e 15-40 cm (b), e no SAC C, nas camadas de 0-15 (c) e 15-40 cm (d).

Embora não tenham sido detectadas diferenças entre os valores de *POR* medidos no efluente tratado (Tabela 6.3) dos dois SACs, tal como, também, verificado por Vasconcellos (2015), as evidências são de que há maior disponibilidade de oxigênio no meio poroso do SAC P do que no SAC C.

b) Poder de Neutralização (PN)

O substrato utilizado no preenchimento dos SACs foi a escória, material de reconhecida capacidade de neutralizar a acidez do meio. Uma das maneiras de se quantificar a capacidade de neutralização de acidez de um material é a determinação do seu poder de neutralização (MATOS, 2014). Assim, caso os sólidos de colmatação apresentem poder de neutralização (*PN*) próximo ao do substrato, tem-se uma evidência da origem do material.

Com os resultados obtidos em laboratório, construiu-se a Tabela 6.21, na qual estão apresentados os valores de *PN* em porcentagem, tendo-se, como referência o *PN* do carbonato de cálcio. Para favorecer melhor análise dos resultados e facilitar a avaliação da origem da fração inorgânica dos sólidos de colmatação, utilizaram-se, também, os valores de *PN* obtidos na escória lavada, nos sólidos acumulados nos poros, após sua calcinação em mufla e pó de rocha gnáissica, material representativo da fração mineral dos sólidos em suspensão possivelmente presentes no afluente dos SACs. A avaliação dos sólidos após sua calcinação na mufla teve por objetivo avaliar se, com a remoção da matéria orgânica misturada, os sólidos colmatantes apresentam *PN* ainda mais próximo do obtido em escória lavada.

Tabela 6.21. Valores médios do poder de neutralização da escória, dos sólidos acumulados nos poros e de dois materiais utilizados para comparação: sólidos pós mufla (PM) e pó de gnaisse (GN). Estão apresentados os valores médios, da mediana e o comparativo entre a média do *PN* dos sólidos e da média da escória nas camadas de 0-15 cm e 15-40 cm.

AMOSTRA	***PN* (% $CaCO_3$)**		
	Média	**Mediana**	PN_n/PN_E
$\mathbf{E_{0\text{-}15}}$	16,48	17,11	-
$\mathbf{E_{15\text{-}40}}$	15,69	16,41	-
$\mathbf{P3_{0\text{-}15}}$	6,42	6,78	0,40
$\mathbf{P3_{15\text{-}40}}$	9,11	9,68	0,57
P11	10,20	9,87	0,63
P21	14,66	15,36	0,91
$\mathbf{C3_{0\text{-}15}}$	8,17	8,09	0,51
$\mathbf{C3_{15\text{-}40}}$	8,89	8,89	0,55
C11	11,66	11,15	0,73
C21	12,11	11,16	0,75
PM	10,69	9,81	0,66
GN	2,58	2,36	0,14

Em que, $E_{0\text{-}15}$ é escória coletada nas camadas de 0-15 cm e $E_{15\text{-}40}$, de 15-40 cm, PM, sólidos pós-mufla e GN, material gnáissico.

Utilizando o teste de *Kruskal-Wallis* (α = 0,05) nas mesmas condições anteriores, verificou-se que a escória nas duas camadas apresentou *PN* estatisticamente superior à do material gnáissico. Respaldado pelo mesmo teste estatístico, verificaram-se diferenças, também, entre os extremos da unidade plantada. Já no SAC controle, não se observaram diferenças significativas, indicando que as variações são menores ao longo do leito.

Da mesma forma que observado a partir das análises químicas, verificou-se tendência de aproximação das características da escória, à medida que se afastava do início dos SACs. A explicação, possivelmente, passa pela diminuição da porcentagem de matéria orgânica, o que aproxima mais dos sólidos fixos provenientes do material granular.

Se a concentração de material orgânico influencia nas respostas de neutralização dos ácidos pelo material sólido, a sua remoção via calcinação, na mufla, deveria ter proporcionado maior aproximação ao valor de *PN* obtido no substrato moído. Entretanto, isso não se verificou pelas análises em laboratório. Isso se deve, primeiramente, ao fato de que o material fino gerado no desgaste do substrato é mais reativo que o do próprio substrato e, portanto, pode ter perdido grande parte de seu poder de neutralização ao ter sido submetido ao ataque ácido da água residuária em tratamento. Isso se mostrou evidente considerando-se que todo o material colmatante apresentou *PN* menor que a do substrato. Ainda assim, é possível que a calcinação imposta para remoção dos sólidos voláteis das amostras possa ter provocado alguma perda de

carbonatos e maior vitrificação da sílica presente na escória, inativando parte do poder neutralizante desse material.

Outra evidência que o material inorgânico acumulado nos poros é de origem do desgaste do substrato é a de que o material gnáissico, representante dos sólidos que poderiam estar em suspensão na água residuária afluente aos SACs, apresenta baixíssimo valor de *PN* e, dessa forma, com características químicas muito diferentes daqueles do material acumulado nos poros. Assim, pode-se descartar a sua contribuição na colmatação dos SACs em análise. O *PN* quantificado nos sólidos acumulados nos poros chegou a até 0,91 *PN* do obtido no substrato, estando o valor médio acima de 60% do *PN* do substrato. Para tentar reafirmar essa evidência, foram obtidas curvas e efetuado ajuste matemático de modelos para relacionar os valores de PN_n/PN_E em função da razão *SF/ST* (Figura 6.29). Coeficientes com ** são estatisticamente significativos em nível de 5,0% de significância. Nessa simulação, utilizou-se o modelo linear, observando-se melhor ajuste dos dados do SAC P.

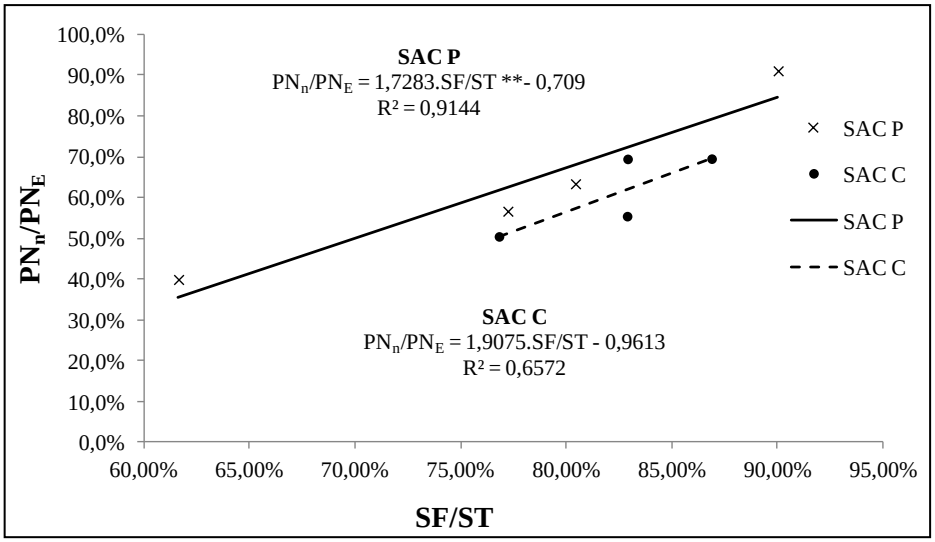


Figura 6.29. Poder neutralizante em função da razão de sólidos fixos em relação aos totais, nos sólidos acumulados nos poros de amostras coletadas nos SAC P e SAC C.

c) Massa específica global, aparente ou de sólidos

Autores como Nguyen (2000), Caselles-Osorio et al. (2007) e Llorens et al. (2009) afirmam que a massa específica é uma variável mais importante do que a simples massa de sólidos acumulada nos poros porque o determinante para a obstrução dos poros é o volume ocupado. Para poder discutir sobre o tema, determinou-se em laboratório a massa necessária para ocupar um determinado volume, obtendo assim, a massa específica. Quanto menor o seu valor, maior é o volume que uma determinada massa de sólidos ocupa no poro. Os valores de

massa específica de sólidos acumulados nos poros, da escória e de brita gnáissica (material referencial) trituradas estão apresentados na Tabela 6.22.

A análise dos dados possibilita que se verifique semelhante tendência à obtida na quantificação do *PN* do material, ou seja, quanto mais afastado da entrada e da superfície do leito dos SACs, mais se aproxima do material filtrante. A explicação para isso é que, quanto mais longe da entrada dos SACs, menor o percentual de matéria orgânica misturada aos sólidos acumulados nos poros. Como a matéria orgânica apresenta baixa massa específica, sua mistura ao material com o fino da escória, principal constituinte da fração inorgânica desses sólidos, faz baixar a massa específica global da mistura.

Tabela 6.22. Valores de massa específica global (ρ_g) quantificados nas amostras de sólidos acumulados nos poros, escória e brita gnáissica trituradas, e razão entre os valores obtidos nos primeiros e da média da escória nas camadas de 0-15 cm e 15-40 cm.

AMOSTRA	ρ_g (g cm^{-3})	ρ_n/ρ_E*
E_{0-15}	1,69	-
E_{15-40}	1,71	-
$P3_{0-15}$	0,60	0,35
$P3_{15-40}$	0,63	0,37
$P6_{0-15}$	0,60	0,35
$P6_{15-40}$	0,75	0,44
$P11_{0-15}$	0,68	0,40
$P11_{15-40}$	0,71	0,42
$P16_{0-15}$	0,91	0,54
$P16_{15-40}$	0,76	0,44
$P21_{0-15}$	0,85	0,50
$P21_{15-40}$	0,94	0,56
$C3_{0-15}$	0,68	0,40
$C3_{15-40}$	0,74	0,43
$C6_{0-15}$	0,72	0,42
$C6_{15-40}$	0,82	0,48
$C11_{0-15}$	0,70	0,41
$C11_{15-40}$	0,82	0,48
$C16_{0-15}$	0,86	0,50
$C16_{15-40}$	0,83	0,49
$C21_{0-15}$	0,88	0,52
$C21_{15-40}$	0,82	0,48
PM	0,90	0,53
GN	1,43	0,84

Em que, E_{0-15} é escória coletada nas camadas de 0-15 cm e E_{15-40}, de 15-40 cm, PM, sólidos pós-mufla e GN, material gnáissico.

*ρ_n/ρ_E é a relação entre as massas específicas global das amostras (n) e da escória (E).

Relacionando-se os valores de ρ_g com os da razão *SF/ST* no material acumulado nos poros, fez-se simulação semelhante à realizada na discussão do poder neutralizante, ajustando os dados ao modelo linear. Os dados obtidos no SAC P apresentaram melhor ajuste a esse modelo, tendo apresentado 1,0% significância no coeficiente linear da reta, conforme pode ser observado nos gráficos da Figura 6.30.

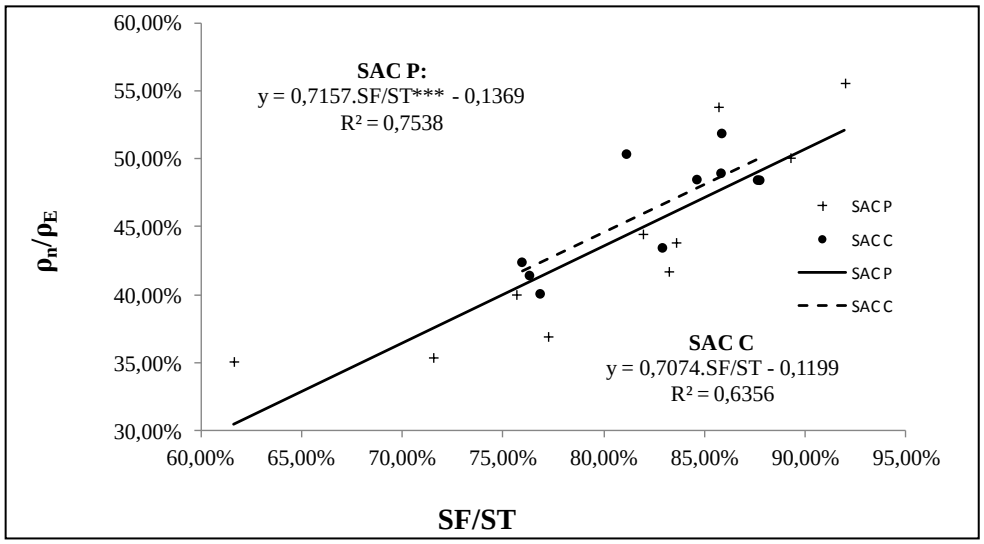


Figura 6.30. Relação entre as massas específicas global dos sólidos colmatantes e da escória, em função da razão de sólidos fixos em relação aos totais, nos sólidos acumulados nos poros de amostras coletadas nos SACs P e C.

Caso as amostras escolhidas para apresentação sejam iguais àquelas utilizadas para obtenção do poder neutralizante, o ajuste dos dados do SAC C melhora, como pode ser observado na Figura 6.31.

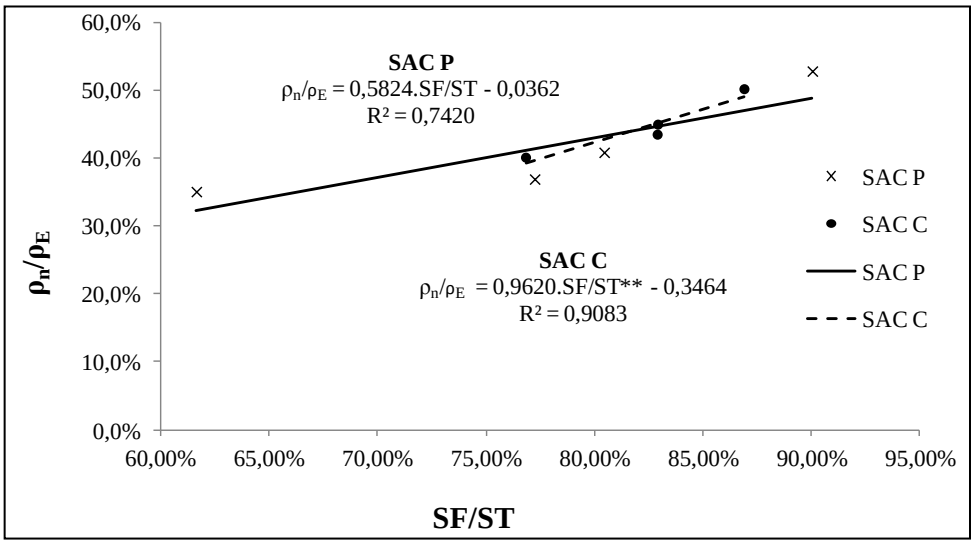


Figura 6.31. Relação entre as massas específicas global dos sólidos colmatantes e da escória, em função da razão de sólidos fixos em relação aos totais, nos sólidos acumulados nos poros de amostras coletadas nos SACs P e C (seleção das amostras semelhantes as utilizadas na determinação do *PN*).

Conforme já discutido anteriormente, à medida que se avança nos SACs, tomando-se como referencial à entrada desses sistemas, maior é a razão *SF/ST*, as características do material se aproximaram mais aos da escória, sendo a maior parte dos sólidos oriundos do desgaste do substrato.

Se as características dos sólidos do SAC C se aproximam mais as da escória ao longo do seu leito, no seu final essa evidência se desfaz, invertendo a situação, o que pode ser explicado pela maior ocupação do meio poroso com material orgânico. Com isso, pode-se afirmar que o SAC C tem seus poros mais ocupados com material orgânico que o SAC P.

Utilizando as equações obtidas nos gráficos das Figuras 6.29 e 6.31, verifica-se que considerando *SF/ST* = 1,00, não há semelhança nos valores entre as relações entre massas específicas e poder de neutralização. Na extrapolação das equações dos dados ajustados, observaria-se *PN* das amostras semelhante ao da escória ($PN_n \approx PN_e$) e aproximação da massa específica da escória em pelo menos 55% no SAC P e 61% no SAC C. Esses resultados reforçam a complexidade do fenômeno da colmatação, tendo vários fatores envolvidos, sendo, segundo Fu et al. (2013), mais complexa no SAC P, onde houve menor relação entre massas específicas e pior ajuste ao modelo linear. Também foi possível observar que a matéria orgânica influencia mais na densidade dos sólidos de colmatação do que no seu poder de neutralização. Como relatado por Llorens et al. (2009), a matéria orgânica ocupa um volume bem maior que os sólidos fixos, e assim, mesmo em menores quantidades, têm um efeito relativo maior.

d) Massa específica de partículas

Llorens et al. (2009) observaram que a massa específica de partícula de 0,06 g cm^{-3} do material acumulado nos poros da zona de entrada era, em média, cerca de 4 vezes menor que o quantificado na zona de saída (0,24 g cm^{-3}) de SACs-EHSS. Os mesmos autores consideram a massa específica de partículas (ρ_p) do material inorgânico como sendo de 2,65 g cm^{-3}, o que dá a dimensão do quanto cada um pode influenciar na ocupação dos poros, mesmo que os resultados apresentados na Tabela 6.22 sejam globais e não de partículas. No estudo de Kadlec e Watson (1993), a massa específica encontrada no material orgânico presente foi de 0,033 a 0,371 g cm^{-3}. Tanner e Sukias (1995) verificaram que 1,50 g de sólidos de colmatação ocupavam 1,0 cm^3.

Para propiciar as comparações dos valores com os citados por Kadlec e Watson (1993), Tanner e Sukias (1995) e Llorens et al. (2009), obteve-se a massa específica de partículas de algumas das amostras. Na Tabela 6.23, estão apresentados a ρ_p de pontos inicias, centrais e finais do SAC P, pós-mufla, material gnáissico e escória.

Tabela 6.23. Valores de massa específica de partículas (ρ_g) quantificados nas amostras de sólidos acumulados nos poros, escória e brita gnáissica trituradas, e razão entre os valores obtidos na escória,

AMOSTRA	ρ_p (g cm^{-3})	ρ_{pn}/ρ_{pE}*
$E_{0\text{-}15}$	2,60	
$P3_{0\text{-}15}$	1,49	0,57
P11	1,65	0,64
P21	2,04	0,78
PM	2,25	0,87
GN	2,48	0,96

Em que, $E_{0\text{-}15}$ é escória coletada nas camadas de 0-15 cm PM, sólidos pós-mufla e GN, material gnáissico.

*ρ_{pn}/p_{pE} é a relação entre as massas específicas de partículas das amostras (pn) e da escória (pE).

Observa-se, novamente, tendência de aumento de ρ_p do substrato, ao se afastar da entrada do SAC, o que decorre da menor concentração de sólidos voláteis no material. O valor de ρ_p da escória se aproxima dos valores citados por Beaucahmp et al. (1998), citado por Tanner e Sukias (1995) e Llorens et al. (2009), que foram de 2,65 g cm^{-3}. Ajustando os dados a uma equação linear, como feito anteriormente (Figura 6.32), e extrapolando, chega-se a uma estimativa de que mais de 80% dos sólidos inorgânicos (> 82%) são oriundos do desgaste do material suporte.

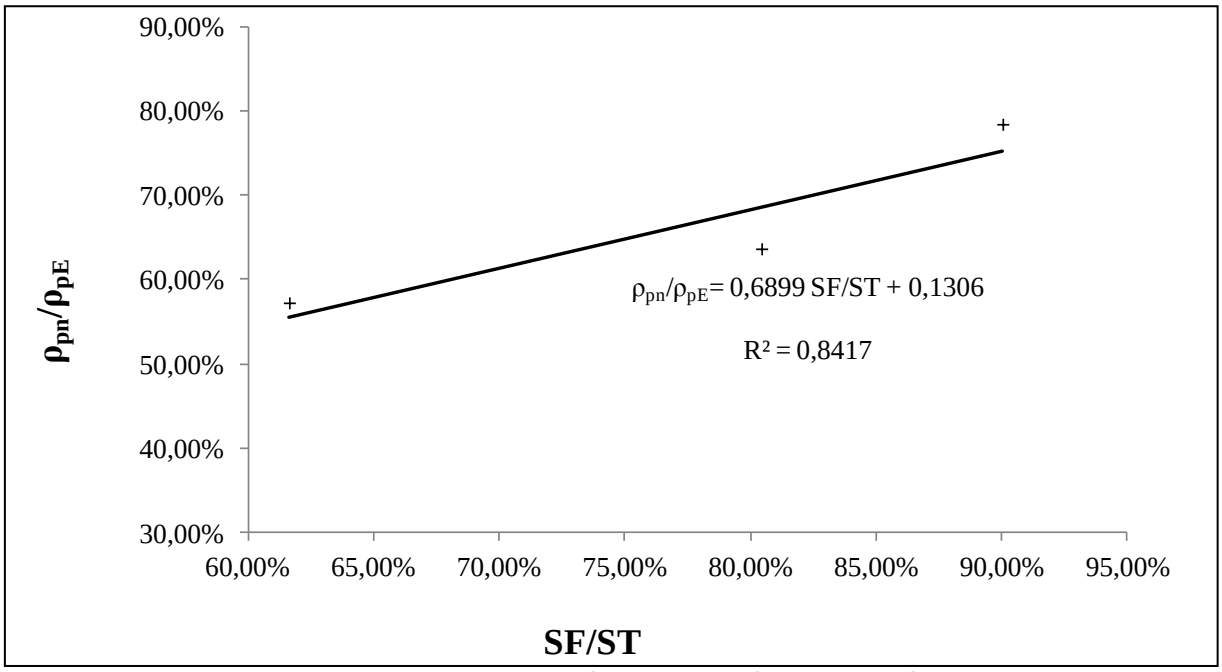


Figura 6.32. Relação entre as massas específicas de partículas dos sólidos colmatantes e da escória, em função da razão de sólidos fixos em relação aos totais.

A colmatação do meio poroso é proporcionada pelo desgaste do material suporte, acúmulo de matéria orgânica, além de outros fatores como formação de precipitados e outros sólidos participantes, como acúmulo de resíduos inorgânicos da água residuária, subprodutos do metabolismo microbiano, entre outros. Dessa forma, um modelo de equação que envolvesse todos os fatores de influência na massa específica seria:

$$f_S . \rho_{pS} + f_{mo} . \rho_{pmo} + f_o . \rho_{po} = \rho_{pn} \quad (6.1)$$

Em que, ρ_{pS}, ρ_{pmo} e ρ_{po}, são respectivamente, a massa específica de partículas do substrato, dos sólidos orgânicos ou matéria orgânica, além dos outros fatores participantes, que pode ser, por exemplo, precipitados. A equação base relaciona ainda as frações com que esses componentes contribuem para a colmatação. Na mesma ordem, f_S, f_{mo} e f_o remetem às frações do substrato, dos sólidos orgânicos e de outros componentes do fenômeno que possibilitariam chegar a uma aproximação da massa específica de partículas de cada amostra (ρ_{pn}).

Como no caso do estudo, o substrato é a escória de alto forno, $\rho_{pS} = \rho_{pE}$ = 2,60 g cm^{-3}, e usando a relação encontrada no gráfico da Figura 6.32, têm-se que f_S = 0,82 *SF/ST*. Por complementação, f_o = 0,18 *SF/ST*, e f_{mo} = *SV/ST* ou f_{mo} = 1 - *SF/ST*. Entretanto, ainda permanecem outras variáveis desconhecidas, como a massa específica do material orgânico presente e dos outros fatores. Esse problema pode ser resolvido considerando-se os valores apresentados na Tabela 6.23. Utilizando dados (*SF/ST* e massa específica resultante) obtidos no material coletado nos dois pontos extremos (P3 e P21) dos SACs-EHSS e com f_{mo} igual a

SV/ST, pode-se estimar essas variáveis. A massa específica de partículas da matéria orgânica e dos outros fatores coparticipantes foram, respectivamente, de 0,30 e 0,56 g cm^{-3} (cálculos apresentados no Anexo *IV*). Dessa forma, os sólidos orgânicos podem contribuir com cerca de 9,0 vezes mais para a ocupação dos poros que o desgaste do material suporte. Assim, se 82% dos sólidos inorgânicos são oriundos do substrato e, tal como apresentado geralmente na literatura, 80% do material presente nos poros é inorgânico, têm-se que a maior parcela do intemperismo da escória (maior que 3,0 x *SV*), não é suficiente para compensar o maior espaço ocupado pela matéria orgânica. Diante disso, pode-se dizer que a maior fração dos sólidos oriundos do desgaste do material suporte é proveniente do desgaste do substrato, entretanto, quem mais contribui para a colmatação do meio poroso são os sólidos orgânicos.

Apesar da extrapolação não ter proporcionado valores semelhantes de quanto dos sólidos inorgânicos é oriundo do desgaste do substrato, percebe-se que ele é, quantitativamente, a principal parcela da fração dos sólidos de colmatação.

Considera-se que a massa específica de partículas seja mais adequada que a global, para comparação da influência dos sólidos na colmatação do meio poroso, uma vez que não sofre influência da variabilidade no volume ocupado pelos poros nas amostras, e nem dos precipitados no poder neutralizante.

e) Mineralogia e composição química complementar

Em julho de 2015, foram feitas análises complementares às realizadas anteriormente, obtendo-se resultados da composição mineralógica das amostras, utilizando o equipamentos Difratômetro de Raios-X. Assim como nas demais variáveis obtidas, o objetivo era comparar as amostras e observar tendências no início e final dos SACs e a parcela de maior contribuição em termos qualitativos (minerais). Nas Figuras 6.33 a 6.38 estão apresentados os difratogramas da escória, dos sólidos dos pontos iniciais e finais dos SACs e após serem calcinados em mufla.

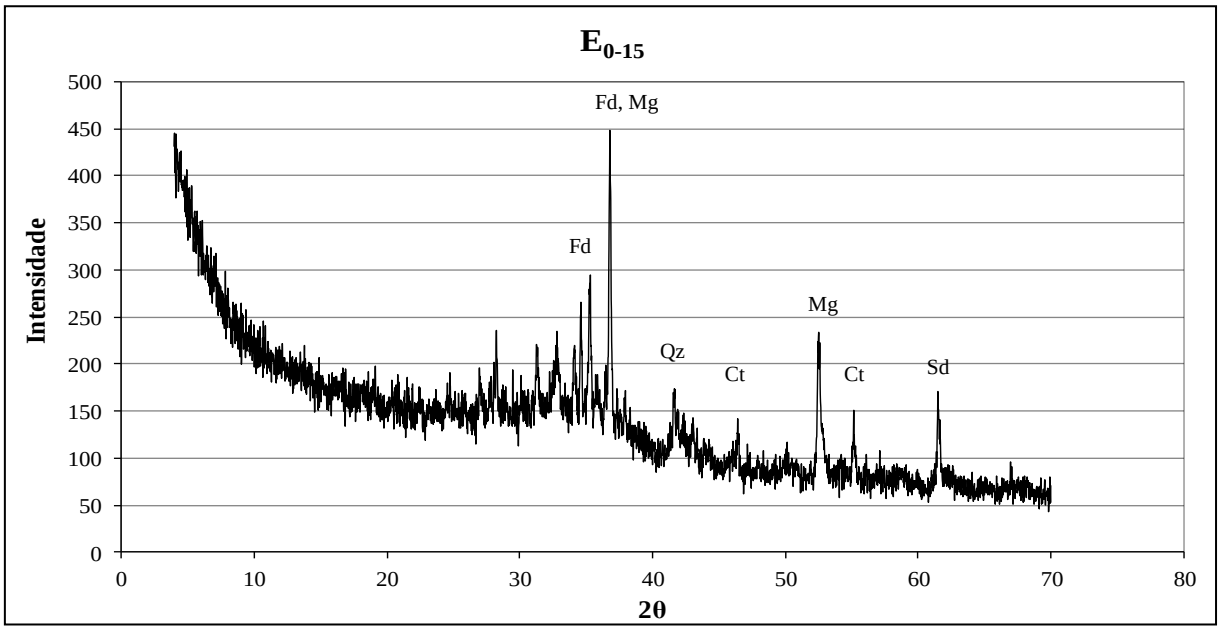


Figura 6.33. Difratograma interpretado do pó da amostra da escória coletada na camada de 0 a 15 cm, em que, Fd – feldspatos; Mg – magnetita; Qz – quartzo; Ct – caulinita; Sd – siderita.

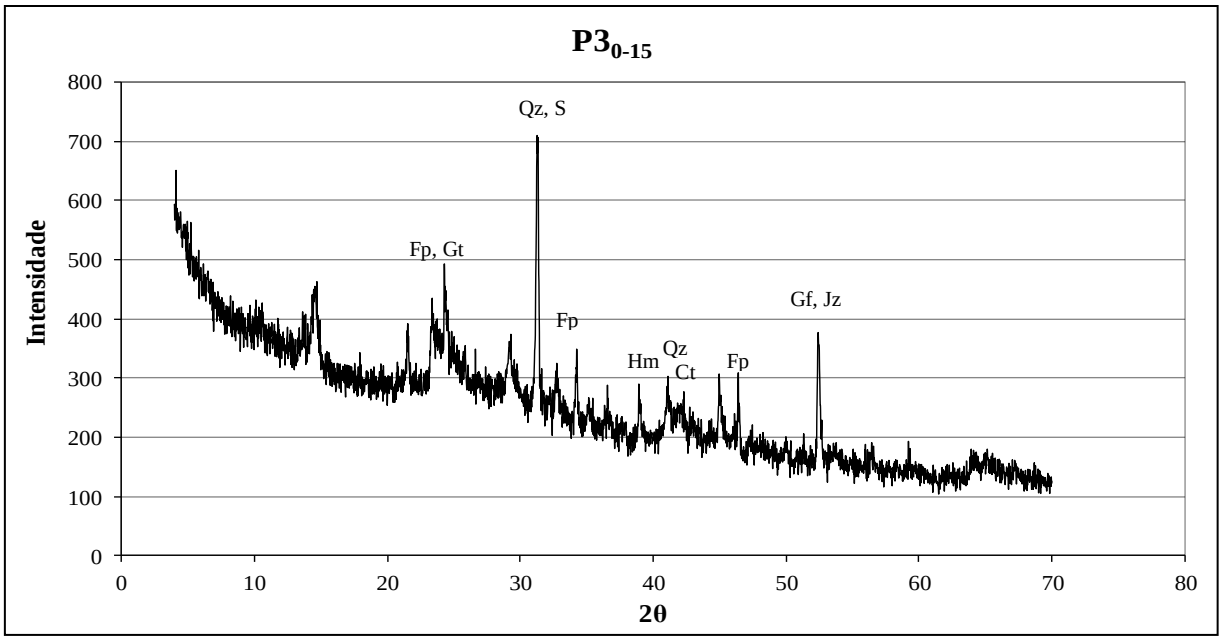


Figura 6.34. Difratograma interpretado do pó da amostra P3, coletada na camada de 0 a 15 cm, no início do SAC P, em que, Fd – feldspatos; Gt – goethita; Qz – quartzo; S – minerais de enxofre; Hm – hematita; Ct – caulinita; Gf - grafita; Jz – jarosita.

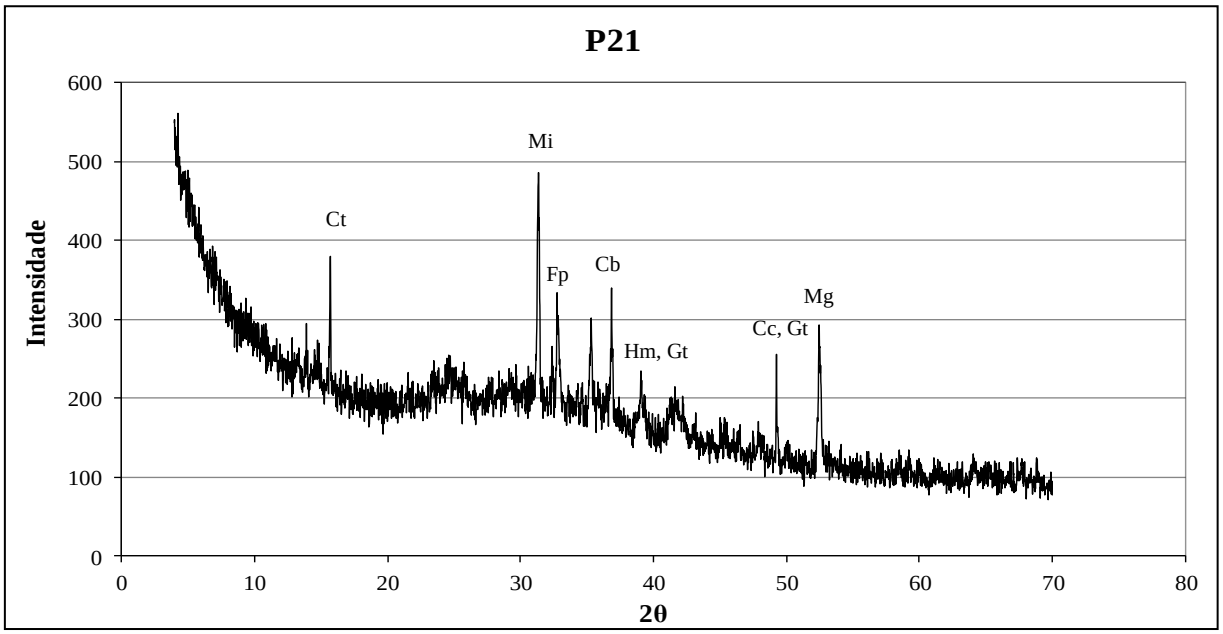


Figura 6.35. Difratograma interpretado do pó da amostra P21, coletada na camada de 0 a 40 cm, ao final do SAC P, em que, Ct – caulinita; Mi - micas; Fd – feldspatos; Cb – carbonoapatitas; Hm – hematita; Gt – goethita; Cc – calcitas; Mg – magnetita.

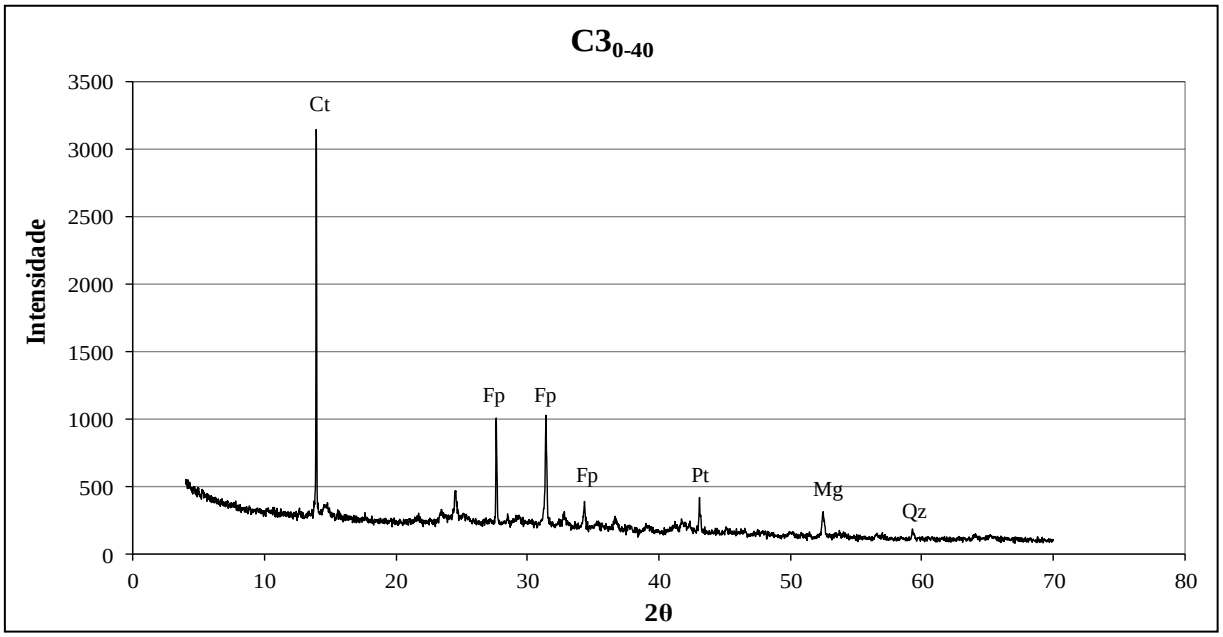


Figura 6.36. Difratograma interpretado do pó da amostra C3, coletada na camada de 0 a 40 cm, no início do SAC C, em que, Ct – caulinita; Fd – feldspatos; Pt – pirita; Mg – magnetita, Qz - quartzo.

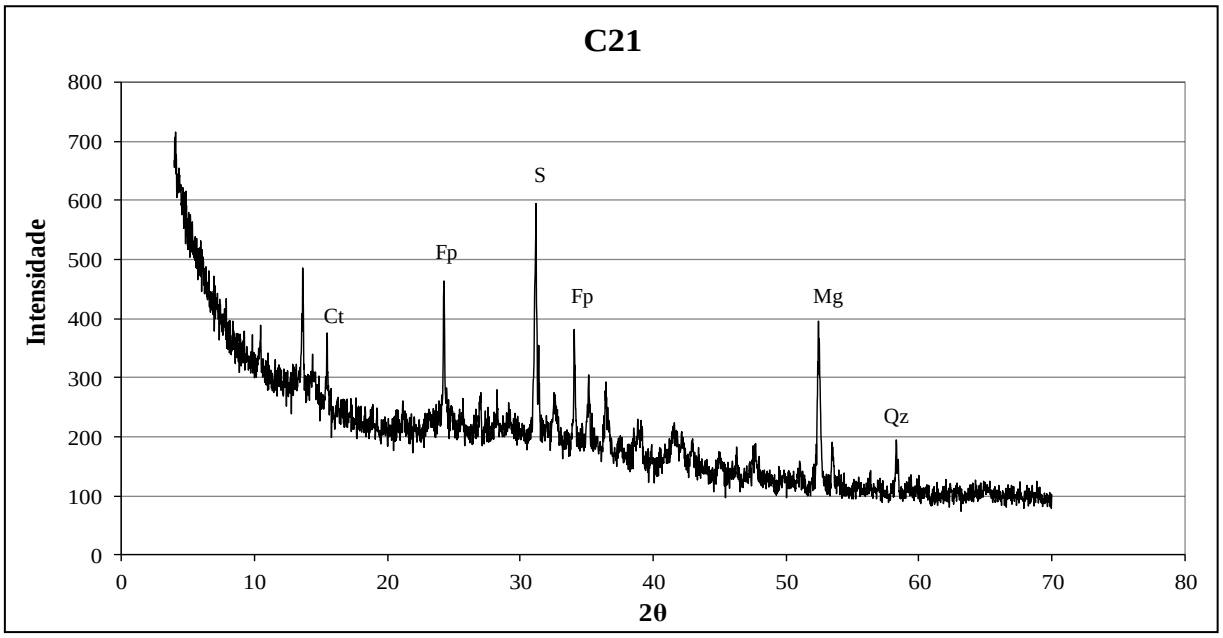


Figura 6.37. Difratograma interpretado do pó da amostra C21, profundidade e 0 a 40 cm, ao final do SAC C, em que, Ct – caulinita; Fd – feldspatos; S – minerais de enxofre; Mg – magnetita; Qz – quartzo.

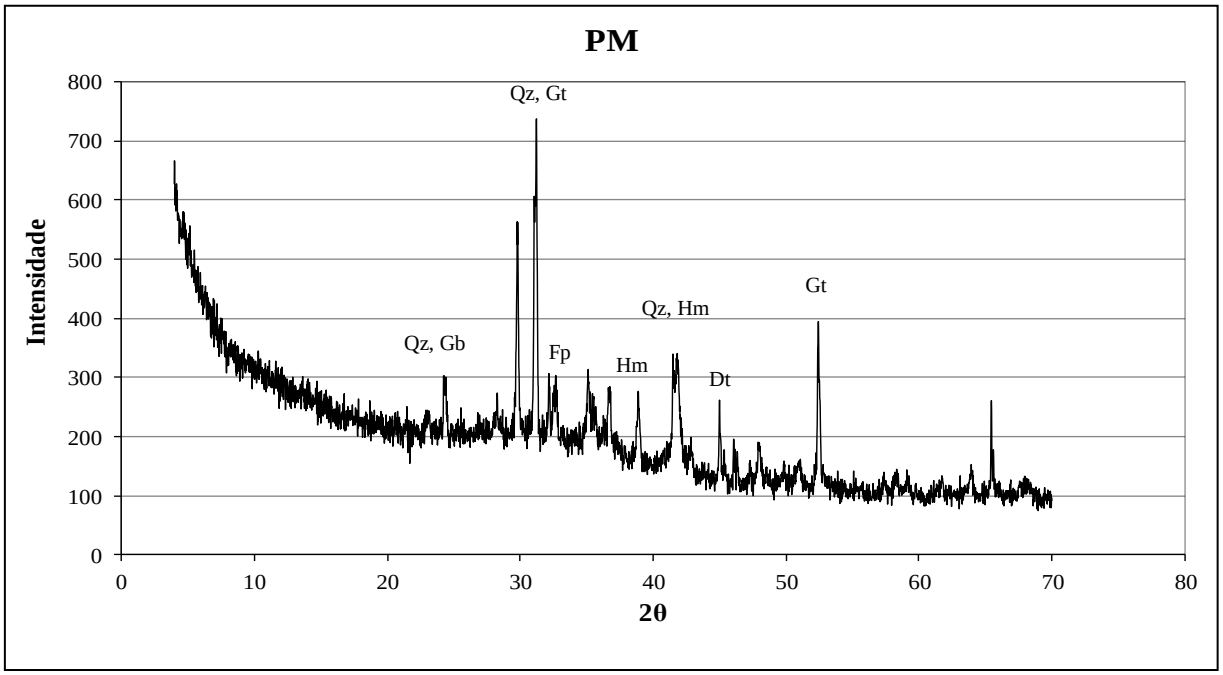


Figura 6.38. Difratograma interpretado do pó das amostras pós-mufla *(*PM*)*, em que, Qz – quartzo; Gb – gibbsita; Gt – goethita; Fp – feldspatos; Hm – hematita; Dt - dolomita.

A partir das observações dos difratogramas, construiu-se a Tabela 6.24, que apresenta a constituição das amostras.

Tabela 6.24. Composição mineralógica das amostras analisadas no Difratômetro de Raios-X.

Amostra	Mineral															
	Fp	Mg	Qz	Ct	Sd	Gf	Jz	S	Gt	Cc	Mi	Cb	Hm	Pt	Dt	Gb
E_{0-15}	X	X	X	X	X											
$P3_{0-15}$	X		X	X		X	X	X	X							
P21	X	X		X					X	X	X	X	X			
C3	X	X	X	X										X		
C21	X	X	X	X				X								
PM	X		X						X						X	X

Em que, Fp - feldspato, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Ct - caulinita, Sd - siderita, Gf - grafita, Jz - jarosita, S - minerais de enxofre, Gt - goethita, Cc - calcitas, Mi - micas, Cb - carbonoapatitas, Hm - hematita, Pt - pirita, Dt - dolomita, Gb - gibbsita.

Avaliando-se a composição mineral dos materiais, verifica-se a presença marcante do quartzo, feldspatos e caulinita no pó de quase todas as amostras (no caso da caulinita, à exceção da amostra PM, que foi calcinada, e do quartzo no ponto P21). A siderita, que é um carbonato de ferro, no pó da amostra de escória, está presente, por sua vez, apenas na escória, podendo ser tomado como um marco indicativo das características do material antes de sofrer ataque ácido, proporcionado pelo esgoto sanitário, ou seja, um indicativo do grau de sua jovialidade.

Amostras do pó do substrato coletado no início do SAC P (P3) e do SAC C (C3) indicaram a presença de minerais de enxofre, incluindo a pirita, no pó da amostra. A presença de minerais de enxofre no pó coletado decorre das condições redutoras dessa região dos SACs. A menor presença de picos no pó do C3 é evidência de maior homogeneidade mineral nesse material.

No pó de amostras coletadas ao final do SAC P (P21) e do SAC C (C21) foram, no entanto, observadas maiores diferenças mineralógicas. No P21 há maior presença de óxidos de ferro (goethita, hematita) que no C21. Essa condição corrobora todas as evidências de coloração do material de que, no final do SAC P, é mais alto o *POR* no meio que no SAC C, como havia sido observado na Figura 6.28. A presença de carbonatos (carbonoapatitas e calcita) no pó da amostra P21 indica condições ambientais adequadas para precipitação desses sais/minerais no SAC P, possivelmente pela maior disponibilização de carbono (com a liberação de CO_2, pelas plantas e microrganismos) na zona radicular.

No que se refere à constituição mineral, no pó, do material submetido à calcinação na mufla (PM), verificam-se grandes alterações em relação à referência, que é a escória *in natura* (E). Pode-se observar que houve mudança na composição mineral após o aquecimento a 550 ^{o}C, formando novos compostos, o que corrobora com o que foi obtido na análise do *PN*. Nas amostras calcinadas, foram encontrados óxidos hidratados de ferro e alumínio, além da

formação do carbonato de cálcio e magnésio (dolomita), não havendo indicação de presença significativa de magnetita e siderita. Provavelmente essa formação de precipitados, constituídos por cálcio, magnésio e carbonatos, esteja associada à menor reatividade do substrato em neutralizar a acidez do meio.

Além do quartzo e feldspato, há domínio de oxihidróxidos de ferro (goethita, hematita) e alumínio (gibbsita) no pó dos materiais coletados nos SACs, havendo, também, a presença de dolomita. A presença desses minerais e, principalmente, da dolomita é indicativo de que as condições do meio proporcionaram a síntese de novos minerais, alterando a composição do pó de escória.

Dornelas (2008), ao caracterizar a escória, encontrou material amorfo e silicatos de cálcio, magnésio, alumínio, titânio e ferro. O feldspato é formado por silicatos de alumínio com diferentes proporções de cálcio, sódio e potássio. A magnetita é um óxido de ferro, o feldspato, óxido de silício, a caulinita também é formada por silicatos de alumínio e a siderita é um carbonato ferroso (WEBMINERAL, 2015). Dessa forma, a composição da escória encontrada nas duas análises, realizada por Dornelas (2008) e presente neste trabalho, é basicamente a mesma.

No que se refere à utilização da análise mineralógica para se avaliar se o material colmatante é proveniente do desgaste da escória ou se é exógeno, entende-se que existam evidências suficientes para confirmação da primeira hipótese, tendo em vista que foi encontrada grande diversidade da composição mineralógica do pó coletado em ambos os SACs, tal como na amostra de escória (E), com a presença de minerais pouco comum em sedimentos carreados para o esgoto sanitário. A grande presença de oxi-hidróxidos de Fe e Al e carbonatos dentre os minerais pode ser também considerado um indicativo de que se trata de material de contituição mineralógica semelhante à da escória.

6.2.3.3. Caracterização do substrato

A caracterização granulométrica do material pode ser usada para avaliar um possível desgaste do substrato ao longo do tempo de operação dos SACs. O maior desgaste do substrato em um SAC em relação ao outro pode ser evidenciado pela maior C_{SF} nos sólidos acumulados nos poros.

a) Granulometria

Após serem as 40 amostras separadas por peneiramento e quantificada a massa em cada faixa granulométrica, pôde-se obter o diâmetro médio ponderado (D_{mp}) e aqueles que permitem a passagem de 10 (D_{10}), 30 (D_{30}) e 60% (D_{60}) de toda a massa do substrato, além dos coeficientes de uniformidade (C_U) e curvatura (C_C). O resumo dessas informações está apresentado nas Tabelas 6.24 e 6.25.

Observa-se que o SAC P apresentou substrato com granulometria ligeiramente menor que a do SAC C. Isso pode ser explicado pela ação de intempérie proporcionada pelas plantas, que liberam ácidos para mineralização e disponibilização de nutrientes, além do crescimento das raízes, que propiciam o desgaste e quebra do material filtrante.

Segundo Pinto (2006), quanto maior o Coeficiente de Uniformidade, mais bem graduado ele é, e, por isso, o autor prefere a utilização do termo "Coeficiente de Não Uniformidade" (C_{NU}). Meios pedregulhosos, com C_U inferiores a 5,0 são considerados uniformes (mal graduados). Entre 5,0 e 15,0, o material é de uniformidade média, e acima desse valor é que o material é bem graduado ou desuniforme (CAPUTO, 1996). Diante dessa classificação, todos as amostras são uniformes, tendo um pequeno maior desvio daquelas oriundas do SAC P. O Coeficiente de Curvatura (C_C) indica a assimetria no tamanho dos grãos, sendo prioritariamente influenciável pela concentração de partículas em determinadas classes granulométricas. Caso C_C esteja entre 1,0 e 3,0, considera-se que o material é bem graduado (CAPUTO, 1996; PINTO, 2006), intervalo em que se encontram as amostras. Entretanto essa variável deve ser analisada em conjunto com C_U, passando a inferência sobre o seu valor somente se o coeficiente de uniformidade superar 5,0, o que não foi o caso de nenhuma das amostras. Observa-se pela análise das Tabela 6.25 e 6.26, que o SAC P tem maior variação granulométrica, apresentando, no entanto, granulometria, em média, menor que a do SAC C, que tem granulometria pouco mais discrepante sem, no entanto, deixar de ser uniforme. As curvas granulométricas desses pontos estão apresentadas no Anexo *V*.

Calculando-se as porcentagens retidas em cada faixa granulométrica, construiu-se a curva granulométrica apresentada na Figura 6.39, geral para cada SAC. Posteriormente, pela análise dos gráficos foram obtidas as variáveis D_{10}, D_{30} e D_{60}, cujos resultados estão apresentados a seguir. Por fim, por meio das Equações 5.30 e 5.31, calcularam-se C_U e $C_{C,}$ e D_{mp}, utilizando-se a Equação 5.29.

Tabela 6.25. Caracterização granulométrica do substrato coletado no SAC P, com a obtenção do D_{10}, D_{30}, D_{60}, os Coeficientes de uniformidade (C_U) e de Curvatura (C_C) e o diâmetro médio ponderado (D_{mp}) das partículas.

Amostras	Caracterização Granulométrica					
	SAC P					
	D_{10} (mm)	D_{30} (mm)	D_{60} (mm)	C_U	C_C	D_{mp} (mm)
P3E$_{0-15}$	6,40	9,70	11,50	1,80	1,28	10,02
P3D$_{0-15}$	7,30	10,00	11,90	1,63	1,15	10,43
P3E$_{15-40}$	8,00	10,30	12,00	1,50	1,11	10,55
P3D$_{15-40}$	8,80	10,40	12,20	1,39	1,01	10,93
P6E$_{0-15}$	8,00	10,00	12,00	1,50	1,04	10,56
P6D$_{0-15}$	9,60	10,40	12,20	1,27	0,92	10,76
P6E$_{15-40}$	8,00	10,00	12,00	1,50	1,04	10,66
P6D$_{15-40}$	9,30	10,50	12,20	1,31	0,97	11,00
P11E$_{0-15}$	9,20	10,70	12,20	1,33	1,02	10,93
P11D$_{0-15}$	8,00	10,30	12,10	1,51	1,10	10,73
P11E$_{15-40}$	7,40	9,80	11,50	1,55	1,13	10,28
P11D$_{15-40}$	8,80	10,10	12,10	1,38	1,10	10,65
P16E$_{0-15}$	8,50	10,00	11,70	1,38	1,01	10,61
P16D$_{0-15}$	8,50	10,00	12,10	1,42	0,97	10,80
P16E$_{15-40}$	8,50	10,00	12,10	1,42	0,97	10,60
P16D$_{15-40}$	8,50	10,00	11,70	1,38	1,01	10,60
P21E$_{0-15}$	7,80	10,00	11,80	1,51	1,09	10,44
P21D$_{0-15}$	5,00	9,50	11,60	2,32	1,56	9,77
P21E$_{15-40}$	7,00	10,00	11,80	1,69	1,21	10,30
P21D$_{15-40}$	7,40	10,00	11,80	1,59	1,15	10,33

Tabela 6.26. Caracterização granulométrica do substrato coletado nos SAC C, com a obtenção do D_{10}, D_{30}, D_{60}, Coeficientes de uniformidade (C_U) e de Curvatura (C_C) e o diâmetro médio ponderado (D_{mp}) das partículas.

Amostras	Caracterização Granulométrica					
	SAC C					
	D_{10} (mm)	D_{30} (mm)	D_{60} (mm)	C_U	C_C	D_{mp} (mm)
C3E$_{0-15}$	9,40	10,70	12,20	1,30	1,00	11,00
C3D$_{0-15}$	8,90	10,30	12,00	1,35	0,99	10,77
C3E$_{15-40}$	9,40	10,50	12,00	1,28	0,98	10,95
C3D$_{15-40}$	9,40	10,80	13,10	1,39	0,95	11,18
C6E$_{0-15}$	9,30	10,70	12,20	1,31	1,01	10,89
C6D$_{0-15}$	8,50	10,30	12,10	1,31	1,03	10,75
C6E$_{15-40}$	9,30	10,80	12,20	1,42	1,03	11,02
C6D$_{15-40}$	9,30	10,80	12,70	1,37	0,99	11,08
C11E$_{0-15}$	9,40	11,00	12,10	1,29	1,06	11,00
C11D$_{0-15}$	8,70	10,30	12,00	1,38	1,02	10,76
C11E$_{15-40}$	8,90	10,30	11,80	1,33	1,01	10,67
C11D$_{15-40}$	9,50	11,00	12,10	1,27	1,05	11,08
C16E$_{0-15}$	9,30	10,70	12,00	1,29	1,03	11,02
C16D$_{0-15}$	9,30	10,70	12,00	1,30	1,03	10,92
C16E$_{15-40}$	9,30	10,70	12,10	1,29	1,02	10,95
C16D$_{15-40}$	9,30	10,70	12,10	1,30	1,02	11,08
C21E$_{0-15}$	8,90	10,30	12,00	1,35	0,99	10,77
C21D$_{0-15}$	8,80	10,00	12,00	1,36	0,95	10,73
C21E$_{15-40}$	8,80	10,30	12,00	1,36	1,00	10,64
C21D$_{15-40}$	9,00	10,30	12,00	1,33	0,98	10,54

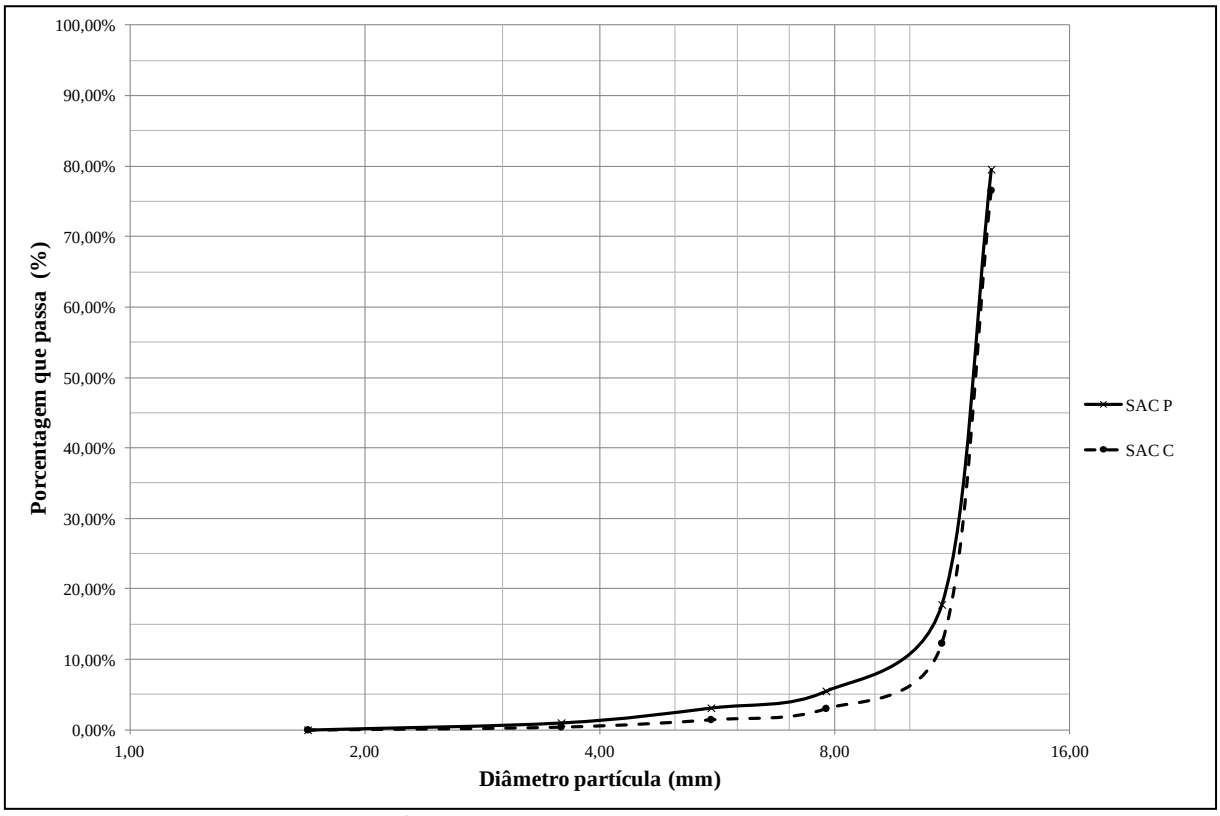


Figura 6.39. Curva granulométrica geral dos substratos coletados nos SAC plantado (SAC P) e não plantado (SAC C).

Pela análise da curva granulométrica apresentada na Figura 6.39, verifica-se que os valores de D_{10}, D_{30} e D_{60} foram iguais a 10,7; 11,6 e 12,2 mm, respectivamente, no SAC C e, 9,7; 11,5 e 12,2 mm no SAC P. Novamente verifica-se ligeira menor granulometria, reforçado pelo valor de diâmetro médio ponderado (10,56 mm) no SAC P, que no SAC C (10,88 mm).

Quando os valores obtidos no gráfico foram substituídos nas equações de cálculos dos coeficientes, verificou-se mesma tendência observada nas análises das amostras separadamente. O C_U e C_C do SAC P foram respectivamente de 1,26 e 1,12, enquanto do SAC C, na mesma ordem, 1,14 e 1,03. Sendo ambos os materias de preenchimento considerados uniformes, com coeficientes ligeiramente maiores no leito plantado. Dornelas (2008) caracterizou o material granular, obtendo D_{10} igual a 19,0 mm e C_U = *1,2*. Acredita-se que problemas de amostragem possam ter prejudicado a análise desse autor, tendo em vista que não seria de se esperar tão acentuada redução (de 19,0 para 9,7 mm) na granulometria do substrato, mesmo considerando o desgaste do material. Ainda assim, é de se esperar que esteja ocorrendo o desgaste das partículas de escória. Conforme já discutido anteriormente, os sólidos liberados pela ação combinada dos intemperismos físico (atritamento), químico, proporcionado pelo ataque ácido da água residuária, microrganismos e plantas, além do crescimento dessas estruturas vegetais, podem estar contribuindo para maior acúmulo de sólidos inorgânicos nos poros desse meio.

Os resultados obtidos indicam que a razão *SF/ST* deve ser ligeiramente maior no SAC P, em razão do maior desgaste do substrato, notadamente na sua zona final, o que, no entanto, não tem proporcionado o afloramento da água residuária. Isso é uma evidência de que o material orgânico nos poros é mais decisivo para a colmatação e/ou que o empolamento e a criação de canais pela presença de plantas favorece uma melhor condição para manutenção do escoamento subsuperficial no SAC-EHSS. Essa última suposição é ainda mais importante ao se verificar que há um menor diâmetro e com maior diversidade de tamanhos do substrato no leito plantado, o que poderia torná-lo menos poroso e sujeito à mais rápida obstrução.

b) Porosidade

O D_{10} é largamente utilizado em comparação entre solos e outros meios granulares em função da sua boa correlação com a permeabilidade do meio em estudo (PINTO, 2006). Sendo esse valor e o de D_{mp} também inferiores, a expectativa era que houvesse menor porosidade drenável no SAC P. Entretanto, isso foi refutado pela realização do ensaio de determinação de $\mathcal{E}$ (Tabela 6.27), em que as porosidades drenáveis estiveram muito próximas nos dois SACs.

Tabela 6.27. Porosidade ($\mathcal{E}$) determinada em laboratório e massa específica global da escória (ρ_E), calculada pelo valor de $\mathcal{E}$. Os pontos avaliados foram 3,0; 6,0; 11,0; 16,0 e 21,0 m dos taludes dos SAC controle (SAC C) e plantado (SAC P).

Pontos (m)	Porosidade ($\mathcal{E}$)		ρ_E (g cm^{-3})	
	SAC C	SAC P	SAC C	SAC P
3	0,46	0,47	2,0	2,2
6	0,48	0,46	2,4	2,0
11	0,48	0,49	2,1	2,1
16	0,43	0,49	2,2	2,3
21	0,45	0,49	2,0	2,1
Média	0,46	0,48	2,0	2,2

Avaliando-se o efeito do tempo de operação na porosidade drenável do meio poroso dos SACs, não se observaram resultados condizentes com a expectativa de redução da granulometria e da porosidade. Dornelas (2008) obteve $\mathcal{E}$ a 0,40 m^3 m^{-3}, inferior aos valores registrados, utilizando metodologia semelhante. Avaliando-se a massa específica global obtida pela Equação 5.32 e a porosidade determinada, verifica-se que os valores de ρ_E no material coletado em diferentes posições nos SACs são maiores que os quantificados na escória triturada, que foi de 1,70 g cm^{-3}.

Nova tentativa foi feita utilizando ao invés do recipiente plástico, empregando uma proveta graduada, obtendo valores de 0,41 a 0,44 m^3 m^{-3}, inferiores, portanto aos apresentados na

Tabela 6.27. Assim, o formato e a capacidade do volume de controle parecem influenciar nos resultados, por causa da acomodação diferencial das partículas de escória no recipiente. Talvez por isso, Garfí et al. (2012) afirmam que a porosidade não é uma variável de obtenção com razoável precisão, por não ser espacialmente e temporalmente uniforme, o que corrobora também com estudos de Kadlec et al. (2000) e García et al. (2005).

Utilizando o valor de porosidade igual a 0,40 $m^3\ m^{-3}$, os valores da massa específica reduziram para 1,89 g cm^{-3} (média), permanecendo ainda acima de ρ_E encontrado. Assim, para obtenção do valor da porosidade estimada (ε') utilizando valor semelhante ao da massa específica obtida anteriormente (1,70 g cm^{-3}), foi utilizada a Equação 6.2, que é o rearranjo da Equação 5.32.

$$\varepsilon' = 1 - \left[\frac{(m_{conjunto} - m_{proveta})}{\rho_E \cdot V_{proveta}}\right] \tag{6.2}$$

Considerou-se, a título de estimativa de ε', uma massa específica global da escória (partícula com um todo) (ρ_E) de 1,70 g cm^{-3}, semelhante à da escória triturada, e, assim, possibilitando o cálculo da porosidade em cada material amostrado nos SACs. Como o numerador da equação é igual à massa de escória, e a massa específica global é dada pela relação de $m_{escória}$ por $V_{escória}$, tem-se, na equação final, a subtração de um menos o quociente, permite o cálculo da razão de vazios pelo total (volume da proveta). Os valores da porosidade no material retirado em diversos pontos dos SACs passam a ser os apresentados na Tabela 6.28.

Tabela 6.28. Porosidade (ε) do material calculada a partir do valor da massa específica global da escória (ρ_E).

Pontos (m)	Porosidade (ε)		ρ_E (g cm^{-3})	
	SAC C	SAC P	SAC C	SAC P
3	0,37	0,31	1,7	1,7
6	0,28	0,35	1,7	1,7
11	0,36	0,38	1,7	1,7
16	0,28	0,30	1,7	1,7
21	0,34	0,35	1,7	1,7
Média	0,32	0,34	1,7	1,7

Observa-se pequeno decréscimo da porosidade drenável (média) da escória limpa, após 8 anos de operação, em relação àquela colocada no leito, porém não parece haver uma evidente tendência espacial. Além disso, a porosidade proporcionada pelo meio suporte parece não ser muito diferente entre os materiais coletados nos SACs. Entretanto, por ter o SAC P maiores valores de *TDH*, e não observação de escoamento superficial com a mesma extensão do SAC

C, dão indicativos que as condições hidrodinâmicas estão melhores na unidade plantada. Acredita-se que parte disso deva ser atribuído à ação de raízes, causando o "empolamento" do substrato e à maior degradação do material orgânico, fomentada pela oxigenação localizada do meio, proporcionada pelas plantas (BRIX, 1997; SEEGER et al., 2013). O soerguimento do material pode ser observado em trechos dos SACs, como apresentado anteriormente na Figura 6.14d.

Diante do exposto, considera-se que o cálculo da porosidade utilizando-se a Equação 6.2 pode propiciar uma caracterização mais adequada da condição real no meio poroso dos SACs, quanto à porosidade drenável. No início da operação, trituram-se as amostras, obtendo a variável ρ_E, e quando for necessário obter a porosidade, adiciona-se uma certa massa de material não triturado a um volume conhecido.

Analisando as características do substrato e dos sólidos ocupante dos poros, observa-se que a escória é, realmente, o principal contribuinte, em termos quantitativos, para a obstrução dos poros. A maior quantidade de sólidos oriundos do desgaste do substrato no SAC plantado, tal como já discutido, possivelmente se deva à ação intempérie da ação proporcionada pelas plantas (crescimento das raízes e liberação de ácidos) somada à realizada pelos microrganismos, em maior quantidade e diversidade, o que reflete em menor granulometria das partículas. Ainda assim, fica claro, com base na análise conjunta com outros resultados obtidos neste trabalho, que é o material orgânico aquele que atua de forma mais decisiva na obstrução dos poros.

O acúmulo contínuo de material inorgânico nos poros proporciona que pequenas quantidades de matéria orgânica sejam suficientes para provocar entupimento dos poros. Esse modelo de gênese da colmatação encontra respaldo na argumentação de Kadlec e Wallace (2009), que afirmam serem contínuas as alterações nas condições hidrodinâmicas em SACs-EHSS.

Essas constatações podem ser aproveitadas para se recomendar práticas operacionais que proporcionem que se conviva com o inevitável problema da colmatação em SACs-EHSS. A partir do modelo proposto de gênese da colmatação, especula-se que o estabelecimento de um tempo suficiente de repouso no sistema, capaz de proporcionar a degradação da matéria orgânica retida nos poros, deve favorecer o desbloqueio parcial do meio poroso.

c) Área Superficial Específica das partículas que compõem o substrato (ASE)

A área superficial específica depende do tamanho das partículas (D_p) e de sua massa específica de partículas (ρ_p), o que é inerente à granulometria do material que compõe o substrato. Assim, para obtenção da *ASE*, recorreu-se à literatura, para obtenção de D_p, e do valor de ρ_{pE} da Tabela 6.23. El-Didamony et al. (2014) apresentaram a distribuição granulométrica de partículas presentes na escória de alto forno e, calculando com base no diâmetro médio apresentado pelos autores, obtêm-se o valor de 29,17 μm para o diâmetro das partículas. Wan et al. (2004) exibiram um quadro com valores de 9,12 a 13,69 μm. Considerando-se essas informações de literatura, utilizou-se D_p igual a 20,0 μm. Aplicando os valores na Equação 5.33, têm-se 0,115 $m^2\ g^{-1}$ ou 115,38 $m^2\ kg^{-1}$. Wan et al. (2004) e Siddique e Khan (2011) trazem um compilado de valores de área superficial específica em alguns tipos de substratos na faixa de 371 a 685 $m^2\ kg^{-1}$, superiores aos encontrados neste trabalho.

Segundo Albuquerque et al. (2010), há um dilema entre se escolher entre uma boa eficiência do SAC, no que se refere à utilização de um substrato com granulometria que proporcione maior *ASE*, com a qual se obtém maior interação entre os poluentes e a fase sólida (adsorção de íons e formação de biofilme), ou que proporcione maior retardamento na colmatação do sistema. Caso o material filtrante apresente maior *ASE*, há possibilidade de maior formação de biofilme, e de maior contato entre os substratos adjacentes, potencializando a colmatação. Entretanto, outro fator relacionado ao material utilizado que parece ser de suma importância para a obstrução dos poros, que é resistência ao intemperismo. Um material inerte, possivelmente, retardará o fenômeno por mais tempo, sendo essa uma linha importante de investigação.

Diante das evidências, observa-se que o intemperismo físico, pelo atritamento da água residuária, o pisoteio dos operadores e o crescimento das raízes; químico, pela acidez do efluente em tratamento; e biológico, pela liberação de ácidos pelos microrganismos e pelas plantas, é parte importante do processo de colmatação, devendo acompanhar as características do substrato e sua resistência.

6.2.4. Condutividade hidráulica pelo método PCV

Na análise visual, em campo, verificou-se haver maior colmatação no SAC C que no SAC P, que dá sinais de maior recuperação das condições hidrodinâmicas ao longo do leito. Os testes com traçadores corroboraram essas observações, já que foi obtido maior *TDH* na unidade plantada. A análise da razão *SV/ST* também seguiu mesma tendência.

O método utilizado na medição da condutividade hidráulica, tal como já relatado, apresenta alguns problemas, porém é o mais empregado para caracterização da colmatação em SACs. Dessa forma, a avaliação dos resultados por ele gerados é importante num estudo das condições hidrodinâmicas em SACs.

a) Sem observação da relação h'/D

No dia 04/10/13, realizaram-se testes para medição da condutividade hidráulica no meio poroso, em pontos distantes em 4, 7, 10, 13, 16, 19 e 22 m da entrada dos SACs-EHSS. Durante a execução do teste, observou-se maior dificuldade de infiltração/percolação da água aplicada no tubo de medição no SAC P, em razão da presença de raízes e detritos vegetais presentes, refletindo no tempo cronometrado para se ter a descida da água da cota h_1 até h_2. A partir dessas medições, as variáveis foram substituídas na Equação 5.21, obtendo-se, assim, a condutividade hidráulica no meio saturado (k_s).

Quando da realização do ensaio e dos cálculos, uma dúvida surgiu em relação à fixação do ponto de referência para as cotas. Uma possibilidade aventada em análise da Figura 5.28 é que o ponto de referência deve ficar sobre o nível d'água, entrando-se com o valor, em módulo, da profundidade submersa no tubo. Outra forma seria afixar a referência como sendo o final do tubo, obtendo-se, assim, valores positivos para h' e maiores magnitudes para h_1 e h_2. Como, nos cálculos, se faz a divisão de h_1 e h_2, os métodos mostram-se não equivalentes.

Paoli e von Sperling (2013a) consideraram a segunda opção, obtendo cotas semelhantes para h_2 e h'. Ferres (2012) monitorou as flutuações de nível da água por meio de sondas, em medição da condutividade hidráulica em SACs-EHSS, utilizando-se o mesmo método, porém, tendo como base o nível da água (obtendo h' negativo).

Seguindo-se mesma metodologia utilizada por Paoli e von Sperling (2013a), realizaram-se os cálculos, estando os valores apresentados no gráfico da Figura 6.40 e 6.41, respectivamente para o SAC C e o SAC P.

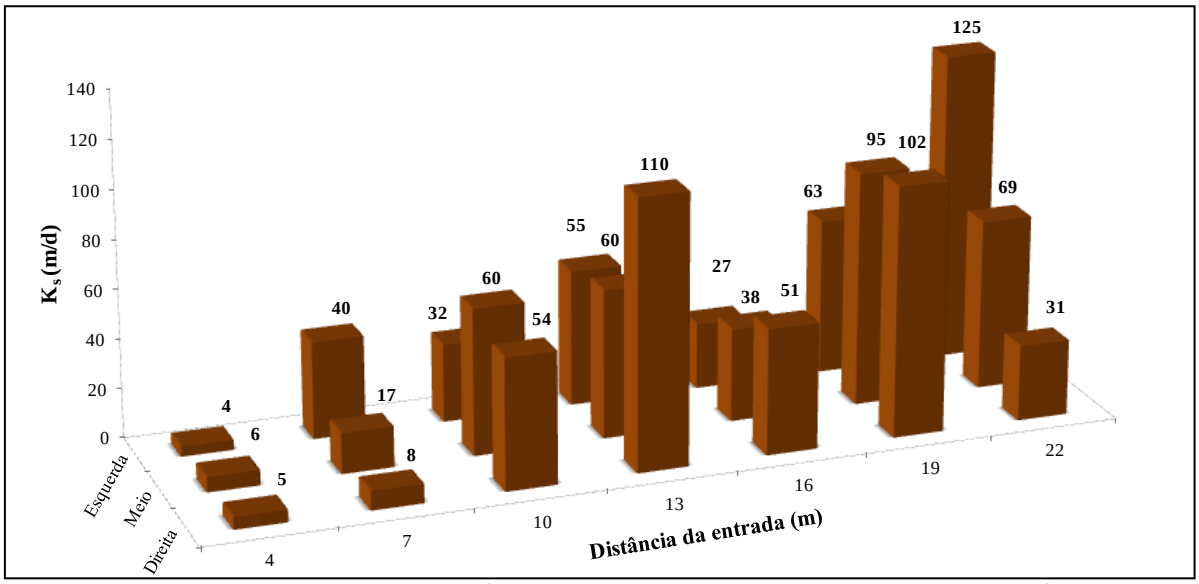


Figura 6.40. Condutividade hidráulica em meio saturado, utilizando-se o método *do* Permeâmetro de Carga Variável, em diversos pontos do SAC C.

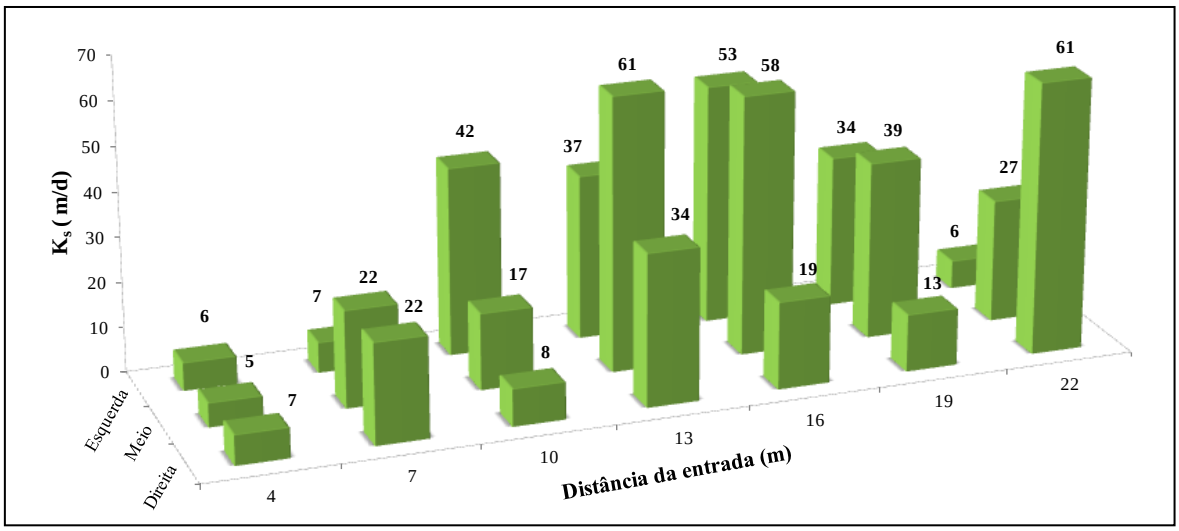


Figura 6.41. Condutividade hidráulica em meio saturado, utilizando-se o método do Permeâmetro de Carga Variável, em diversos pontos do SAC P.

Analisando-se as figuras, verifica-se, no final de 2013, maior condutividade hidráulica no meio poroso (média de 3 repetições) medida a uma distância de 3,0 m da entrada do SAC P. Entretanto, de maneira geral, o valor de k_s foi maior no SAC C. Observa-se, também, que em algumas zonas mais próximas ao final dos SACs, a condutividade hidráulica foi maior que a medida em zonas mais próximas à entrada do SAC, revelando certa flutuação ao longo dos SACs. A expectativa era de que houvesse contínuo crescimento na condutividade hidráulica no meio poroso com a distância em relação à entrada dos SACs, em razão do acúmulo de matéria orgânica. De fato, o pior trecho foi o inicial, entretanto, foram observadas zonas de aumento e decréscimo, ao longo da largura e comprimento dos SACs.

Cerca de quatro anos antes, Paoli e von Sperling (2013a) conduziram medição semelhante nos mesmos SACs-EHSS. Apesar de se saber que não é recomendável comparação de resultados obtidos em diferentes tempos, em razão das diferentes condições em que se encontram as plantas e o substrato, e das diferentes condições operacionais a que ficaram submetidos os SAC, como o estudo dos autores foi conduzido nos mesmos SACs, pode-se tirar conclusões sobre alterações nas condições hidrodinâmicas no meio poroso. Verificou-se, por exemplo, que a condutividade hidráulica no meio poroso reduziu nestes 4 anos, sobretudo no SAC C. No estudo de Paoli e von Sperling (2013a), os valores variaram de 67 m d^{-1} no ponto de avaliação localizado a 3,0 m de distância da entrada do SAC C, a 324 m d^{-1}, na medição feita a 18,0 m de distância. No SAC P, os valores variavam, nas mesmas distâncias, de 7 a 107 m d^{-1}. Em meados de 2013, os valores de k_s se reduziram para 4,4 a 125 m d^{-1} no leito sem plantas, e para 5,4 a 61 m d^{-1} onde a taboa estava presente. Esses resultados não descrevem as condições dos SACs, com melhores condições hidrodinâmicas no SAC P, apesar de ter fornecido indícios da influência de raízes e rizomas nas respostas geradas pelo método. Como as estruturas vegetais se mantêm nos sistemas, as alterações em menor magnitude nessa unidade após 4 anos de operação, comprovam essa tendência.

Para obtenção do nível d'água em cada ponto, é necessário se ter a perda de carga e essa depende da primeira variável. Dessa forma, para obter ambas, utilizou-se de um artifício. A altura do líquido (h_{liq}) do ponto final foi adotada, sendo, nesse caso, igual a 0,35 m, para ambos os SACs, sendo o valor do nível d'água das demais calculado pela soma de h_{liq} e da perda de carga (h_f) do ponto mais a jusante.

Como são três os pontos em cada seção (centro, direita e esquerda), considerou-se a largura e vazão como 1/3 da total, tendo uma distância L' de 3,0 m entre trechos. Com base nessas variáveis, e ainda utilizando a porosidade igual a 0,40 m^3 m^{-3} e os valores de k_s apresentados nas Figuras 6.40 e 6.41, foram calculadas as perdas de carga (h_f) e a altura do nível d'água (h_{liq}) em cada um dos pontos em que foi feita medição utilizando o método PCV. Caso a soma entre h_f, obtida na Equação 5.22, e h_{liq}, do trecho mais a jusante, fosse maior que 0,40 m, o valor considerado desse ponto, era igual ao da altura total de escória no leito e isso ocorreu para todos os pontos, mesmo em pontos distantes 22,0 m da entrada dos SACs, considerando-se o grande valor das perdas de carga obtidas, conforme pode ser observado nas Tabelas 6.29 e 6.30.

Tabela 6.29. Altura do nível d'água e perdas de carga calculadas a partir dos valores de k_s obtidos pelo método do Permeâmetro de Carga Variável, no SAC C.

Distância da entrada dos SACs (m)	Esquerda		Centro		Direita	
	h_{liq} (m)	h_f (m)	h_{liq} (m)	h_f (m)	h_{liq} (m)	h_f (m)
4,0	0,40	10,73	0,40	7,21	0,40	8,77
7,0	0,40	1,18	0,40	2,81	0,40	5,82
10,0	0,40	1,47	0,40	0,79	0,40	0,87
13,0	0,40	0,85	0,40	0,78	0,40	0,43
16,0	0,40	1,74	0,40	1,24	0,40	0,92
19,0	0,40	0,74	0,40	0,50	0,40	0,46
22,0	0,35*	0,43	0,35*	0,78	0,35	1,74

* Valor atribuído, os demais foram calculados pela soma h_{liq} e h_f do ponto a jusante. Se $h_{liq} + h_f$ for > 0,40, considera-se a altura de escória no leito e que há escoamento superficial na seção.

Tabela 6.30. Altura do nível d'água e perdas de carga calculadas a partir dos valores de k_s obtidos pelo método Permeâmetro de Carga Variável, no SAC P.

Distância da entrada do SACs (m)	Esquerda		Centro		Direita	
	h_{liq} (m)	h_f (m)	h_{liq} (m)	h_f (m)	h_{liq} (m)	h_f (m)
4,0	0,40	7,52	0,40	3,49	0,40	2,80
7,0	0,40	6,91	0,40	0,87	0,40	0,84
10,0	0,40	1,12	0,40	1,10	0,40	2,25
13,0	0,40	1,28	0,40	0,31	0,40	0,55
16,0	0,40	0,88	0,40	0,32	0,40	0,97
19,0	0,40	1,39	0,40	1,19	0,40	1,47
22,0	0,35*	8,47	0,35*	1,96	0,35	0,35

* Valor atribuído, os demais foram calculados pela soma h_{liq} e h_f do ponto a jusante. Se $h_{liq} + h_f$ for > 0,40 m, considera-se a altura de escória no leito e que há escoamento superficial na seção.

Como as demais variáveis são iguais, a perda de carga segue a tendência dos valores de condutividade hidráulica, que são superiores na distância de 3,0 m da entrada do SAC P, apesar de, em geral, ser inferior nas outras distâncias.

Essas observações contrariam o que foi observado em campo, com o SAC P apresentando condições hidrodinâmicas mais críticas nas zonas próximas à do início dos SACs e melhores do meio em diante. Também não é possível observar evidências de escoamento preferencial em um dos lados do SAC P, tal como observado na Figura 6.15. Além disso, os valores de perda de carga fogem bastante do que deveria ser encontrado nas unidades, com altura do nível calculada sempre muito acima de 0,40 m.

Por causa da sua dependência de k_s, a h_f poderia ser alterada, mudando-se o nível de referência do teste PCV. Colocando a referência acima do nível d'água, tem-se h' negativo (-0,13 m), h_2 = 0,29 m e h_1 = 0, o que inviabiliza o cálculo da condutividade hidráulica. Então, é

necessário considerar o h_2 cerca de 1,00 cm acima da camada de saturação e h_1 = 0,30 m. A alteração implica em aumento de 2,9 vezes de k_s e redução, na mesma magnitude, na perda de carga no sistema, o que ainda seria insuficiente para obterem valores adequados de h_f.

Com a utilização da metodologia do PCV, os resultados ficaram muito influenciados pelas condições das primeiras camadas, onde há maior acúmulo de sólidos, notadamente no SAC P, onde há também influencia das estruturas vegetais. De forma, a se minimizar essa interferência, outra metodologia foi testada.

b) Poços de monitoramento

No meio do ano de 2014, conduziu-se um ensaio para obtenção da condutividade hidráulica medida nos poços de monitoramento instalados desde a construção dos SACs, como forma de se avaliar se esses proporcionam respostas mais confiáveis, em relação às condições hidrodinâmicas nos SACs.

A ausência de material suporte interno e a profundidade de penetração, cravado até o fundo do leito, poderiam ser consideradas condições inadequadas para utilização desses poços de monitoramento nas medições, porém, juntamente com a questão de não proporcionar alteração nas condições do meio poroso, pode-se considerar essas condições vantajosas na condução das medições. Essa configuração garante o movimento horizontal da água através dos orifícios existentes abaixo da superfície do substrato. Os valores de condutividade hidráulica medidos estão apresentados na Figura 6.42.

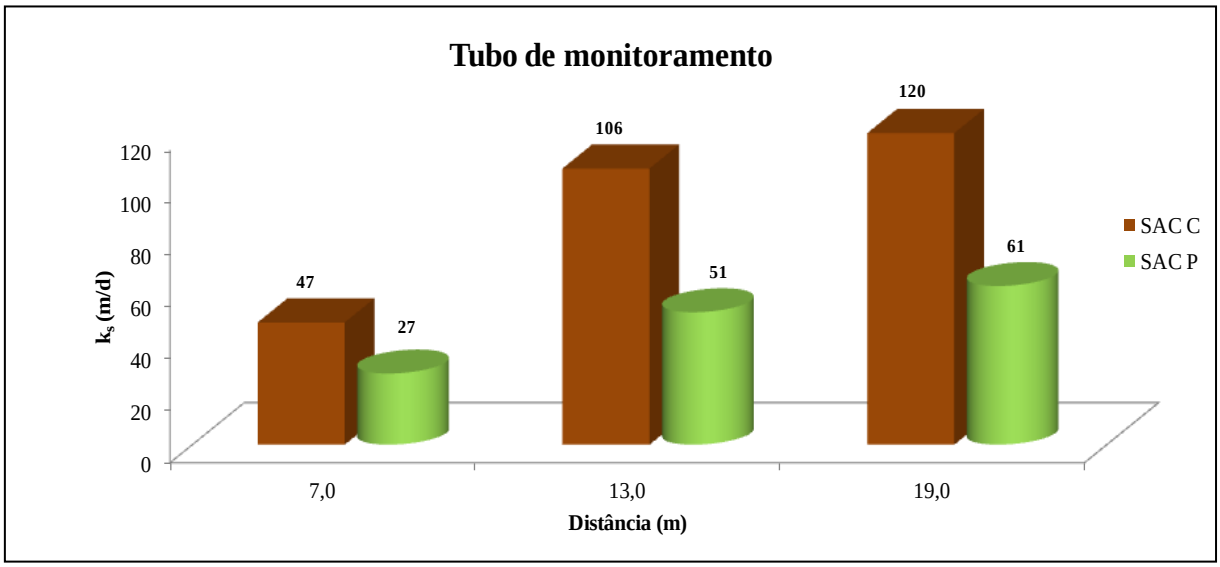


Figura 6.42. Condutividade hidráulica do meio poroso medida em poços de monitoramento localizados em diferentes pontos dos SACs

Observa-se que, diferentemente do que foi obtido quando foi utilizada a metodologia do PCV, na qual se crava um tubo para a realização do teste, as medições em tubos previamente instalados propiciaram a obtenção de tendência bem definida de variação da condutividade hidráulica ao longo do comprimento dos SACs. Observa-se clara tendência de aumento na condutividade hidráulica no meio poroso à medida que se afasta da entrada dos SACs, sendo sempre maior no SAC C.

Além da menor interferência nas condições do meio, a medição de k_s nos poços de monitoramento possibilitou que se respeitasse a relação *h'/D* maior que 4,0, recomendada para esse tipo de medição. Dessa forma, não se sabe se as melhores respostas se devem a um ou outro fator, mas provavelmente a não interferência nas condições do meio, por não ter que ser cravado o tubo para medição, foi o fator mais decisivo.

No que se refere ao estudo das perdas de carga e altura do nível d'água, repetiu-se o que ocorreu quando da utilização da metodologia anterior: tendo altos valores da primeira variável, implicando em lâminas impossíveis de serem encontradas em campo e em trechos onde não é observado escoamento superficial. A mudança do referencial também alterou os resultados, com uma magnitude ainda maior que no estudo utilizando-se os dados obtidos na medição anterior. Entretanto, verifica-se a necessidade de melhor referenciamento das cotas na execução dos testes, para definição das cotas h_1, h_2 e h'.

c) Tubos perfurados e não perfurados

A avaliação da presença de furos na tubulação não propiciou resultados mais condizentes com a realidade, porque não foi possível medir valores de condutividade hidráulica, seja pela "fuga" da água pelos orifícios criados próximo à superfície do leito ou pela incapacidade de infiltração/percolação no tubo original. Por essa razão e pela dificuldade de se introduzir o tubo em estágios avançados de colmatação, acredita-se que o método, da forma que é proposta, não caracteriza bem as condições, e sua prática tem prazo de validade na avaliação de SACs.

d) Uso das cestas do PFR

Em função das observações citadas no item "c", surge a alternativa de medições em cestas móveis que estão submetidas às condições do sistema, porém que permitem a sua retirada sem causar a deformação do conjunto. Como não foi possível calcular a condutividade hidráulica da primeira configuração, apresentou-se apenas a vazão dessa. Já o ensaio em que a saída foi

mudada, para ficar a poucos centímetros da superfície de escória, teve k_s e Q apresentados na Tabela 6.31.

Tabela 6.31. Condutividade hidráulica média (e desvio padrão) nas duas diferentes condições de saída nas cestas do *PFR* preenchida com escória limpa ou instalados no SAC P ou C.

Cestas	**Vazão (m^3 d^{-1})**		**Condutividade hidráulica (m d^{-1})**
	Configuração I (Saída no nível de extremidade inferior)	**Configuração II (Saída próximo ao nível de escória)**	**Configuração II (Saída próximo ao nível de escória)**
Escória Limpa	10,8 (0,20) AB	4,9 (0,15) A	182 (5,59) A
SAC P	11 (0,12) A	4,4 (0,20) B	161 (7,29) B
SAC C	9,5 (0,48) B	4,7 (0,12) AB	173 (4,31) AB

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

Nas 3 cestas para avaliação, a posição de saída influenciou significativamente em nível de 5% pelo teste de *Mann-Whitney*, reduzindo-se em mais da metade com a tubulação estando no mesmo nível do preenchimento com escória. Dessa forma, reduziu-se o efeito da pressão hidrostática na velocidade do líquido.

Em uma avaliação da coloração das cestas instaladas nos SACs, observou-se uma coloração mais escura no substrato, próximo à superfície no reator plantado e em maiores profundidades no reator sem plantas. Essa é uma evidência que indica o porquê um teste de condutividade hidráulica tradicional pode não indicar corretamente a condição atual das unidades, já que os resultados são fortemente influenciados pelas camadas iniciais.

Usando a primeira configuração, verificou-se que a presença de plantas não proporcionou vazões estatisticamente diferentes da escória limpa, sendo, no entanto superior ao reator sem plantas. A alteração da saída, porém, inverteu as respostas, tendo a cesta oriunda do SAC P, menor vazão entre todas, mesmo que de forma não significativa em relação ao SAC C. A explicação pode se passar justamente pela influência das primeiras camadas, aumentando o tempo de saída do SAC P. Tendo a influência da pressão hidrostática, o efeito inicial é minimizado, hipoteticamente, implicando em maior k_s no SAC P.

Como a única variável que se altera no cálculo da condutividade hidráulica é a vazão, a tendência se mantém na análise de k_s na segunda configuração. As cestas estão inseridas a 13,0 m nos SACs, quando não há uma grande diferença entre as condições das duas unidades, quanto ao grau de colmatação e nível d'água sobre a superfície, o que se reflete nos resultados de condutividade hidráulica em meio saturado (diferenças não significativas). Possivelmente, o uso de cestas que estejam localizadas mais próximas ao final das unidades indicaria condições hidrodinâmicas melhores no leito plantado.

Os valores encontrados são intermediários em relação àqueles apresentados na Tabela 4.1. Pauly (1990) já aventava a possibilidade de que os resultados obtidos com uso de permeâmetros não descreveria adequadamente a condição em campo. Diante dessas condições, verifica-se que surge uma nova possibilidade de avaliação de k_s. Após mais testes e modificações, pode-se ter uma ferramenta útil para avaliação da colmatação em SACs.

A porosidade drenável também foi quantificada em campo, estando os resultados apresentados a seguir. Para o cálculo corrigiu-se o volume drenado dividindo pela capacidade de armazenamento da cesta. A eficiência volumétrica presente na mesma tabela remete a comparação entre a porosidade drenável dos reatores presentes nos SACs e o preenchido com escória limpa.

Tabela 6.32. Volume drenado, porosidade drenável e eficiência volumétrica na cesta preenchida com escória limpa e retiradas dos SAC P e C.

Reator	**Volume drenado (L)**	**Porosidade drenável (%)**	e_v **(%)**
Escória Limpa	8,27	44,8	100,0
SAC P	4,07	22,0	49,2
SAC C	4,27	23,1	51,6

Observa-se que a porosidade drenável e, consequentemente, a eficiência volumétrica é ligeiramente menor no SAC C. Entretanto, essa pequena diferença pode ser seguramente devido à própria maior retenção de água na unidade plantada. Diante disso, fica evidente uma limitação dessa metodologia de quantificação da e_v. Por outro lado, a quantificação da condutividade hidráulica em cestas indeformadas, retiradas do leito, são promissoras, requerendo, entretanto, mais estudos.

e) Condutividade hidráulica em duas diferentes direções

Como adiantado, não foi possível medir a condutividade hidráulica, dada a velocidade de infiltração/percolação/escoamento. Diante dessas condições não se conseguiu verificar a hipótese de isotropia da transmissão de água na direção horizontal ou vertical. Entretanto, mesmo que haja essa similaridade dos valores, a influência das camadas sobre a direção de escoamento tende a ser diferenciada, principalmente em um grau mais avançado de colmatação. Além disso, a metodologia empregada propiciou outra reflexão quanto à metodologia do Permeâmetro de Carga Variável. Para substratos pedregulhosos limpos, em razão da alta velocidade de infiltração/percolação da água, seria mais aconselhável o uso do Permeâmetro de Carga Constante. Entretanto, dada a maior complexidade do método e do grande volume de água de abastecimento para a realização do teste em campo (reposição e manutenção do nível d'água constante), são grandes as dificuldades na sua utilização. Dessa forma, o PCV seria passível de utilização a partir de certo grau de colmatação dos SACs, com diminuição na porosidade e, consequente, redução na velocidade de infiltração/percolação da água no meio poroso, até antes da ocorrência de uma situação mais severa no leito, em que o escoamento vertical praticamente cessa. Ainda assim, considera-se que os resultados obtidos sejam pouco confiáveis.

O que se tem atualmente é a observação da incapacidade da caracterização das condições de escoamento em SACs, reforçada pela análise visual e comparação com outros métodos. Assim, espera-se que estudos voltados a essa metodologia, como, por exemplo, a utilização das cestas do *PFR*, possam sugerir modificações que consigam ter um melhor panorama da situação do leito.

6.2.5. Georadar (*GPR)*

Até então, discutiu-se sobre os diversos métodos de caracterização das condições físicas e hidrodinâmicas do meio poroso dos SACs. A análise visual possibilitou uma descrição da situação superficial dos SACs, entretanto não possibilita avaliação das condições em subsuperfície. O uso de traçador remete ao sistema como um todo e não se atenta às particularidades de cada zona, como, por exemplo, de uma seção mais propensa a apresentar escoamento superficial em um curto período de tempo. O método direto é invasivo ao sistema e tem o inconveniente do escoamento superficial implicar em perda de sólidos colmatantes. A condutividade hidráulica da forma como é realizada atualmente, é um método com muitas inconsistências para a realidade de um SAC-EHSS, sendo influenciada pela condição das

primeiras camadas do substrato; pelo movimento da água, durante a medição, ser vertical; e haver alteração do meio com a introdução do tubo de medição. Nesse contexto, é que surgem outros potenciais métodos como o *GPR*, com a realização da prospecção nas diferentes seções dos SACs, na tentativa de se identificar zonas colmatadas e com porosidade disponível para o escoamento. Primeiramente, foi necessário obter a velocidade da onda, pela análise das *CMP*, já que não foi possível a aquisição pelas hipérboles das seções transversais, por serem pouco visíveis.

6.2.5.1. Velocidade da onda

A velocidade de 50 m μs^{-1} foi obtida analisando a *CMP2A3*, que equivale ao segundo perfil (21,0 m de distância) da entrada do Filtro Grosseiro (Área 3), conforme apresentado na Figura 6.43.

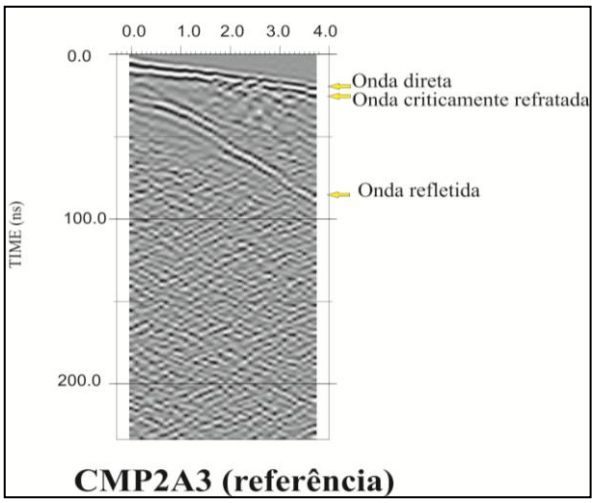


Figura 6.43. *Common Midpoint* (*CMP*) para obtenção da velocidade da onda

Após realizar todo o processamento descrito no capítulo Material e Métodos e no Anexo, é preciso criar os *templates* no *Corel Draw* para apresentação e comparação das respostas. Utilizando comandos *Ungroup* (*Ctrl U*), *Group* (*Crtl G*), limpando informações indesejadas, alterando fonte, entre outros comandos. Nas seções a seguir estão apresentados os perfis transversais (6.2.5.2) e longitudinais (6.2.5.3), com análise das imagens geradas.

6.2.5.2. Perfis transversais dos SACs e FG

Com uso da antena de 1,6 GHz, gerou-se os perfis no sentido da largura, indo da direita para a esquerda. Com essa maior frequência, tem-se uma menor profundidade de penetração da onda, no entanto, com maior detalhamento e nitidez das diferenças na camada requerida. Devido à janela de tempo usada e da velocidade encontrada, a imagem ficou restrita a uma

profundidade de 0,35 m. Porém, analisando as imagens 6.44 a 6.49, observa-se que é suficiente para que se possa avaliar as condições em cada seção.

Como explicitado no capítulo Material e Métodos, utilizaram-se dois padrões de cores para melhor visualização da colmatação nos SACs e no Filtro Grosseiro, o Amplitude Instantânea (*Instant Amplitude)* e a Polaridade Real (*Real Polarity*). Ao lado de cada imagem, têm-se a paleta de cores que se refere à legenda das tonalidades observadas em cada figura. A escala da amplitude refere-se à magnitude da onda e a sua posição, sendo valores positivos com orientação para cima, e negativa, para baixo. O valor zero indica que a onda foi atenuada, pela presença de substâncias condutores, por exemplo. Já a polaridade é sempre negativa, em função da carga de elétrons, podendo o sinal ser mais forte ou fraco, em função das características do meio.

Analisando as imagens, verifica-se, primeiro, que houve problema na última seção da unidade plantada, com geração de uma figura com menor largura e com detalhamento menos nítido. A princípio, o padrão *Instant Amplitude* parece servir melhor para o propósito desse estudo, sendo mais fácil a observação das diferenças entre camadas. Nas Figuras 6.44, 6.46 e 6.48, verifica-se que há basicamente 5 cores destacadas: vermelho, amarelo, preto, azul escuro e azul claro. Parece haver um padrão de amplitude até 0,15 ou 0,20 m, invertendo após a atenuação do sinal (valor igual a 0).

Para ter melhor entendimento do significado das cores, é interessante comparar aos resultados de sólidos obtidos e também com os sinais obtidos no Filtro Grosseiro, recém implantado e, por isso, com meio poroso ainda praticamente desimpedido. O reator de pós-tratamento de outras lagoas em série, têm menor extensão das cores vermelha e preta, e maiores regiões de coloração azul clara. Essa última cor, possivelmente, seja representativa do espaço poroso menos obstruído, que também são mais visíveis nas seções finais dos SACs.

Não é possível precisar o significado de cada cor, porém pode-se atribuir uma escala de porosidade para cada cor, como apresentado na Tabela 5.4 (*RGB*). Nessa, atribuiu-se à cor branca, o valor de 100% de vazios, e à negra a total obstrução, onde há atenuação do sinal pela excessiva concentração de sólidos. Abaixo dessa camada, há uma alteração da curvatura da onda (coloração avermelhada). Trechos amarelos indicam, com base no que está apresentado na Tabela 5.4, zonas onde há maior porosidade nas camadas mais profundas.

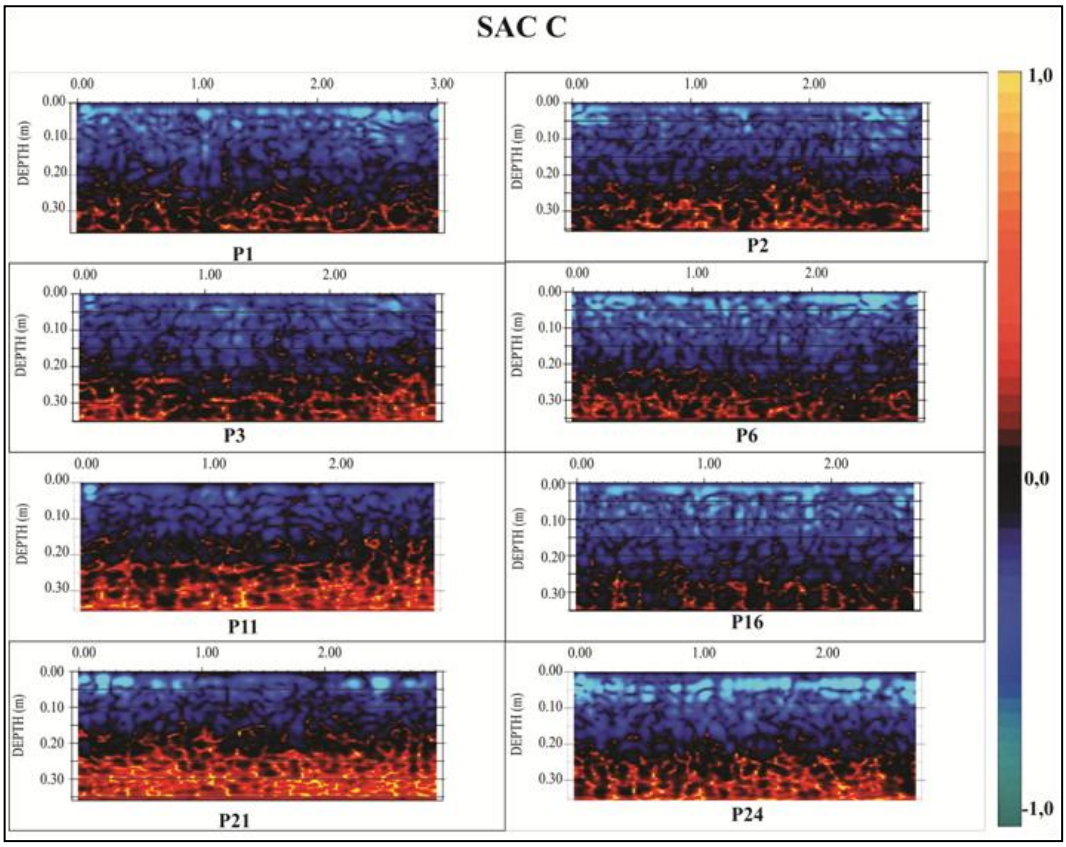


Figura 6.44. Perfis transversais (*Instant Amplitude*) gerados pelo *GPR* no SAC C.

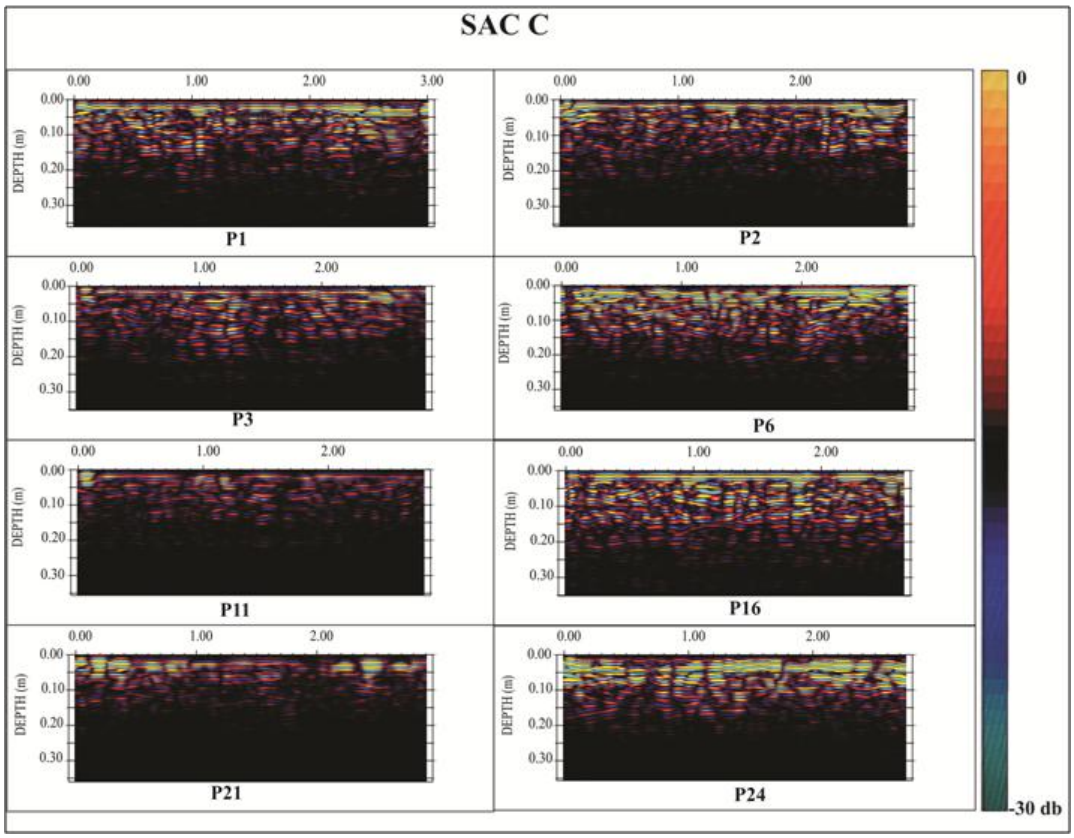


Figura 6.45. Perfis transversais (*Real Polarity*) gerados pelo *GPR* no SAC C

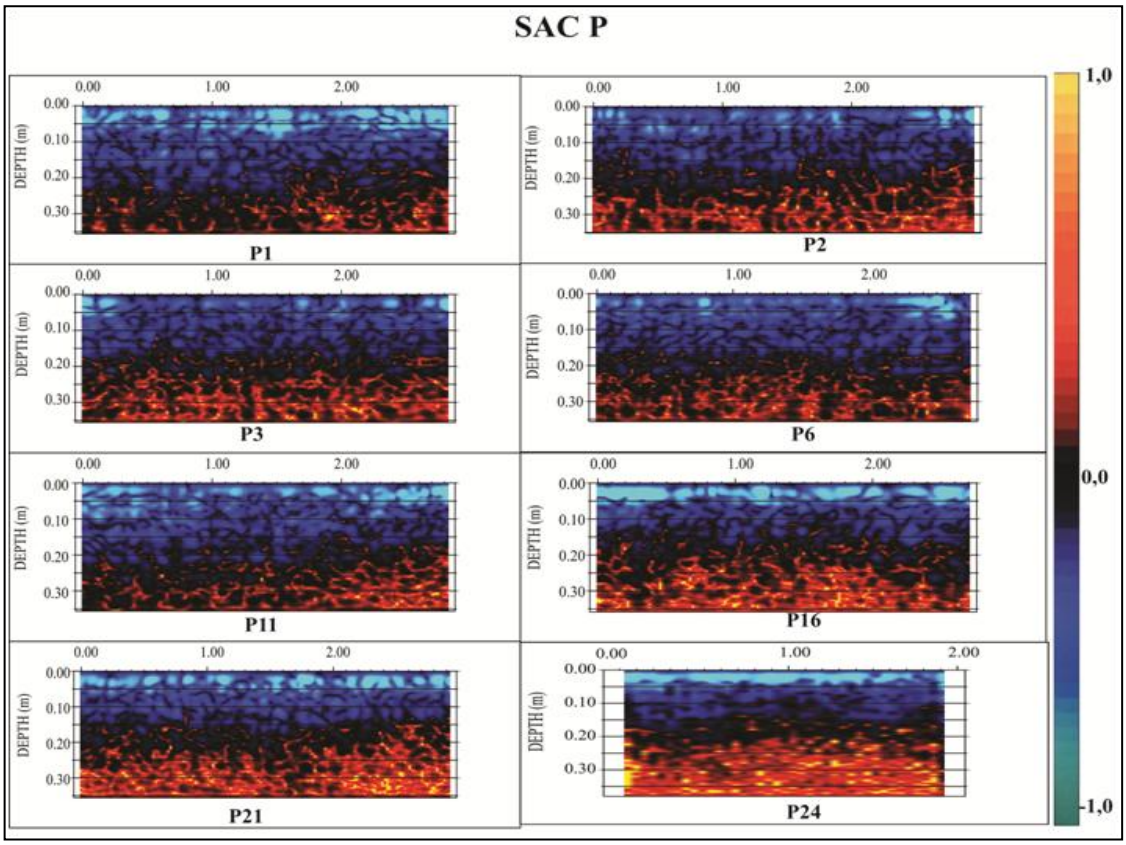


Figura 6.46. Perfis transversais (*Instant Amplitude*) gerados pelo *GPR* no SAC P

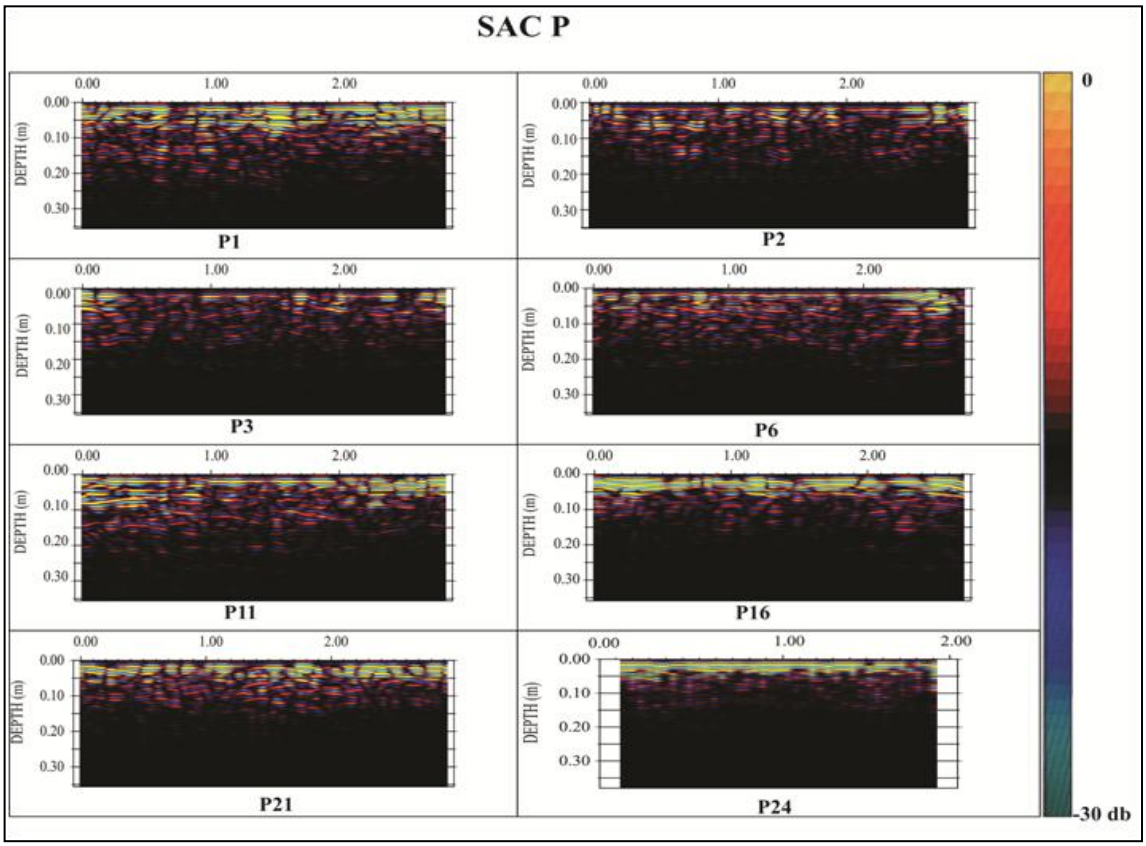


Figura 6.47. Perfis transversais (*Real Polarity*) gerados pelo *GPR* no SAC P

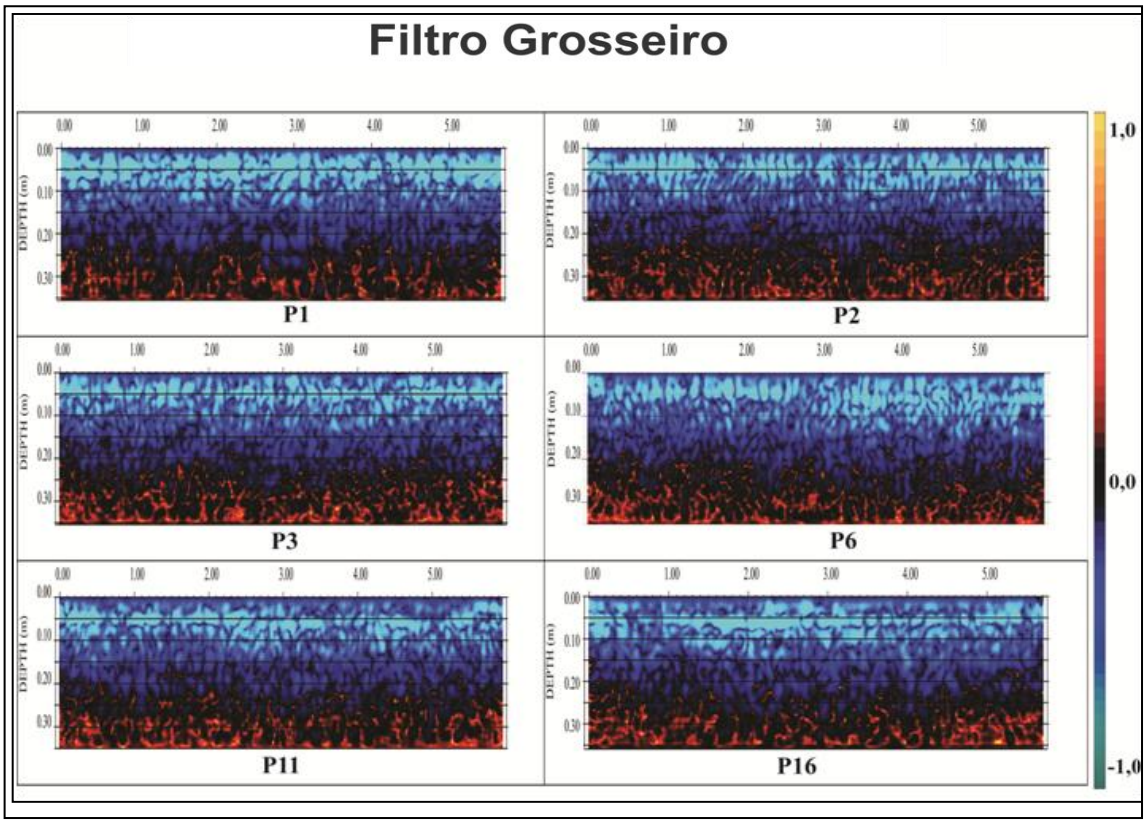


Figura 6.48. Perfis transversais (*Instant Amplitude*) gerados pelo *GPR* no Filtro Grosseiro

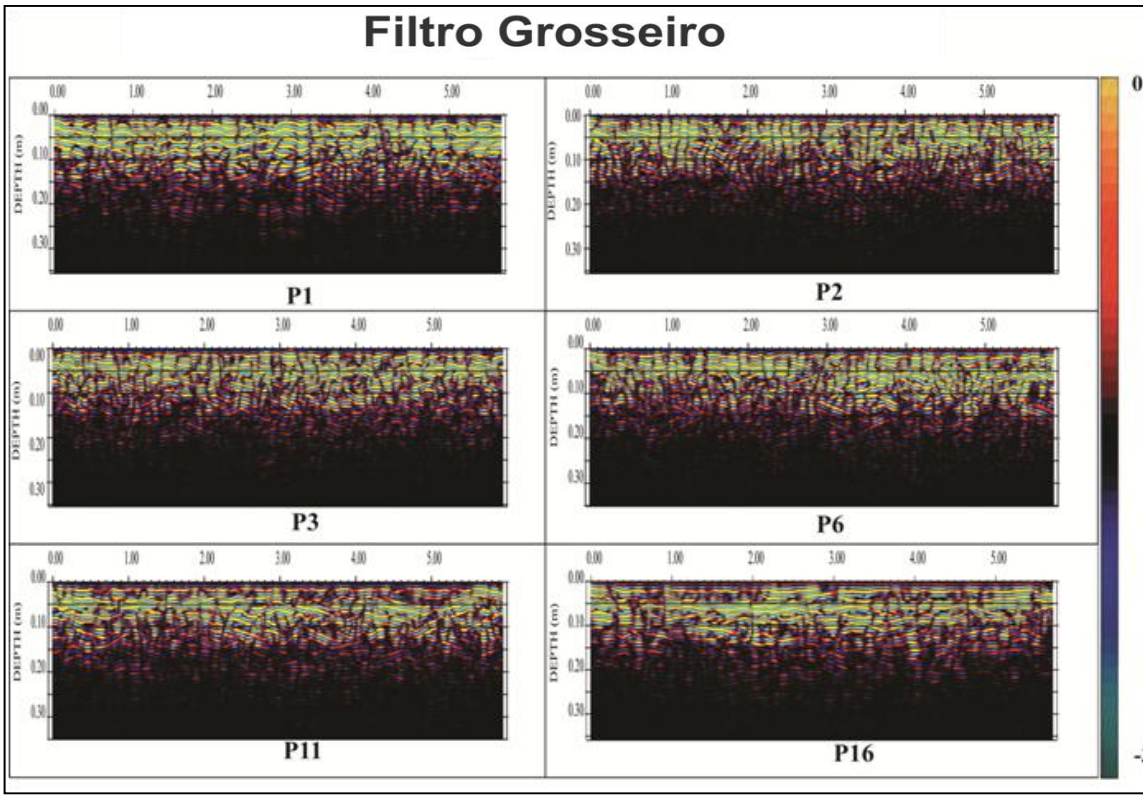


Figura 6.49. Perfis transversais (*Real Polarity*) gerados pelo *GPR* no Filtro Grosseiro

Como se pode observar nas imagens, a seção posicionada a 1,0 m do talude de entrada dos SACs não é a mais crítica, por estar localizada a 0,5 m do tubo de distribuição do afluente e, assim, não houve ainda a total introdução da água residuária no meio. Além disso, está em

contato com a camada de pedra de mão, que pela maior granulometria, possibilita maior porosidade ao meio.

A seção distante 2,0 m desse talude é aquela que aparenta estar em estado mais crítico no SAC P, com início de recuperação da porosidade livre a partir de 11,0 m de distância, onde é encontrada uma das piores condições nas seções transversais do SAC C. A diferença no escoamento superficial pode ser observada na porosidade livre na seção distante 21,0 m do talude de entrada dos dois SACs. No SAC C, há porosidade livre nas suas extremidades esquerda e direita, sendo o escoamento visível principalmente no centro (Figura 6.15). No limite entre a escória britada #2 e a pedra de mão (24,0 m), observa-se boa porosidade livre.

Com essas observações verifica-se que, realmente, o SAC P apresenta maior porosidade livre e, portanto, está menos colmatado, havendo pior condição no seu início, porém melhor recuperação com a distância de seu início. Também é possível dizer que o uso do *GPR* é muito promissor para caracterização dos SACs, no que se refere à visualização da porosidade livre, em subsuperfície, possibilitando a caracterizando das condições hidrodinâmicas do meio tal como observadas em campo. Entretanto, para tornar menos subjetiva essa análise de imagens, torna-se necessário criar uma forma de quantificar a porosidade livre. Com essa finalidade, criou-se a Tabela 5.3 e as Equações 5.14 e 5.15, de forma a se gerarem valores que possibilitam quantificação dessa variável. A estimativa das porosidades livres obtidas utilizando-se as referidas equações está apresentada na Tabela 6.33.

Tabela 6.33. Seções e porosidades livres ($m^3\ m^{-3}$) obtidas pela análise das imagens do *GPR*

Posição	SAC C	SAC P	Filtro Grosseiro
1	0,250	0,343	0,455
2	0,262	0,237	0,438
3	0,242	0,248	0,457
6	0,276	0,256	0,442
11	0,241	0,252	0,450
16	0,275	0,294	0,450
21	0,285	0,307	-
24	0,318	0,340	-
Média	0,268	0,285	0,449

Como se pode verificar pelos resultados, os valores calculados de porosidade livre corroboram as observações de campo, indicando piores condições no início do SAC P, com sua recuperação gradativa a longo da unidade. A partir da seção posicionada a 11,0 m do

talude de entrada dos dois SACs, começa a se verificar a presença de maior porosidade livre no SAC P.

Com base nos resultados obtidos, considera-se que a análise dos valores de porosidade livre produzidos a partir de imagens geradas por *GPR* constituem uma forma promissora de se predizer a ocorrência de escoamento superficial sobre a superfície do leito de SACs-EHSS. Os valores encontrados foram bastante inferiores aos encontrados pela metodologia de medição do volume necessário para preenchimento dos vazios, e menores que os obtidos pelos cálculos por meio da Equação 6.2. Em razão das condições observadas em campo e pelo longo período de operação do sistema, esses valores obtidos pelo *GPR* parecem ser mais condizentes com a situação atual dos leitos.

A seção transversal útil de escoamento é obtida pelo produto da altura do nível d'água pela largura e a porosidade inicial no SAC-EHSS que, no caso deste estudo são, respectivamente, 0,30 m, 3,0 m e 0,40 m^3 m^{-3}. Havendo a elevação do nível d'água para 0,4 m (altura total da camada de escória), mantendo-se a mesma largura, o líquido irá escoar por essa nova seção transversal, que porém, tem mesmo volume útil. Essa aproximação, desconsiderando zonas mortas e caminhos preferenciais, permite obter o novo valor da porosidade livre, que teria de ser de aproximadamente de 0,30 m^3 m^{-3}, que passa a ser o valor mínimo que o meio poroso tenha para que não ocorra escoamento superficial. Considerando-se esse valor, haveria de se ter escoamento superficial no SAC P até, pelo menos, 16,0 m de distância do seu talude de entrada, o que não mais deveria ocorrer a partir de 21,0 m. No SAC C, segundo a mesma predição, o escoamento deveria ultrapassar essa seção. Verificando-se as informações apresentadas na Tabela 6.14, referentes ao dia 12/11/14, é justamente o que se verifica, observando-se a ocorrência de escoamento superficial até 22,0 m do talude de entrada do SAC C e de 19,0 a 20,0 m, do SAC P.

Calculando a porosidade média dos SACs, pelo método do *GPR*, verifica-se que a unidade plantada tem valor médio 1,06 vezes maior que a unidade não plantada. Quando se compara a eficiência volumétrica pelo traçador salino, o SAC P tem 1,09 vezes mais espaços porosos disponíveis.

No Filtro Grosseiro, a consideração do ponto a 16,0 m como referência, com porosidade igual à medida no substrato limpo, possibilitou observar 95, 91, 95, 92, e 100%, respectivamente, para as posições 1, 2, 3, 6 e 11 (m de distância da entrada). O maior valor do ponto a 1,0 m pode ser explicado pela interação com a pedra de mão, havendo aumento contínuo de $\mathcal{E}$,

posteriormente. Interessante notar que, logo de início, há perda de 9% da porosidade inicial (FG2) e, após 7 anos, nos SACs, sendo de até 41% no trecho mais crítico (P2) e em torno de 46% em todo o SAC C.

O monitoramento futuro do FG proporcionará análises interessantes no que se refere aos fatores de maior influência na colmatação de meios porosos. A carga orgânica aplicada no filtro é de 195 kg ha^{-1} d^{-1} de *DBO*, sendo principalmente devida às algas que proliferam nas duas lagoas em série. Esse valor é superior ao dos afluentes dos SACs, que variou entre 35 a 86 kg ha^{-1} d^{-1}. Assim, há uma expectativa de que o sistema se colmate mais rapidamente, tal como sugerido por outros autores, tais como Winter e Goetz (2003) e Zhao et al. (2009). Por outro lado, o substrato utilizado, brita gnáissica, é mais resistente do que a escória, material de preenchimento dos SACs, e como observado neste trabalho e no trabalho de Pedescoll et al. (2009), o desgaste do material suporte é um fator fundamental na obstrução dos poros. Além disso, a escória é mais reativa e proporciona maior aderência de sólidos e formação de precipitados, contribuintes na redução dos espaços porosos desses sistemas.

6.2.5.3. Perfis longitudinais dos SAC e FG

Após identificação da colmatação do meio poroso, graças aos perfis gerados pela antena de 1,6 GHz, que possibilita a observação do grau de obstrução dos poros nas seções mapeadas, partiu-se para avaliar a possibilidade de uso das imagens geradas com *GPR*, para identificação de problemas de vazamentos na estrutura dos SACs-EHSS.

Usando antenas de maior alcance, isso é, de menor frequência, pode-se confirmar ou refutar a hipótese de Costa (2013), que levantou a possibilidade de haver infiltração de água residuária através da argila compactada do fundo dos SACs, o que influenciaria no balanço hídrico desses sistemas.

Feita a prospecção nos lados esquerdo, direito, nos SACs-EHSS e FG, e central, apenas no FG, no sentido longitudinal, foi levantado um perfil de 2,5 a 3,0 m de profundidade, estando os resultados apresentados nas Figuras 6.50, 6.51 e 6.52. Como pode ser observado nas imagens, marcou-se a profundidade de 0,4 m nos SACs e 0,60 m no FG (destacado em traço vermelho), que é o referencial de fundo, abaixo do qual a identificação de linhas escuras contínuas pode caracterizar infiltração, com consequente perda de água no sistema.

Na Figura 6.50 não há qualquer indício que possa sugerir perda de água por uma rota que não seja a evaporação. Entretanto, no lado esquerdo do SAC P, a 8,5 m de distância do talude de

sua entrada, parece haver uma linha contínua abaixo do nível referencial do fundo, camada de linha vermelha pontilhada. Apenas nesse trecho é possível observar uma região de umidade que começa na zona preenchida com escória, passa pela camada impermeável e avança em profundidade. Nos demais, como no SAC C a 8,0 m, que poderiam sugerir também a falha na estrutura compactada, não há continuidade entre essas duas zonas. No FG, Figura 6.52, existem dois pontos (destacados) que também podem sugerir passagem do líquido pela camada impermeável.

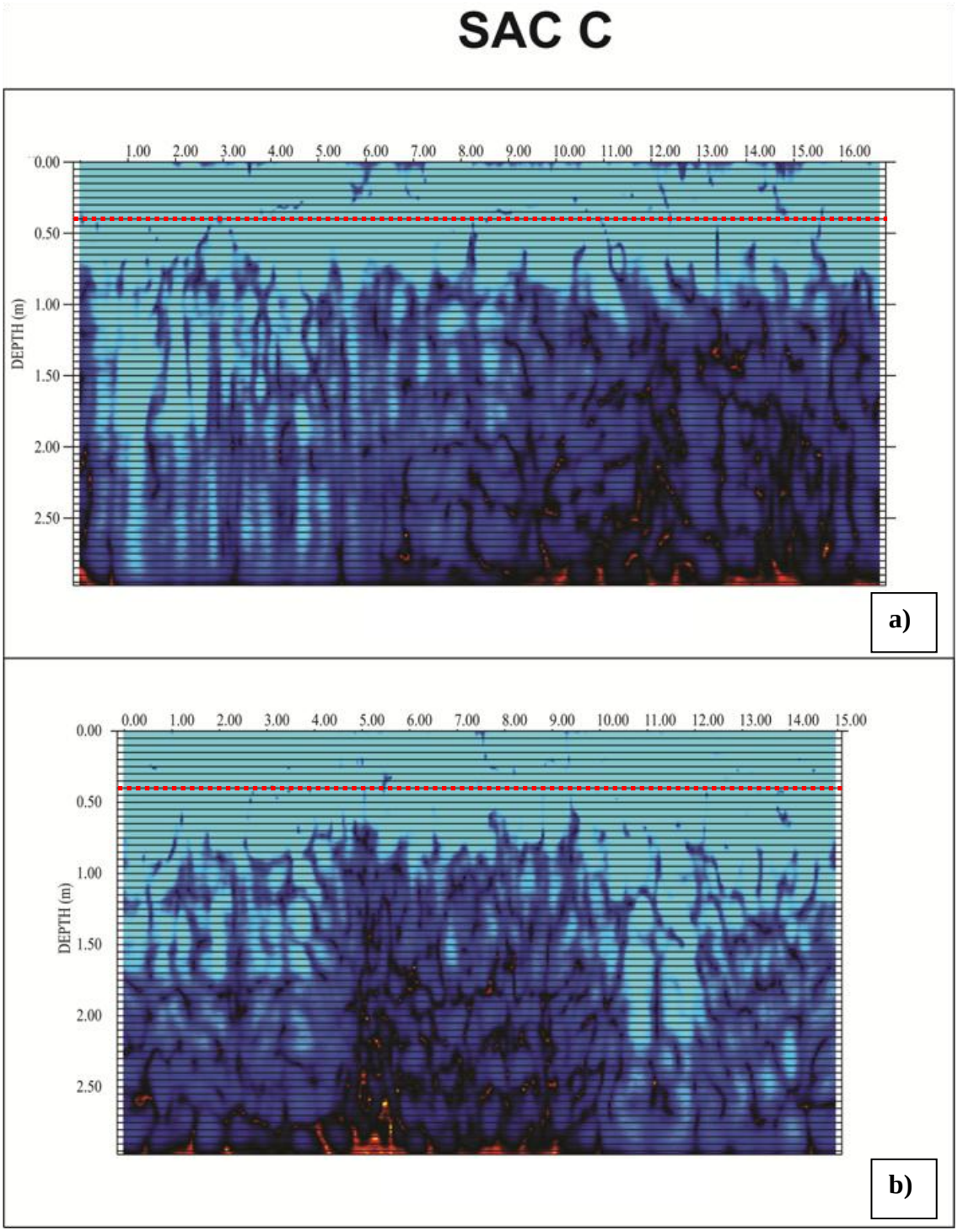


Figura 6.50. Perfis longitudinais dos lados direito (a) e esquerdo (b) (*Instant Amplitude*), gerados pelo *GPR* no SAC C

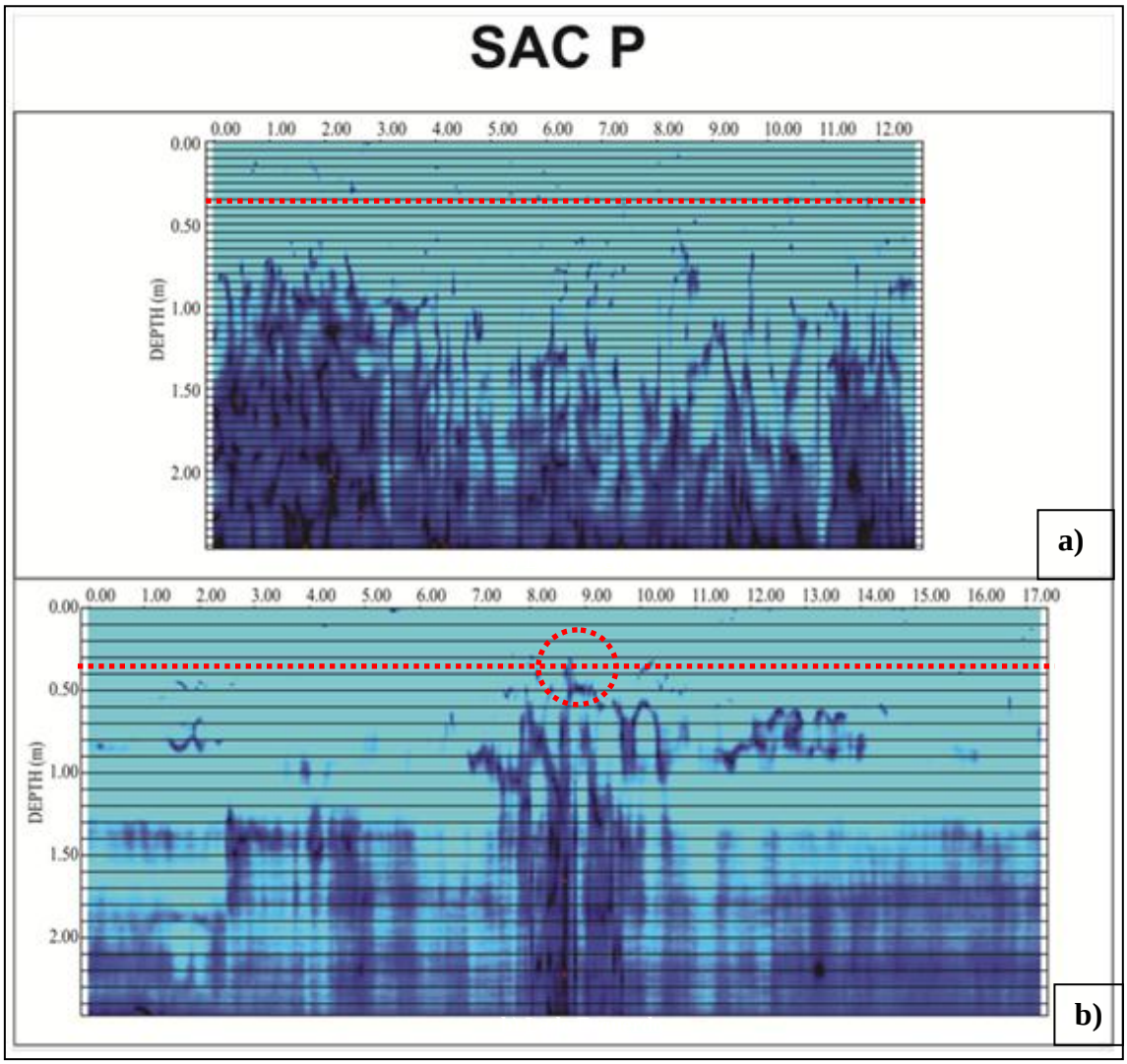


Figura 6.51. Perfis longitudinais dos lados direito (a) e esquerdo (b) (*Instant Amplitude*), gerados pelo *GPR* no SAC P.

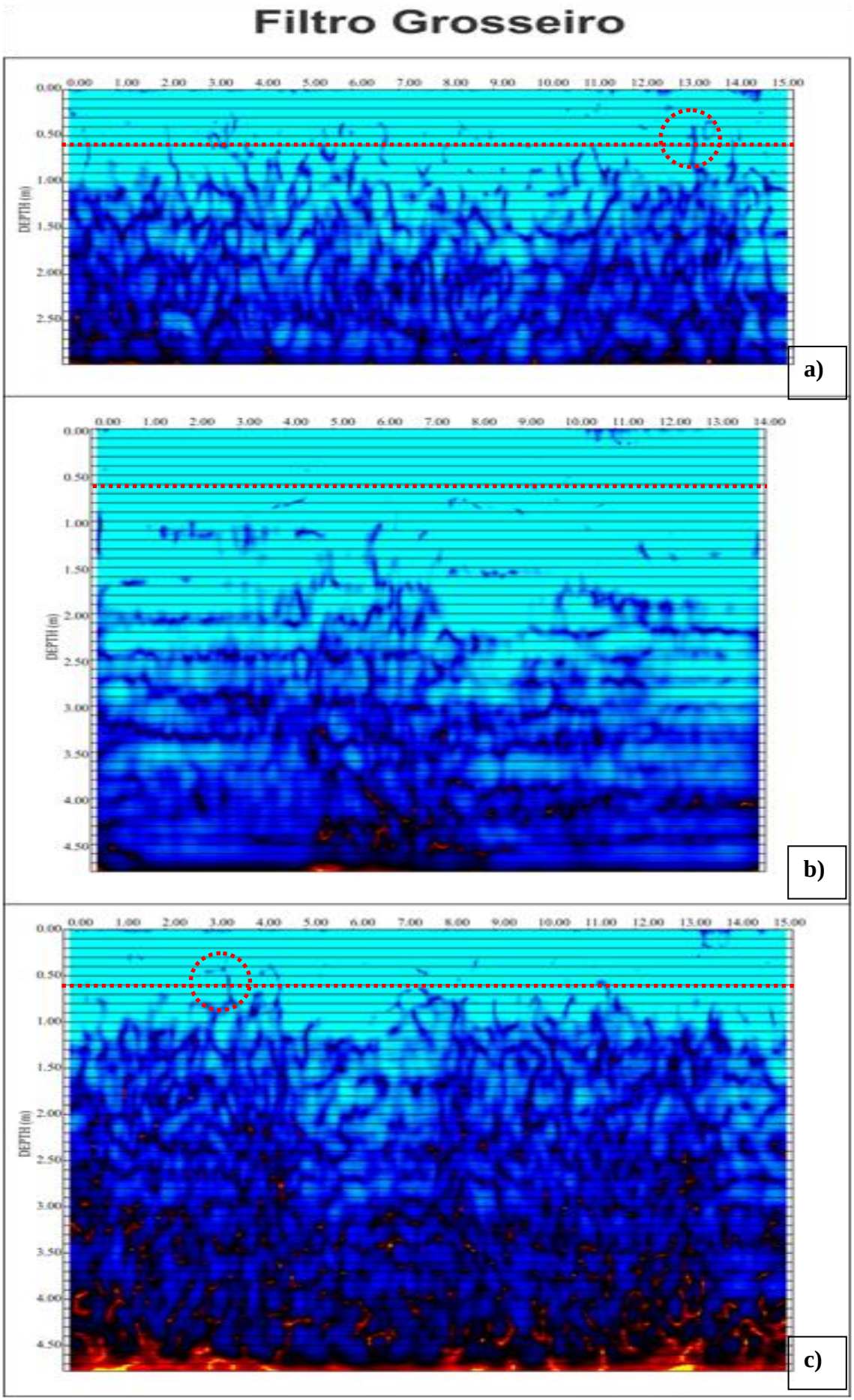


Figura 6.52. Perfis longitudinais dos lados direitos (a), central (b) e esquerdo (c) (*Instant Amplitude*), gerados pelo *GPR* no Filtro Grosseiro.

Apesar de ter sido detectado indício de infiltração no SAC P, não se comprova totalmente as suspeitas de Costa (2013), já que a autora levantou a suspeita de perdas de água por infiltração nos dois SACs, e, pelas imagens, verificou-se não haver indícios de infiltração no SAC C. Além disso, os valores de evaporação e transpiração encontrados nos SACs pelo autor, ficaram aquém aos reportados na literatura. O autor considerou que, das perdas hídricas de 24%, 2% seriam por evaporação, 3% por transpiração e o restante (19%) à infiltração/percolação. Dessa forma, a evapotranspiração seria de 5%, o que corresponderia, nos SACs avaliados, a 6,6 mm d^{-1}, abaixo dos citados para países de clima frio, segundo Tanner e Sukias (1995), e bem inferiores aos de clima quente, segundo El Hamouri et al. (2007) e Brasil e Matos (2008). Ainda no que se refere à influência da colmatação na questão do balanço hídrico em SACs-EHSS, verifica-se que, no SAC C, as perdas hídricas se aproximam e podem, até, estar superando, as perdas de água no SAC P em decorrência da maior exposição da água residuária e, consequentemente maior evaporação, quando em escoamento superficial.

7. CONCLUSÕES

Como conclusões do trabalho, pode-se afirmar que:

- Não foram observados índicios de perda de eficiência na remoção de poluentes com a colmatação, mesmo estando os dois SACs em estágio avançado de obstrução dos poros;
- Verificou-se que os sólidos colmatantes são em sua maioria inorgânicos e provenientes do desgaste do material filtrante, porém, os sólidos orgânicos são aqueles que mais influenciam nas condições hidrodinâmicas nos SACs-EHSS, havendo condições mais críticas onde se encontram em maior proporção. Assim, a presença de sólidos orgânicos no meio poroso está melhor associada à colmatação que a de sólidos inorgânicos;
- Dentre as unidades avaliadas, o SAC não plantado encontra-se em situação mais crítica, em termos de grau de colmatação do meio poroso, apresentando maior extensão de escoamento superficial, menor *TDH* e menor porosidade livre ao final do leito;
- Com a utilização do *GPR*, foi possível estimar a porosidade livre, obtendo-se respostas semelhantes às observadas, visualmente, em campo, e também observar uma presumível evidência de infiltração na argila compactada no SAC P;
- O traçador salino pode ser utilizado em estudos de avaliação do grau de colmatação de SAC, já que a porcentagem de recuperação do sal não influenciou nos resultados;
- A medição da condutividade hidráulica, da forma como é realizada, não proporcionou resultados condizentes com os indicados pelos outros métodos utilizados para avaliação das atuais condições hidrodinâmicas ou grau de colmatação nos SACs-EHSS. A alteração dos métodos também não favoreceu a obtenção de medições mais fidedignas, observando-se, no entanto, que algumas metodologias, embora ainda incipientes, possam ser promissoras;
- A caracterização pelo método *GPR*, pelo uso do traçador salino (NaCl) e pela porcentagem de sólidos voláteis são as que mais se assemelham às atuais condições dos SACs-EHSS avaliados.
- A maior quantidade de sólidos oriundos do desgaste do substrato no SAC plantado é refletida pela ligeira menor granulometria das partículas do seu substrato, em comparação com a unidade sem plantas;
- Com base no resultado do conjunto das análises, propõe-se o seguinte modelo de gênese da colmatação: a ação da água residuária e microrganismos proporciona desgaste do substrato de preenchimento dos SACs-EHSS e, com o acúmulo contínuo deste material desgastado

nos poros, pequenas quantidades de material orgânico são suficientes para causar sua obstrução e consequentes alterações nas condições hidrodinâmicas em SACs-EHSS.

8. RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se após a realização desse trabalho:

- Com base no modelo proposto, após as observações em campo e laboratório, adotar como práticas operacionais, tempo suficiente de repouso no sistema, capaz de proporcionar a degradação da matéria orgânica retida nos poros, o que deve favorecer o desbloqueio parcial do meio poroso e, assim, se conviva com o inevitável problema da colmatação em SACs-EHSS;
- Colocar no leito substrato previamente lavado para diminuir a quantidade de finos que podem acelerar o processo de colmatação;
- Simular o desgaste em condições semelhantes ao do tratamento, como *pH*, concentração de sulfetos, dentre outros fatores, de forma a permitir estimar a contribuição dessa fonte de sólidos de colmatação;
- Caracterizar o substrato quanto à sua granulometria e resistência a impactos, antes e após operação contínua, recebendo água residuária;
- Caracterizar o restante dos sólidos de colmatação para obtenção dos teores de exopolissacarídeos e outras frações orgânicas, além de precipitados, com a finalidade de desenvolver modelos de predição da colmatação do sistema;
- Utilizar o método do Georadar em outras pesquisas para avanço na questão da identificação da colmatação, observando a progressão da obstrução ao longo do tempo, além do uso das equações desenvolvidas neste trabalho;
- Usar o referencial da proporção de sólidos voláteis ao invés da simples apresentação da concentração de sólidos totais das amostras retiradas do leito, para inferir sobre a situação do SAC;
- Desenvolver outras modificações no Permeâmetro de Carga Variável ou Carga Constante, de forma a favorecer o escoamento horizontal, para que forneça uma caracterização mais condizente com a condição do SAC. Uma possibilidade é o uso das cestas removíveis do leito;
- Utilizar as respostas advindas do traçador empregado, sempre de forma comparativa, tendo situações semelhantes (configurações e alimentação) e mesma substância empregada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-SHAFY, H.I.; DEWEDAR, A. Constructed wetlands for urban Wastewater treatment in Egypt. *Sustainable Sanitation Practice*, v.12, p.27-32, 2012.

ADRADOS, B.; SANCHEZ, O.; ARIAS, C.A.; BECARES, E.; GARRIDO, L.; MAS, J. BRIX, H.; MORAT, J. Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. *Water Research*, v.55, p.304-312, 2014.

AGUIRRE, P.; OJEDA, E.; GARCÍA, J.; BARRAGÁN, J.; MUJERIEGO, R.. Effect of water depth on the removal of organic matter in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *J. Environmental Science and Health*, v.40, p.1457–1466, 2005.

ALBUQUERQUE, A.; OLIVEIRA, J.; SEMITELA, S.; AMARAL, L. Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. *Journal of Environmental Sciences*, v.22, n.6. p.820-825, 2010.

ALCARDE, J.C. Corretivos da acidez dos solos: características e interpretações técnicas: *Boletim Técnico*. ANDA, São Paulo, SP. 26p., 1992.

ALCOCER, D.J.R.; VALLEJOS. G.G.; CHAMPAGNE, P. Assessment of the plug flow and dead volume ratios in a sub-surface horizontal-flow packed-bed reactor as a representative model of a sub-surface horizontal constructed wetland. *Ecological Engineering*, v.40, p.18-26, 2012.

ÁLVAREZ, J.A.; RUÍZ, I.; SOTO, M. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.33, p.54–67, 2008.

ÁLVARES, J.A.; BÉCARES, E. The effect of vegetation harvest on the operation of a surface flow constructed wetland. *Water SA*, v.34, n.5, 2008.

AMADO, L.; ALBUQUERQUE, A.; ESPÍRITO SANTO, A. Influence of stormwater infiltration on the treatment capacity of a LECA-based horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, v.39, p.16– 23, 2012.

ANNAN, A.P. *GPR - Workshop Notes*. Sensors and Software Inc., Hc. October. 72p., 1992.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22a. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1496p, 2012.

ARCEIVALA, S.J. W*astewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control*. New York, Marcel Dekker, 892p., 1981.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT/NBR 7217 – *Agregados - Determinação da composição granulométrica:* Rio de Janeiro: ABNT, 3p., 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT/NBR 7225 – *Materiais de pedra e agregados naturai*s: Rio de Janeiro: ABNT, 4p., 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT/NBR 10.006 – *Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas,16p., 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT/NBR 10.006 – *Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos: Classificação*. Rio de Janeiro: ABNT, 3p., 2004.

ARANHA, P.R.A.; AUGUSTIN, C.H.R.R.; SOBREIRA, F.G. The use of GPR for characterizing underground weathered profiles in the sub-humid tropics. *Journal of Applied Geophysics*, v.49, p.195– 210, 2002.

ARANHA, P.R.A. *Apostila de Georadar.* Departamento de Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. v.8, 43p., 2011.

AVELAR, F.F.; MATOS, A.T.; MATOS, M.P.; BORGES, A.C. Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with Mentha aquatica. *Environmental Technology*, v.35, p.2095-2103, 2014

ÁVILA, C.; REYER, C.; BAYONA, J.M.; GARCÍA, J. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. *Water Research*, v.47, p.315-325, 2013.

BABATUNDE, A.O. Engineered wetlands: *Concept, design and development of an alum sludge based constructed wetland system.* VDM Verlag Dr. Müller publishing, 212 p., 2010.

BAGARELLO, V.; IOVINO, M.; ELRICK, D.E. A simplified falling-head technique for rapid determination of field-saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v.68, n.1, p.66-73, 2004.

BANCOLÈ, A.; BRISSAUD, F.; GNAGNE, T. Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration. *Water Science and Technology*, v.48, p.139–146, 2003.

BAPTESTINI, G.C.F. *Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com inversão no sentido de escoamento.* Tese de doutorado em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, MG, 182p. 2014.

BARRETO, A.B.; VASCONCELLOS, R.; VON SPERLING, M.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; VASEL, J.L. Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from full-scale constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v.72, n.4, p.553-650, 2015.

BATCHELOR, A.; LOOTS, P. A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commisioning. *Water Science and Technology*, v.35, n.5, p.337-343, 1997.

BATTY, L.C.; YOUNGER, P.L. Growth of Phragmites australis (Cav.) Trin ex. Steudel in mine water treatment wetlands: effects of metal and nutrient uptake. *Environmental Pollution*, v.132, p.85-93, 2004.

BAVEYE, P.; VANDEVIVERE, P.; HOYLE, B.L.; de LEO, P. C.; de LOZADA, D.S. Environmental impact and mechanisms of the biological clogging of saturated soils and aquifer materials. Crit. Rev. *Environmental Science Technology*, v.28, p.123–191, 1998.

BAVOR, H.J.; SCHULZ, T.J. *Sustainable suspended solids and nutrient removal in large-scale, solid-matrix, constructed wetland systems*. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.). Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, p.646–656, 1993.

BEAUCHAMP, D.; CONLEY, L.; HUFTON, D.; STONE, C. *The root-zone method of wastewater treatment: a technology assessment.* Unpublished project report, School of Civil and Environmental Engineering. Cornell University. Ithaca, New York. 227p., 1988.

BEDIENT, P.B.; RIFAI, H.S.; NEWELL, C.J. *Ground Water Contaminatiom: Transport and Remediation.* Prentice-Hall Inc., New Jersey, USA, 1994. 542p.

BEHRENDS, L.L.; BAILEY, E.; HOUKE, L.; JANSEN, P.; SMITH, S. Non-invasive methods for treating and removing sludge from subsurface flow constructed wetlands I. In: *Proceedings* of the Annual National Onsite Wastewater Recycling Association (NOWRA) Meeting. NOWRA, Baltimore, Maryland, 2006a.

BEHRENDS, L.L; BAILEY, E.; HOUKE, L.; JANEN, P.; SMITH, S. Non-invasive methods for treating and removing sludge from subsurface flow constructed wetlands II. In: V. DIAS; VYMAZAL, J. *Proceedings* of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 23–29 September 2006; Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) and IWA: Lisbon, Portugal, p.1271–1281, 2006b.

BIHAN, Y.; LESSARD, P. Monitoring biofilter clogging biochemical characteristics of the biomass. *Water Research*, v.34, n.17, p.4284-4294, 2000.

BLAZEJEWSKI, R., MURAT-BLAZEJEWSKA, S. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Science and Technology*, v.35, n.5, p.183–188, 1997.

BODIN, H.; MIETTO, A.; EHDEC, P.M.; PERSSON, J.; WEISNERC, S. Tracer behaviour and analysis of hydraulics in experimental free water surface wetlands. *Ecological Engineering*, v.49, p.201–211, 2012.

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

BORGES, W.R. *Investigações geofísicas na borda da bacia sedimentar de São Paulo, utilizando-se GPR e eletrorresistividade*. Dissertação de mestrado em Geociências Aplicadas, Programa de Pós-Graduação em Ciências, Instituto de Astronomia, Geofísicas e Ciências Atmosféricas (IAG), Universidade de São Paulo. 122p., 2002.

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

BRACHO, N.; BRISSAUD, F.; VASEL, J. L. *Hydrodynamic of ponds Part II:* Practice. In: Palestra do 8° IWA conference on WSP. Belo Horizonte, 2009.

BRAGATO, C.; BRIX, H.; MALAGOLI, M. Accumulation of nutrients and heavy metals in Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel and Bolboschoenus maritimus (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environmental Pollution*, v.144, p.967-975, 2006.

BRANDÃO, V.S.; CECÍLIO, R.A.; PRUSKI, F.F.; SILVA, D.D. *Infiltração da água no solo.* Editora UFV, 3ª ed., Viçosa, MG, 120p., 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. *Análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes: métodos oficiais*. Brasília: LANARV, 104p., 1983.

BRASIL, M. S. *Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico.* Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 174 p., 2005.

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

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, p.323-328, 2008.

BREEN, P.F.; CHICK, A.J. Rootzoned dynamics in constructed wetlands receiving wastewater: A comparison of vertical and horizontal flow systems. *Water Science and Technology*. v.32, n.3. p.281-290, 1995.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, v.18, n.2, p.100-107. 1989.

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 rolen in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, v.35, n.5, p.11-17, 1997.

CAPUTO, H.P. *Mecânica dos solos e suas aplicações: Fundamentos.* São Paulo: LivrosTécnicos e Científicos Editora Ltda. 6ª edição, v. 1, São Paulo, SP, 1989.

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

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

CEREZO, R.G; SUÁREZ, M.L; VIDAL-ABARCA, M.R. The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering*, v.16, n.4. p.501–517, 2001.

CEPTS, Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento. *Folheto informativo impresso*. UFMG/COPASA, s.d.

CETESB. *Métodos Geofísicos*. Projeto CETESB-GTZ, n.6200, 13p., 1999.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G. GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.21, p.165–173, 2003.

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.

CHAZARENC, F.; NAYLOR, S.; COMEAU, Y.; MERLIN, G.; BRISSON, J. Modeling the Effect of Plants and Peat on Evapotranspiration in Constructed Wetlands. International *Journal of Chemical Engineering*, v.2010, 6p., 2010.

CHERNICHARO, C.A.L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v.5, p.73-92, 2006.

CHRISTENSEN, B.E.; CHARACKLIS, W.G. *Physical and chemical properties of biofilms.* In: Biofilms. CHARACKLIS, W.G.; MARSHALL, K.C.(eds). John Wiley & Sons. New York, p.523-584, 1990.

COLARES, C.J.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v.8, n.1, 2013.

COLEMAN, J.; HENCH, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water Air Soil Poll.*, v.128, p.283–295, 2001.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução no 357, de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. 23p., 2005.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução no 430, de 13 de maio de 2011. D*ispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*. 8p., 2011.

CONLEY, L.M.; DICK, R.I.; LION, L.W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. J. *Water Pollut. Control Fed*., v.63, n.3, p.239–247, 1991.

COOPER, D.J.; GRIFFIN, P.; COOPER, P.F. 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.

COOPER, D.; GRIFFIN, P.; COOPER, P. *Factors affecting the Longevity of Subsurface Horizontal Flow Systems Operating as Tertiary Treatment for Sewage Effluent*. Cap.17. In.: Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands. VYMAZAL, J. Institute of Systems Biology and Ecology Czech Academy of Sciences. Springer, Cap. 17, p.191-198, 2008.

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

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. *Water Science and Technology*, v.40. n.3. p.283-289, 1999.

COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais. Deliberação conjunta COPAM/CERH (Conselho Estadual de Recursos Hídricos), no 01 de 13 de maio de 2008. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. 32p., 2008.

COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais. *Esgotamento Sanitário – ETE Arrudas - 2012*. Disponível em: <http://www.copasa.com.br>. Acesso em: 2014.

COPPOLA, A.; SANTINI, A.; BOTTI, P.; VACCA, S.; COMEGNA, V.; SEVERINO, G. Methodological approach for evaluating the response of soil hydrological behaviour to irrigation with treated municipal wastewater. *Journal of Hydrology*, v.292, p.114-134, 2004.

COSTA, J.F. *Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluentes de reator UASB e de filtro biológico percolador.* Tese de Doutorado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 193p., 2013.

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

CORAUCCI FILHO, B.; ANDRADE NETO, C.O.; NOUR, E.A.A.; SOUZA, H.N.; FIGUEIREDO, R.F.; SOUZA, J.T. *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistema de aplicação no solo.* In: CHERNICHARO, C.A.L. (Org.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte, MG: PROSAB, p. 35-103, 2001.

CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J.; REED, S.C. *Natural Wastewater Treatment Systems*. CRC Press, 576 p., 2005.

CUI, L.; ZHANG, Y.; ZHANG, M.; LI, W.; ZHAO, X.; LI, S.; WANG, Y. Identification and modelling the HRT distribution in subsurface constructed wetland. *Journal of Environmental Monitoring*, v.14, p.3037-3044, 2012.

CUNNINGHAM, A.B.; CHARACKLIS, W.G.; ABEDEEN, F.; CRAWFORS, D. . Influence of biofilm accumulation on porous media hydrodynamics. *Environ. Sci. Technol*., v.25, p.1305–1310, 1991.

D'AGOSTINO, L.Z.; SOARES, L. O uso de finos de pedreira de rocha granítico-gnaíssica em substituição às areias naturais na elaboração de argamassa. *Geociências*, v. 22, n.1, p.65-73, 2003.

DAN, T.H.; QUANG, L.N.; CHIEM, N.H.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical constructed wetlands planted with Sesbania sesban: Horizontal subsurface flow versus vertical downflow. *Ecological Engineering*, v.37, p.711–720, 2011.

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

DAVIS, J.L.; ANNAN, A.P. Ground penetrating radar for high resolution mapping of soil and rock stratigraphy. *Geophysical Prospecting*. v.37, p.531-551, 1989.

DAVISON, L.; HEADLEY, T.R.; PRATT, K. Aspects of design, structure and performance and operation of reed beds e eight years' experience in northeastern New South Wales, Australia. *Water Science and Technology*, v.51, n.10, p.129-138, 2005.

DEB, S.K.; SHUKLA, M.K. Variability of hydraulic conductivity due to multiple factors. *American Journal of Environmental Science*, v.8, n.5, p.489-502, 2012.

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

DIERBERG, F.E.; DEBUSK, T.A. An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: rhodamine-WT and lithium. *Wetlands*, v.25, n.1, p.8–25, 2005.

DILLON, P.; PAVELIC, P.; MASSMANN, G.; BARRY, K.; CORRELL, R. Enhancement of the membrane filtration index (MFI) method for determining the clogging potential of turbid urban stormwater and reclaimed water used for aquifer storage and recovery. *Desalination*, v.140, p.153-165, 2001.

DORDIO, A.; CARVALHO, A.J.P. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, v.463-464, p.454–461, 2013.

DORNELAS, F.L. *Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. Dissertação de Mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 101p., 2008.

DUSEK, J.; PICEK, T.; CIZKOVÁ, H. Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecological Engineering*, v.34, p.223-232, 2008.

EL-DIDAMONY, H.; KHALIL, K.A.; KEIKAL, M. Physico-chemical and surface characteristics of some granulated slag–fired drinking water sludge composite cement pastes. *HBRC Journal*, v.10, p.73-81, 2014.

EL HAMOURI, B.; NAZIH, J.; LAHJOUJ, J. Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. *Desalination*, v.21, p.153–158, 2007.

ERGUN, S. Fluid flow through packed columns. *Chemical Engineering Process*, v. 48, p.89-94, 1952.

EUROPEAN COMISSION. *Extensive wastewater treatment processes adapted to small and medium sized communities (500 to 5,000 population equivalent)*. Luxembourg. Disponível em http://europa.eu.int./, 2008.

EUSTÁQUIO JÚNIOR, V.; MATOS, A. T.; CAMPOS, L. C.; BORGES, A. C. Desempenho agronômico da aveia-preta (Avena strigosa Schreb.), cultivada em sistemas alagados construídos. Revista Ambiente e Água - *An interdisciplinary Journal of Applied Science*, v.5, n.1., 2010.

FERREIRA, D.C. *Pós-tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos combinados. Tese de doutorado em Saneamento Rural*. Pós-graduação em Sistemas Agrícolas. Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 227p., 2012

FERRES, G.C. *Variabilidade da condutividade hidráulica e de forma do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial*. Dissertação de mestrado em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 62 p., 2012.

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

FIA, F. R. L. *Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos*. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 160 p, 2009.

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 & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. v.6, n.1, 2011.

FIA, R.; MATOS, A.T.; FERREIRA, P.A.; TEODORO, P.E.P.; SCHUERY, F.C.; LUIZ, F.A.R. Desempenho agronômica da Typha sp. e Alternanthera philoxeroides Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. *Engenharia na Agricultura,* 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, 2010.

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

FLURY, M., WAI, N.N. Dyes as tracers for vadose zone hydrology. *Reviews of Geophysics*, n.41, v.1, p.1–2, 2003.

FONDER, N.; XANTHOULIS, D. Removal processes and their distribution inside a subsurface horizontal flow constructed wetland. *Proceedings...* Internat. Conf. Multi Functions of Wetland Systems. BORIN, M.; BACELLE, S. (eds). Padova, Italy, p. 60-61, 2007.

FONDER, N. *Hydraulic and removal efficiencies of horizontal flow treatment wetlands*. Dissertação (Ciências Agrícolas e Engenharia Biológica). Universidade de Liege, Liege, Bélgica, 2010.

FONDER, N., HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. *Ecological Engineering*, v.51, p.203-211, 2013.

FORTES, C.A. *Correção do solo com silicato de cálcio e magnésio para produção de gramíneas forrageiras*. Dissertação de mestrado em Forragicultura e Pastagens. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 137p., 2006.

FROEHNER, S.; PICCIONI, W.; MACHADO, K.S.; AISSE, M.M. Removal Capacity of Caffeine, Hormones, and Bisphenol by Aerobic and Anaerobic Sewage Treatment. Water *Air Soil Pollut*., v.216, p.463-471, 2011.

FU, G.P.; WU, Z.B.; ZHANG, S.; CHENG S.P.; HE, F. Studies on clogging of the constructed wetland. *Chinese Environmental Science,* v.25, n.3, p.144–149, 2004.

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.

GAGNON, V.; CHAZARENC, F.; KOIV, M.; BRISSON, J. Effect of plant species on water quality at the outlet of a sludge treatment wetland. *Water Research*, v.46, p.5305-5315, 2012.

GARCÍA, J.; AGUIRRE, P.; MUJERIEGO, R.; HUANG, Y.; ORTIZ, L.; BAYONA, J.M.; Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, v.38, p.1669–1678, 2004.

GARCÍA, J.; AGUIRRE, P.; BARRAGÁN, J.; MUJERIEGO, R.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J.M. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.25, p.405-418, 2005.

GARCÍA-PÉREZ, A.; HARRISON, M.; GRANT, B. Recirculation Vertical Flow Constructed Wetland for On-Site Sewage Treatment: An Approach for a Sustainable Ecosystem. *Journal of Water and Environment Technology*, v.9, n.1, 2011.

GARCÍA-PÉREZ, A.; HARRISON, M.; GRANT, B.; CHIVERS, C. Microbial analysis and chemical composition of maize (*Zea mays, L*.) growing on a recalculating vertical flow constructed wetland treating sewage on-site. *Biosystems Engineering*, v.114, p.351-356, 2013.

GARFI, M.; PEDESCOLL, A.; BÉCARES, E.; HIJOSA-VALSERO, M. SIDRACH-CARDONA, R; GARCÍA, J. Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *Science of the Total Environment*, v.437, p.61–67, 2012.

GARMETT, T.; CONN, V.; KAISER, B.N. Root based approaches to improving nitrogen use efficiency in plants. *Plant, Cell and Environment*, v.32, p.1272-1283, 2009.

GE, Y.; LI, S.P.; NIU, X.Y.; YUE, C.L.; XU, Q.S.; CHANG, J. Sustainable growth and nutrients uptake of plants in a subtropical constructed wetland in southeast China. *Fresenius Environmental Bulletin*, v.16, n.9, p.1023-1029, 2007.

GERSBERG, R.M.; ELKINS, B.V.; GOLDMAN, C.R. Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Research*, v.17, n.9, p.1009-1014, 1983.

GIRALDI, D.; IANELLI, R. Measurements of water content distribution in vertical subsurface flow constructed wetlands using a capacitance probe: benefits and limitations. *Desalination*, v.243, p.182-194, 2009.

GRIFFIN, P.; WILSON, L.; COOPER, D. Changes in the use, operation and design of sub-surface flow constructed wetlands in a major UK water utility. In: *Proceedings* of 11th

International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Indore, India, 419–426.

GRISMER, M.E.; CARR, M.T.; SHEPHERD, H.L. Hydraulic Characteristics of a Subsurface Flow Constructed Wetland for Winery Effluent Treatment. *Water Environment Research*, v.73, n.4, p.466-477, 2001.

GRISMER, M.E.; CARR, M.A.; SHEPHERD, H.L. Evaluation of constructed wetland treatment performance for winery wastewater. *Water Environmental Research*, v.75, n.5, p.412–421, 2003.

GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; van LOOSDRECHT, M.C.M. Activated Sludge Model. *Water Science and Technology*, v.39, n.1, p.183-193, 1999.

GUOFEN, H.; WEI, Z.; LIANFANG, Z.; YUNHUI, Z. Applying solubilization treatment to reverse clogging in laboratory-scale vertical flow constructed wetland. *Water Science and Technology*, v.61, n.6, p.1479-1487, 2010.

HANSON, A. *Unplugging the bed of a subsurface-flow wetland using H_2O_2*. In: NEHRING, K.W.; BRAUNING, S.E. (eds) Wetlands and Remediation II. Battelle Institute, Columbus, Ohio, p. 281–287, 2002.

HARBOUR-DOM. *Software Gradix: Ground Penetrating Radar (GPR).* Disponível em: http://www.harbourdom.de/gradix.htm. Acesso em Dezembro de 2014.

HEADLEY, T.R.; HERITY, E.; DAVISON, L. Treatment at different depths and vertical mixing within a 1-m deep horizontal subsurface-flow wetland. *Ecological Engineering*, v.25, p.567-582, 2005.

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

HERBERT-GUILLO, D.; TRIBOLLET, B.; FESTY, D. Influence of the hydrodynamics on the biofilm formation by mass transport analysis. *Bioelectochemistry*, v.53, p.119–125, 2000.

HIJOSA-VALSERO, M; SIDRACH-CARDONA, R; MARTÍN-VILLACORTA, J.; BÉCARES, E. Optimization of performance assessment and design characteristics in constructed wetlands for the removal of organic matter. *Chemosphere*, v.81, p.651-657, 2010.

HILL, D.D.; SLEEP, B.E. Effects of biofilm growth on flow and transport through a glass parallel plate fracture. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.56, p.227-246, 2002.

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

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

HUANG, Y.; LATORRE, A.; BARCELÓ, D.; GARCÍA, J.; AGUIRRE, P.; MUJERIEGO, R.; BAYONA, J.M. Factors affecting linear alkylbenzene removal in subsurface flow constructed wetlands. *Environmental Science and Technology*, v.38, p.2657–2663, 2004.

HUDCOVÁ, T.; VYMAZAL, J.; DUNAJSKÝ, M.K. Reconstruction of a constructed wetland with horizontal subsurface flow after 18 years of operation. *Water Science and Technology,* v.68, n.5, p.1195-1202, 2013.

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

HYÁNKOVÁ, E.; KRISKA-DUNAJSKY, M.; ROZKOSNY, M.; SÁLEK, J. The knowledge based on the research of the filtration properties of the filter media and on the determination of clogging causes. In: *Proceedings* of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 23–29 September 2006. Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) and IWA, Lisbon, Portugal, p.1331–1338, 2006.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Diretoria de Pesquisas.* Coordenação de População e Indicadores Sociais. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Rio de Janeiro, 219p., 2010.

JAIN, R.; MATHUR, M.; SIKARWAR, S.; MITTAL, A. Removal of the hazardous dye rhodamine B through photocatalytic and adsorption treatments. *Journal of Environmental Management*, v.85, p.956–964, 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro – RJ, 4ª ed., 932p., 2005.

KADLEC, R.H., WATSON, J.T. *Hydraulics and solids accumulation in a gravel bed treatment wetland*. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.). Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, p. 227–235, 1993.

KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, 893p., 1996.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L; VYMAZAL, J. BRIX, H.; COOPER, P.; HABERL, R. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operations.* IWA Specialist Group on the Use of Macrophytes in Water Pollution Control. IWA Scientific and Technical report. London, UK. n.8, 156p. 2000.

KADLEC, R.H. Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design. *Ecological Engineering*, v.20, p.1–16, 2003.

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

KANSIIME, F.; VAN BRUGGEN, J. J. Distribution and retention of faecal coliforms in the Nakivubo wetland in Kampala, Uganda. *Water Science and Technology*, v.44, n.11-12, p.199-206. 2001.

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

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

KARCZMARCZYK, A.; RENMAN, G. Phosphorus Accumulation Pattern in a Subsurface Constructed Wetland Treating Residential Wastewater. *Water*, v.3, p.146-156, 2011.

KASEVA, M.E. Performance of a subsurface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater—a tropical case study. *Water Research*, v.38, p.681–687, 2004.

KEEFE, S.H.; BARBER, L.B.; RUNKEL, R.L.: RYAN, J.N.; MCKNIGHT, D.M.; WASS, R.D. Conservative and reactive solute transport in constructed wetlands. *Water Resources Research*, v.40, p.1-12, 2004.

KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. *Desalination*, v.185, p.383–389, 2005.

KELLER, C.H.; BAYS, J.S. *Tracer Studies for Treatment Wetlands*. In: PRIES, J. [Ed.]. Treatment Wetlands for Water Quality Improvement: Quebec, 2000 Conference Proceedings, Pandora Press, Kitchener, Ontario, Canada, p.173–182, 2001.

KHADHRAOUI, M.; WATANABE, T.; KURODA, M. The effect of the physical structure of a porous Ca-based sorbent on its phosphorus removal capacity. *Water Research*, 36, p.3711–3718, 2002.

KHISA, K.; MWAKIO, T. The efficacy of a tropical constructed wetland for treating wastewater during the dry season: the Kenyan experience. *Water Air Soil Pollut.*, v.215, p.137-143, 2011.

KING, A.C.; MITCHELL, C.A.; HOWES, T. Hydraulic tracer studies in a pilot scale subsurface flow constructed wetland. *Water Science and Technology*, v.35, n.5, p.189-196, 1997.

KIVAISI, A.K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, v.16, p.545–560, 2001.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. *Water Science and Technology*, v.36, n.12, p.1-8, 1997.

KNOWLES, P.R.; DAVIES, P.A. A method for the in-situ determination of the hydraulic conductivity of gravels as used in constructed wetlands for wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, v.5, n.1-3, p.257-266, 2009.

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

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

KORKUSUZ, E.A.; BEKLIOGLU, M.; DEMIRER, G.N. Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated

identically for domestic wastewater treatment in Turkey. *Ecological Engineering*, v.24, p.187-200, 2005.

KYAMBADDE, J.; KANSIIME, F.; DALHAMMAR, G. Nitrogen and phosphorus removal in substrate-free pilot constructed wetlands with horizontal surface flow in Uganda. *Water, Air, and Soil Pollution*, v.165, p.37-59, 2005.

LANA, L.C.O. (2013). *Remoção de Poluentes em um Sistema Alagado Construído de Escoamento Vertical com Alimentação em Pulso*. Dissertação de mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil, 108p., 2013.

LANGE, J.; SCHUETZ, T.; GREGOIRE, C.; ELSASSER, D.; SCHULZ, R.; PASSEPORT, E.; TOURNEBIZE, J. Multi-tracer experiment to characterize contaminant mitigation capacities for different types of artificial wetlands. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, v.91, n.7-8, p.768-785, 2011.

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.

LEAL, F.K. *Estudo comparativo de leitos percoladores e banhados construídos de fluxo vertical aplicados à remoção de fósforo em esgoto sanitário*. Dissertação de mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 102 p., 2009.

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

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

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

LEVERENZ, H.L.; TCHOBANOGLOUS, G.; DARBY, J.L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. *Water Research*, v.43, n.3, 695–705, 2009.

LEVINE, A.D.; TCHOBANOGLOUS, G.; ASANO, T. Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Water Research*, v.25, p.911–922, 1991.

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, p.54–58, 2009.

LI, H.Z.; WANG, S.; YE, J.F.; XU, Z.X.; 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, 2011.

LI, H.Z.; YE, J.; XU, Z. The effect of holiday measure on the clogged-type vertical subsurface flow constructed wetland. *Environmental Science*, v.28, n.8, p.1555-1560, 2008.

LIN, A.Y.C., DEBROUX, J.F.; CUNNINGHAM, J.A.; REINHARD, M. Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.20, n.1, p.75–88, 2003.

LUEDERITZ, V.; ECKERT, E.; LANGE-WEBER, M.; LANGE, A.; GERSBERG, R.M. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.18, p.157–171. 2001.

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

MALOSZEWSKI, P.; WACHNIEW, P.; CZUPRYNSKI, P. Study of hydraulic parameters in heterogeneous gravel beds: Constructed wetland in Nowa Slupia (Poland). *Journal of Hydrology*, v.331, p.630– 642, 2006.

MANCL, K.; RECTOR, D. *Sand Bioreactors for Wastewater Treatment for Ohio Communities.* Department of Food, Agricultural and Biological Engineering, The Ohio State University, Ohio, p. 876–899, 1999.

MANDER, U.; JENSSEN, P.D. *Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates. Advances in ecological sciences*, WIT Press, Southampton, UK, 2002.

MARSHALL, J.S. Discrete-element modeling of particulate aerosol flows, *J. Comput. Phys*., v.228, p.1541–1561, 2009.

MATAMOROS, V.; GARCÍA, J. BAYONA, J.M. Behaviour of selected pharmaceuticals in subsurface flow constructed wetlands. A pilot scale study. *Environmental Science and Technology*, v.39, p.5449–5454, 2005.

MATAMOROS, V.; BAYONA, J.M. Elimination of pharmaceuticals and personal care products in subsurface flow constructed wetlands. *Environmental Science and Technology*, v.40, n.18, p.5811-5816, 2006.

MATAMOROS, V.; ARIAS, C.; BRIX, H.; BAYONA, J.M. Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) from Urban Wastewater in a Pilot Vertical Flow Constructed Wetland and a Sand Filter. *Environ. Sci. Technol*., v.41, p.8171–8177, 2007.

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

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. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v.4, n.2, p.31-45, 2009.

MATOS, A. T. *Poluição Ambiental: Impactos no Meio Físico*. Editora UFV, Viçosa, MG, 260 p., 2010a.

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, 2010b.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; BORGES, A.C. Estudo cinético da remoção de matéria orgânica de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies de vegetais. *Engenharia. Agrícola*, v.31, n.6, p.1179-1188, 2011.

MATOS, A.T. *Qualidade do Meio Físico Ambiental: Práticas de Laboratório*. Editora UFV, Viçosa, MG, 150 p., 2012.

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

MATOS, A.T. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos*. Editora UFV, 1a. ed., Viçosa, MG, v.1. 241p., 2014.

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

MCBRIDE, M.B. *Environmental Chemistry of Soil*. Oxford University Press, New York, 1994.

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

MIRANDA, S. T. *Avaliação de aspectos da colmatação e descolmatação de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial*. Dissertação de mestrado em Engenharia Agrícola. Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Ambientais, UFV, 72p, 2014.

MOLLE, P.; LIENARD, 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, p.606-612, 2006.

MONTEIRO, R. C. M; BORGES, A. K. P; TAUK-TORSIELLO, S. M.; DOMINGOS, R. N. Protótipos de sistemas alagados construídos de áreas alagadas para tratamento de efluentes de piscicultura. *HOLOS Environment*, v.8, n.2. p.119-131, 2008.

MORAIS, F. Infiltração – uma variável geomorfológica. *Caderno de Geografia*, v.22, n.38, 2012.

MORRIS, R.H.; KNOWLES, P. *Measurement Techniques for Wastewater Filtration Systems*. In: EINSCHLAG, F.S.G. Waste Water - Treatment and Reutilization. Intechopen, 2011.

MORRIS, R.; NEWTON, M.; KNOWLES, P.; BENCSIK, M.; DAVIES, P.; GRIFFIN, P.; MCHALE, G. Analysis of clogging in constructed wetlands using magnetic resonance. *The Analyst*, v.136, n.11. p.2283-2286, 2011.

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

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

NAZ, M.; UYANIK, S.; YESILNACAR, I.; SAHINKAYA, E. Side-by-side comparison of horizontal subsurface flow and free water surface flow constructed wetlands and artificial

neural network (ANN) modelling approach. *Ecological Engineering*, v.35, p.1255–1263, 2009.

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.

NGUYEN, L. Accumulation of organic matter fractions in a gravel-bed constructed wetland. *Water Science and Technology*, v.44, n.11–12, p.281–287, 2001.

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, p.2037-2046, 2009.

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.; WALLACE, S.; HEADLEY, T.; KASSAB, K.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MULLER, R. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v.61, p.544-554, 2013.

OKABE, S.; KURODA, H.; WATANABE, Y. Significance of biofilm structure on transport of inert particulates into biofilm. *Water Science and Technology*, v.38, p.163–170, 1998.

OLIVEIRA, S. M. A. C. *Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Belo Horizonte, 214p., 2006.

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 Tijuco, município de Ituiutaba, estado de Minas Gerais, Brasil. *Caminhos de Geografia*, v.11, n.33, p.230-243, 2010.

ONESIOS, K.M.; YU, J.T.; BOUWER, E.J. Biodegradation and removal of pharmaceuticals and personal care products in treatment systems: a review. *Biodegradation*, v.20, p.441-466, 2009.

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, p.258–264, 2006.

PAOLI, A.C. *Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos*. Dissertação de mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 144p., 2012.

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, 2013a.

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

PARKER, R.; MALLORY, M. Additional Technical Guidance for Conducting Redox and Sulphide Measurements in Marine Sediments. *Environmental Protection Branch*, Environment Canada, Atlantic Region Fredericton, NB. 6p.; 2003.

PAULY, U. *Performance data of a wastewater and sludge treatment plant derived from the Root Zone Method set against the background of detention times*. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon Press, Oxford, United Kingdom, p. 289-300, 1990.

PAVINATO, P.S.; ROSOLEM, C.A. Disponibilidade de nutrientes no solo - Decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *R. Bras. Ci. Solo*, v.32, p.911-920, 2008.

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

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, p.3579-3589, 2011a.

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.; SAMSÓ, R.; ROMERO, E.; PUIGAGUT, J.; GARCIA, J. Reliability, repeatability and accuracy of the falling head method for hydraulic conductivity measurements under laboratory conditions. *Ecological Engineering*, v.37, p.754–757, 2011c.

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 Soil Pollu*t, v.223, p.2263–2275, 2012.

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

PETROV, R.J.; ROWE, R.K.; QUIGLEY, R.M. Selected Factors Influencing GCL Hydraulic Conductivity. *Journal of Geotechnical and geoenvironmental engineering*, p.683-695, 1997

PICCARD, C.R.; FRASER, L.H.; STEER, D. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource Technology*, v.96, p.1039–1047, 2005.

PINTO, C.S. *Curso Básico de Mecânica dos Solos*. Oficina de Textos, 3a. ed., São Paulo, 354p., 2006.

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

PORSANI, J.L. *Ground Penetrating Radar (GPR), proposta metodológica de emprego em estudos geológicos - Geotécnicos nas regiões de Rio Claro e Descalvado - SP*. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, Rio Claro, SP. 145p., 1999.

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

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*, v.33, n.6, p.1144-1155, 2013.

PRADO, R.M.; NATALE, W.; FERNANDES, F.M. CORRÊA, M.C.M. Reatividade de uma escória de siderurgia em um latossolo vermelho distrófico. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v.28, p.197-205, 2004.

PREZOTTI, L.C.; MARTINS, A.G. Efeito da escória de siderurgia na química do solo e na absorção de nutrientes e metais pesados pela cana-de-açúcar. *Revista Ceres*, v.59, n.4, p.530-536, 2012.

RANIERI, E. Hydraulics of sub-superficial flow constructed wetlands in semi arid climate conditions. *Water Science and Technology*, v.47, n.7–8, p.49–55, 2003.

REED, S.C.; BROWN, D.S. Constructed wetland design - the first generation. *Wat. Environ. Res.*, v.64. p.776-781, 1992.

REED, S. *Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: a technology assessment*. EPA 832 93–001, 1993.

REED, S.R.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, J.E. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill (ed.), 2a ed., New York, USA, 448p. 1995.

RESENDE, M; CURI, N.; KER, J.C.; REZENDE, S.B. *Mineralogia de Solos Brasileiros: Interpretação e Aplicações*. UFLA, 1a ed., Lavras, MG, 192p., 2005.

RIBAS, T.B.C.; FORTES NETO, P. Disposição no solo de efluentes de esgoto tratado visando à redução de coliformes termotolerantes. *Revista Ambiente e Água. An interdisciplinary Journal of Applied Science*, v.3, n.3. p.81-94, 2008.

RIJSBERMAN, F.R. Water scarcity: Fact or fiction? *Agricultural Water Management*, v.80, p.5-22. 2006.

ROSSMANN, M. *Sistemas alagados construídos para tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro: eficiência e caracterização das comunidades microbianas.* Tese de Doutorado em Recursos Hídricos e Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 76p., 2011.

ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; de PAUW, N., Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, v.38, n.6, p.1484–1493, 2004.

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

ROWE, R.K.; ARMSTRONG, M.D.; CULLIMORE, D.R. Particle size and clogging of granular media permeated with leachate. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, v.126, n.9, p.775-786, 2000.

RUIZ, I.; DÍAZ, M.A.; CRUJEIRAS, B.; GARCÍA, J.; SOTO, M. Solids hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester constructed wetlands system. *Ecological Engineering*, v.36, p.1007–1016, 2010.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H.J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Research*, v.32, n.2, p.393-399, 1998.

SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. The Cartridge Theory: A description of the functioning of horizontal subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment, based on modelling results. *Science of the Total Environment*, v.473–474, p.651-658, 2014.

SARMENTO, A.P; BORGES, A.C. ; MATOS, A.T. Evaluation of Vertical-Flow Constructed Wetlands for Swine Wastewater Treatment. *Water, Air and Soil Pollution* (Dordrecht. Online), v.223, p.1065-1071, 2012.

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

SCAPIN, M.A. *Aplicação da difração e fluorescência de Raios X (WDXRF): Ensaios em argilominerais*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Nuclear. Pós-Graduação em Ciências, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo, São Paulo, 80 p., 2003.

SCHUTTE, H.; FEHR, G. Neue Erkenntnisse zum Bau und Betrieb von Pflanzenklaranlagen. *Korresp Abwasser*, v.39, p.872–879, 1992.

SCHMID, B.H.; HENGL, M.A.; STEPHAN, U. Salt tracer experiments in constructed wetland ponds with emergent vegetation: laboratory study on the formation of density layers and its influence on breakthrough curve analysis. *Water Research*, v.38, p.2095–2102, 2004.

SCHWAGER, A.; BOLLER, M. Transport phenomena in intermittent filters. *Water Science and Technology*, v.35, n.6, p.13–20, 1997.

SEEGER, E.M.; MAIER, U.; GRATHWOHL, P.; KUSCHK, P.; KAESTNER, M. Performance evaluation of different horizontal subsurface flow wetland types by characterization of flow behaviour, mass removal and depth-dependent contaminant load. *Water Research*, v.47, p.679-680, 2013.

SEIDEL, K. Macrophytes as functional elements in the environment of man. *Hydrobiology*, v.12, p.121-130, 1971.

SEIFERT, D.; ENGESGAARD, P. Use of tracer tests to investigate changes in flow and transport properties due to bioclogging of porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.93, p.58–71, 2007.

SILVA, L.L.; DONNICI, C.L.; AYALA, J.D.; FREITAS, C.H.; MOREIRA, R.M.; PINTO, A.M.F. Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. *Química Nova*, v.32, n.6, p.1576-1585, 2009.

SIM, C.H. *The use of constructed wetlands for wastewater treatment*. Wetlands International, Malaysia Office, 24p., 2003.

SIQUEIRA, C. Calagem para plantas forrageiras. In: Simpósio sobre calagem e adubação de pastagens Piracicaba. *Anais*... Piracicaba: ABPPF, p. 77-92, 1986.

SIRIANUNTAPIBOON, S.; KONGCHUM, M.; WORAWUT, J. Effects of hydraulic retention time and media of constructed wetland for treatment of domestic wastewater. *African Journal of Agricultural Research*, v.1, n.2, p.27-37, 2006.

SHEPHERD, H.L.; GRISMER, M.E.; TCHOBANOGLOUS, G. Treatment of High-Strength Winery Wastewater using a Subsurface Flow Constructed Wetland. *Water Environmental Research*, v.73, n.4, p.394-403, 2001.

SHEN, C.; YANG, D.; DONG, B. A new operation mode solving clogging problems of horizontal subsurface constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v.62, n.5, p.1045-1051, 2010.

SMITH, J.C. Accumulation of phytoalexins: defense mechanism and stimulus response system. *New Phytol*, v.32, p.1-45, 1996.

SMITH, S.A.; PRETORIUS, W.A. The conservative behaviour of fluorescein. *Water SA, Pretoria*, v.28, n.4. p.203-206, 2002.

SONG, H.L.; NAKANO, K.; TANIGUCHI, T.; NOMURA, M.; NISHIMURA, O. Estrogen removal from treated municipal effluent in small-scale constructed wetland with different depth. *Bioresource Technology*, v.100, p.2945-2951, 2009.

SOUZA, M.M. *Uso do Georadar (GPR) em Investigações Ambientais*. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, PUC, Rio de Janeiro, RJ. 120p., 2005.

STEFANAKIS, A.I.; TSIHRINTZIS, V.A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chem. Eng J.*, v.181, p.416-430, 2012.

STEIN, O.; BIEDERMAN, J.A.; HOOKC, P.B.; ALLEN, W.C. Plant species and temperature effects on the k–C* first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands *Ecological Engineering*, v.26, p.100–112, 2006.

STIKKER, A. Water today and tomorrow. *Futures*, v.30, p.43–62, 1998.

STOTTMEISTER, U.; WIESSNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KASTNER, M.; BEDERSKI, O.; MULLER, R.A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v.22, p.93-117, 2003.

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

TANG, X.; EKE, P. E. SCHOLZ, M.; HUANG, S. Seasonal variability in benzene removal by vertical-flow constructed wetland filters. *Water, Air, and Soil Pollution*, v.202, n.14. p.259-272, 2009.

TANNER, C.T.; 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, p.3046–3054, 1998a.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S.; UPSDELL, M.P. Relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality*, v.27, n.2, 1998b.

TAPIAS, J.; HIMI, M.; LOVERA, R.; DE LA ROCHA, A.; FOCH, M.; SALVADÓ, H.; CASAS, A. Assessing clogging development in infiltration-percolation systems for wastewater treatment by electrical resistivity and induced polarization methods. *Geophysical Research Abstracts*, v.15. EGU General Assembly, 2013.

TASONG, W.A.; WILD, S.; TILLEY, R.J.D. Mechanism by which ground granulated blast furnace slag prevents sulfate attack of lime stabilized kaolinite. *Cem. Concr. Res*., v.29, n.7, p.975–982, 1999.

TAYLOR, C.R.; HOOK, P.B.; STEIN, O.R.; ZABINKSI, C.A. Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. *Ecological Engineering*, v.37, n.5, p.703–710, 2011.

THULLNER, M.; ZEYER, J.; WOLFGANG, K. Influence of Microbial Growth on Hydraulic Properties of Pore Networks. *Transport in Porous Media*, v.49, p.99–122, 2002.

TONETTI, A.L.; COURACCI FILHO, B.; NICOLAU, C.E.; BARBOSA, M.; TONON, D. Tratamento de esgoto e produção de água de reuso com o emprego de filtros de areia. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.17 n.3 p.287-294, 2012.

TORMENA, C.A.; BARBOSA, M.C.; COSA, A.C.S.; GONÇALVES, A.C.A. Densidade, porosidade e resistência à penetração em latossolo cultivado sob diferentes sistemas de preparo do solo. *Scientia Agricola*, v.59, n.4, p.795-801, 2002.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research*, v.43, p.1851-1858, 2009.

TURON, C.; COMAS, J.; POCH, M. Constructed wetland clogging: A proposal for the integration and reuse of existing knowledge. *Ecological Engineering*, v.35, p.1710–1718, 2009.

TVA. In: Steiner, G.R., Watson, J.T. (Eds.). *General Design, Construction, and Operation Guidelines: Constructed Wetlands Wastewater Treatment Systems for Small Users Including Individual Residences.* Tennessee Valley Authority (TVA) Resource Group Water Management, 2a ed. Chattanooga, Tennessee, 1993.

UDEIGWE, T. K; WANG, J. J. Biochemical Oxygen Demand Relationships in Typical Agricultural Effluents. *Water Air Soil Pollut*, v.213. p.237-249, 2010.

USEPA - *Process design manual - Land Treatment of Municipal* . Environmental Protection Agency. Department of the Interior, Washington, D.C., 625p., 1981.

USEPA - *Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment.* U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH. 83p. 1988.

USEPA. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat: 17 Case Studies.* United States Environmental Protection Agency, EPA/832/R-93/005, Washington, DC, 1993a.

USEPA. *Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: A technology assessment.* United States Environmental Protection Agency, EPA 832-R-93-008, Washington, DC, 1993b.

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

VANDEVIVERE, P.; BAVEYE, P. Saturated hydraulic conductivity reduction caused by aerobic bacteria in sand columns. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v.56, n.1, p.1-13, 1992.

VASCONCELLOS, G.R. *Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial*. Dissertação de Mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 112p., 2015.

VIANA, A.P.; BRUCKNER, C.H.; MARTINEZ, H.E.P.; MARTINEZ, C.A.; MOSQUIM, P.R. Teores de Na, K, Mg e Ca em porta-enxertos de videira em solução salina. *Scientia Agricola*, Piracicaba, SP, v.58, n.1, p.187-191, 2001.

VIEIRA, P.C. *Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB*. Tese de doutorado em saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Sanitária, Universidade Federal de Minas, MG. Belo Horizonte, MG. 297p., 2013.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.* DESA, UFMG, v.2, 1ª ed., Belo Horizonte, MG, 211p., 1996.

VON SPERLING, M. *Lodos ativados: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.* DESA, UFMG, 3ª ed., Belo Horizonte, MG, 428p, 2012.

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

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.F.; GREEN, M.B.; HABERL, R. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden. The Netherlands, 1998.

VYMAZAL, J. *Distribution of iron, cadmium, nickel and lead in a constructed wetland receiving municipal sewage.* In: Wetlands – Nutrients, Metals and Mass Cycling. VYMAZAL, J. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands, 341-363, 2003.

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

VYMAZAL, J. KROPFELOVÁ, L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the total environment*, v.407, p.3911-3922, 2009.

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

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiology*, v.674, p.133-156, 2011.

XIE, X.L.; HE, F.; XU, D.; WU, Z. Hydrodynamic aspects of particle clogging in the simulated vertical flow constructed using sand river as substrate. *Fresenius Environmental Bulletin*, v.19, n.11, p. 2567-2575, 2010.

XU, S.; LERI, A.C.; MYNEMI, S.B.; JAFFE, P.R. Uptake of Bromide by Two Wetland Plants (Typha latifolia L. and Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud). *Environmental Science and Technology*, v.38, p.5642-5648, 2004.

XU, Q.; CUI, L.; ZHANG, L.; LI, ZIXIA; GUANGWEI, Y. The Effect of Two Factor Combination of Three Kinds of Loading on the Soil Clogging in Vertical Flow Constructed Wetland. *Frontier of Environmental Science*, v.2, n.4, p.56-63, 2013.

YALCUK, A.; UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, v.100, p.2521–2526, 2009.

WACHNIEW, P.; CZUPRYNSKI, P.; MALOSZEWSKI, P. Hydraulic characteristics of constructed wetlands evaluated by means of tracer tests. *Wiss Mitt TU*, v.24, p.83-89, 2003.

WALLACE, S.; KNIGHT, R. *Small-scale constructed wetland treatment systems*. In: Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements. Water Environment Research Foundation (WERF), 1a ed., 304p., Alexandria, USA, 2006.

WAN, H.; SHUI, Z.; LIN, Z. Analysis of geometric characteristics of GGBS particles and their influences on cement properties. *Cement and Concrete Research*, v.34, p.133-137, 2004.

WANG, X.; XU, X.Z.; LI, H.Z. Effect of plant tillering and root development on hydrodynamics and wastewater purification of vertical down flow wetlands. *J. Tongji Univ. (Nat. Sci.)*, v.36, n.4, p.519–524 (in Chinese), 2008.

WANG, D.; ZHANG, Z.; LI, X.; ZHENG, W.; DING, Y.; YANG, B.; YANG, Q.; ZENG, T.; CAO, J.; YUE, X.; SHEN, T.; ZENG, G.; DENG, J.; HE, X. Effects of earthworms on surface clogging characteristics of intermittent sand filters. *Water Science and Technology*, v.61, n.11. p.2881-2888, 2010.

WEBMINERAL. *Mineralogy Database*. Disponível em: http://webmineral.com/. Acesso em agosto de 2015.

WERF. *Small-scale constructed wetland treatment systems.* Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements.WERF and IWA Publishing, Alexandria, USA, 2006.

WERKER, A.G.; DOUGHERTY, J.M. MCHENRY, J.L.; VAN LOON, W.A. Treatment variability for wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering*, v.19, p.1-11, 2002.

WHITMER, S.; BAKER, L.; WASS, R. Loss of bromide in a wetland tracer experiment. *Journal of Environmental Quality*, v.29, p.2043-2045, 2000.

WHITNEY, D.; ROSSMAN, A.; HAYDEN, N. Evaluating an existing subsurface flow constructed wetland in Akumal, Mexico. *Ecological Engineering*, v.20, p.105–111., 2003.

WHO. *Preventing diarrhoea through better water sanitation and hygiene: Exposures and impacts in low- and middle-income countries*. World Health Organization, Geneva, Suíça, 33p., 2014.

WIESSNER, A.; KAPPELMEYER, U.; KUSCHK, KASTNER, M. Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research*, v.39, p.248-256, 2005.

WILLIAMS, C.F.; NELSON, S.D. Comparison of Rhodamine-WT and bromide as a tracer for elucidating internal wetland flow dynamics. *Ecological Engineering*, v.37, p.1492–1498, 2011.

WILD, E. H.; SAWYER, C. M.; MCMAHON, T. C. Factors Affecting Nitrification Kinetics. *Jour. Water Poll. Control Fed*., v.43, n.9, p.1845-1854, 1971.

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.

WOJCIECHOWSKA, E.; GAJEWSKA, M.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies. *Polish J. of Environ. Stud.* v.19, n.3, p.643-650, 2010.

ZALUSKI, M. Tracer test. In: WEIGHT, W.D.; SONDEREGGER, J.L. (eds.). *Manual of applied hydrogeology*. New York: McGraw-Hill, p.525-551, 2001.

WWAP. The United Nations World Water Development Report 2015: *Water for a suistainable world.* United Nations World Water Assessment Programme. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Paris, França, 122p., 2015.

ZHANG, M.; ZHAO, L.; MEI, C.; YI, L.; HUA, G. Effects of Plant Material as Carbon Sources on TN Removal Efficiency and N_2O Flux in Vertical-Flow-Constructed Wetlands. *Water Air Soil Pollut*., v.225, n.2181, p.1-11, 2014.

ZHAO, Y.Q.; SUN, G.; ALLEN, S.J. Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: a comparative study. *Water Research*, v.38, p.2907–2917, 2004.

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

ZHU, T.; JENSSEN, P.D.; MAEHLUM, T.; KROGSTAD, T. Phosphorus sorption and chemical characteristics of lighteweight aggregates (LWA) - potential filter media in treament wetlands. *Water Science and Technology*, v.35, n.4, p.103-108, 1997.

ANEXOS

ANEXO I. Processamento das imagens e plotagem dos resultados

O passo a passo do processamento das imagens para maior nitidez do ambiente subterrâneo dos SACs, estão detalhado a seguir.

a) Escolha das imagens: Cria-se um projeto, exemplo "FG" (Filtro Grosseiro), selecionando as imagens referentes à esse projeto, no caso, à essa área, utilizando o comando *Create Project*, selecionável na aba *Input*. Em *Profile*, escolhe-se a imagem do projeto, a ser processada, exemplo, "Perfil 6" (Perfil transversal a 6,0 m de distância da entrada). A primeira imagem sempre tem o nome de *Import* porque essa ainda não foi transformada por nenhum algoritmo (Figura I.1a). Como exemplo do processamento, tem-se as imagens geradas durante o refinamento da imagem do Perfil Transversal 6 do Filtro Grosseiro, sendo as suas diversas transformações apresentadas nas Figuras *I.1* a *I.3*.

b) Comandos *declip e dewow*: Para reconstruir traços cortados, suavizar ou retirar quinas, que são funções descontínuas, com derivada igual a zero, utiliza-se o comando *Declip* acessado em *Apply*. As quinas são formadas em função do número máximo de *bits* suportados pelo sistema operacional.

Além das ondas eletromagnéticas do *GPR*, bombas ligadas, estações de energia também emitem eletromagnéticas que precisam ser limpas, facilitando a observação das diferenças em subsuperfície. Essa remoção de ruídos é possibilitada pelo comando *Dewow*, presente em *Analyse*. O procedimento é normalmente feito escolhendo o início da janela considerada, a partir de 1/4 da frequência da antena utilizada porém, pode-se mudar o padrão, de acordo com a experiência do operador, escolhendo uma faixa maior ou menor para ser considerada. Após utilização dos comandos *declip* e *dewow*, a imagem fica como a da Figura *I.1b*.

c) *Set time zero*: Nesse comando, delimita-se o ponto inicial (Ponto 0) das ondas presentes na imagem, selecionando onde aparecem as bandas das ondas emitidas e recebidas (Figura *I.1c*). *Analyse: Set time zero*.

d) Trace window. Se no comando anterior, delimitou-se onde a imagem começa, que seria o limite entre a atmosfera e o meio poroso, esse algoritmo serve para cortar a imagem a partir dessa restrição. Para isso, recorre-se a *Edit*, *Trace Window* e no campo *Start time*, coloca-se 0. Há ainda a possibilidade de se restringir o final da imagem, com o preenchimento do campo

End time. Comparando as Figuras *I.1c* e *I1.d*, observa-se o corte dos trechos sem dados (linhas contínuas em preto).

O *Set time zero* e *Trace Window* são importantes sobretudo para, por exemplo, no caso em que se utilizou os estrados de madeira, possa eliminar o vão entre o suporte e o início do leito, além de diminuir o tamanho da imagem a ser processada.

A cada mudança, pode-se observar a imagem gerada, acessando *View, Profile* e pode-se comparar com a figura antiga, antes da utilização do algoritmo. Basta ir na aba *Version* e selecionar a imagem antes e comparar com a gerada posteriormente, pressionando *R*. Por meio desses comandos, verifica-se se houve ganho na nitidez e qualidade. Caso o operador julgue não haver melhoria, esse pode apagar a alteração e recomeçar a partir da imagem anterior.

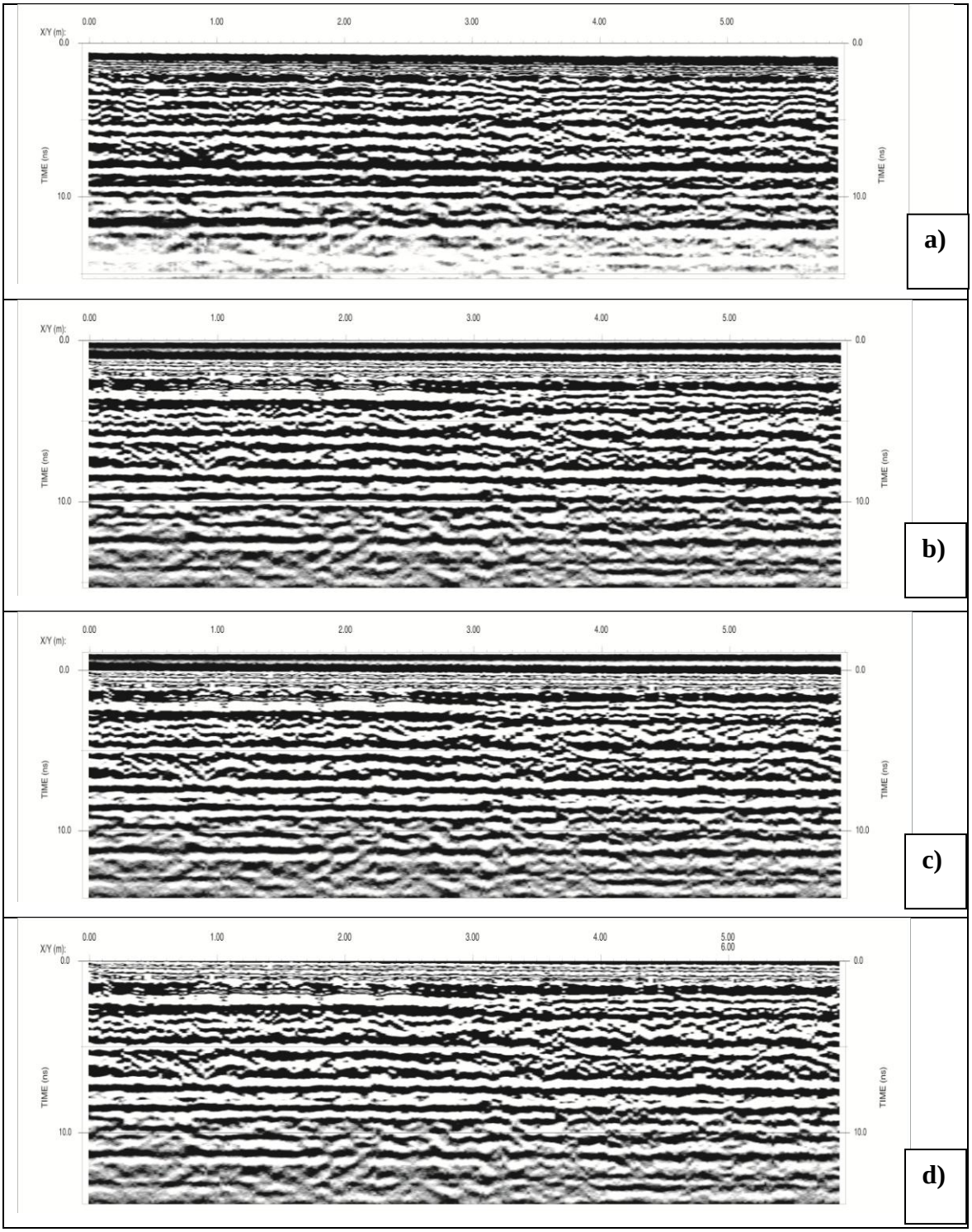


Figura I.1. Imagem importada - Perfil 6 FG (a); (b) E imagens processadas após *declip* e *dewow (b)*; *set time zero* (c)*; Trace Window* (d)*.*

e) *Remove background*. Torna-se necessário, ainda, a limpeza de ruídos e esse polimento do sinal é conseguido comparando as faixas das ondas emitidas com (a) das somas e (b) diferenças em relação às (c) refletidas, por meio do algoritmo *Remove background*. Pareando as três, tenta-se tornar a onda emitida o mais diferente possível da do padrão da diferença com os demais ruídos do sistema. Pode-se observar maior clareza da imagem na Figura I.2a, após remoção das ondas do meio (*Background*).

f) *Mix*. Ainda que as placas de madeira e o tatame sejam adicionados, o desnivelamento do leito, pela presença de "altos e baixos" e das hastes cortadas da taboa, fazem com que o caminho não seja retilíneo. Além disso, o condutor do trenó e sobretudo do carrinho, deve ser experiente, sabendo contornar mudanças de percursos em taludes e também "guiar" o conjunto com uma velocidade constante por toda a seção. Todos essas diferenças no trajeto fazem com que haja solavancos, tornando a imagem menos nítida. De forma a suavizar essas descontinuidades, existe o comando *Mix*, que possibilita unir traços, reduzindo as diferenças (Figura *I.2b*). O número de traços a serem unidos vai da experiência do pesquisador e por tentativas e erros, observando a imagem anterior. No presente estudo, juntaram-se três traços em todas as transformações.

g) *Gain*. O ganho serve para aumentar a nitidez da imagem, reforçando os traços, atenuados pelo meio condutor. O número de vezes de amplificação que se deve atribuir ao traço e o tipo depende de visualizações das alterações nas imagens. Sempre que possível é adequado manter as mesmas configurações na série de imagens relacionadas. O caminho utilizado foi *Analyse, Gain* e as variáveis alteradas (*Set parameters*) foram na escala (*Scaler*) igual a 5,0, com ganho constante (*Constant gain*). Na Figura *I.2c*, observam-se os traços reforçados, sobretudo nas camadas mais profundas, onde possivelmente, há maior acúmulo de sólidos. Se esses forem predominantemente inorgânicos, tal como verificado em alguns trabalhos, explica-se a maior atenuação do sinal.

h) *Migrate*. A onda emitida pelo equipamento é refletida pela superfície, retornando para a antena receptora. No entanto, como o método utilizado foi o contínuo, o equipamento está em movimento, sendo que o sinal recebido é defasado com certa distância, causando uma pequena distorção. Para ajustar a imagem, o operador tem a possibilidade de utilizar o *Migrate*, presente em *Apply*, alterando o conjunto de dados pareados. As alterações realizadas no trabalho foram para criar os pares de dados 0, 52; 14, 48; 0, 0, gerando a Figura *I.2.d*. Há outra possibilidade de uso do *Migrate*, que é para balancear a queda do sinal quando do término da sondagem e da bateria que alimenta a antena. Dessa forma, pode-se usar o *Drift Removal*.

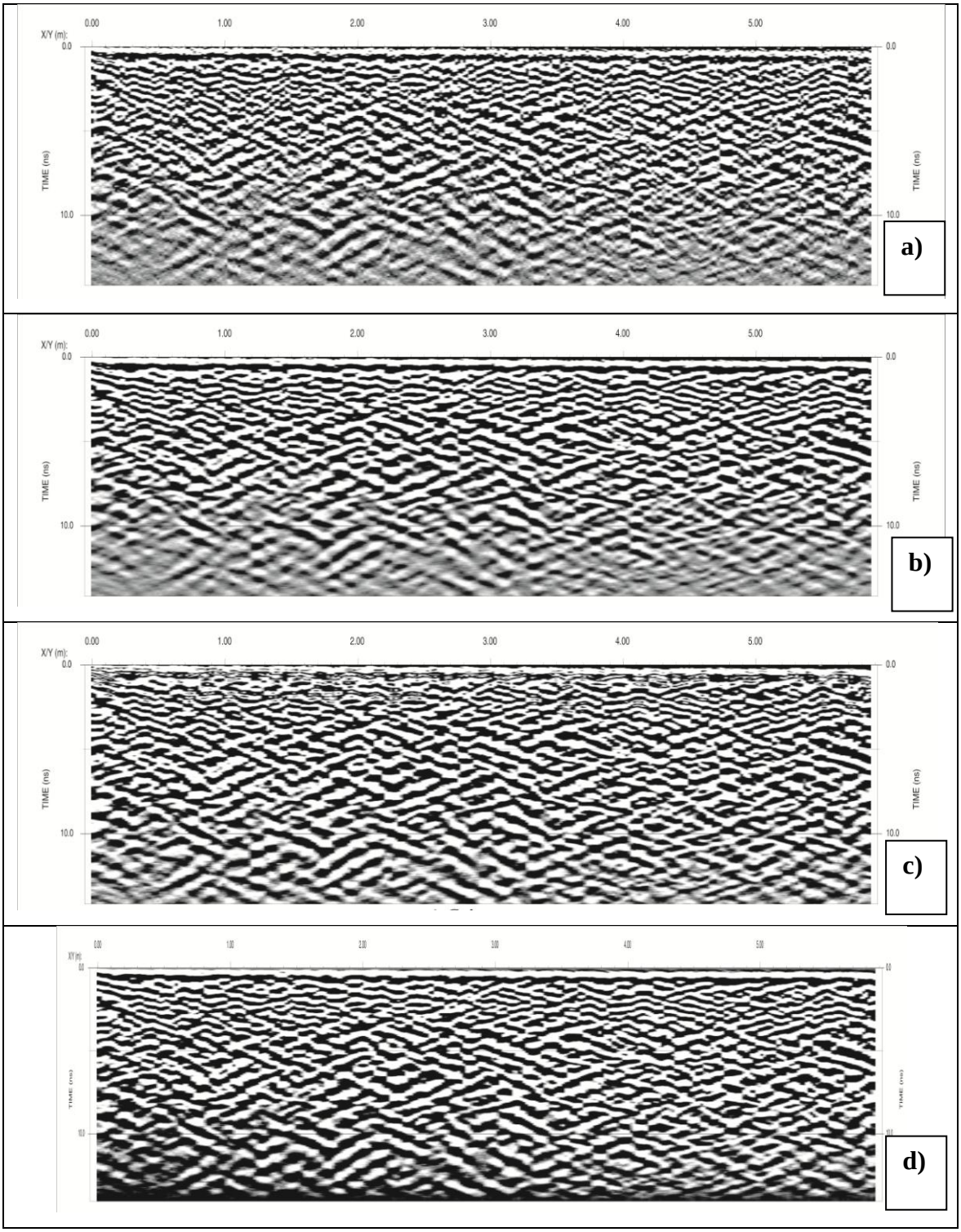


Figura I.2. Imagens geradas após: limpeza de ruídos do *Background* (a)*;* suavização dos arranques *(Mix)* (b); traços reforçados (*Gain*) (c); comando *Migrate* (d)

i) Filter. Após a eliminação de sinais mais discrepantes da imagem, pode-se, agora, refinar a busca pela onda refletida pela subsuperfície, filtrando as outras. Observa-se o formato da onda, selecionando o tipo que mais se aproxima, normalmente uma curva gaussiana, e preenche-se a frequência do equipamento (200 MHz ou 1,6 GHz) dentro de *Analyse, Filter*. Após efetivado esse comando, a imagem já apresenta o aspecto próximo do final, eliminado sinais indevidos, como observado na Figura *I.3a*.

j) Depth Conversion. Seguindo os passos de *Analyse*, *Depth Conversion*, consegue-se transformar as medidas de tempo de resposta da "janela de tempo", em nanosegundos (ns), como pode ser observada nas figuras anteriores, para a profundidade em metros. Para isso, utiliza-se a velocidade encontrada nas *CMP*, gerando-se, além da transformação de unidades, o final da imagem gerada. Uma consideração importante feita na análise das imagens é que se desconsiderou os 10 cm horizontais de cada extremidade, porque é onde o equipamento subiu e desceu o talude, criando um desnivelamento.

Com a velocidade encontrada de 50 m μs^{-1}, após a obtenção no radargrama, gerou-se a Figura *I.3b*. Observa-se que após os dois últimos passos, traços de bandas do sinal (em padrões de preto e branco) se tornaram menos espessos, aparecendo o sinal atenuado em cinza em grande parte da imagem. Isso indica a restrição da janela da imagem e a limpeza de ondas não geradas pelo *GPR*.

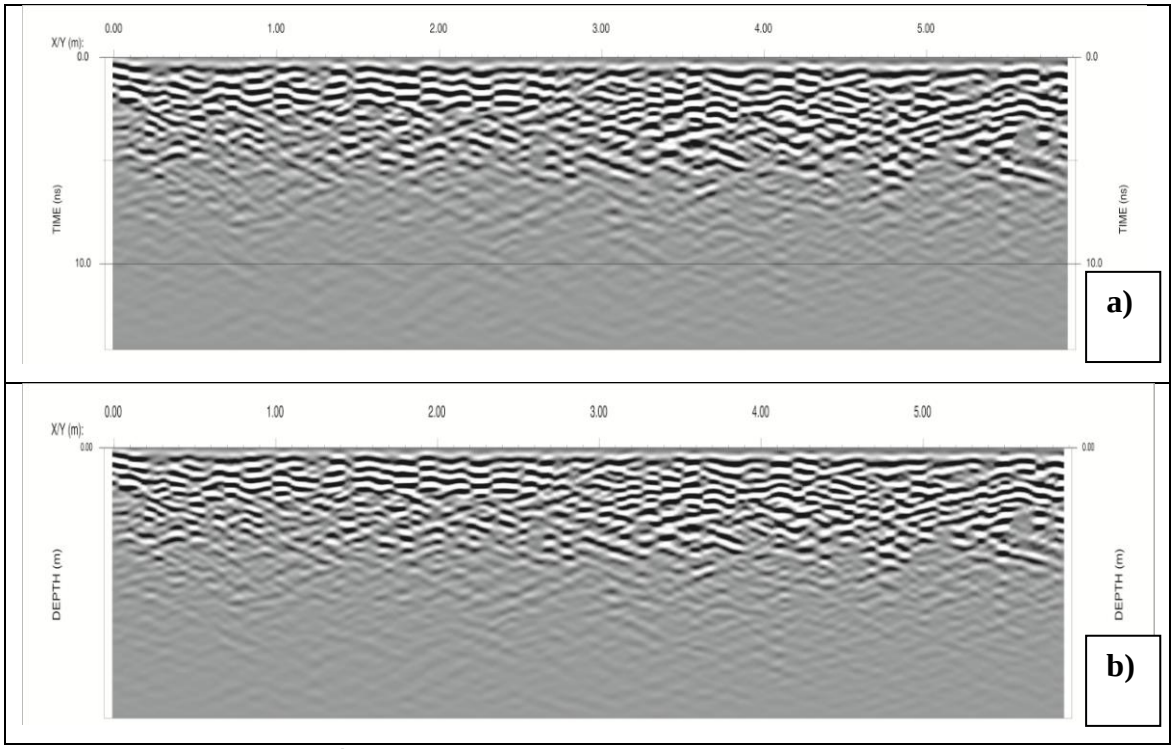


Figura I.3. Imagem após: filtrada (a); e convertida em profundidade (velocidade *CMP*) (b).

l) *Plot*. Passo final de processamento da imagem, em que escolhe os atributos para enviar ao *Corel Draw* para exportação das figuras. Seleciona-se *Plot* e, dentro de *Edit Plot*, pode-se dar um ganho maior (*Gain Type*), alterando os campos AGC (20 ns), em *Edit trace atrributes* (5,0 x 10^2).

Para visualizar melhor os detalhes, deve-se colocar uma escala que aumente os detalhes na vertical. Utilizou-se 1/10 na *Horizontal Scale* e 4:1 na *Vertical Scale*, por exemplo, nas seções

transversais. Outros atributos também são editáveis como o tamanho da letra nos eixos, *Horizontal annotation* e *Vertical annotation*. Para finalizar, escolhe-se o padrão de cores dos traços, que facilitam a visualização das diferenças no ambiente subterrâneo das unidades. Escolheram-se dois tipos para plotagem, *User color scale + Real Polarity* (*RP*) e *User Color Scale + Instant Amplitude* (*IA*).

Por fim, resta salvar, em *Save*, não se esquecendo de escolher para manter a escala de cores (*Color*), caso contrário o programa salva como monocromática (*Black or White*) em *Set plotter*. O nome do arquivo deve conter informações que facilitem a identificação e terminar com o formato digital .EPS, abreviatura de *Encapsulated PostScript*, que possibilita sua importação para o *Corel Draw*. Exemplo: P6FGRP.EPS (Perfil 6 do Filtro Grosseiro, com escala de cores *Real Polarity*).

Os passos descritos foram baseados em observações do processamento das imagens e na consulta de materiais de Borges (2002), Aranha (2011) e Harbour-Dom (2014).

m) *Corel Draw*. Após o processamento, a imagem deve ser importada no *Corel Draw*, atentando para o formato que deve ser "EPS interpretado" e não só ".EPS". Caso contrário, a figura vem corrompida. Dentro do *software*, pode-se fazer novas transformações, agrupar (*ctrl G*) e desagrupar (*crtl U*) a imagem, remover rótulos e bordas, girar e redimensionar, escrever títulos, alterar a fonte, entre outros.

ANEXO II: Box Plot das séries temporais das variáveis afluentes e efluentes dos SACs Plantado (SAC P) e Não Plantado (SAC C)

Nas Figuras *II.1* a *II.12*, estão apresentados os *box plots* das séries temporais das Figuras 6.1 a 6.2, nas quais foram exibidas apenas as médias dos variáveis. Pode-se observar nos gráficos a existência de uma linha pontilhada separando as 3 fases. Q1 e Q3, referem-se, respectivamente, ao primeiro e terceiro quartis.

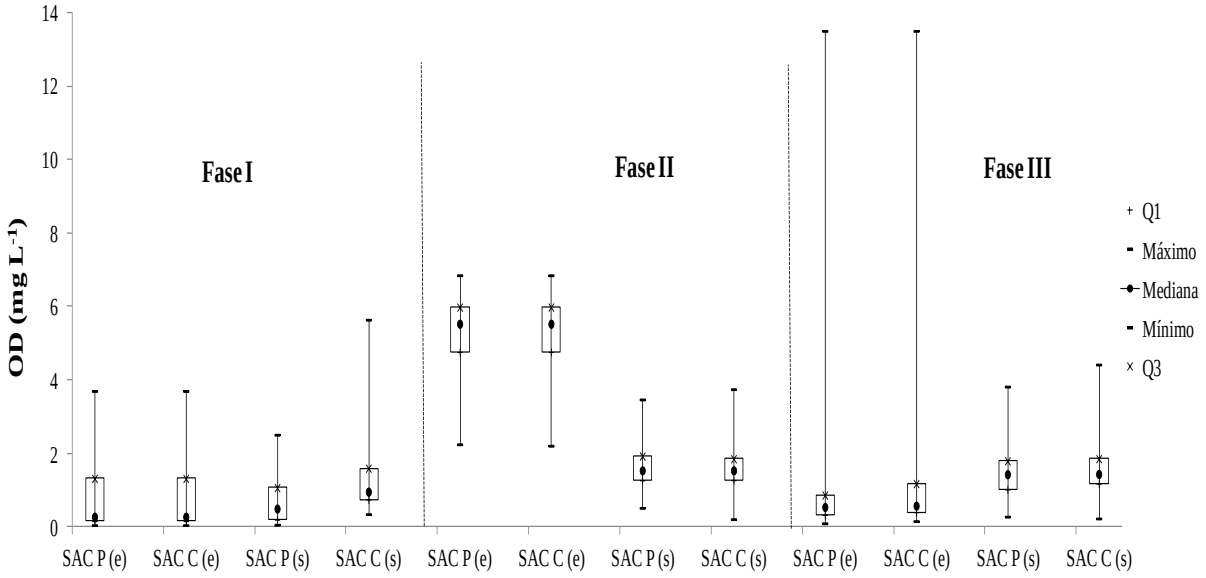


Figura II.1. *Box plot* das concentrações de oxigênio dissolvido (*OD*) afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

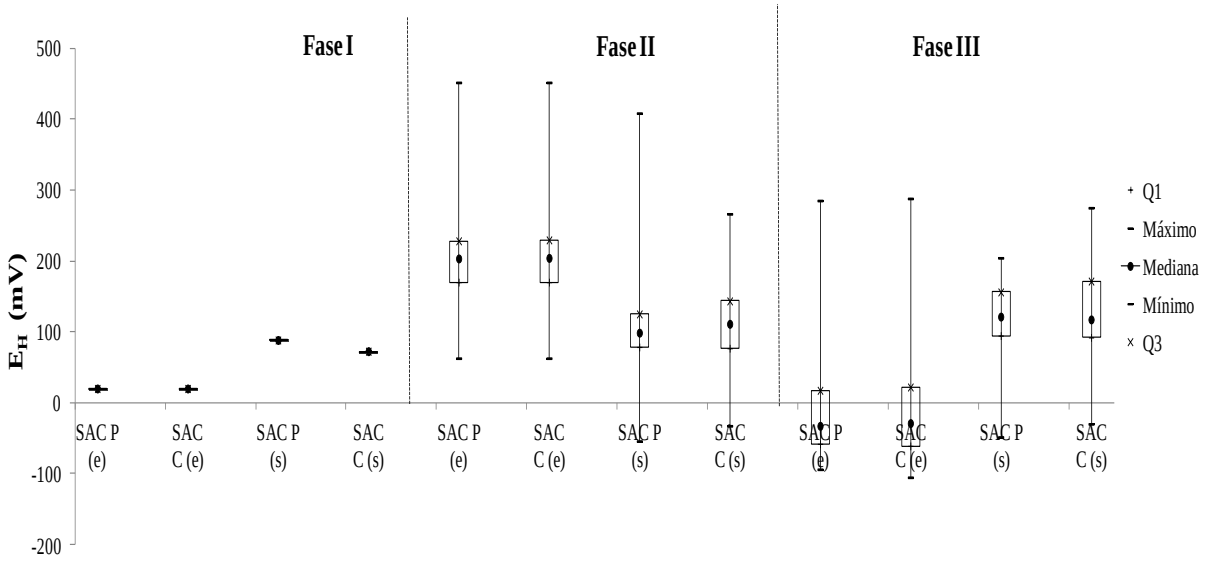


Figura II.2. *Box plot* do Potencial Redox referente ao eletrodo de hidrogênio (E_H) afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

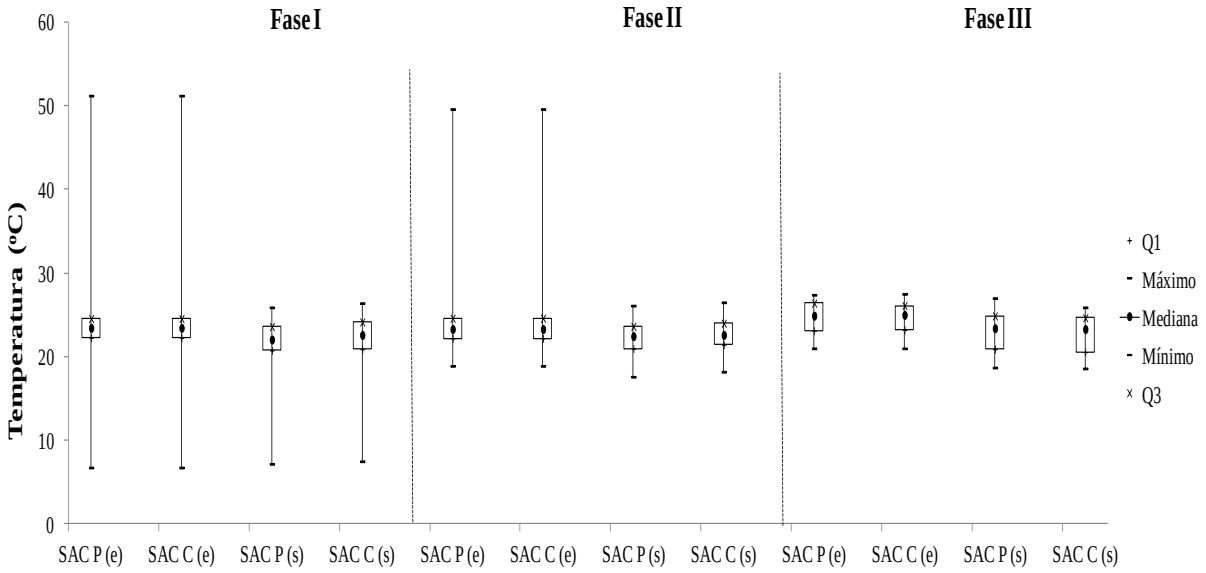


Figura II.3. *Box plot* de temperatura afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

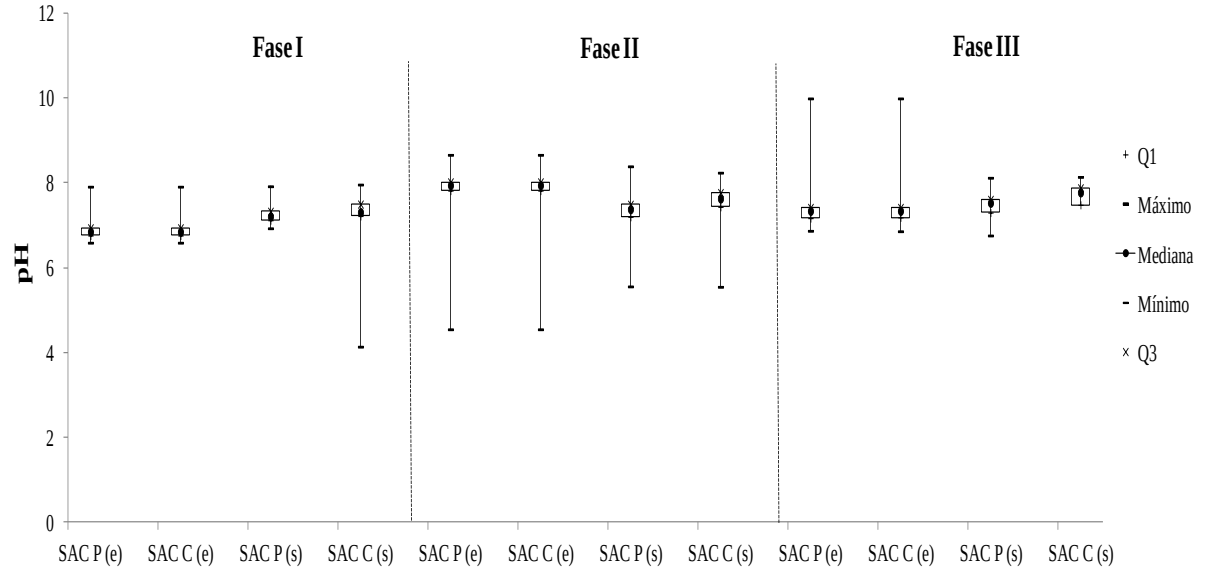


Figura II.4. *Box plot* de *pH* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

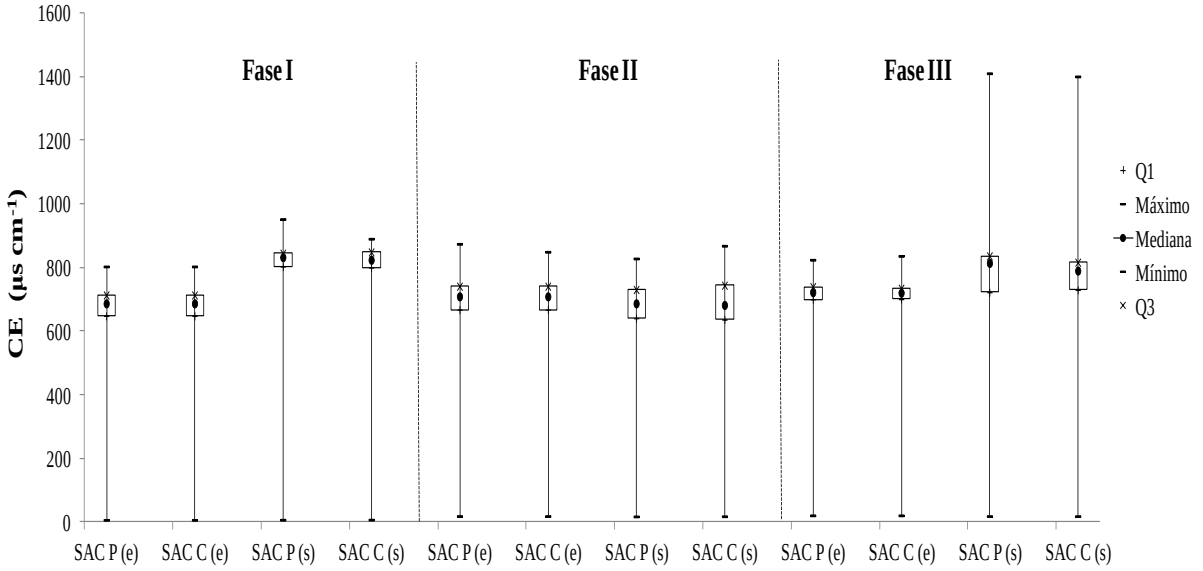


Figura II.5. *Box plot* da *CE* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

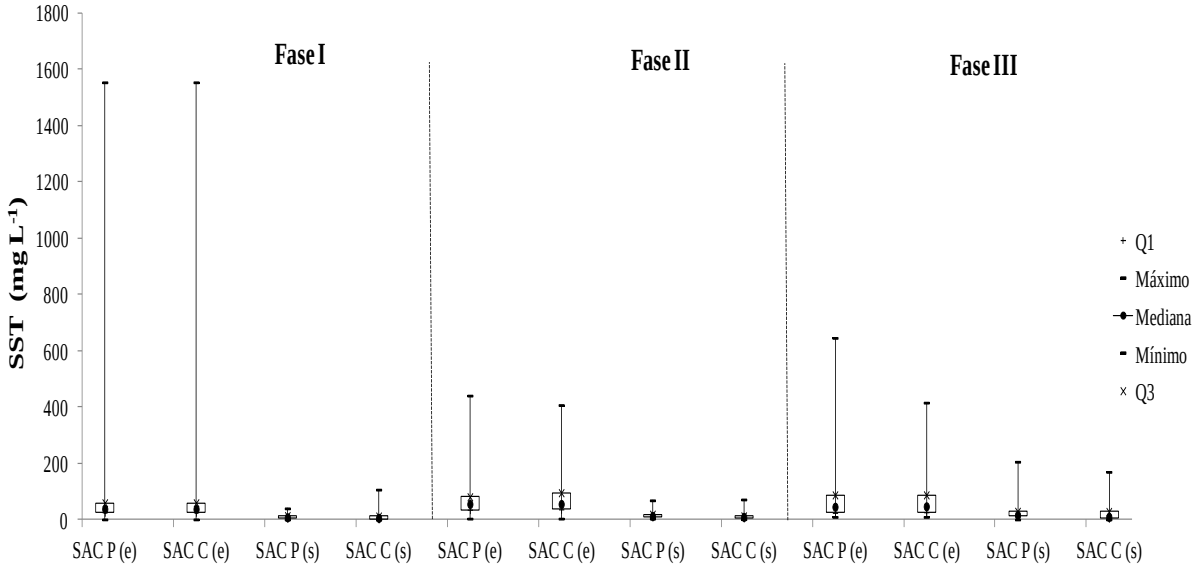


Figura II.6. *Box plot* das concentrações de *SST* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

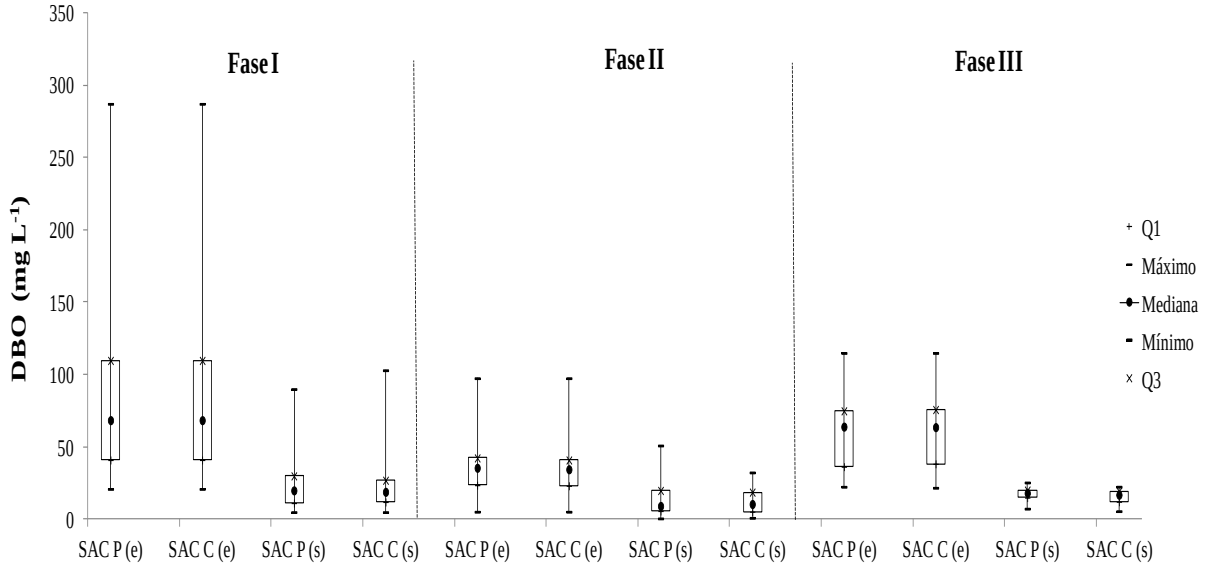


Figura II.7. *Box plot* das concentrações de *DBO* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

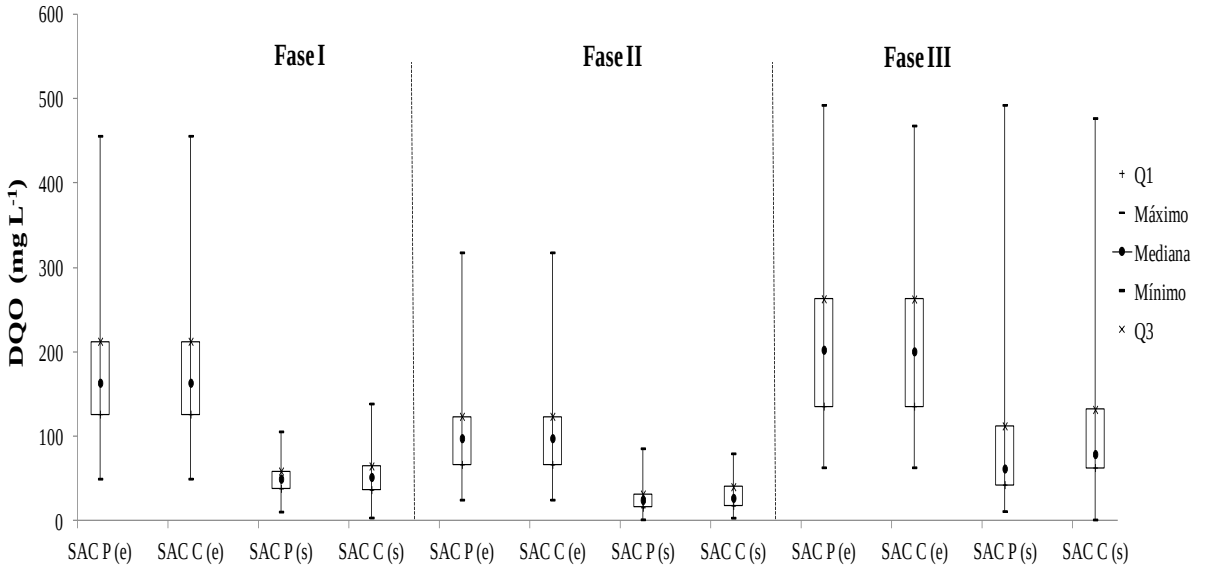


Figura II.8. *Box plot* das concentrações de *DQO* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

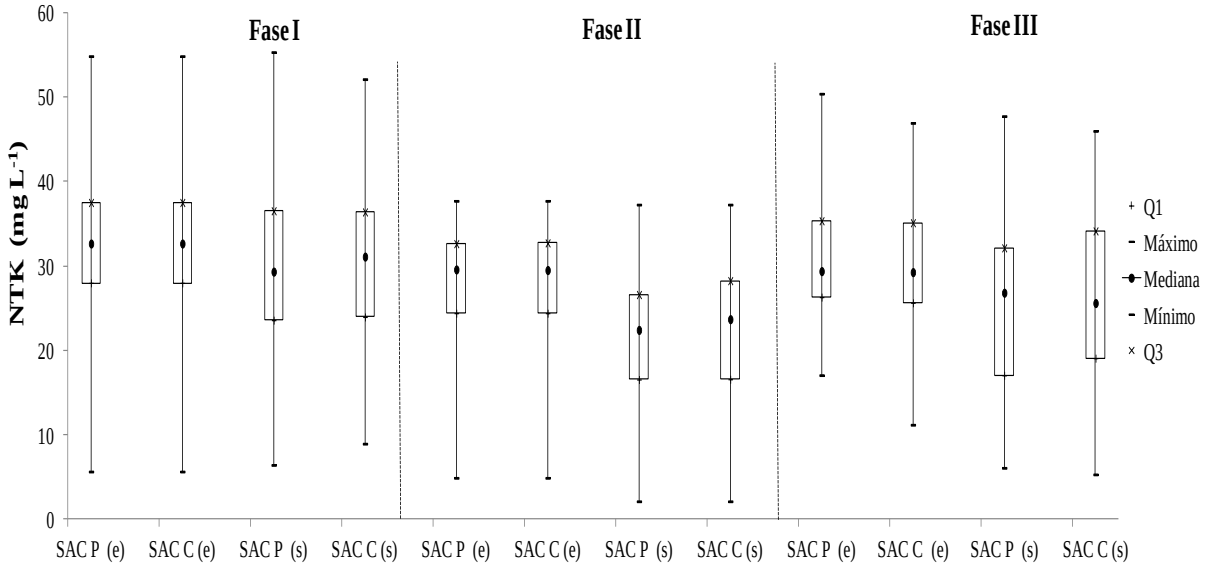


Figura II.9. *Box plot* das concentrações de *NTK* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

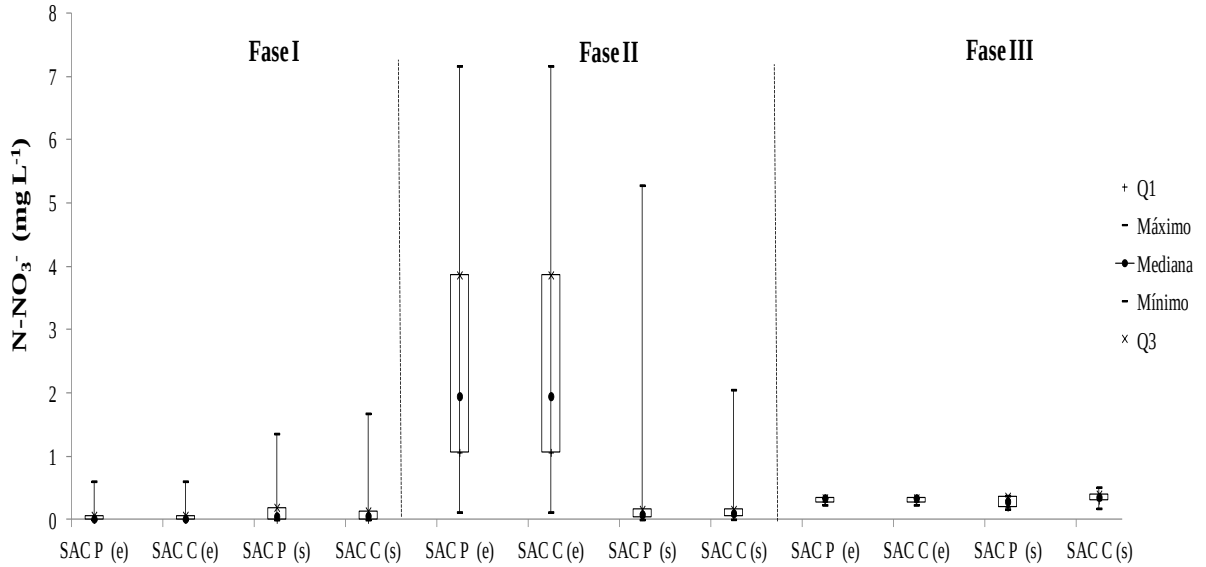


Figura II.10. *Box plot* das concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

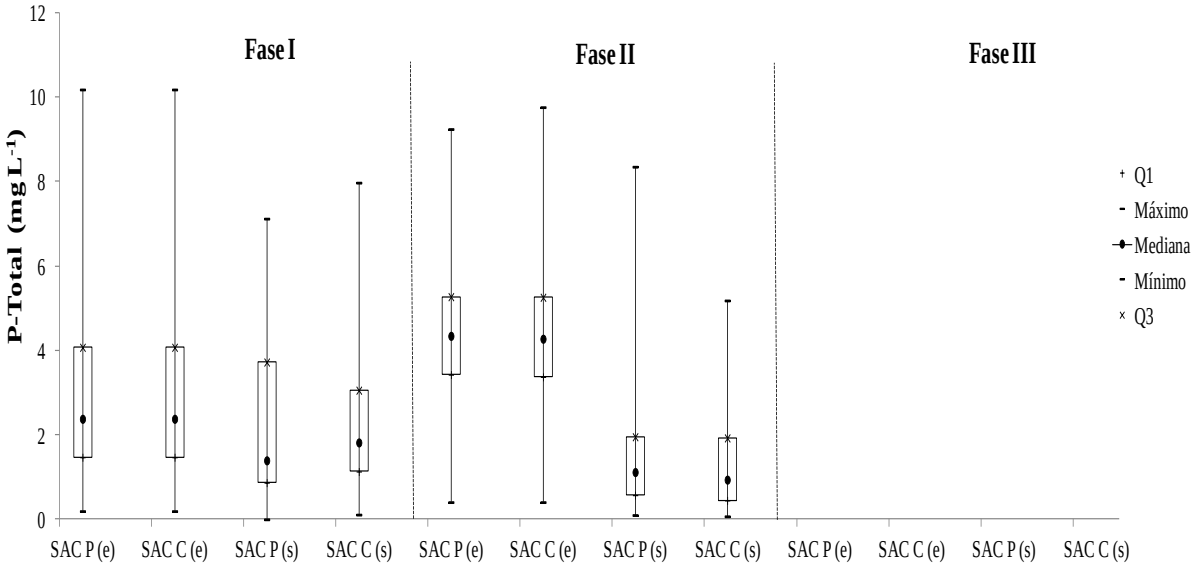


Figura II.11. *Box plot* das concentrações de *P-Total* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

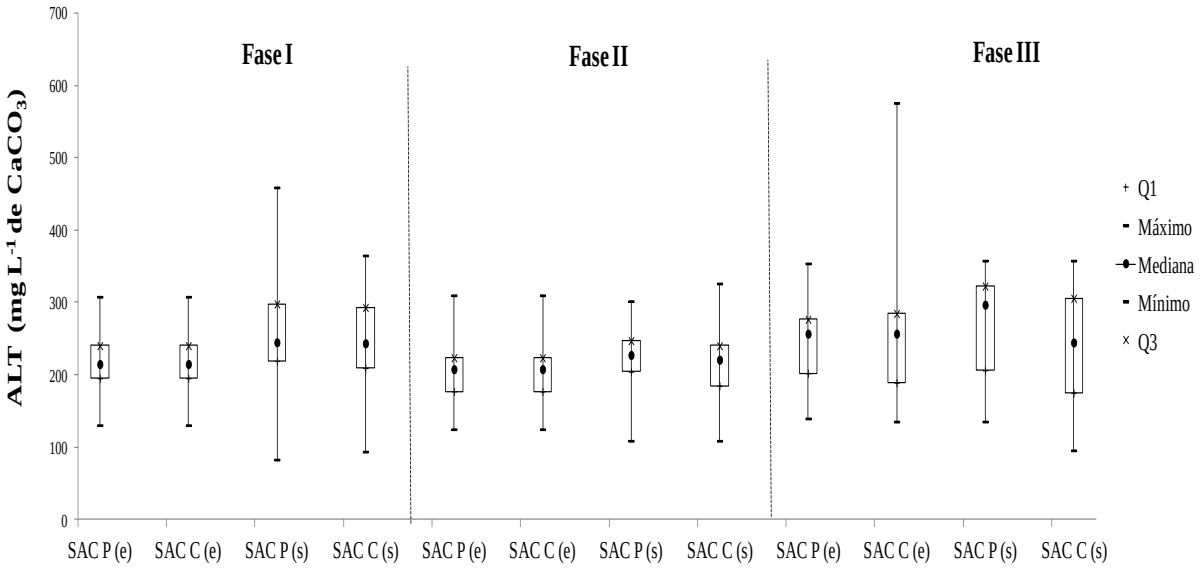


Figura II.12. *Box plot* das concentrações de *ALT* afluente e efluente aos SAC P e C, nas diferentes fases e subfases.

ANEXO III: Box Plot das séries temporais das concentrações efluentes e eficiências de remoção

Nas Figuras *III.1* a *III.16*, estão apresentados os *box plots* das séries temporais das Figuras 6.3 a 6.8 (concentração de OD e mediana das eficiências) e 6.16 (perda hídrica), apresentadas no item Resultados e Discussão. Para a construção dos gráficos, utilizou-se a letra referente a subfase, havendo uma separação em linha pontilhada da Fase referente. Q1 e Q3, referem-se, respectivamente, ao primeiro e terceiro quartis.

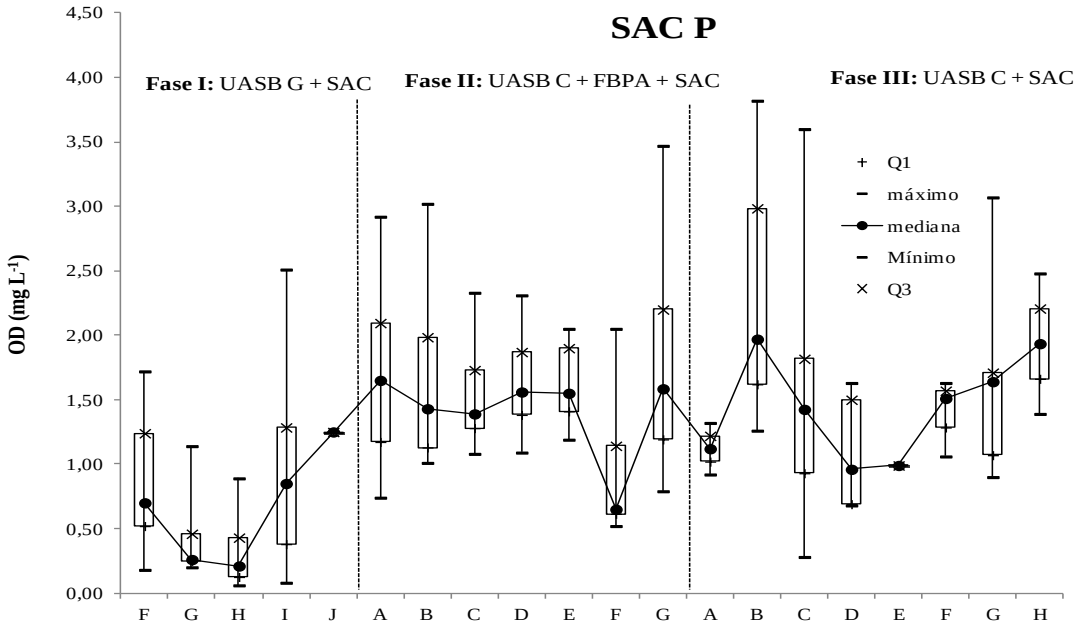


Figura III.1. *Box plot* das concentrações de oxigênio dissolvido efluente no SAC Plantado (SAC P) nas diferentes fases e subfases.

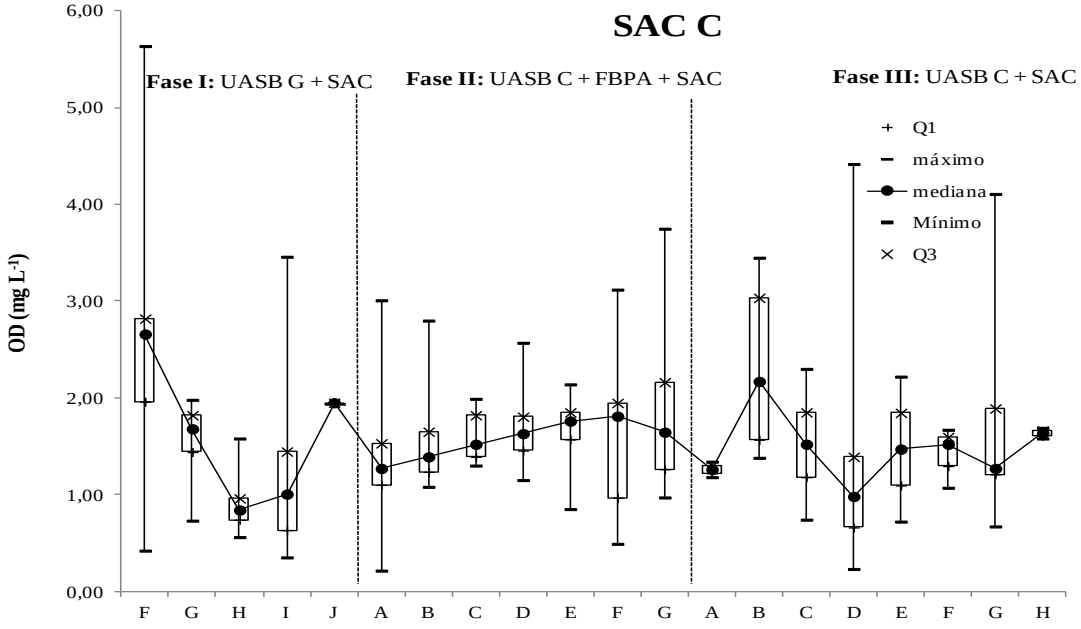


Figura III.2. *Box plot* das concentrações de oxigênio dissolvido efluente no SAC Não Plantado (SAC C) nas diferentes fases e subfases.

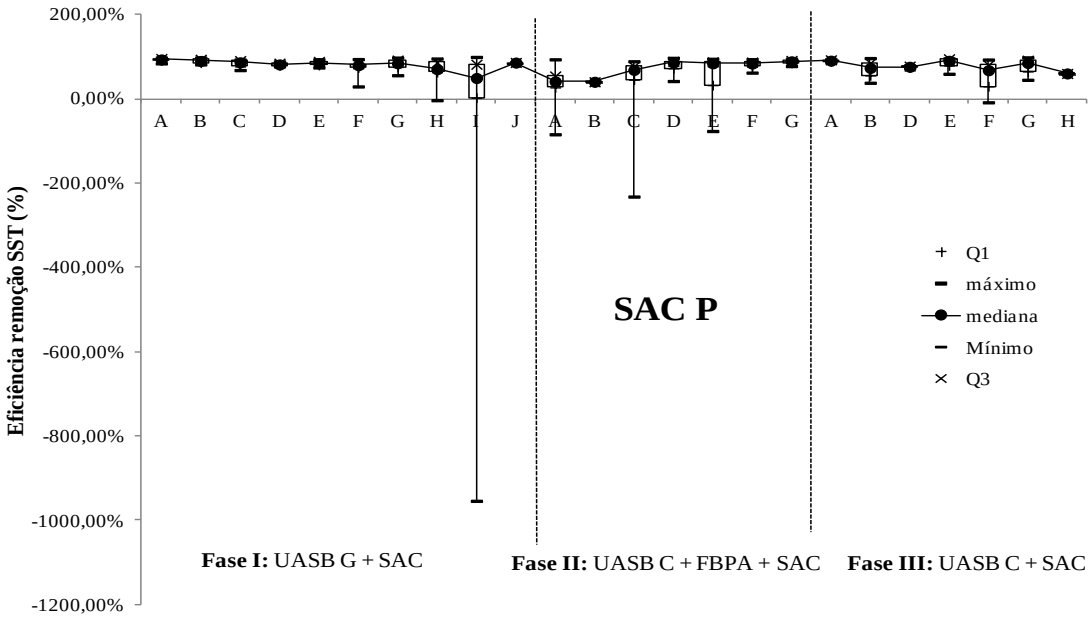


Figura III.3. *Box plot* das eficiências de remoção de *SST* no SAC P nas diferentes fases e subfases.

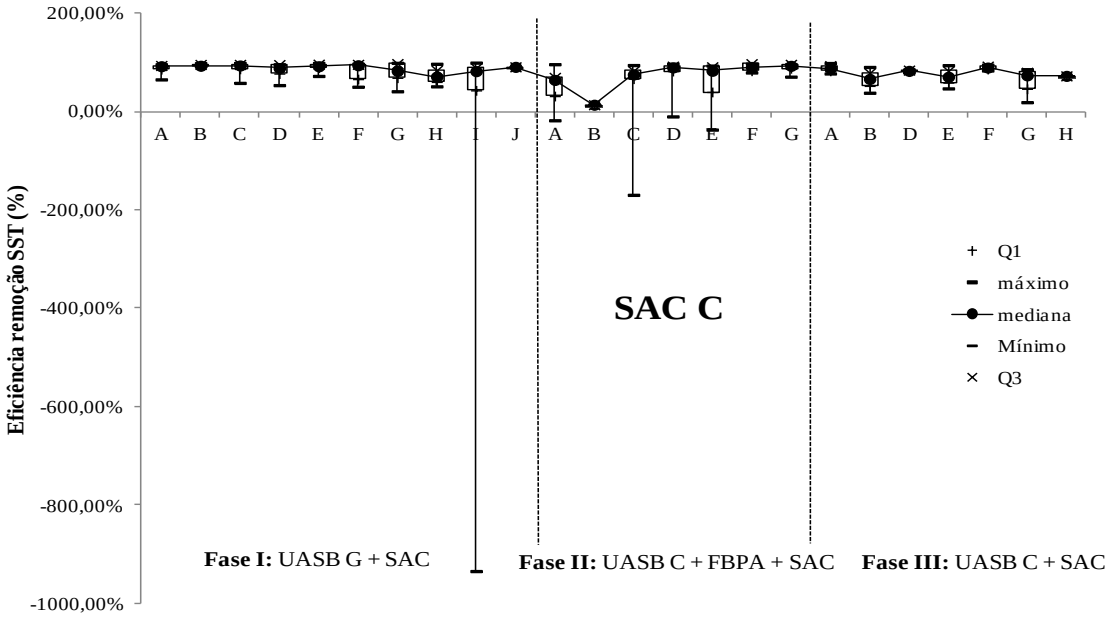


Figura III.4. *Box plot* das eficiências de remoção de *SST* no SAC C nas diferentes fases e subfases.

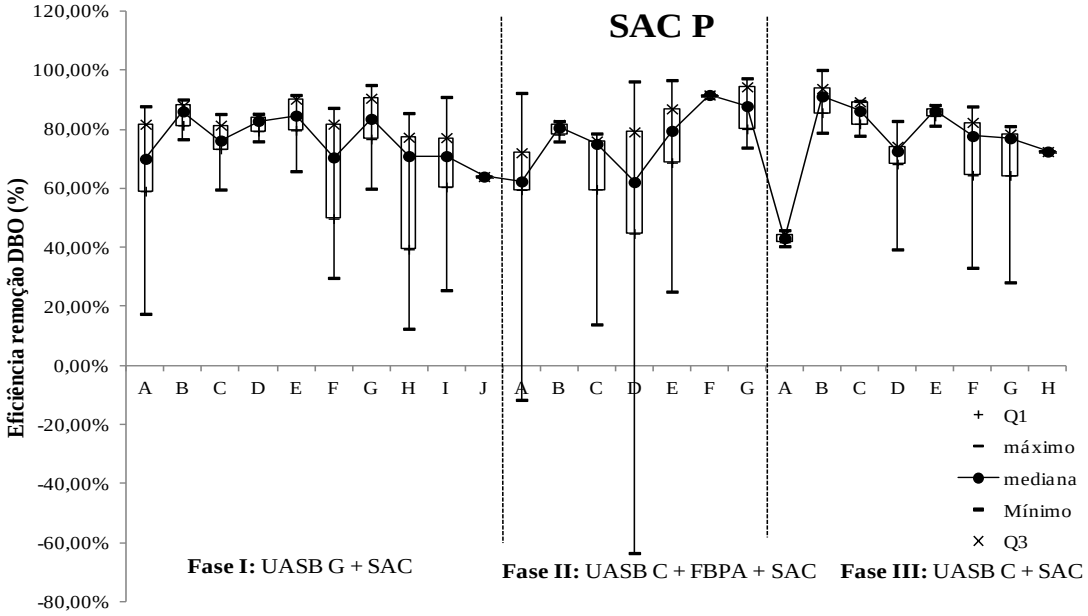


Figura III.5. *Box plot* das eficiências de remoção de *DBO* no SAC P nas diferentes fases e subfases.

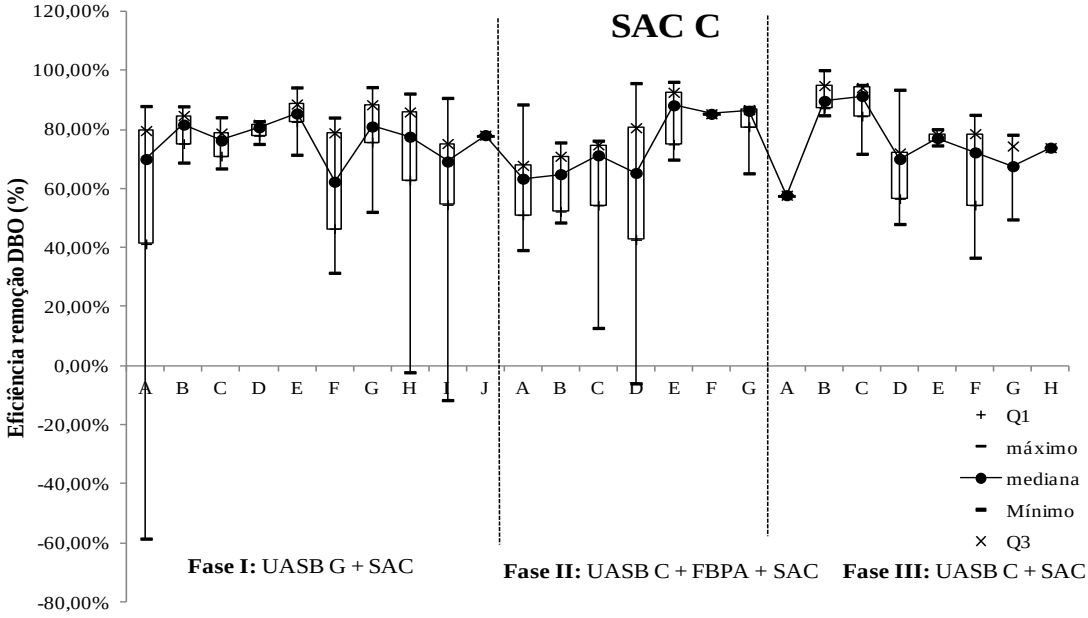


Figura III.6. *Box plot* das eficiências de remoção de *DBO* no SAC C nas diferentes fases e subfases.

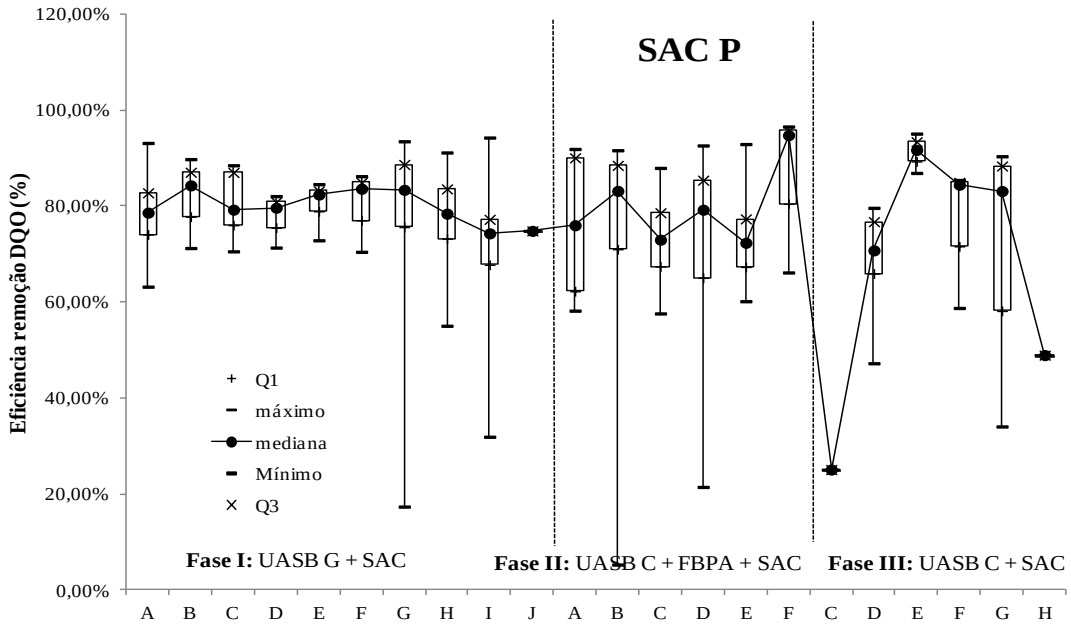


Figura III.7. *Box plot* das eficiências de remoção de *DQO* no SAC P nas diferentes fases e subfases.

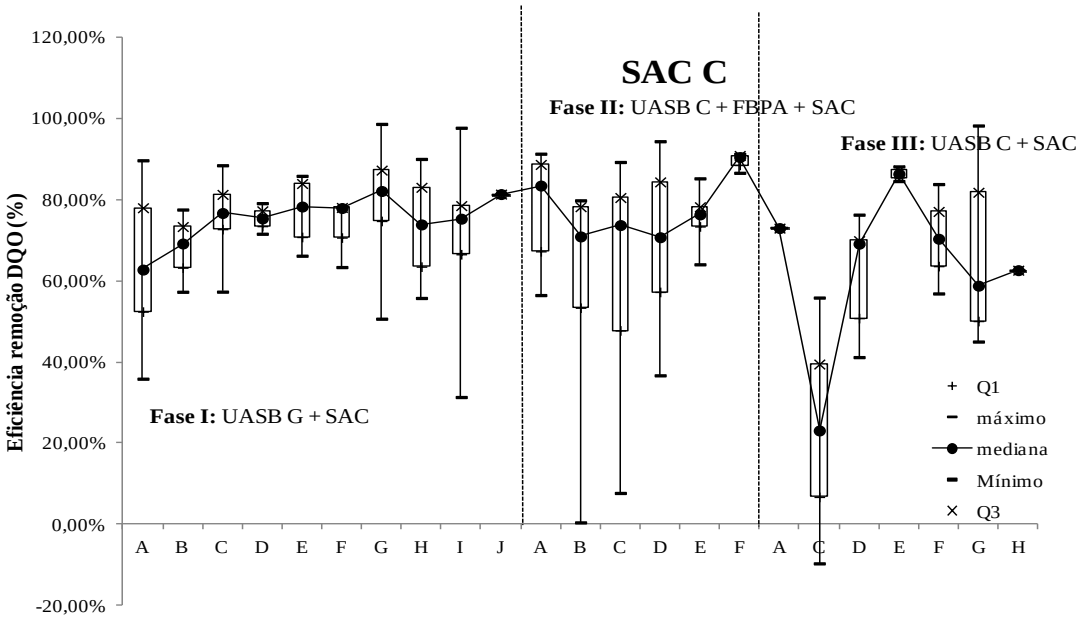


Figura III.8. *Box plot* das eficiências de remoção de *DQO* no SAC C nas diferentes fases e subfases.

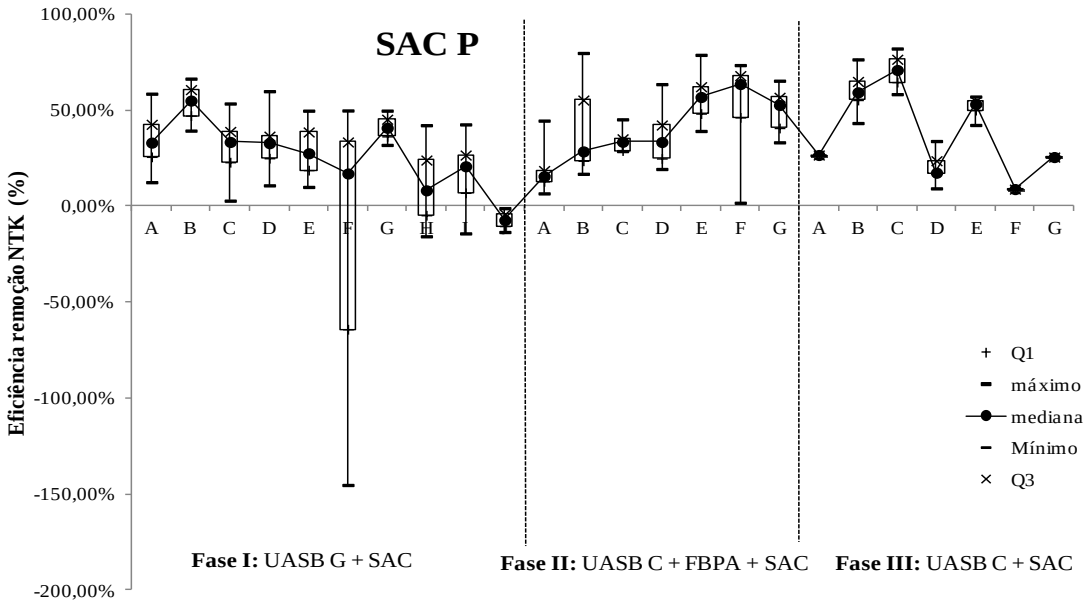


Figura III.9. *Box plot* das eficiências de remoção de *NTK* no SAC P nas diferentes fases e subfases.

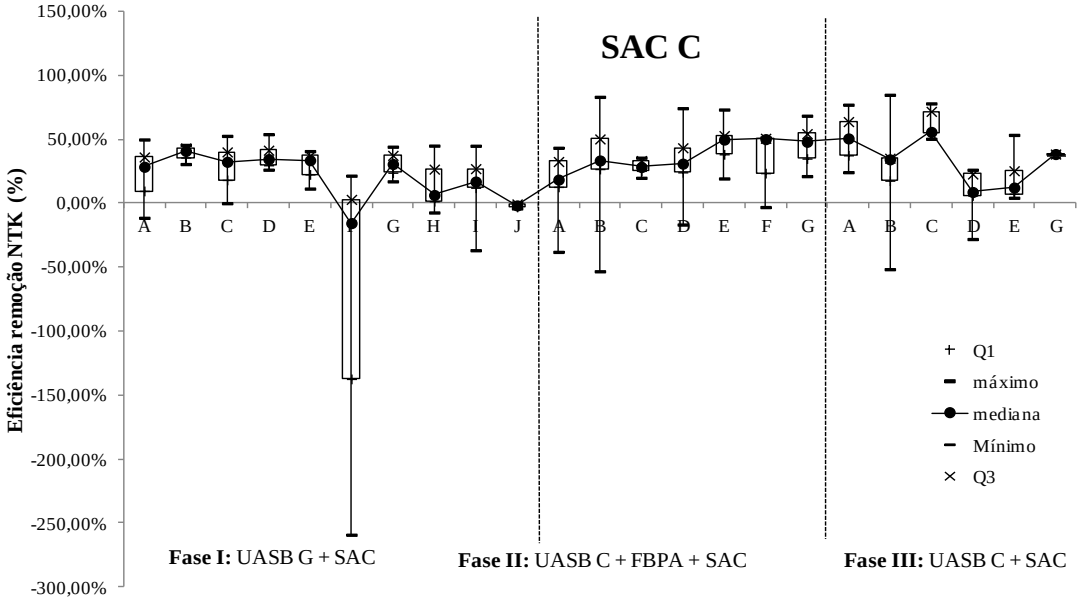


Figura III.10. *Box plot* das eficiências de remoção de *NTK* no SAC C nas diferentes fases e subfases.

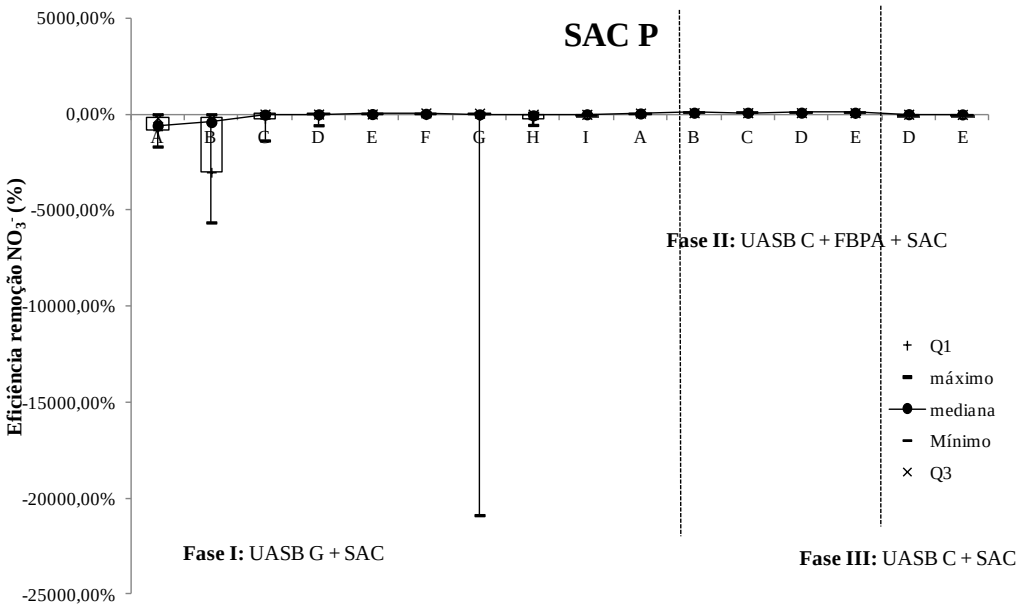


Figura III.11. *Box plot* das eficiências de remoção de nitrato no SAC P nas diferentes fases e subfases.

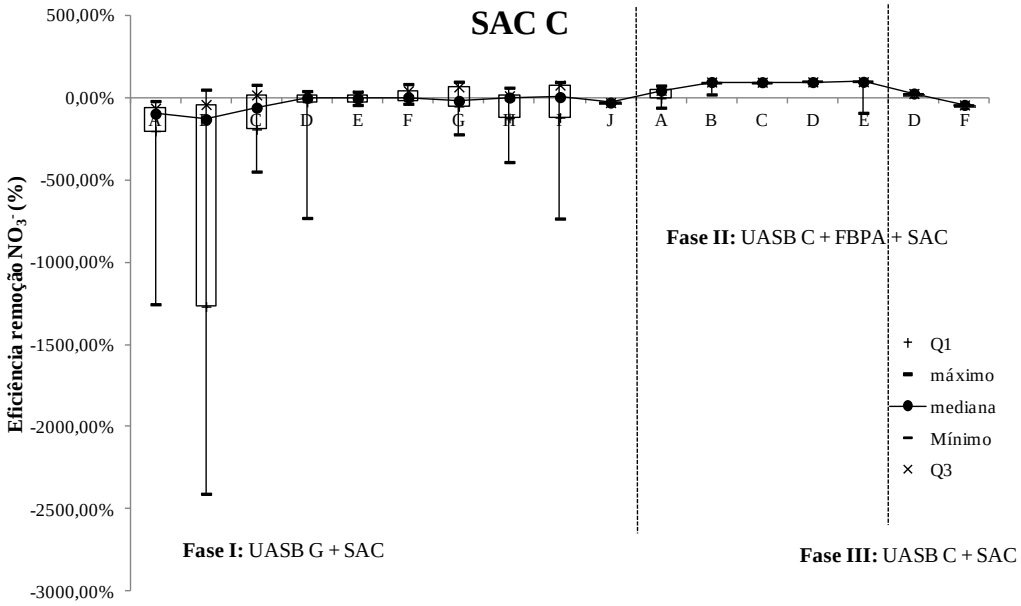


Figura III.12. *Box plot* das eficiências de remoção de nitrato no SAC C nas diferentes fases e subfases.

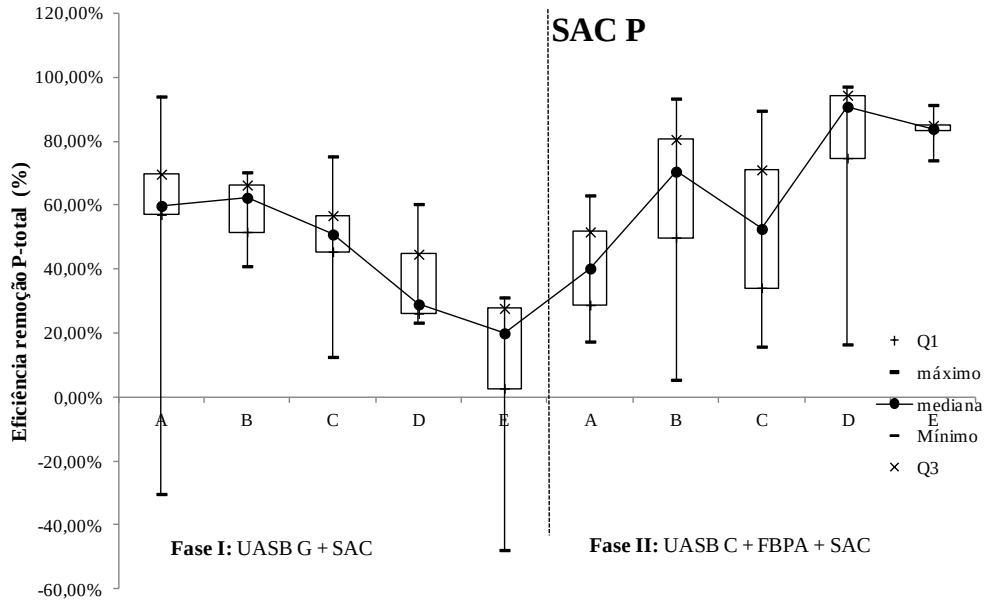


Figura III.13. *Box plot* das eficiências de remoção de fósforo no SAC P nas diferentes fases e subfases.

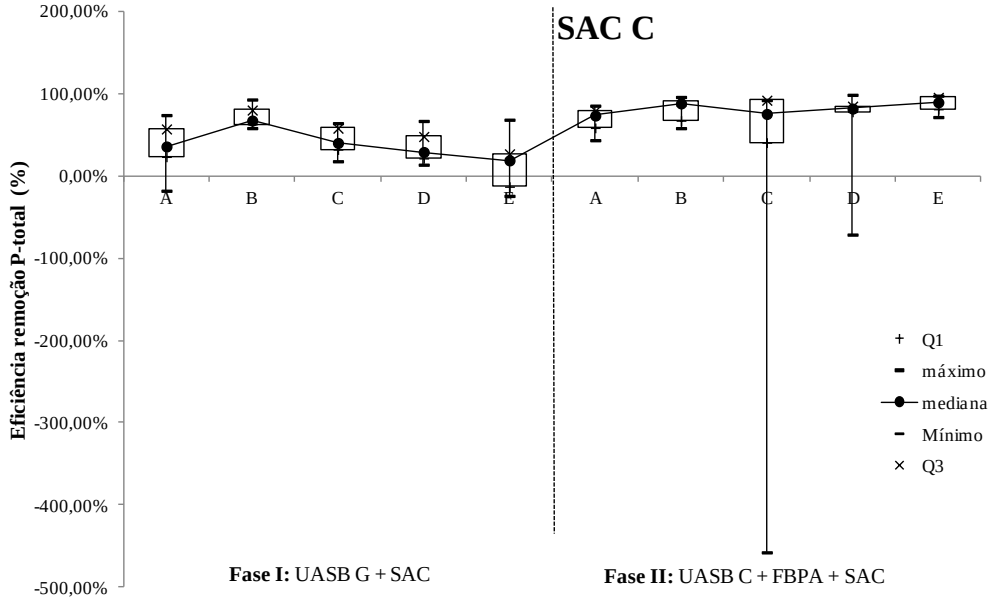


Figura III.14. *Box plot* das eficiências de remoção de fósforo no SAC C nas diferentes fases e subfases.

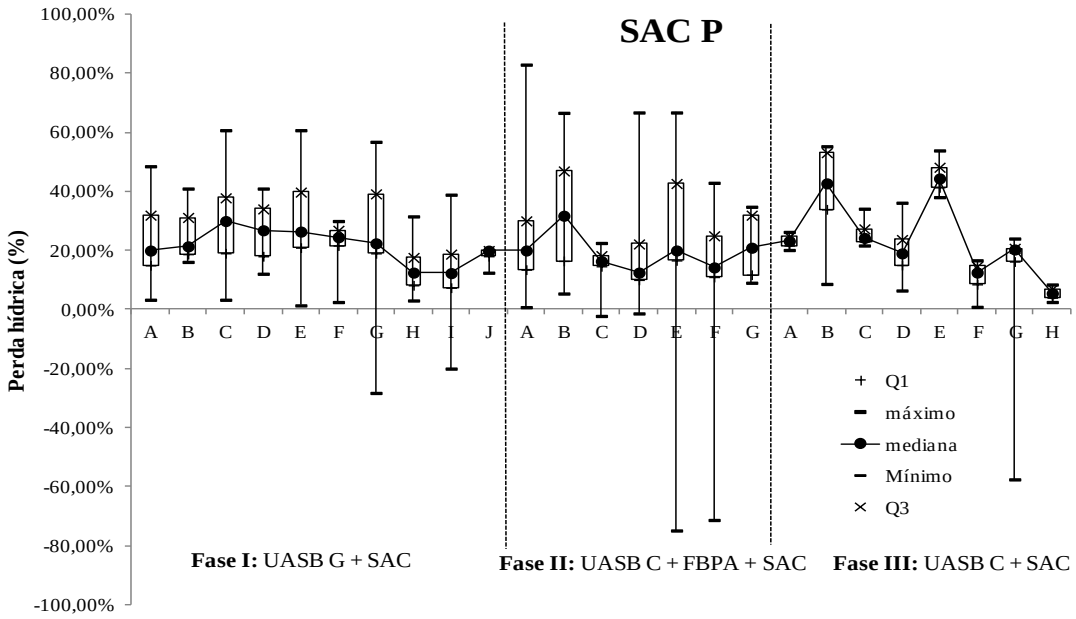


Figura III.15. *Box plot* das perdas hídricas no SAC P nas diferentes fases e subfases.

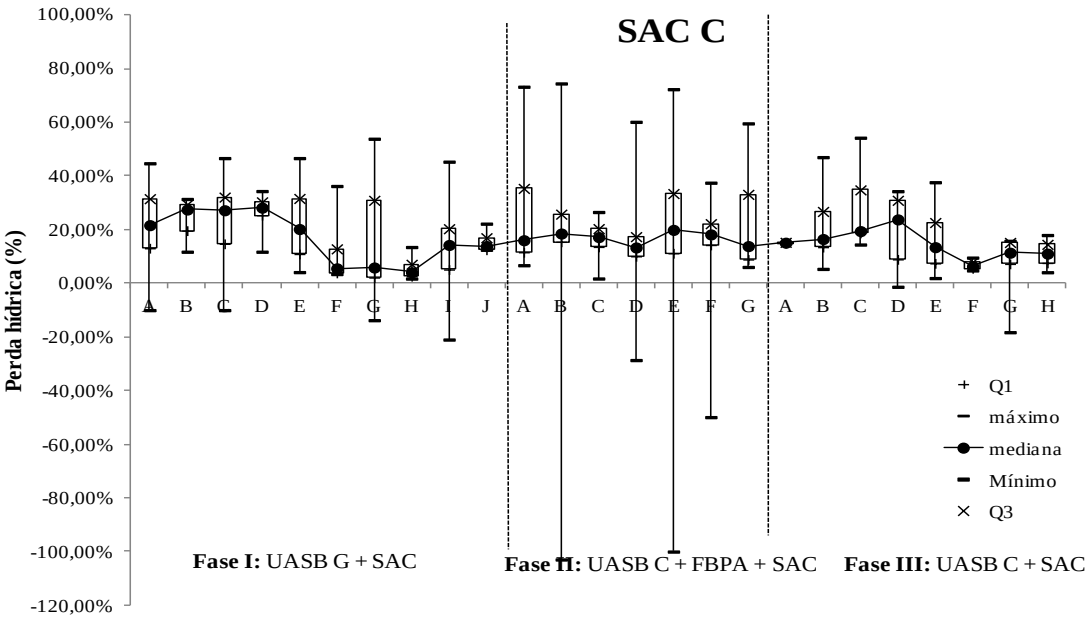


Figura III.16. *Box plot* das perdas hídricas no SAC C nas diferentes fases e subfases.

ANEXO IV. Obtenção da massa específica de partículas dos sólidos voláteis e dos outros contribuintes da colmatação

Utilizando a Equação 6.1, que é dada por:

$$f_S.\rho_{pS} + f_{mo}.\rho_{pmo} + f_o.\rho_{po} = \rho_{pn} \quad (6.1)$$

Considerando que $\rho_{pS} = \rho_{pE}$ = 2,60 g cm^{-3}, f_S = 0,82 *SF/ST*, f_o = 0,18 *SF/ST*, f_{mo} = *SV/ST*, tem-se que:

$$0,82\ .(SF/ST).2,60+(SV/ST).\rho_{pmo}+0,18\ (SF/ST).\rho_{po}= \rho_{pn}$$

$$2,132\ (SF/ST) + (1-SF/ST).\rho_{pmo}+0,18\ (SF/ST).\rho_{po}= \rho_{pn}$$

No ponto P3, *SF/ST* = 0,6164 e ρ_{pn} = 1,49 g cm^{-3} (Tabelas 6.17 e 6.23):

$$2,132\ (0,6164) + (0,3836).\rho_{pmo}+ 0,18\ (0,6164).\rho_{po}= 1,49$$

$$1,3141648 + (0,3836).\rho_{pmo}+ 0,110952.\rho_{po}= 1,49$$

Isolando a massa específica dos sólidos orgânicos, têm-se a condição A:

$$\rho_{pmo}=\frac{0,1758352 - 0,110952\ \rho_{po}}{0,3836}$$

$$\rho_{pmo}=0,458381647 - 0,28923879\ \rho_{po}$$

No ponto P21, *SF/ST*=0,9004 e ρ_{pn} = 2,04 g cm^{-3} (Tabelas 6.17 e 6.23):

$$2,132\ (0,9004) + (0,0996).\rho_{pmo}+0,18\ (0,9004).\rho_{po}= 2,04$$

$$1,9196528 + (0,0996).\rho_{pmo}+ 0,162072.\rho_{po}= 2,04$$

$$0,0996.\rho_{pmo}+ 0,162072.\rho_{po}= 0,120372$$

Usando a condição A:

$$0,0996\ .\ \left[0,458381647 - 0,28923879\ \rho_{po}\right] +0,162072.\rho_{po}= 0,120372$$

$$0,133263816\ \rho_{po}.\ =0,074692387$$

$$\rho_{po} = 0,560485126$$

$$\rho_{po} \cong 0,56\ \text{g cm}^{-3}$$

Aplicando o valor encontrado na condição A:

$$\rho_{pmo} \cong 0,30\ \text{g cm}^{-3}$$

ANEXO V. Curvas granulométricas das amostras coletadas nos SACs

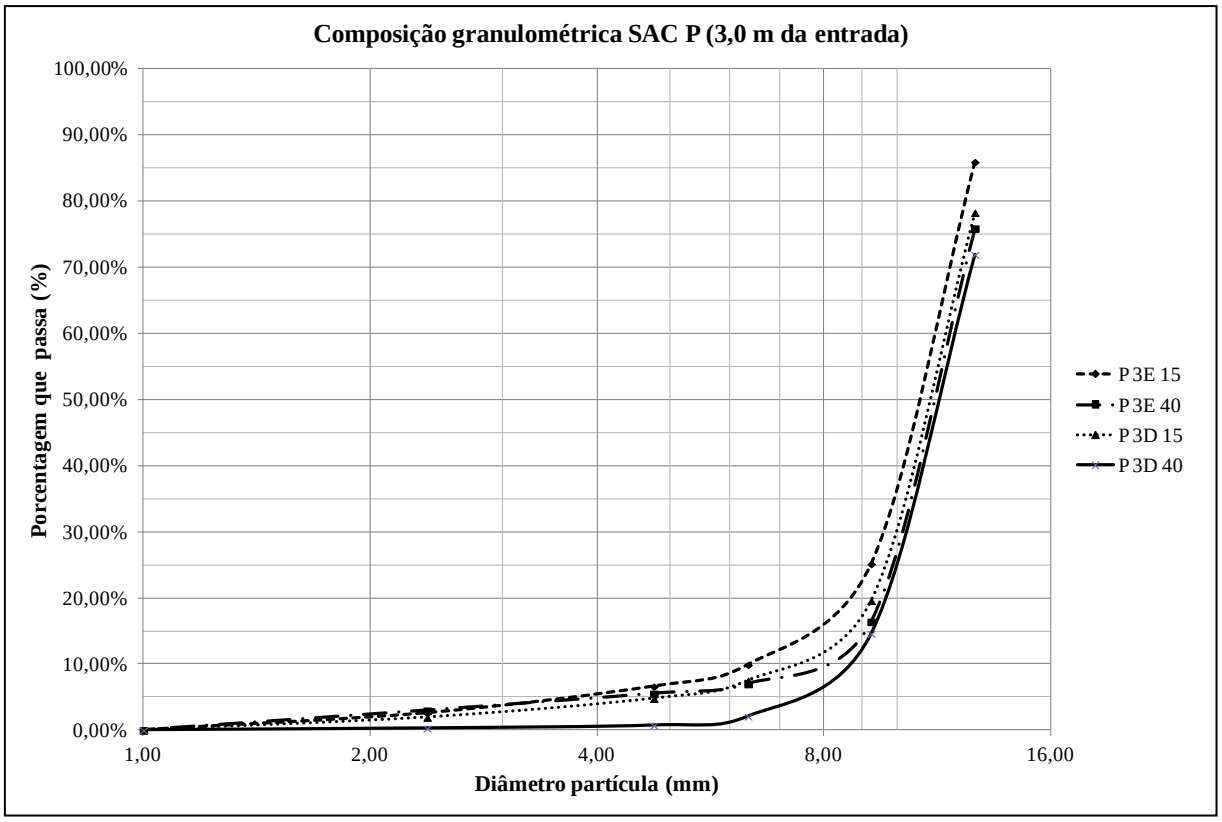


Figura V.1. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 3,0 m.

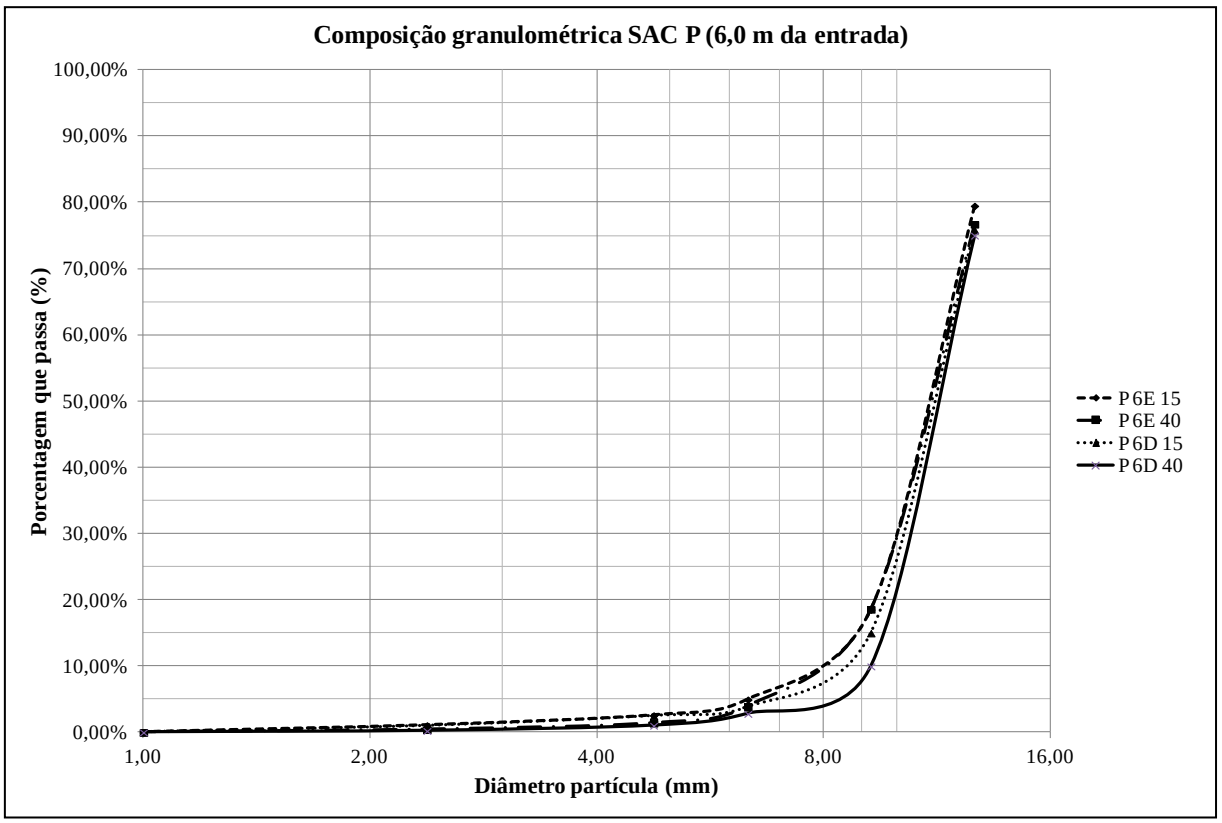


Figura V.2. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 6,0 m.

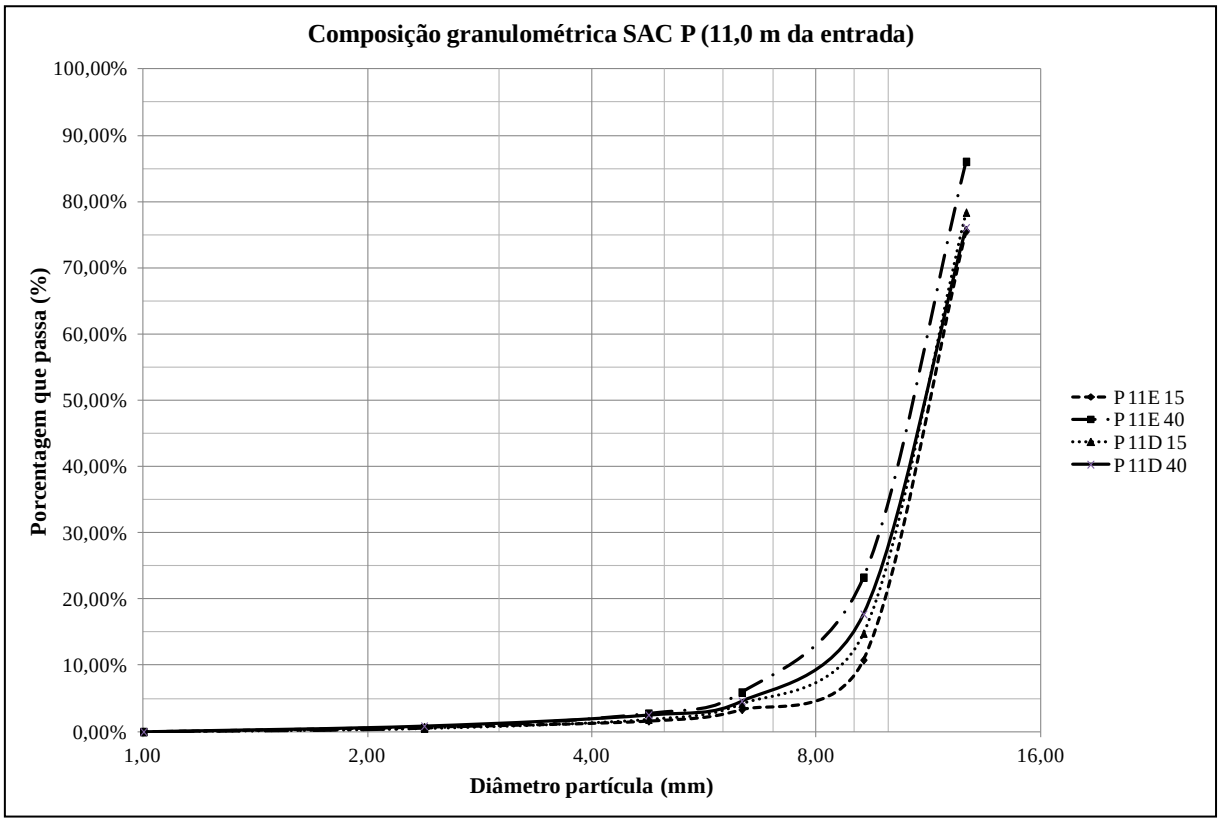


Figura V.3. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 11,0 m.

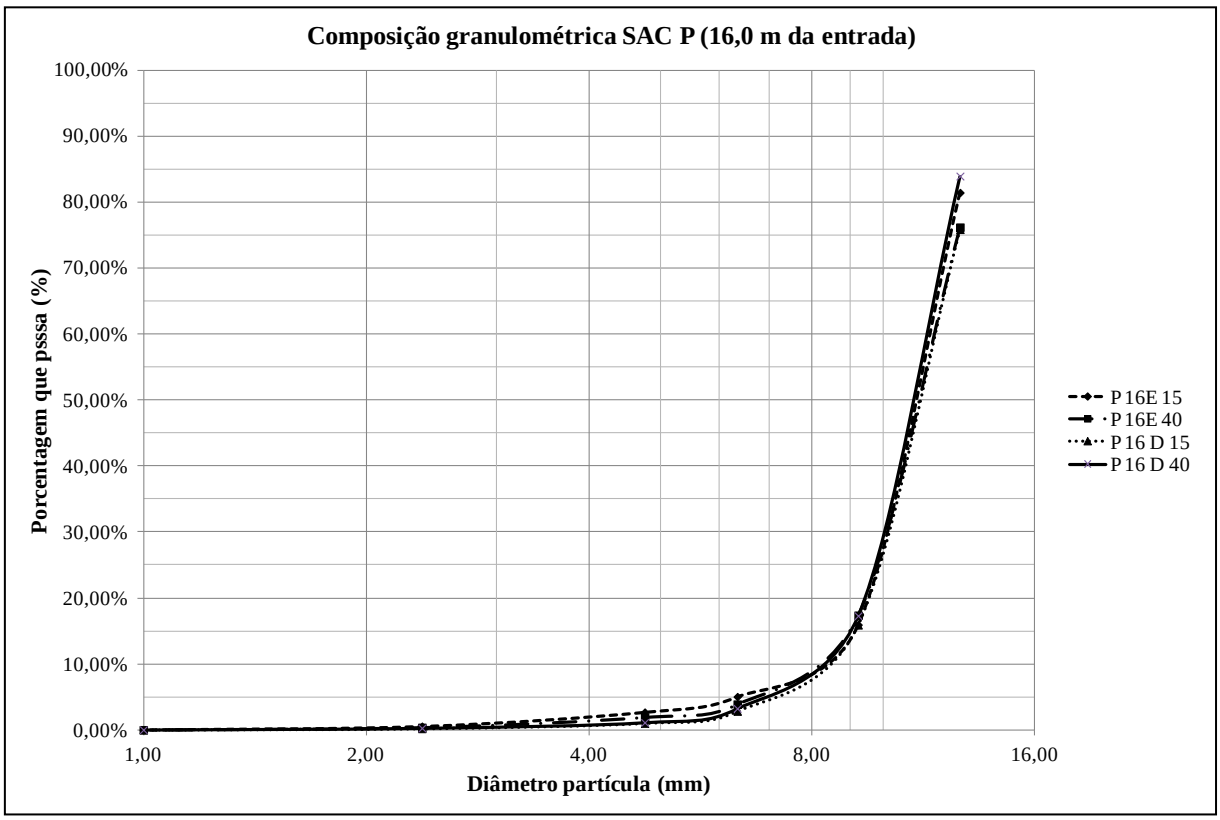


Figura V.4. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 16,0 m.

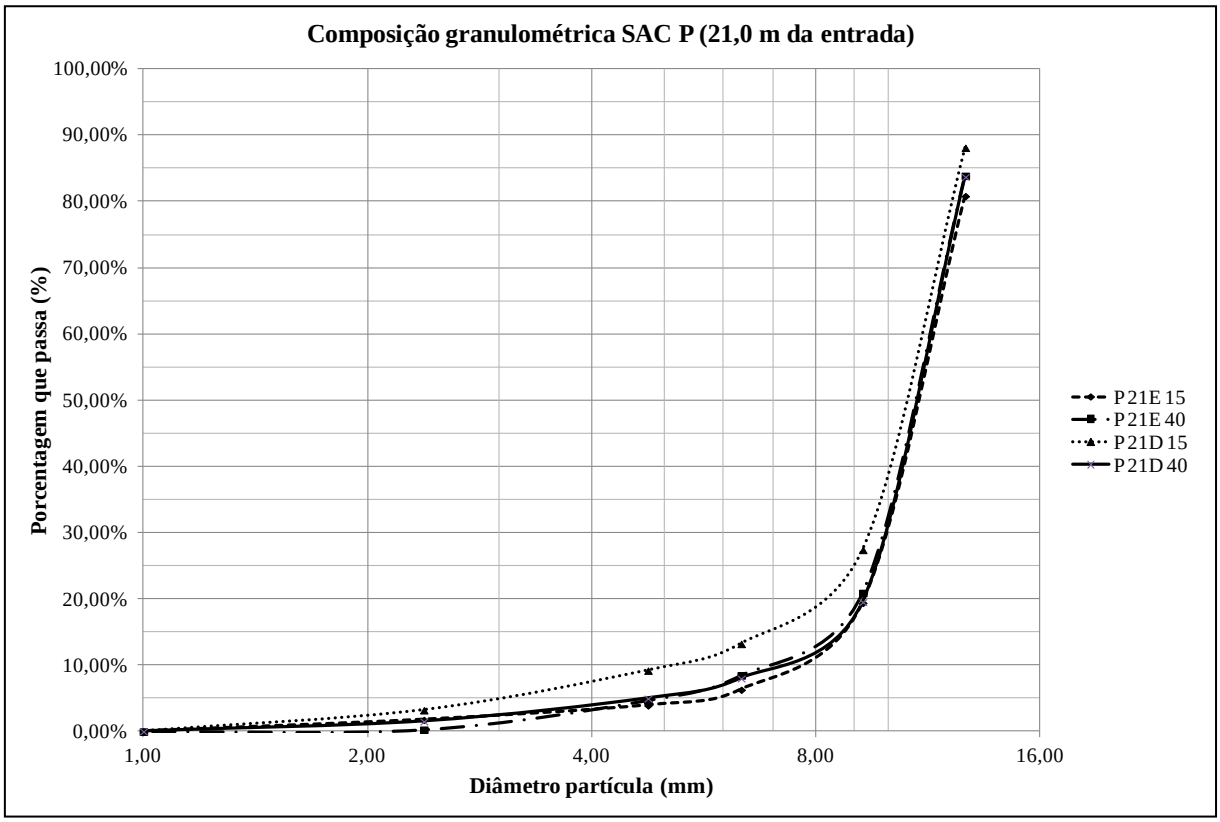


Figura V.5. Curva Granulométrica das amostras do SAC P, coletadas à 21,0 m.

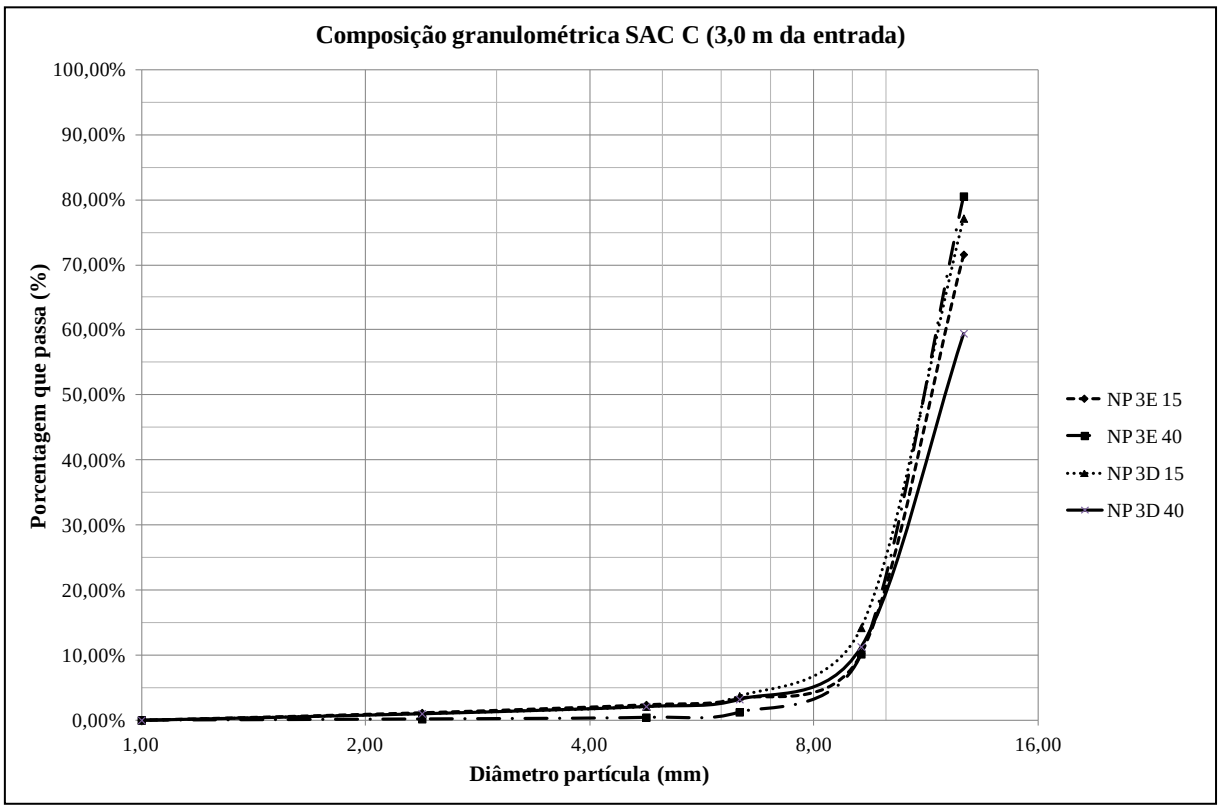


Figura V.6. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 3,0 m.

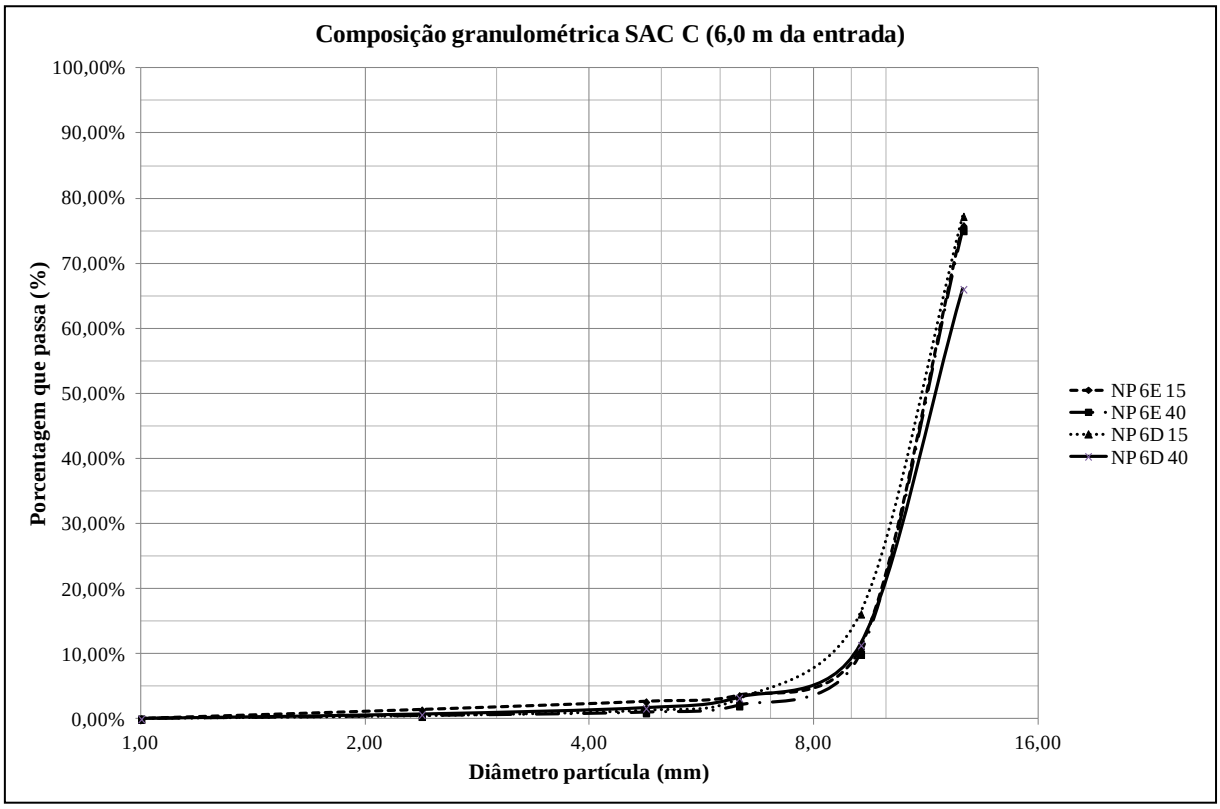


Figura V.7. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 6,0 m.

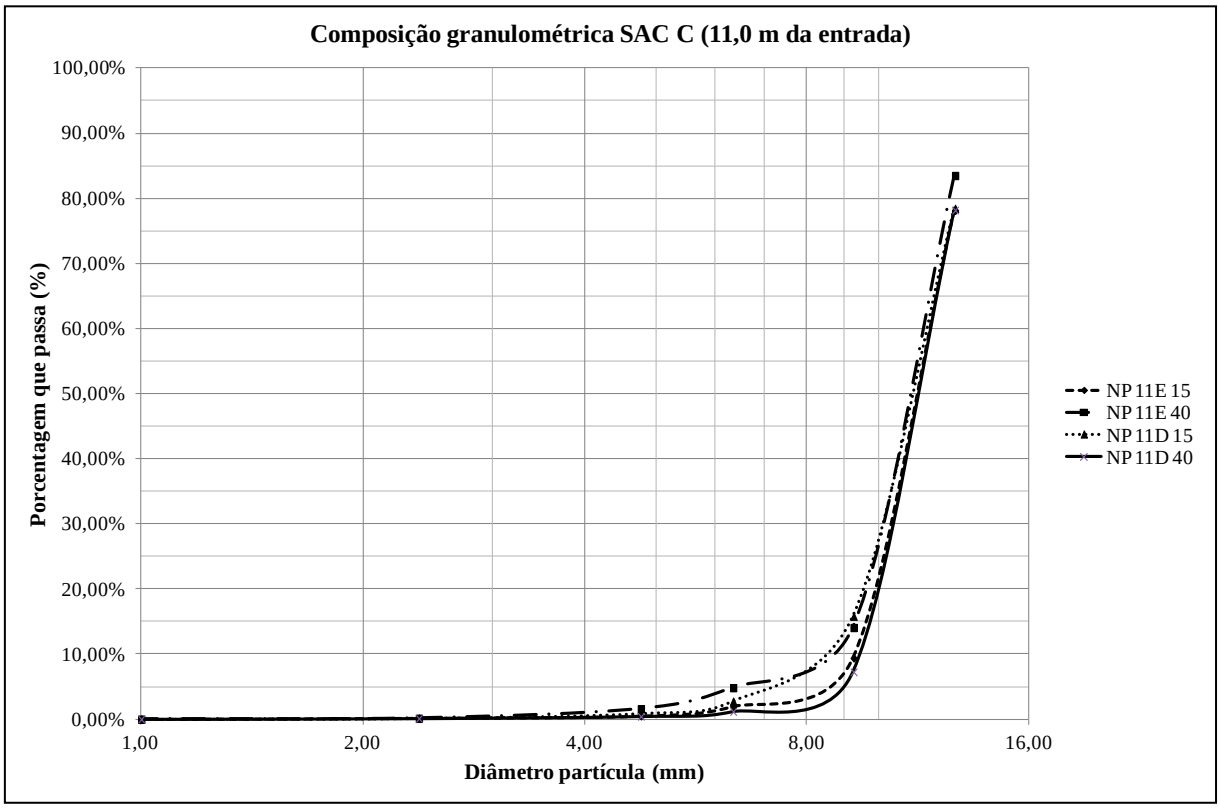


Figura V.8. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 11,0 m.

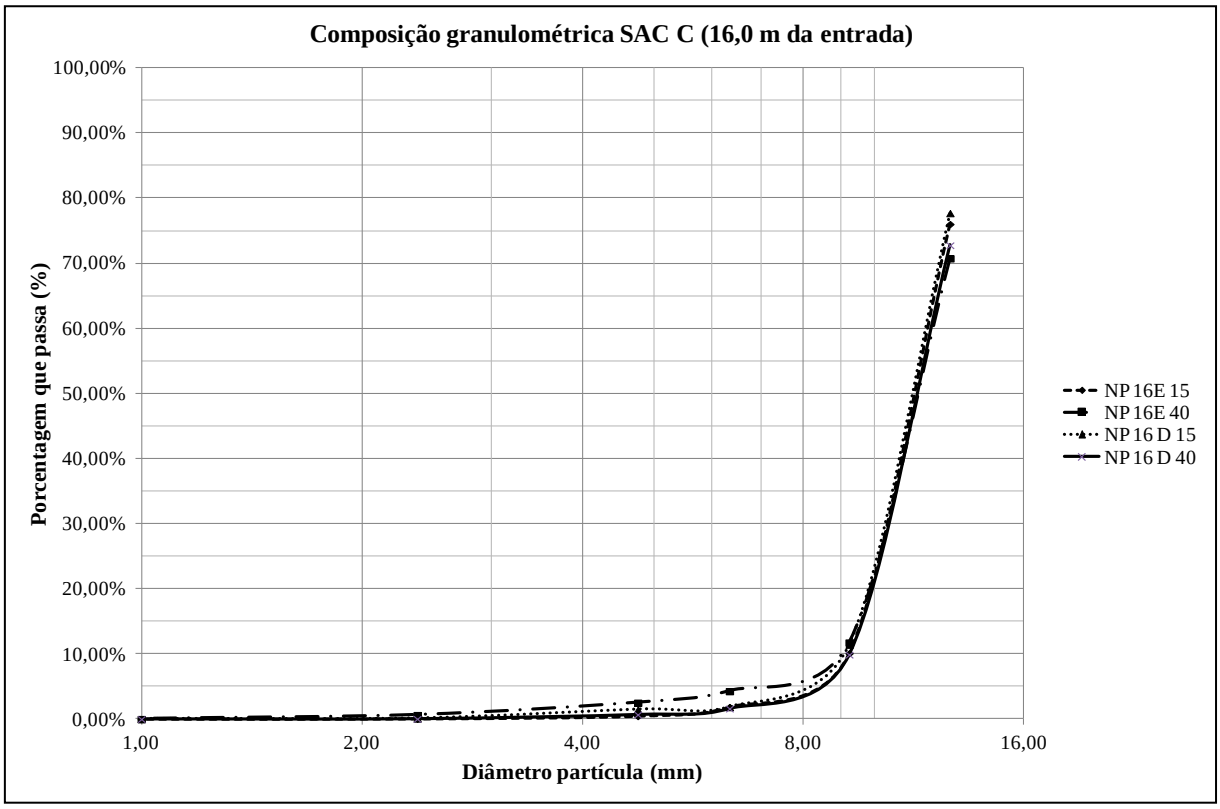


Figura V.9. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 16,0 m.

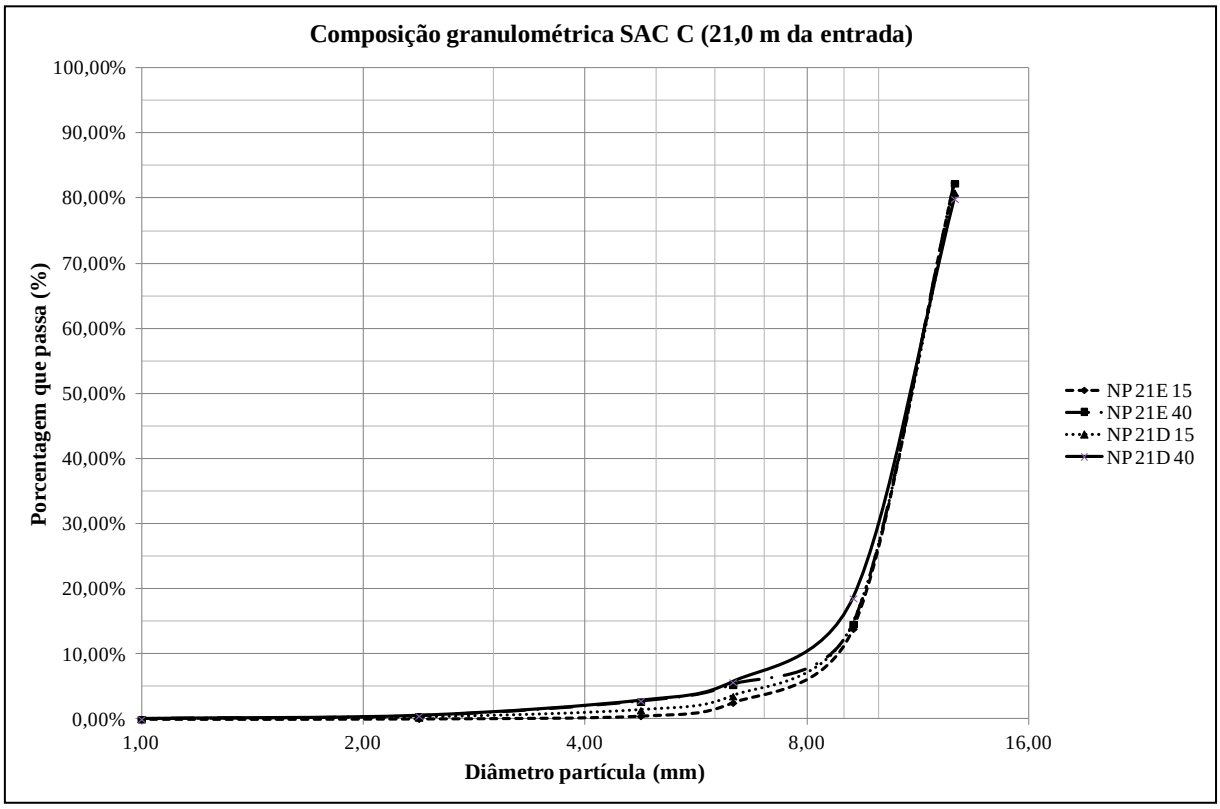


Figura V.10. Curva Granulométrica das amostras do SAC C, coletadas à 21,0 m.