

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,**

**MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**COMPORTAMENTO HIDRÁULICO DE UM  
SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE  
ESCOAMENTO VERTICAL (PRIMEIRO ESTÁGIO  
DO SISTEMA FRANCÊS)**

**Mirene Augusta de Andrade Moraes**

**Belo Horizonte**

**2019**

**COMPORTAMENTO HIDRÁULICO DE UM  
SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE  
ESCOAMENTO VERTICAL (PRIMEIRO ESTÁGIO  
DO SISTEMA FRANCÊS)**

**Mirene Augusta de Andrade Moraes**

**Mirene Augusta de Andrade Moraes**

# **COMPORTAMENTO HIDRÁULICO DE UM SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL (PRIMEIRO ESTÁGIO DO SISTEMA FRANCÊS)**

Dissertação 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 Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Marcos von Sperling

Coorientador: Vinícius Verna Magalhães Ferreira

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2019

M827c

Moraes, Mirene Augusta de Andrade.

Comportamento hidráulico de um sistema de wetlands construídos de escoamento vertical (primeiro estágio do sistema francês) [recurso eletrônico] / Mirene Augusta de Andrade Moraes. - 2019.

1 recurso online (xiii, 135f. : il., color.) : pdf.

Orientador: Marcos Von Sperling.

Coorientador: Vinícius Verna Magalhães Ferreira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 128-135.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia Sanitária - Teses. 2. Águas residuais – Teses.  
3. Gestão de zonas úmidas - Teses. 4. Traçadores (Química) – Teses.  
I. Von Sperling, Marcos. II. Ferreira, Vinícius Verna Magalhães. III.  
Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



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

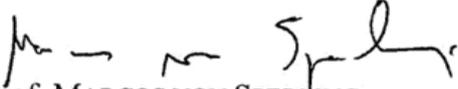
<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

## FOLHA DE APROVAÇÃO

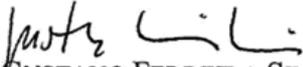
Comportamento Hidráulico de Um Sistema de Wetlands Construídos de Escoamento Vertical (primeiro Estágio do Sistema Francês)

**MIRENE AUGUSTA DE ANDRADE MORAES**

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

  
Prof. MARCOS VON SPERLING

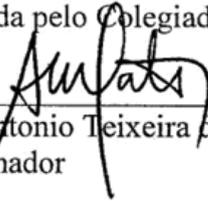
  
Prof. VINÍCIUS VERNA MAGALHÃES FERREIRA  
CDTN

  
Prof. GUSTAVO FERREIRA SIMÕES

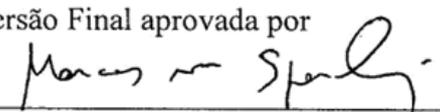
  
RICARDO GOMES PASSOS  
CDTN

  
Prof. WAGNER DA NOVA MUSSEL

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

  
Prof. Antonio Teixeira de Matos  
Coordenador

Versão Final aprovada por

  
Prof. Marcos von Sperling  
Orientador

Belo Horizonte, 26 de abril de 2019.

**DEDICO** ao meu forte e gigante pai (*in memoriam*), Wander.

**OFEREÇO** à minha mãe, Mirian, fonte de imenso amor e generosidade.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao meu orientador, prof. Marcos, pelo prazer em aprender ciência e humildade. Ao meu coorientador, prof. Vinícius, pela busca incansável e por colocar suas mãos na massa.

Ao prof. Valter Pádua, por quem tenho profunda admiração, que caminhou junto e me deu a mão para que eu pudesse chegar até aqui, fonte de inspiração como professor e ser humano.

Aos companheiros de batalha, Jorge García e Camila Trein, compartilhadores de ideias mirabolantes, loucuras e desesperos. Ao sr. Raimundo, braço direito de todos nós que passamos pelo CePTS.

A toda a equipe do CDTN, a qual realizou um trabalho imprescindível e árduo, em especial, Ricardo Passos e Naro Freitas. À querida amiga de jornada, sempre presente, Laís Faria.

Ao nosso grupo de pesquisa em Wetlands Construídos, pelo campo e pelas discussões: Gabriel Vasconcellos e as queridas Bianca Lima, Dayane Mendes e Amanda Moraes. À estimada Selma Cristina (da UFRB), pela confiança e pelas inúmeras leituras e contribuições. Aos colegas de sol e de van para o CePTS e à Suzane, organizadora de tudo.

Aos professores do SMARH, em especial Raphael Tobias, Gustavo Simões e Rafael Palmier. Também aos professores Wagner Mussel (Departamento de Química) e Antônio Ananias (Departamento de Transporte e Geotecnia), pelas portas sempre abertas.

Às agências e instituições CAPES, CNPq, FAPEMIG, FUNASA e Fundação Bill & Melinda Gates pelo apoio à pesquisa. A COPASA pelo acolhimento, sobretudo o cuidado dos funcionários da ETE Arrudas conosco.

Aos bons amigos feitos neste trajeto, em especial Fernanda Barcellos, Laura Braz, Natália Manuele, Josiane Fernandes e Josiani Córdova. Aos amigos unidos Sirlei Azevedo, Witan Silva, João Paulo Borges e Maria Cecília Rosinski.

Aos demais companheiros do SMARH, parceiros de churrasco, cachoeira e trilha.

Aos técnicos dos laboratórios do DESA, em especial Gabriel Marques pela dedicação e prestatividade. Ao Gabriel Freitas por rápido auxílio nos momentos necessários.

Aos amigos de xima, amarula e conversa Elias Manjate, Calebe, Izabela Jesuíno e Paulo Mavaieie.

Aos meus irmãos Rodrigo e Júnior, primos, tios e sobrinhos.

Aos velhos amigos que devem desculpar minha ausência: Wanderson Luna, Thiago Gontijo e Yasmin Werneck.

A Ló.

A todos que de alguma forma fizeram parte desta pesquisa.

## RESUMO

O Sistema Francês (SF), variante dos wetlands construídos de escoamento vertical (WEV), recebe como afluente esgoto bruto e é classicamente composto por três filtros em paralelo, com fases alternadas de alimentação e repouso. Um complicador do WEV é que ele é regido pelas condições dos meios não saturados, adicionando complexidade por ser bastante dinâmico. Este trabalho foi desenvolvido no CePTS UFMG/COPASA, Belo Horizonte, e teve como objetivo contribuir para melhor compreensão do comportamento hidráulico, em termos de distribuição do afluente, percolação no meio poroso e coleta do efluente de um sistema constituído pelo primeiro estágio do SF operado com apenas duas unidades e um ciclo de alimentação prolongado (sete dias). Monitoramentos da vazão e dos parâmetros SST, condutividade elétrica, potencial redox, OD e pH foram efetuados no canal de coleta de efluente tratado. Para obtenção das curvas de distribuição dos tempos de residência (DTR), o traçador utilizado foi o  $^{99m}\text{Tc}$ . Além disso, diversos modelos foram avaliados: Gama – número de tanques em série (NTES), distribuição log-normal, dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen, compartimentado de Vassel e von Sperling e solução analítica da equação de Richards proposta por Mannich e Guetter. Foi observado que, no início do ciclo de alimentação de sete dias, o sistema necessitou de tempo para encharcar e reter umidade. Do meio até o final do ciclo de alimentação, o sistema aumentou o armazenamento interno do volume de líquido, provavelmente devido a uma redução da condutividade hidráulica do filtro. O depósito de lodo superficial possui função primordial no funcionamento do SF, sendo que ele pareceu dificultar a passagem do líquido e a transiência de OD. Os resultados da DTR confirmaram essas tendências. O  $^{99m}\text{Tc}$  representou bem o comportamento do sistema quando associado a um complexante como o DMSA, podendo ser, portanto, apontado como um traçador promissor no estudo de WEV. Os parâmetros de qualidade do efluente tratado estiveram relacionados com o hidrograma efluente, o que poderia indicar também o comportamento de outros parâmetros não analisados. Conclui-se que, nos sistemas não saturados e alimentados por bateladas, como os WEV, o traçador pode ser considerado o próprio líquido aplicado. Assim, o hidrograma efluente muito tem a mostrar sobre a hidrodinâmica do sistema. A distribuição Gama - NTES não se mostrou muito adequada para a representação desse SF, pois ela foi incapaz de se ajustar às vazões de pico. A distribuição Log-normal, por outro lado, exibiu boas correlações entre os dados medidos e estimados. Em relação aos modelos de dispersão axial e compartimentado, estes demonstraram também boa aderência aos dados de campo. No entanto, a análise desses modelos não pode ser feita do modo costumeiro tradicionalmente usado para meios saturados. Tentou-se obter um modelo baseado em uma solução analítica da equação de Richards. Todavia, o ajuste não ficou apropriado, demonstrando a necessidade de adaptações. Sugere-se que mais estudos devam ser realizados sob condições de clima quente semelhantes, a fim de permitir conhecer mais o funcionamento hidráulico do SF com menos unidades em paralelo e diferentes ciclos de alimentação e repouso. Destaca-se a necessidade de investigações para melhorar a hidráulica dos filtros e para desenvolver modelos simplificados aplicados aos meios não saturados.

**palavras-chave:** traçador, modelagem, meio poroso não saturado, esgoto bruto, clima tropical.

## ABSTRACT

The French System (SF), a variant of vertical flow constructed wetlands (VFW), receives raw sewage and is classically composed of three filters in parallel, with alternating phases of feeding and rest. A complicator of VFW is that it is governed by the conditions of the unsaturated media, adding complexity because it is very dynamic. This work was developed in the CePTS UFMG / COPASA and had as objective to contribute to a better understanding of the hydraulic behavior in terms of influent distribution, percolation in the porous medium and effluent collection from a system constituted by the first stage of SF operated with only two units and an extended feeding cycle (seven days). Monitoring of the outflow and the parameters TSS, electric conductivity, redox potential, DO and pH were carried out in the treated effluent collection channel. To obtain the residence time distribution (RTD) curves, the tracer used was the  $^{99m}\text{Tc}$ . In addition, several models were evaluated: Gamma – tanks in series (NTIS), log-normal distribution, Vassel and Schrobiltgen axial dispersion, Vassel and von Sperling compartmentalized and analytical solution of the Richards equation proposed by Mannich and Guetter. It was observed that, at the beginning of the seven day feed cycle, the system required time to soak and retain moisture. From the middle to the end of the feed cycle, the system increased the internal storage of the liquid volume, probably due to a reduction in the hydraulic conductivity of the filter. The sludge deposit has a primordial function in the FS operation, and it seemed to hinder the passage of the liquid and the DO transfer. The RTD results confirmed these trends. The  $^{99m}\text{Tc}$  represented well the system's behavior when associated to a complexant such as DMSA, and could therefore be pointed as a promising tracer in the study of VFW. The quality parameters of the treated effluent were related to the effluent hydrograph, which could also indicate the behavior of other parameters not analyzed. It is concluded that in unsaturated and batch systems, such as VFW, the tracer can be considered the liquid itself. Thus, the effluent hydrograph has much to show about the system's hydrodynamics. The Gamma - NTIS distribution was not very adequate for the representation of this FS, since it was unable to adjust the peak flows. The Log-normal distribution, on the other hand, exhibited good correlations between the measured and estimated data. In relation to the models of axial dispersion and compartmental, they also demonstrated good adherence to field data. However, the analysis of these models can not be done customarily. A model developed in Excel was tried based on an analytical solution of the Richards equation. But the adjustment was not appropriate, demonstrating the need for adaptations. It is suggested that further studies should be carried out under similar hot weather conditions in order to better understand the hydraulic operation of the FS with less parallel units and different feeding and rest cycles. Emphasis is given to the need for research to improve filter hydraulics and to develop simplified models applied to unsaturated media.

**Keywords:** tracer, modeling, unsaturated porous medium, raw sewage, tropical climate.

# SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VII
LISTA DE TABELAS .....	XI
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS .....	XII
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>3</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>4</b>
3.1 POPULAÇÃO RURAL E TECNOLOGIAS PARA TRATAR ESGOTO SANITÁRIO.....	4
3.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS E SUAS CARACTERÍSTICAS GERAIS.....	5
3.3 SISTEMA FRANCÊS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	8
3.4 DISTRIBUIÇÃO DO FLUIDO NA SUPERFÍCIE DA CÉLULA FILTRANTE.....	11
3.5 INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS.....	13
3.6 DEPÓSITO DE MATÉRIA ORGÂNICA E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA.....	14
3.7 REATORES IDEALIZADOS: FLUXO EM PISTÃO E MISTURA COMPLETA.....	15
3.8 REATORES REAIS E TESTES COM TRAÇADORES.....	17
3.8.1 Fluxo disperso e tanques em série.....	17
3.8.2 Testes com traçadores.....	18
3.8.3 Distribuição dos tempos de residência.....	20
3.8.4 Distribuição Gama.....	22
3.9 MODELO DE DISPERSÃO AXIAL DE VASEL E SCHROBILTGEN.....	23
3.10 MODELO COMPARTIMENTADO.....	25
3.11 MEIO NÃO SATURADO.....	28
3.11.1 Porosidade.....	28
3.11.2 Relação da condutividade hidráulica com umidade e potencial mátrico.....	30
3.11.3 Solução analítica da Equação de Richards proposta por Mannich e Guetter.....	34
3.12 TRAÇADOR RADIOATIVO <sup>99m</sup> Tc.....	36
3.12.1 Desintegração nuclear.....	36
3.12.2 Uso de traçadores radioativos.....	37
3.12.3 <sup>99m</sup> Tc.....	39
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>42</b>
4.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA.....	42
4.2 SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO DO AFLUENTE.....	44
4.2.1 Caixa de armazenamento e sifão dosador.....	44
4.2.2 Rede de distribuição do tipo ramificada.....	46
4.3 HIDROGRAMAS DA VAZÃO EFLUENTE.....	47
4.4 PARÂMETROS MEDIDOS IN SITU.....	48
4.5 TESTES COM TRAÇADOR RADIOATIVO: <sup>99m</sup> Tc.....	52
4.6 MODELAGEM MATEMÁTICA DO HIDROGRAMA EFLUENTE.....	57

4.6.1	<i>Ajuste da distribuição Log-normal</i> .....	57
4.6.2	<i>Adaptação do modelo de dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen</i> .....	59
4.6.3	<i>Ajuste do modelo utilizando uma solução analítica da equação de Richards</i> .....	60
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>62</b>
5.1	SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO .....	62
5.1.1	<i>Caixa de armazenamento e sifão dosador</i> .....	62
5.1.2	<i>Rede de distribuição do tipo ramificada</i> .....	65
5.2	HIDROGRAMAS DA VAZÃO EFLUENTE .....	68
5.2.1	<i>Influências na dinâmica hidráulica</i> .....	68
5.2.2	<i>Relação entre vazão afluente ao filtro e volume armazenado dentro do sistema</i> .....	68
5.2.3	<i>Comportamento dos hidrogramas e recuperação do volume aplicado</i> .....	70
5.2.4	<i>Influência da taxa de carregamento hidráulico instantâneo (TAH<sub>inst</sub>)</i> .....	74
5.2.5	<i>Influência da precipitação</i> .....	75
5.2.6	<i>Influência da presença do depósito de lodo na superfície superior do filtro</i> .....	77
5.3	PARÂMETROS DE QUALIDADE MEDIDOS IN SITU .....	79
5.3.1	<i>Relação entre vazão e parâmetros medidos in situ</i> .....	79
5.3.2	<i>Comportamento dos parâmetros medidos in situ ao longo do ciclo de alimentação</i> .....	83
5.3.3	<i>Influência da camada de lodo nos parâmetros medidos in situ</i> .....	87
5.3.4	<i>Relação entre profundidade do filtro e parâmetros medidos in situ</i> .....	89
5.3.5	<i>Influência da precipitação nos parâmetros medidos in situ</i> .....	91
5.4	TESTE COM TRAÇADOR RADIOATIVO: <sup>99m</sup> Tc .....	94
5.4.1	<i>Necessidade do complexante de <sup>99m</sup>Tc</i> .....	94
5.4.2	<i>Monitoramento de pulsos consecutivos</i> .....	96
5.4.3	<i>O efeito de cada pulso e a função exponencial</i> .....	100
5.4.4	<i>Tempos de percolação médios e ajuste a distribuições de probabilidade</i> .....	104
5.4.5	<i>Adaptação do modelo compartimentado MCVS para uma sequência de pulsos</i> .....	110
5.5	MODELAGEM MATEMÁTICA DO HIDROGRAMA EFLUENTE .....	115
5.5.1	<i>Ajuste da distribuição Log-normal</i> .....	115
5.5.2	<i>Adaptação do modelo de dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen</i> .....	120
5.5.3	<i>Ajuste do modelo utilizando uma solução analítica da Equação de Richards</i> .....	122
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>125</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>128</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1. Esquema de funcionamento de um wetland de escoamento subsuperficial vertical .....	6
Figura 3-2. Esquema wetland de escoamento vertical – Sistema Francês .....	9
Figura 3-3. Esquema de reatores ideais. a) Fluxo em pistão. b) Mistura completa. ....	16
Figura 3-4. a) Curva-resposta de teste com traçadores para reatores não ideais com $d > 0,01$ . b) Esquema de reatores em série.....	18
Figura 3-5. Tanque de acumulação de um wetland vertical. Esgoto com traçador colorimétrico. a) Uranina. b) Rodamina WT.....	19
Figura 3-6. Curva-resposta de teste com traçadores para reatores ideais. a) Fluxo em pistão. b) Mistura completa. ....	21
Figura 3-7. Distribuição de tempos de residência com grande e pequena variância.....	22
Figura 3-8. Efeito das condições meteorológicas na distribuição dos tempos de residência. ....	23
Figura 3-9. Ajuste ao modelo de dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen. ....	24
Figura 3-10. Esquema simplificado de um reator compartimentado. ....	26
Figura 3-11. Esquema do modelo compartimentado de Vassel e von Sperling. ....	27
Figura 3-12. Fases do solo – (a) composição real. (b) composição esquemática .....	28
Figura 3-13. Variação da porosidade, porosidade efetiva e retenção específica com a granulometria.....	30
Figura 3-14. a) Evolução do perfil de umidade em um solo (esquerda). b) curva de retenção da água no solo para diferentes texturas (direita). ....	31
Figura 3-15. Capacidade de umidade específica em função do potencial mátrico para diferente texturas. ....	32
Figura 3-16. Condutividade hidráulica por textura em função da: a) umidade . b) sucção mátrica.....	34
Figura 3-17. Esquema de um gerador de $^{99}\text{Mo}$ - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ . ....	39
Figura 3-18. Curvas de decaimento do pai e crescimento do filho estável. ....	40
Figura 3-19. Curvas de decaimento do pai ( $^{99}\text{Mo}$ ) e crescimento do filho instável ( $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ). ....	40
Figura 4-1. Localização da área de estudo.....	42
Figura 4-2. Vista em planta do sistema.....	43

Figura 4-3. Corte longitudinal da unidade II .....	44
Figura 4-4. a) Interior do tanque de acumulação com o sifão em U com dois braços. b) croqui do sifão. ....	45
Figura 4-5. a) Croqui do perfil do sistema com as calhas coletoras e sondas multiparamétricas YSI 6600 v2 instaladas para medição de parâmetro em diferentes profundidades. b) Calha plástica instalada dentro da célula filtrante; c) Posição de instalação das sondas dentro do poço de visita. ....	49
Figura 4-6. Faixa zebraada com placa de alerta. ....	53
Figura 4-7. Gerador de $^{99}\text{Mo}$ - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ utilizado na primeira semana de teste. ....	53
Figura 4-8. Complexo DMSA - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ . ....	54
Figura 4-9. a) Cintilador dentro da caixa de passagem, recostado na tubulação de coleta de efluente tratado. b) Cadeia de detecção de radiação $\gamma$ a esquerda, computador a direita e cabos dos cintiladores abaixo. c) Contador de Geiger-Müller. ....	55
Figura 4-10. Esquema do modelo compartimentado utilizado com adaptações. ....	56
Figura 4-11. Forma típica da função Log-normal.....	57
Figura 4-12. Fluxograma para cálculo de N e d com a Distribuição Log-normal .....	59
Figura 5-1. Balanço hídrico dentro da caixa de armazenamento .....	62
Figura 5-2. Influência do número de braços na descarga do tanque .....	63
Figura 5-3. Descarga do sifão: vazão e nível da água em função do tempo .....	64
Figura 5-4. Descarga do sifão: velocidade e perda de carga localizada em função do tempo .....	64
Figura 5-5. Mapa de transformação da camada filtrante ao longo do ciclo de alimentação estendido. Evidência da heterogeneidade da distribuição: a) umidade e b) sólidos voláteis. ....	66
Figura 5-6. Vazão instantânea nos pontos mais próximos (1) e mais distantes (4) em função do tempo de pulso.....	67
Figura 5-7. Vazões de entrada e saída e volume armazenado dentro do filtro em função do tempo. Cinco eventos de pulso sequenciais são representados .....	69
Figura 5-8. Bateladas (pulsos) em dias diferentes de um ciclo de alimentação: vazão em função do tempo. ....	70
Figura 5-9. Volume de efluente e porcentagem de recuperação dos diferentes pulsos de cada dia do ciclo .....	73
Figura 5-10. Volume cumulativo armazenado no filtro durante cada dia do ciclo de alimentação. ....	73

Figura 5-11. Diferença entre as taxas de aplicação hidráulica instantânea: vazão e volume efluente acumulado em função do tempo (em relação ao volume aplicado de 0,55 m <sup>3</sup> no pulso).....	74
Figura 5-12. Hietograma e volume incorporado no filtro relacionado à precipitação direta na unidade .....	75
Figura 5-13. Volume efluente por dia do ciclo de alimentação durante o período chuvoso. ....	76
Figura 5-14. Sequência de pulsos durante uma chuva forte (evento de chuva nos minutos 300 a 350). ....	77
Figura 5-15. Hidrogramas efluentes de diferentes pulsos ao longo do ciclo de alimentação de sete dias. a) Unidade com camada de lodo. b) Unidade com camada de lodo removida anteriormente (unidade exibida nos outros gráficos). ....	78
Figura 5-16. a) Relação entre vazão efluente e oxigênio dissolvido; b) Relação entre vazão efluente e potencial redox; c) Relação entre vazão efluente e variação de potencial redox; d) Relação entre vazão efluente e condutividade elétrica; e) Relação entre vazão efluente e pH; f) Relação entre vazão efluente e sólidos suspensos totais.....	80
Figura 5-17. Célula II: a) Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação; b) Potencial redox ao longo do ciclo de alimentação; c) pH ao longo do ciclo de alimentação.....	85
Figura 5-18. Célula II – dados da campanha de monitoramento 4: Condutividade elétrica ao longo do ciclo de alimentação.....	86
Figura 5-19. a) Célula I (com camada de lodo) - Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação; b) Célula II (sem camada de lodo) - Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação; c) Célula I - Potencial redox ao longo do ciclo de alimentação; d) Célula I - pH ao longo do ciclo de alimentação.....	88
Figura 5-20. Relação entre profundidade do filtro e perfil do oxigênio dissolvido no líquido. ....	90
Figura 5-21. a) Mediana do oxigênio dissolvido em função da profundidade em diferentes dias; b) Mediana do pH em função do tempo em diferentes profundidades. ....	91
Figura 5-22. Variação das concentrações de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N e NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N ao longo da profundidade.....	91
Figura 5-23. Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação COM precipitação: a) Célula II; b) Célula I - com camada de lodo.....	92
Figura 5-24. Mediana do oxigênio dissolvido durante o ciclo de alimentação nas quatro condições .....	93
Figura 5-25. Mediana do pH durante o ciclo de alimentação nas quatro condições .....	93
Figura 5-26. Exemplos de curva -resposta da atividade radioativa sem adição de complexante.....	95
Figura 5-27. Curva-resposta da atividade radioativa sem adição de complexante. a) primeiras 4 h. b) em 24 h. ....	96
Figura 5-28. Taxa de contagem de radiação (TRC) do <sup>99m</sup> Tc: a) Unidade II – W2. b) Unidade I – W1. ....	98

Figura 5-29. Curvas-resposta obtidas por Alvarenga (2012) no sistema francês utilizando diferentes traçadores: a) $^{99m}\text{Tc}$ ; b) DTPA-La; c) DTPA-Sm; d) DTPA-Eu. ....	99
Figura 5-30. Vazão e Taxa de contagem de radiação (TCR) do $^{99m}\text{Tc}$ em função do tempo no 1º pulso: Unidade II (acima). Unidade I (meio e abaixo). ....	102
Figura 5-31. Média da fração da carga radioativa recuperada por pulso (f) e no acumulado (F). ....	103
Figura 5-32. Tempos de saída em função da fração acumulada efluente. ....	107
Figura 5-33. Ajuste da distribuição Gama -TES – medido e estimado. a) Unidade II; b) Unidade I. ....	108
Figura 5-34. Ajuste da distribuição Log-normal – medido e estimado. a) Unidade II; b) Unidade I. ....	109
Figura 5-35. Ajuste do modelo compartimentado dos testes com traçador – medido e estimado. a) Unidade II; b) Unidade I. ....	113
Figura 5-36. Mudança manual e individual dos parâmetros para se observar o efeito na curva resposta do Modelo Compartimentado de Vassel e von Sperling. ....	114
Figura 5-37. Avaliação individual dos parâmetros para se observar o efeito na curva resposta da distribuição Log-normal. ....	115
Figura 5-38. Parâmetros da distribuição Log-normal: a) $\ln(\mu_g)$ . b) $\ln(\sigma_g)$ . c) $N^2$ . d) $d^2$ . ....	117
Figura 5-39. Mapa de contorno por dia do ciclo: a) $\ln(\sigma_g) \times \ln(\mu_g)$ . b) $N^2 \times \ln(\mu_g)$ . ....	118
Figura 5-40. Hidrograma efluente médio estimado por dia do ciclo de alimentação - distribuição Log-normal. ....	119
Figura 5-41. Hidrograma efluente médio dos dias 1 e 7 e dos pulsos 1, 3 e 168 - distribuição Log-normal. ....	119
Figura 5-42. Hidrograma efluente médio separado por dia do ciclo alimentação - modelo de dispersão de Vassel e Schrobiltgen. ....	120
Figura 5-43. Parâmetros do modelo de dispersão de Vassel e Schrobiltgen. a) $\beta$ . b) $k_\beta$ . c) $Pe'$ . d) correlação entre $k_\beta$ e $\beta$ . ....	121
Figura 5-44. Resultados estimados pela distribuição log-normal e pela dispersão axial. ....	122
Figura 5-45. Medido e estimado do modelo da solução analítica da equação de Richards. ....	123

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1. Condutividade hidráulica de cada camada de um primeiro estágio do Sistema Francês .....	33
Tabela 4-1. Resumo das principais campanhas de monitoramento realizadas em 2018.....	48
Tabela 4-2. Características das campanhas de monitoramento de parâmetros medidos <i>in situ</i> .....	51
Tabela 5-1. Resumo dos principais resultados da recuperação de efluentes das campanhas de monitoramento 2, 3 e 471	
Tabela 5-2. Estatística descritiva dos parâmetros oxigênio dissolvido e potencial redox das unidades I e II com e sem precipitação.....	84
Tabela 5-3. Resumo dos dados: parâmetros do ajuste exponencial, fração da carga de radiação recuperada em cada pulso e tempo de percolação médio.....	104
Tabela 5-4. Resumo dos dados do pulso 1: tempos de percolação e parâmetros dos ajustes das funções Gama e Log-normal.....	106
Tabela 5-5. Resumo dos dados do Modelo Compartimentado de Vassel e von Sperling. ....	111
Tabela 5-6. Resumo dos parâmetros da distribuição Log-normal obtidos para todos os dados de vazão efluente separados por dia do ciclo de alimentação. ....	116
Tabela 5-7. Parâmetros medianos da distribuição Log-normal obtidos dos dias 1 e 7 e dos pulsos 1, 3 e 168. ....	119
Tabela 5-8. Resumo dos resultados obtidos pelo modelo de dispersão de Vassel e Schrobiltgen. ....	121
Tabela 5-9. Dados de auxílio no cálculo dos parâmetro de entrada da solução analítica da equação de Richards.....	123
Tabela 5-10. Parâmetro livres otimizados da solução analítica da equação de Richards. ....	123

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

$^{99m}\text{Tc}$	tecnécio metastável
BG	background
CDTN	Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear
CE	condutividade elétrica
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG / COPASA
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
$d$	número de dispersão
D1 (D2)	dia 1 (dia 2)
DMSA	ácido dimercaptossuccínico - $\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_4\text{S}_2$
DTR (E)	distribuição dos tempos de residência (curva E)
e.p.	equivalente populacional
EB	esgoto bruto
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
$f_M$	fração da vazão afluyente total que percola com mobilidade (parâmetro do MCVS)
$f_{SE}$	fração da vazão afluyente total que faz troca com o compartimento de troca lenta (parâmetro do MCVS)
$h_m$	carga de sucção mátrica (ou potencial mátrico ou potencial de capilaridade)
K	condutividade hidráulica
$K_s$	condutividade hidráulica saturada
MCVS	modelo compartimentado de Vassel e von Sperling
MDAVS	modelo de dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen
MO	matéria orgânica
N	número de tanques em série
$n$	número de dados
OD	oxigênio dissolvido
Pe	número de Peclet
POR	potencial redox
Q	vazão
q	velocidade
SF	Sistema Francês
SST	sólidos suspensos totais
SV	sólidos voláteis
t	tempo
$\bar{t}$	tempo médio de percolação do fluido
$t_{50}$	tempo gasto para efluir metade da carga afluyente
TAH	taxa de aplicação hidráulica
$\text{TAH}_{\text{inst}}$	taxa de aplicação hidráulica instantânea
TCR	taxa de contagem de radiação
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
V	volume
VR	volume recuperado (ou efluente) durante um pulso
$V_{SE}$	fração do volume total ocupado pelo volume de troca lenta do MCVS
WC	Wetland Construído
WEV	Wetland construído de escoamento vertical
WI (WII)	unidade I (unidade II)
Z	carga radioativa ( $\text{TCR} \times Q$ )
z	elevação (ou profundidade)

$\alpha$	parâmetro da equação de Genuchten
$\beta$	retenção líquida (parâmetro do MDAVS)
$\gamma$	radiação gama
$\Delta$	variação
$\eta$	porosidade
$\eta_e$	porosidade efetiva
$\Theta$	teor de umidade (ou conteúdo de umidade volumétrica)
$\Theta_r$	umidade residual (retida pelo solo após a drenagem)
$\Theta_s$	umidade saturada (quando $K = K_s$ )
$\Theta_t$	tempo adimensional
$\mu_g$	média geométrica (parâmetro da função log-normal)
$\sigma_g$	desvio padrão geométrico (parâmetro da função log-normal)
$\sigma^2$	variância
$\tau$	tempo médio de percolação do traçador
$\phi$	diâmetro

# 1 INTRODUÇÃO

Os wetlands construídos (WC) são sistemas de tratamento de águas poluídas considerados sustentáveis. Comparado com outros sistemas de tratamento de esgotos domésticos, as vantagens do WC são o baixo custo de implantação, operação e manutenção, baixa mecanização, simples operação e alta eficiência na remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes solúveis. Os WC são constituídos por um leito filtrante, onde são cultivadas espécies vegetais, e ao longo da percolação pelo meio poroso, há a atenuação de diversos contaminantes presentes no esgoto. Os WC podem ser divididos em sistemas de escoamento superficial e subsuperficial. Este último, por sua vez, em escoamento horizontal (WEH) ou vertical (WEV), sendo o Sistema Francês (SF), alvo da presente pesquisa, uma variante dos WEV (Dotro et al., 2017).

Langergraber (2008) explica que a compreensão do funcionamento do WC é difícil, haja vista que um grande número de processos físicos, químicos e biológicos ocorrem de modo simultâneo. Por essa razão, os WC têm sido vistos como “caixas pretas”, onde a água residuária entra no sistema e o esgoto tratado sai. Esse autor e outros (Bui et al., 2018) afirmam que uma boa correspondência entre resultados de simulações e dados medidos de solutos poderia ser obtida se o comportamento hidráulico do sistema pudesse ser bem descrito. Langergraber e Šimůnek (2005) afirmam que a relação entre modelo e dados medidos encontrados é precária para os sistemas em escala real, devido aos inúmeros fatores que precisam ser considerados para descrever o comportamento hidráulico desses sistemas. A heterogeneidade do substrato e a desigualdade na distribuição são as maiores razões para a necessidade de investigações hidráulicas nos sistemas de escala real, segundo esses autores. Assim, com o intuito de prever a qualidade do efluente que pode ser obtido, é de suma importância conseguir representar o comportamento hidráulico do sistema (Molle et al., 2008). O complicador é que o WEV é regido pelas condições do meio não saturado (Molle et al., 2004), o que adiciona complexidade à sua representação, pois estes são altamente dinâmicos (Langergraber, 2008). Logo, modelos clássicos de hidrodinâmica de reatores não podem ser aplicados neste caso.

Nos WC podem ocorrer três tipos de fenômenos hidrodinâmicos, desviando-os do fluxo ideal: ilhas internas, caminhos preferenciais e misturas transversais (Kadlec e Wallace, 2008). Essas ineficiências são impossíveis de se abolir, mesmo que haja um projeto e uma construção cuidadosa. O principal método disponível para conhecer o movimento do fluxo dentro de um WC é através do teste com traçadores. Nesta pesquisa foi utilizado como traçador o  $^{99m}\text{Tc}$  e até o momento foi

encontrado o relato desse isótopo radioativo aplicado a um sistema de tratamento de esgotos apenas em Alvarenga (2012) e Alvarenga et al. (2013).

Deve ser destacado que diversos estudos hidrodinâmicos foram realizados com o intuito de ajudar a representação do fluxo no SF. Esses estudos avaliaram a variação da taxa de aplicação hidráulica (TAH) ou da lâmina aplicada por batelada (Molle et al., 2004; Molle et al., 2006; Torrens et al., 2009; Cota et al., 2011; Lana et al., 2013; Bui et al., 2018) e as transformações ocorridas no sistema durante um período de tempo relativamente longo - anual - (Cota et al., 2011; Morvannou et al., 2017). No entanto, a literatura pouco relata as mudanças diárias verificadas no sistema durante um ciclo completo.

Em condições de clima quente, os sólidos na camada de depósito superficial sofrem estabilização e desidratação mais rápidas em comparação com WC localizados em climas temperados, dos quais a maior parte da literatura e da experiência existentes provém. Além disso, a possibilidade de utilizar somente o primeiro estágio do SF (Yadav et al., 2018), e ter esse primeiro estágio composto por apenas duas unidades em paralelo, é uma opção ao aplicar esses filtros verticais em ambientes climáticos tropicais (Manjate et al., 2015; Molle et al., 2015; Lombard-Latune e Molle, 2017; García Zumalacarregui e von Sperling, 2018). Portanto, investigações hidráulicas sob essas condições operacionais específicas são necessárias para permitir uma melhor compreensão e disseminação do SF com menor área *per capita* em locais de clima tropical.

Diante do exposto, nesta pesquisa propôs a realização de estudos hidráulicos em WEV constituído pelo primeiro estágio do sistema francês para tratamento de esgotos sanitários brutos com um ciclo de operação estendido de 7 dias (sete dias de alimentação e sete dias de repouso). O estudo foi desenvolvido no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), que é uma parceria entre a Universidade Federal de Minas Gerais e a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), e está localizado dentro da Estação de Tratamento de Esgotos do Ribeirão Arrudas (ETE Arrudas) em Belo Horizonte/MG.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 *Objetivo geral*

Avaliar o comportamento hidráulico de wetlands construídos de escoamento vertical (primeiro estágio do sistema francês tratando esgoto sanitário bruto) em termos de distribuição do afluente, percolação no meio poroso e saída do efluente.

### 2.2 *Objetivos específicos*

- a. Investigar a hidráulica do sistema de distribuição em relação ao tanque de armazenamento, ao sifão dosador e à rede de distribuição.
- b. Avaliar o comportamento do hidrograma efluente ao longo do ciclo de operação estendido (7 dias) como resposta à aplicação do esgoto afluente por meio de pulsos, e adicionalmente a influência dos seguintes fatores no padrão do hidrograma: depósito de lodo na camada superficial, duração da aplicação do pulso, vazão afluente ao tanque e ocorrência de chuva.
- c. Avaliar os parâmetros *in situ*: oxigênio dissolvido, pH, potencial redox e condutividade elétrica ao longo do ciclo de operação e do perfil transversal do filtro, além da influência do depósito de lodo na camada superficial e da ocorrência de chuva, e suas relações com o hidrograma efluente.
- d. Analisar por intermédio do uso do traçador radioativo  $^{99m}\text{Tc}$  o comportamento hidráulico do sistema.
- e. Modelar matematicamente o comportamento do hidrograma efluente e do traçador durante o ciclo de operação (objetivos *b* e *d*), confrontando resultados simulados *vs* medidos.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 *População rural e tecnologias para tratar esgoto sanitário*

Em 2010, a Assembleia Geral das Nações Unidas aprovou o acesso à água e ao esgotamento sanitário como um Direito Humano, tornando-se assim obrigação legal do Estado garantir esse direito a toda a sua população (Neves-Silva e Heller, 2016). Brown et al. (2016) ressaltam que o Direito Humano à água e ao esgotamento sanitário deva ser assegurado para que também outros direitos não sejam violados, a exemplo, o direito à vida, à dignidade, e à saúde física e mental. De acordo com o Relatório *Progress on Sanitation and Drinking Water* elaborado pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 2015), no ano de 2015, a falta de acesso da população mundial a fontes melhoradas de água estava em 9%. Em 2015, 32% da população mundial não tinha acesso a instalação sanitária melhorada, o que equivale a 2,4 bilhões de pessoas, e destas, quase 950 milhões praticavam defecação a céu aberto (13% da população mundial), das quais mais de 850 milhões viviam nas zonas rurais. Deste modo, evidencia-se que mudanças estruturantes são necessárias para que haja a garantia de justiça e equidade (Neves-Silva e Heller, 2016) e esforços substanciais são ainda necessários para a eliminação do fecalismo a céu aberto (WHO, 2015).

Não distante da realidade mundial, o Censo Demográfico de 2010 realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (Brasil, 2010) contabilizou que, da população total do Brasil, 24,7% não são providas por rede coletora de esgoto e nem por fossa séptica, sendo nesses casos as rotas mais comuns de destinação fossas rudimentares, valas a céu aberto, galerias de águas pluviais e lançamento direto nos cursos d'água. Os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) - 2014 (Brasil, 2014), ainda que sejam dados autodeclarados, relatam uma situação mais preocupante: do esgoto gerado no Brasil, 50,2% não é coletado e apenas 40,8% é tratado, sendo a população em condição de vulnerabilidade social a mais afetada. A região Norte é a que possui a situação mais crítica: apenas 14,4% do esgoto gerado é tratado. Neste mesmo caminho, o ambiente rural brasileiro abriga cerca de 29,9 milhões de pessoas e destas, 67,2% não são providas de rede de coleta de esgoto e nem por fossa séptica, e 25% vivem na faixa de extrema pobreza, demonstrando assim que a sua realidade é díspar quando comparada ao meio urbano (24,7% de não coleta de esgoto). Esses dados demonstram a heterogeneidade do território brasileiro e o longo trajeto a ser percorrido para se atingir a universalização do acesso ao esgotamento sanitário, promovendo melhorias na saúde e na moradia da população, e preservando o meio ambiente.

O poder público, com frequência, enfrenta o saneamento rural como menos urgente em relação à zona urbana, haja vista que ameaças de epidemias crescem quanto maior é a concentração de pessoas, tornando a zona rural, proporcionalmente, menos vulnerável. Além disso, a zona urbana comumente não dispõe de outro meio de acesso aos serviços de saneamento a não ser o sistema público (Saunders e Warford, 1983). O saneamento apropriado é um desafio em comunidades rurais e pequenos municípios, fazendo-se necessária assim, a adoção de programas específicos e integrados aos de desenvolvimento (Rezende e Heller, 2008).

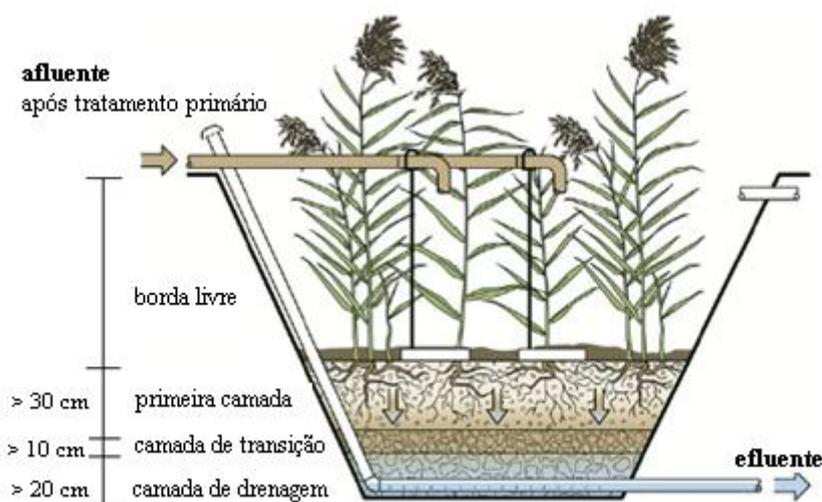
A população brasileira está distribuída de forma variada em todo o território. Logo, as soluções tecnológicas referentes ao esgotamento sanitário devem respeitar as peculiaridades de cada comunidade, que possui aspectos histórico-culturais distintos, serem condizentes com as realidades locais e buscarem a participação social para a garantia de melhores condições de vida e um futuro saudável para a população (Funasa, 2014). Saunders e Warford (1983) defendem que o investidor precisa desenvolver um sistema menos dispendioso. De acordo com von Sperling (2014), em países em desenvolvimento como o Brasil, os custos de implantação do sistema, a sustentabilidade da estação e a simplicidade operacional são aspectos de importância crítica na seleção do sistema de tratamento de esgotos. Logo, em pequenas comunidades, implantar um tratamento natural e eficiente a fim de se evitar danos à saúde e ao meio ambiente, e diminuir os custos, é um assunto que merece apreciação (Zhang et al., 2014).

### **3.2 Wetlands construídos e suas características gerais**

Os wetlands construídos (WC) são sistemas de tratamento de diferentes águas poluídas, tais como água fluvial, doméstica, industrial, de agricultura, pluvial e lixiviados de aterros sanitários (Langergraber, 2008; Zhang *et al.*, 2014), sendo considerados ambientalmente amigáveis e uma opção sustentável. Têm sido utilizados com sucesso também como unidades de estabilização e desaguamento de lodo biológico (Nielsen, 2003; Nielsen e Larsen, 2016). Comparado com outros sistemas de tratamento de esgotos domésticos, as vantagens do WC são o baixo custo de implantação, operação e manutenção, baixa mecanização, simples operação, alta eficiência na remoção de sólidos suspensos totais (SST), cargas orgânicas (DBO e DQO) e nutrientes solúveis. Ademais, é uma técnica robusta, pouco susceptível a variações de vazão e de concentrações do afluente (Dotro et al.; Matos e Matos, 2017). Apesar de suas grandes vantagens, essa tecnologia tem sido implantada em países em desenvolvimento de modo bastante vagaroso (Zhang et al., 2014).

Os WC podem ser divididos em sistemas de escoamento superficial e subsuperficial. Os sistemas subsuperficiais são constituídos por um leito filtrante, onde são cultivadas espécies vegetais, e ao percolar pelo maciço filtrante, há a atenuação de diversos contaminantes presentes no esgoto (Figura 3-1). Diferentes mecanismos físicos, químicos e biológicos atuam no processo, entre os mais importantes: filtração, sedimentação, precipitação, degradação microbiana, absorção de nutrientes e poluentes pelas plantas, e adsorção de nutrientes e poluentes no material do meio filtrante (Matos e Matos, 2017).

**Figura 3-1.** Esquema de funcionamento de um wetland de escoamento subsuperficial vertical



Fonte: adaptado de Dotro et al. (2017)

O material utilizado no meio filtrante está relacionado com a eficiência do tratamento. Por exemplo, material fino promove maior retenção do fluido dentro do sistema, provavelmente conduzindo a altas taxas de remoção de contaminantes, porém, a condutividade hidráulica é reduzida, aumentando-se o potencial de colmatção (Dotro et al., 2017) ou requerendo-se maiores áreas. Por outro lado, material grosso promove menores remoções, mas menor risco de colmatção e maiores velocidades de infiltração. De modo geral, o material que compõe esse filtro deve possuir elevada macroporosidade (areia grossa, brita, cascalho). No entanto, segundo Bui et al. (2018), o aumento excessivo da porosidade efetiva pode levar a curtos-circuitos.

De acordo com Nielsen e Larsen (2016), os WC destinados a tratar lodo conseguem redução de umidade superior às centrífugas e aos leitos de secagem, atingindo de 25 a 40% de conteúdo de sólidos. Esses autores relatam ainda que a quantidade de patógenos diminui sensivelmente após dois ou três meses. Além disso, não necessitam da adição de polímeros, como é o caso dos

desaguamentos mecanizados. Isso pode ser vantajoso, não apenas em termos de custos, mas também pelo fato do bio sólido estar livre de componentes indesejáveis. Os autores concluem que esses sistemas para tratamento de lodo requerem maior custo de implantação, mas a longo prazo, se tornam mais baratos do que os processos convencionais, pois há pouca demanda por energia e transporte.

Macrófitas possuem importantes funções no sucesso do sistema, dentre as quais pode-se destacar: facilitação das trocas gasosas no meio, absorção de nutrientes/poluentes, diversificação da microbiota no meio, desenvolvimento de biofilme nas raízes e valorização estética (Matos e Matos, 2017). O crescimento das plantas também impacta a permeabilidade do leito (Molle, 2014). Segundo Matos e Matos (2017), plantas de potencial interesse comercial devem ter incentivados o seu cultivo, tais como espécies florísticas, forrageiras para alimentação animal e grãos para alimentação humana (milho, trigo). Ademais, outras espécies vegetais podem ter como destino o artesanato ou a biomassa para produção de biogás ou de adubos orgânicos. Porém, deve-se ter em vista que as espécies devem ser: nativas; resistentes a estresse hídrico e a ambientes anóxicos; tolerantes à luz direta; e de baixa fertilidade para limitar sua propagação (Lombard-Latune et al., 2017). Desta forma, deve-se fazer uma escolha cuidadosa da vegetação a ser empregada (Cota, 2011).

No caso de WC específicos para tratamento de lodo, as plantas ajudam na secagem, removendo água por evapotranspiração (Nielsen e Larsen, 2016). Além disso, os vegetais não são podados nesses sistemas, e quando atingem o ponto de murcha contribuem com o depósito orgânico, melhorando a estrutura do lodo e o processo de mineralização.

Os WC subsuperficiais são classificados em escoamento horizontal (WEH) ou vertical (WEV). O que diferencia os WEV dos WEH, além da direção do fluxo, é que nos primeiros o fluxo é intermitente, ou seja, o afluente é lançado em bateladas no topo do meio filtrante, aumentando o transporte de oxigênio para dentro do leito. Ademais, o meio é não saturado e há ciclos de aplicação do esgoto, percolação e drenagem, criando condições cíclicas da variação do potencial de oxirredução, com fases de oxidação e redução (Kadlec e Wallace, 2008). Já nos WEH, as reações anóxicas e anaeróbias são as mais importantes (Langergraber, 2008).

Segundo Matos e Matos (2017), a escolha do WC depende das características do afluente que será tratado, bem como da qualidade que se espera no efluente. Os sistemas de escoamento subsuperficial causam menos problemas com emissão de maus odores e atração de insetos, além de ser fácil o

acesso às áreas cultivadas para efetuar colheita/corte das plantas. Entretanto, a colmatação pode ser considerada o maior problema operacional desses sistemas. A colmatação nos WEV pode se dar de várias formas: a) deposição de partículas que bloqueiam os poros do filtro, especialmente na superfície; b) crescimento de biomassa nos vazios do meio filtrante; c) precipitação química, como carbonato de cálcio; d) presença de rizomas das plantas (Platzer e Mauch, 1997; Kadlec e Wallace, 2008).

De acordo com Platzer et al. (2016), os problemas mais corriqueiros encontrados em projetos de WC são, dentre outros: área superficial aquém da necessária, material que compõe o filtro inadequado; tratamento preliminar não apropriado ao tipo de efluente ou ao filtro implantado; problemas no projeto hidráulico, o que inclui a distribuição e a drenagem do efluente.

### **3.3 Sistema Francês de wetlands construídos**

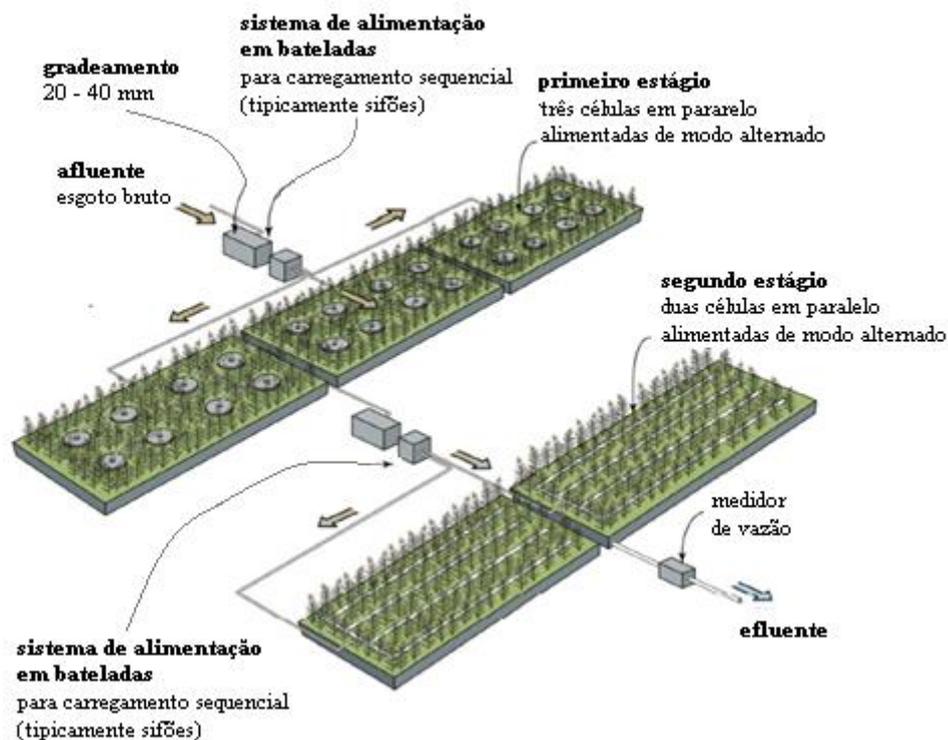
Com a expectativa de prevenir a colmatação, de modo geral os WEH e WEV são projetados para o tratamento secundário. Contudo, na França, comumente WEV têm sido utilizados com sucesso para o tratamento de esgoto bruto, não requerendo assim, tratamento primário, o que facilita o gerenciamento do lodo (Molle et al., 2005; Dotro et al., 2017). Além disso, há a possibilidade de implantar sistemas híbridos. Diferente de outros sistemas para tratamento de esgoto doméstico, onde os processos acontecem em unidades separadas, no sistema francês (SF) múltiplos processos ocorrem em uma ou duas etapas em série.

Por conta de sua facilidade operacional e boa capacidade de remoção de contaminantes, o SF vem ganhando força para o tratamento de esgotos descentralizados (Dotro et al., 2017) ou de pequenas comunidades (Molle et al., 2005). De acordo com Molle et al. (2004), mais de 4.000 sistemas existem na França, o que equivale a cerca de 20% das ETEs do país, e a maioria deles foi projetada para atender uma população inferior a 1.000 e.p. (equivalente populacional); o maior SF serve 20.000 pessoas. Ademais, em 80% das novas construções ou renovações de ETEs na França de capacidade inferior a 2.000 e.p. é implantado o SF (Molle, 2014).

O SF é composto por dois estágios (Figura 3-2): no primeiro estágio, há três filtros em paralelo, com fases alternadas de alimentação e repouso (usualmente 3,5 dias de alimentação e 7 de repouso), e que recebem como afluente o esgoto bruto. Essa alternância é de grande importância a fim de garantir o controle do crescimento da biomassa, manter as condições aeróbias e mineralizar os depósitos orgânicos retidos na camada superficial, prevenindo a colmatação.

A camada de lodo acumulada no topo da célula do primeiro estágio torna-se um importante elemento filtrante (Paing et al., 2015). O SF necessita de 1 a 2 anos até desenvolver a camada para atingir desempenho ótimo de tratamento. A camada de lodo depositada sobre o filtro cresce aproximadamente 2,5 cm/ano no carregamento nominal (Molle, 2014) e deve ser removida quando atinge 20 cm, o que é previsto para acontecer depois de 10 a 15 anos (Dotro et al., 2017). Após a retirada do lodo, este pode ser aplicado na agricultura (Molle et al., 2005) ou na construção de rodovias (Nivala et al., 2014).

**Figura 3-2.** Esquema wetland de escoamento vertical – Sistema Francês



Fonte: adaptado de Dotro et al. (2017)

Além disso, o fluxo é intermitente, ou seja, o sistema é alimentado por pulsos ou bateladas. Há a montante do filtro um tanque de acumulação por onde entra o esgoto bruto que é armazenado até atingir um volume definido em projeto. Quando esse volume é preenchido, o tanque é descarregado por bomba ou sifão, lançando o afluente no topo do filtro em operação. Durante o lançamento, caso a taxa de aplicação hidráulica instantânea ( $TAH_{inst}$ ) seja maior do que a condutividade hidráulica ( $K$ ), ocorrerá empocamento. A altura da lâmina da poça formada na superfície aumenta exponencialmente, da mesma forma que a taxa de drenagem, e quando cessa a entrada de fluido, o empocamento é drenado (Kadlec e Wallace, 2008). Segundo Platzer e Mauch (1997), os mecanismos

de remoção funcionam enquanto o leito for bem drenado entre dois pulsos consecutivos. Logo, a eficiência cai quando ocorre colmatação ou empoçamento constante, conduzindo a condições anaeróbias (Zhao et al., 2008).

O segundo estágio possui duas células filtrantes em paralelo que recebem o efluente do primeiro estágio, servindo, portanto, de polimento da matéria orgânica não removida e de potencializador para a nitrificação (Molle et al., 2005). Neste estágio, cada unidade é usualmente alimentada por 3,5 dias e repousa pelo mesmo período de tempo. Mas uma limitação do SF é encontrar areia adequada para compor os filtros do 2º estágio (Nivala et al., 2014). Nesses sistemas, o operador precisa ir ao local duas vezes por semana para trocar a alimentação e dar manutenção no que porventura não estiver funcionando de modo adequado. Apesar de fácil manutenção, a falta dela é reportada como fator de decaimento de desempenho (Paing et al., 2015).

Contaminantes que são degradados por via aeróbia são facilmente removidos pelo SF em função da alta taxa de oxigenação do meio fornecida pela intermitência na alimentação (Platzer e Mauch, 1997). Segundo Dotro e colaboradores (2017), a principal vantagem do SF é ter a capacidade de nitrificar, ainda que o efluente atinja altas concentrações de nitrato. Molle et al. (2005) obtiveram eficiências médias de remoção no 1º estágio do SF da ordem de 82% para DQO, 89% para SST e 60% para NTK. Todavia, comparado com outros processos de tratamento, WC possuem a desvantagem de requerer grande área (WEV: 1,2 a 5,0 m<sup>2</sup>/e.p. e SF: 2,0 a 2,5 m<sup>2</sup>/e.p.). No entanto, necessitam de pouca energia. Se o projeto permitir escoamento por gravidade, o tratamento pode ser operado sem a presença de bombas ou de fonte de energia externa, apenas com o uso de sifão dosador (Dotro et al., 2017).

Estudos recentes em SF buscam diminuir a área por e.p. e aumentar a remoção de amônio e nitrogênio total (Molle, 2014; Paing et al., 2015; Morvannou et al., 2017). As possibilidades incluem o emprego de zonas não saturadas e saturadas, recirculação e aeração ativa (Nivala et al., 2014). Além disso, há a possibilidade de conjugação de sistemas, como o primeiro estágio do SF seguido por filtro biológico percolador com decantador secundário (Nivala et al., 2014). Outras abordagens também têm tido destaque, tais como o que tange remoção de microcontaminantes emergentes, compostos orgânicos, meios filtrantes ativos com propriedades que aumentam a remoção de poluentes e rotas alternativas de remoção de nitrogênio, como o processo Anammox.

### **3.4 Distribuição do fluido na superfície da célula filtrante**

Dotro et al. (2017) ressaltam que o sistema de distribuição deve fornecer a distribuição da água residuária o mais uniformemente possível sobre a camada do meio filtrante. Apesar de sua importância, Paul et al. (2018) afirmam que esse aspecto tem sido negligenciado. A distribuição heterogênea pode conduzir a remoções deficitárias, devido a curtos-circuitos hidráulicos e zonas mortas (Molle et al., 2005; Vieira, 2013). De acordo com Kadlec e Wallace (2008), os cantos, por exemplo, pouco participam do fluxo. Ademais, Paul et al. (2018) destacam que o sistema de distribuição irá definir a hidráulica no interior do filtro. Por isso, Cota (2011) recomenda que novas configurações devam ser estudadas para evitar ou minimizar a presença de zonas mortas no interior dos filtros. Além do cuidado com a distribuição do fluido, é importante a boa drenagem do líquido (Dotro et al., 2017).

Acrivos et al. (1959) explicam que o fluxo igual nas ramificações da rede de distribuição é mantido se a pressão ao longo do canal principal permanecer constante. De acordo com Wang et al. (2011), a pressão estática em uma rede ramificada varia ao longo do comprimento da tubulação tronco devido a duas causas: (a) o atrito do fluido contra a superfície do canal principal leva à queda de pressão na direção do fluxo; (b) o momento do fluxo no canal principal transporta o fluido em direção à extremidade fechada, onde é produzido um excesso de pressão. A inserção de válvulas pode ser utilizada para compensar a variação de pressão. O fluxo também pode ser igualado alterando o tamanho das ramificações laterais, a resistência do fluxo ou a seção transversal da tubulação (Bajura e Jones Jr, 1976). Assim sendo, é possível obter uma pressão uniforme ao longo do tubo principal com ajuste adequado dos parâmetros de modo que o projeto consiga um equilíbrio entre (a) e (b). As perdas de carga localizadas são, portanto, um promotor de desbalanço do fluxo nas redes ramificadas e ao mesmo tempo, os seus efeitos podem ser utilizados para reduzir esse desequilíbrio de vazões (Bajura, 1971). Contudo, Acrivos et al. (1959) alertam que essas ações só são úteis caso a vazão afluente não seja alterada.

De acordo com Paul et al. (2018), para a modelagem do sistema de distribuição, quatro equações são necessárias:

- 1) Equação da continuidade (Equação 3-1);

$$Q = A_1 \times q_1 = A_2 \times q_2$$

**Equação 3-1**

em que  $A_1$  = seção transversal no ponto 1,  $q_1$  = velocidade do fluido no ponto 1,  $A_2$  = seção transversal no ponto 2 e  $q_2$  = velocidade do fluido no ponto 2. Desta forma, a vazão  $Q$  entre dois pontos é constante.

2) Equação de Bernoulli (Equação 3-2);

$$\frac{P_1}{\rho} + z_1 + \frac{q_1^2}{2g} = \frac{P_2}{\rho} + z_2 + \frac{q_2^2}{2g} + \Delta h \quad \text{Equação 3-2}$$

em que  $\rho$  = peso específico do fluido,  $g$  = aceleração da gravidade,  $P_1$  = pressão no ponto 1,  $z_1$  = elevação do ponto 1,  $P_2$  = pressão no ponto 2,  $z_2$  = elevação do ponto 2 e  $\Delta h$  = perda de carga total entre os pontos 1 e 2.

3) Perdas de carga total (Equação 3-3);

$$\Delta h = h_C + h_L \quad \text{Equação 3-3}$$

em que  $h_C$  = perda de carga contínua e  $h_L$  = perda de carga localizada. Para cálculo de  $h_C$  pode-se utilizar, por exemplo, a equação de Hazen-Willians (Equação 3-4).

$$h_C = \frac{10,65 \times L \times Q^{1,85}}{C^{1,85} \times D^{4,87}} \quad \text{Equação 3-4}$$

em que  $L$  = comprimento da tubulação,  $C$  = coeficiente de atrito de Hazen-Willians,  $D$  = diâmetro da tubulação.

4) Perdas de carga localizadas (Equação 3-5).

$$h_L = k \frac{q^2}{2g} \quad \text{Equação 3-5}$$

em que  $h_L$  = perda de carga localizada,  $k$  = coeficiente de perda de carga localizada.

A maior dificuldade é a escolha dos coeficientes de perda de carga localizada  $k$ . Eles devem ser adotados com cuidado, pois são capazes de influenciar muito o modelo. Ainda segundo Paul et al. (2018), a modelagem da rede é um pré-requisito para a modelagem dos constituintes físico-químicos.

Molle et al. (2005) relatam que em um SF investigado ocorreu a má distribuição do efluente em consequência de, dentre outros, uma vazão afluente insuficiente e um canal de distribuição inadequado. Para a distribuição, o uso de sifões pode ser uma alternativa que requer custo nulo de energia elétrica, além de ser um dispositivo simples e de baixo custo, aumentando o interesse para pequenas comunidades. Sifões são empregados no primeiro estágio em 60% dos SF na França. Porém, ao longo do tempo, suas peças podem ficar porosas e suas mangueiras podem entupir, e por isso, a peça deve ser verificada pelo menos uma vez por mês (Dotro et al., 2017). Penido (2009) idealizou alguns modelos de sifão dosador. Entretanto, segundo o autor, apesar de os dispositivos terem funcionado, todos se mostraram não estáveis com o decorrer do tempo, levando a interrupções e/ou descontinuidades de funcionamento, o que resultou na não intermitência necessária para o bom funcionamento do SF.

A camada de lodo também contribui para uma melhor distribuição do afluente na superfície do filtro, necessitando portanto, de tempo para seu desenvolvimento. Logo, a distribuição mais homogênea depende ainda da idade do sistema conjugada com os parâmetros de projetos, a exemplo, volume do pulso, vazão de alimentação e densidade dos pontos de distribuição (Molle, 2014).

### **3.5 *Influência das condições operacionais***

Os mecanismos de transferência de oxigênio (convecção e difusão) são dependentes das condições operacionais (Molle et al., 2008), as quais incluem número e volume das bateladas, e duração dos períodos de alimentação e repouso. O período de alimentação e repouso pode ser variável e está associado às condições climáticas locais e às condições do tempo (Platzer e Mauch, 1997). Entretanto, o período de repouso não pode ser demasiadamente longo de modo que prejudique o desenvolvimento da comunidade biológica ou que provoque estresse nas plantas por falta de água (Dotro et al., 2018). Assim, a colmatação pode ser retardada quando adequados ciclos são adotados (Zhao et al., 2008).

Molle (2014) enfatiza que o carregamento orgânico e hidráulico, juntamente com as condições operacionais, devem favorecer a mineralização do lodo, caso contrário, ocorrerá empoçamento nas unidades e limitação na transferência de oxigênio. Altas taxas de aplicação hidráulica e orgânica podem diminuir a mineralização dos compostos presentes no lodo, impedindo o fluxo (Bui et al., 2018). De acordo com Molle et al. (2008), longos intervalos entre pulsos, ou seja, bateladas com volumes maiores, melhoram a drenagem do leito filtrante, mas conduzem a baixa remoção de

contaminantes, devido ao menor tempo de percolação. Sobrecarga hidráulica, ainda que com mesma carga orgânica, diminui a eficiência do sistema. Logo, sobrecargas hidráulicas podem promover o empoçamento de líquido na superfície da célula, o que prejudica a transferência de oxigênio (Dotro et al., 2017), além de diminuir o tempo de percolação no meio. Já as sobrecargas orgânicas podem aumentar o consumo de oxigênio.

### **3.6 Depósito de matéria orgânica e condutividade hidráulica**

Os fenômenos de sedimentação, filtração e interceptação atuam na formação da camada superficial de lodo presente nos filtros do primeiro estágio do SF, sendo que tal camada tem importância imprescindível na eficiência do tratamento ou em sua limitação. O lodo é fundamental para o comportamento hidráulico do filtro. Como ele possui permeabilidade menor, permite menores velocidades de infiltração e melhor distribuição do líquido, diminuindo curtos-circuitos hidráulicos. Além do mais, a camada de lodo promove maior tempo de retenção do fluido e adsorção de amônio. Quando, por outro lado, o depósito de lodo não está presente, ou seja, no início da operação ou quando o filtro é subcarregado, há a tendência de maior infiltração perto dos pontos de distribuição (Molle, 2014). Deve-se ressaltar que a acumulação de matéria orgânica (MO) não ocorre apenas na superfície do filtro, mas também em seus primeiros 15 - 20 centímetros (Platzer e Mauch, 1997; Zhao et al., 2008). O emprego de granulometria entre 2 - 6 mm induz a retenção de sólidos dentro da primeira camada e conseqüentemente, nela também haverá presença de MO (Molle, 2014).

Conforme visto, a condutividade hidráulica do sistema está intimamente relacionada com o seu desempenho (Marin et al., 2013). O crescimento de microrganismos pode causar reduções significativas na condutividade hidráulica de filtros (Hajra et al., 2000), reduzindo a velocidade de infiltração e o suprimento de oxigênio, o que ameaça a sustentabilidade do processo (Torrens et al., 2009). Hajra et al. (2000) desenvolveram um método para estimar a redução dos poros do meio, associando a redução de condutividade hidráulica devido ao crescimento de microrganismos. Segundo esses autores, a taxa específica de crescimento de microrganismo, a concentração inicial do substrato e a concentração inicial dos microrganismos foram os fatores que mais afetaram a redução de permeabilidade. O crescimento de biomassa diminui a porosidade efetiva ( $\eta_e$ ) (Zhao et al., 2008). Além disso, é importante destacar que altas temperaturas levam a altas taxas de crescimento biológico, mas por outro lado, resultam também em altas taxas de degradação da MO retida nos poros do filtro (Platzer e Mauch, 1997). Teoricamente, o filtro ficará completamente

colmatado devido à obstrução biológica se houver um amplo suprimento de nutrientes para o crescimento.

A camada de lodo controla a taxa de infiltração (Molle et al., 2008), sendo que ela é reduzida até um nível tal que a partir daí a umidade do meio também se mantém estável (Molle et al., 2004) e após o período de repouso, isto é, três a quatro dias, as taxas de infiltração retornam ao que eram no início do ciclo de alimentação (Molle et al., 2008). A camada de lodo é um bom filtro, devido à grande área superficial e boa atividade biológica (Molle, 2014). No entanto, a longo prazo, o seu excessivo crescimento pode intensificar a colmatação e afetar a remoção de poluentes (Xu et al., 2013). Logo, segundo esses autores, para retardar esses problemas, parâmetros chave estão relacionados ao carregamento hidráulico, carregamento orgânico e carregamento de sólidos em suspensão. Em estudo em escala de bancada, Xu et al. (2013) verificaram que o sistema submetido a alta carga hidráulica é o primeiro a apresentar sinais de colmatação.

Em um estudo dos parâmetros que estão relacionados à colmatação, Zhao et al. (2008) avaliaram a variação de  $\eta_e$  em diferentes profundidades de um WEV. Os autores utilizaram ainda dois tipos de afluentes: o primeiro com maior quantidade de MO dissolvida (caso 1) e o segundo com mais MO particulada (caso 2). Eles verificaram que a redução de  $\eta_e$  na camada superior do filtro e na intermediária foi significativa com o passar do tempo no caso 1, ao passo que no caso 2 a queda de  $\eta_e$  foi rápida apenas na camada superior. Desta forma, a característica do efluente também é um influenciador na dinâmica do sistema.

As dinâmicas de acumulação e degradação da camada superficial de lodo, influenciada pelo carregamento, condições operacionais e clima, implicam numa evolução superficial variável em diferentes tempos (diária, semanal, sazonal e anual). Além do mais, o lodo possui larga distribuição de poros (Kania et al., 2017) e pode estar no estado líquido, plástico ou sólido. Desta forma, o mutante estado do depósito superficial também implica um desafio na modelagem do SF (Molle, 2014). Para os WEV, um modelo que inclua o efeito do crescimento de partículas e biomassa na permeabilidade deve ser portanto, introduzido (Langergraber, 2008).

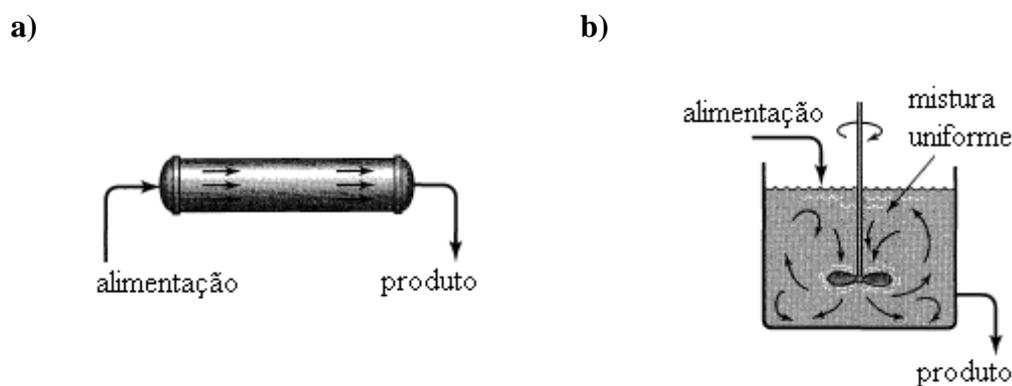
### **3.7 Reatores idealizados: fluxo em pistão e mistura completa**

O conhecimento da hidrodinâmica de um sistema é importante para a determinação do modo como ocorre o escoamento do fluido. É de interesse a combinação dessa informação com a qualidade do efluente, de modo que se consiga prever o desempenho do reator, a fim de que seja possível a

minimização da colmatção, o melhor aproveitamento volumétrico do reator, aumentando-se a vida útil do sistema e diminuindo-se custos (Cota, 2011). Os modelos são úteis também quando novos projetos são desenvolvidos (Molle et al., 2014) para se prever tendências. É importante destacar que os modelos apresentados neste item e no próximo (item 3.8) são para reatores ocupados inteiramente com líquido, ou, no caso de haver meio suporte, em condições de saturação do meio.

O fluxo em um reator, segundo von Sperling (2016), pode ser dividido em fluxo intermitente (em batelada), ou seja, entrada e saída são descontínuas, ou fluxo contínuo, isto é, entrada e saída contínuas. Em relação ao padrão de mistura, há dois modelos hidráulicos principais: o de fluxo em pistão e o de mistura completa (Figura 3-3).

**Figura 3-3.** Esquema de reatores ideais. a) Fluxo em pistão. b) Mistura completa.



Fonte: adaptado de Levenspiel (1999)

No fluxo em pistão, o tempo de residência dentro do reator é o mesmo para todos os elementos de fluido. Cada partícula do líquido forma sua trajetória na mesma sequência em que entrou no tanque, nenhum elemento é acelerado ou retardado. Logo, o fluxo se assemelha a um êmbolo, de montante para jusante, sem misturas axiais (ou longitudinais). Já no fluxo de mistura completa, as partículas que entram no reator são imediatamente dispersas. O efluente possui a mesma composição que o fluido dentro do reator, deste modo, o conteúdo é uniforme em qualquer porção do tanque (Levenspiel, 1999; von Sperling, 2016). Teoricamente, o reator de fluxo em pistão é mais eficiente que o reator de mistura completa para remoção de contaminantes que seguem as reações de primeira ordem ou superiores, tal como a matéria orgânica.

## 3.8 Reatores reais e testes com traçadores

### 3.8.1 Fluxo disperso e tanques em série

Os reatores de fluxo em pistão e de mistura completa são reatores ideais. Os fatores que desviam o fluxo do ideal são a dispersão axial, os curtos-circuitos hidráulicos (caminhos preferenciais) e os volumes mortos (von Sperling, 2016). No caso de curto-circuito, o líquido é rapidamente conduzido para a saída, havendo pouco tempo de reação; se há zonas mortas, haverá menos tempo para reações acontecerem por completo. A maior parte dos reatores reais são representados por modelos intermediários (entre o pistão e a mistura completa), que podem ser o fluxo disperso ou os tanques em série (TES), sendo que a resposta obtida pelos dois é equivalente.

No fluxo disperso, ocorre um desvio do fluxo em pistão, ocasionando dispersão axial ou longitudinal. Esse desvio é denominado número de dispersão  $d$  e pode ser determinado através de testes com traçadores. Curvas-resposta desse tipo de teste estão apresentadas na Figura 3-4a com diferentes valores de  $d > 0,01$ , que são os casos mais gerais. Alto  $d$  significa rápido espalhamento da curva do traçador e pequeno  $d$  implica em lento espalhamento (Levenspiel, 1999). Assim, para os dois casos ideais, há as seguintes condições limites:

- $d = 0$  → dispersão nula: fluxo em pistão;
- $d = \infty$  → dispersão infinita: mistura completa.

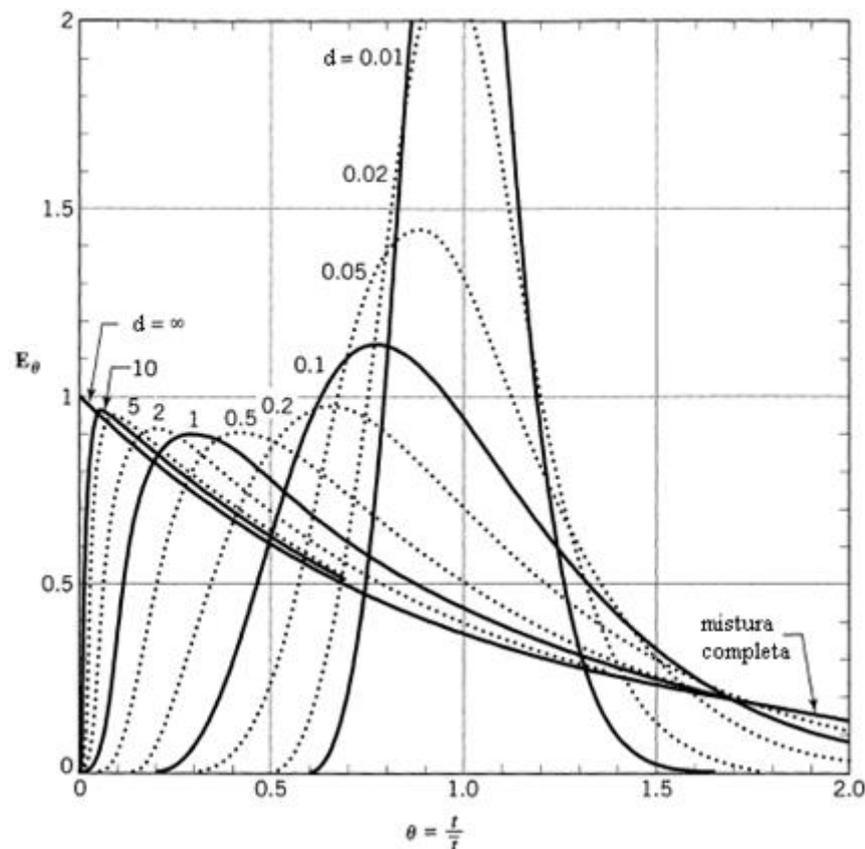
No TES, o fluxo é representado por um número  $N$  de reatores de mistura completa arranjados em série (Figura 3-4b). Observa-se que nos dois casos perfeitos, tem-se as seguintes condições (Levenspiel, 1999; von Sperling, 2016):

- $N = 1$  → mistura completa;
- $N = \infty$  → fluxo em pistão.

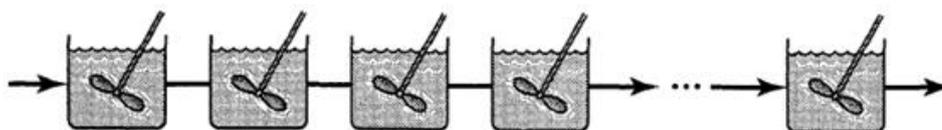
Logo, o número de células intermediárias simula o fluxo disperso. Perceba que  $N$  é um parâmetro matemático e não representa a configuração física do reator.

**Figura 3-4.** a) Curva-resposta de teste com traçadores para reatores não ideais com  $d > 0,01$ . b) Esquema de reatores em série.

a)



b)



Fonte: adaptado de Levenspiel (1999)

### 3.8.2 Testes com traçadores

Segundo Silva et al. (2009), os traçadores foram inicialmente empregados no monitoramento ambiental de veios aquáticos. Todavia, hoje são tidos como de importância indiscutível e são utilizados em diferentes ramos da indústria, como medicina, ciências biológicas, química, agricultura, geociências e engenharia.

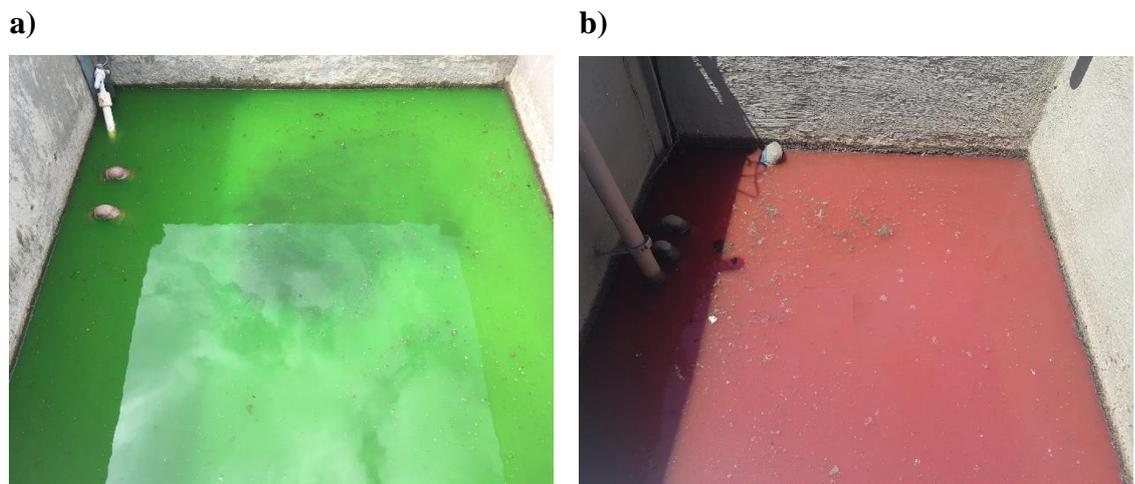
Os estudos com traçadores têm sido uma ferramenta importante para a análise do comportamento de WC (Dotro et al., 2017). Tais estudos conseguem caracterizar o modelo hidráulico do reator e apontar as imperfeições hidráulicas existentes dentro do maciço filtrante, como a presença de zonas mortas, curtos circuitos e outras situações. Por isso, com o intuito de prever a qualidade do efluente

que pode ser obtido, é de suma importância conseguir representar o comportamento hidráulico do sistema. Os traçadores são, portanto, um meio de obtenção de modelos matemáticos que representem o escoamento de reatores reais, e ainda podem ser utilizados para avaliar o grau de colmatção do sistema (Matos et al., 2015).

As propriedades desejáveis de traçador para WC incluem: ser solúvel em água, não reagir com os poluentes ou constituintes do filtro, ocorrer a baixas concentrações de *background* (BG) dentro do sistema, ser de fácil análise, ser possível injetá-lo rapidamente, ser conservativo para a realização do balanço de massa, ter baixa toxicidade e não influenciar o fluxo (Metcalf e Eddy, 2003; Kadlec e Wallace, 2008). Tendo isso em vista, uma variedade de traçadores tem sido utilizados em pesquisa de hidrodinâmica do SF, sendo os mais comuns os colorimétricos (Morvannou et al., 2012; Morvannou et al., 2017) e os salinos (Molle et al., 2008; Cota, 2011; García Zumalacarregui, 2018). Contudo, Matos et al. (2015) destacam que não há um traçador ideal.

A vantagem dos traçadores colorimétricos (Figura 3-5) é que conseguem ser detectados mesmo em baixas concentrações e não há BG no esgoto doméstico. Em contrapartida, são susceptíveis a fotodegradação, biodegradação e adsorção. Por isso, só devem ser utilizados em períodos de teste curtos (menos de 3 dias) e em locais onde não há a presença de muita matéria orgânica (Kadlec e Wallace, 2008). Dentre os traçadores corantes, o mais utilizado é a rodamina WT, mas a literatura relata outros, como ácido eriocromo vermelho, uranina e eosina.

**Figura 3-5.** Tanque de acumulação de um wetland vertical. Esgoto com traçador colorimétrico. a) Uranina. b) Rodamina WT.



Fonte: autora (2017)

Segundo Kadlec e Wallace (2008), os traçadores salinos mais utilizados são os compostos de bromo e o lítio, devido à fácil análise e por estarem em baixas concentrações no esgoto. Ainda que não estejam susceptíveis à degradação, são capazes de ser absorvidos pelas plantas e outros organismos. O cloreto de sódio (NaCl) também é uma opção, por ser barato e de fácil monitoramento, o qual se dá indiretamente através da condutividade elétrica. Contudo, altas concentrações de NaCl podem provocar efeitos indesejáveis nos microrganismos e conseqüentemente no tratamento. Existem também outros traçadores salinos, como iodetos e fluoretos (Kadlec e Wallace, 2008).

Ademais, é possível citar os traçadores radioativos, como o trítio. Esses traçadores possuem boas propriedades, todavia, a sua utilização requer procedimentos específicos. Os traçadores radioativos serão abordados no item 3.12.

### 3.8.3 Distribuição dos tempos de residência

O teste com traçador mais utilizado é o de estímulo resposta, o qual consiste em injetar um pulso de traçador na entrada do sistema (estímulo inicial) e acompanhar na saída (resposta) a quantidade e o tempo gasto. Como o traçador, a princípio, não interage com o meio filtrante e com os microrganismos, ele serve para marcar o líquido. Fatores inerentes aos reatores reais, já relatados anteriormente, provocam desvios dos reatores ideais, e por isso, cada elemento de fluido se move a velocidades distintas. Desta maneira, a resposta do traçador mostra uma variedade de tempos de percolação, denominada distribuição dos tempos de residência (DTR) (Levenspiel, 1999). A curva-resposta padrão de um teste com traçador para os dois reatores ideais está apresentada na Figura 3-6.

A curva  $E(t^{-1})$ , ou a DTR, é dada pela Equação 3-6.

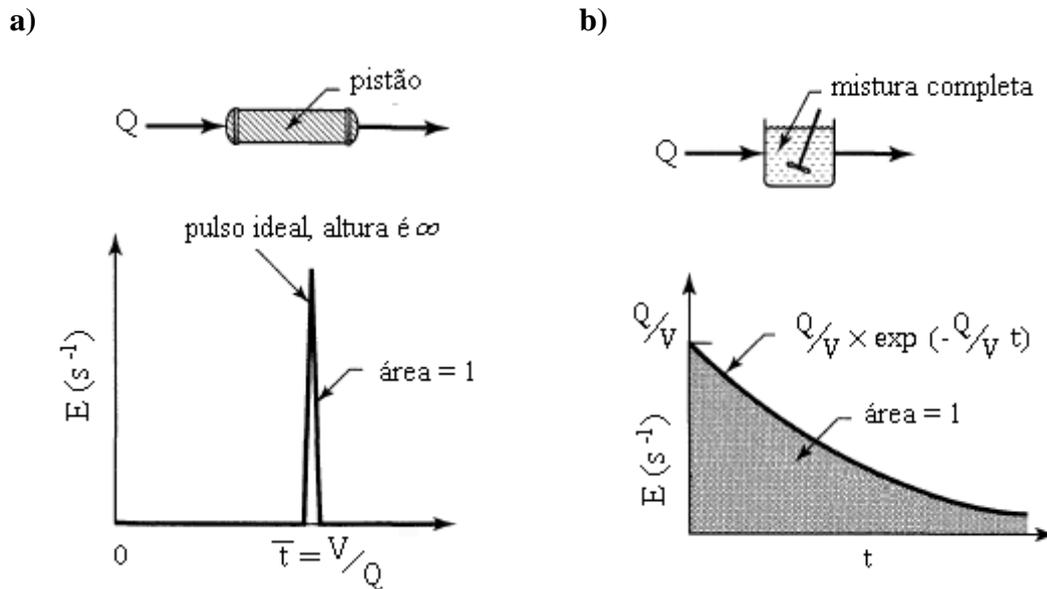
$$E_t = \frac{Q_t \times C_t \times t}{\int_0^{\infty} (Q_t \times C_t) dt} \quad \text{Equação 3-6}$$

em que  $Q_t$  = vazão no tempo  $t$  e  $C_t$  = concentração no tempo  $t$ .

Desta forma, a distribuição dos tempos de residência acumulada  $F$  é dada pela Equação 3-7 e é sempre igual a 1.

$$F = \int_0^t E dt = 1 \quad \text{Equação 3-7}$$

**Figura 3-6.** Curva-resposta de teste com traçadores para reatores ideais. a) Fluxo em pistão. b) Mistura completa.



Fonte: adaptado de Levenspiel (1999)

Valores de  $d > 0,01$  significam largo desvio do fluxo em pistão. Nesses casos, a curva é assimétrica, conforme pode ser visto na Figura 3-4a. Quando ocorre grande dispersão em reatores abertos, a curva  $E_\theta$  (adimensional) pode ser descrita pela Equação 3-8 (Levenspiel, 1999).

$$E_\theta = \frac{1}{\sqrt{\pi \times d}} \times \frac{1}{2} \times \exp \left[ -\frac{(1 - \theta'_t)^2}{4 \times \theta'_t \times d} \right] \quad \text{Equação 3-8}$$

em que  $d$  = número de dispersão,  $\theta'_t$  = tempo adimensional =  $t/\bar{t}$  e

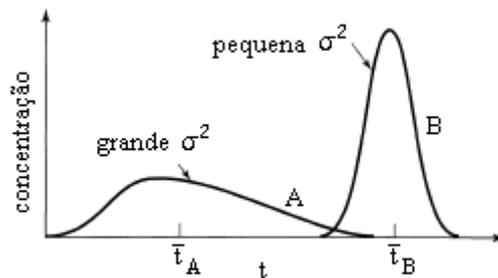
$$\bar{t} = \text{tempo de residência médio} = \frac{\int_0^\infty (t \times Q_t \times C_t) dt}{\int_0^\infty (Q_t \times C_t) dt} \quad \text{Equação 3-9}$$

O  $\bar{t}$  define o centroide da curva-resposta do traçador. Observe ainda que  $E_\theta = \bar{t} E_t$ .

Outra informação que se pode retirar dos testes com traçadores, além da DTR, é a variância  $\sigma^2$  (Equação 3-10) que caracteriza a propagação da curva de resposta do traçador sobre a média da distribuição. Veja a diferença entre as curvas de DTR de um reator com grande e outro com pequena  $\sigma^2$  (Figura 3-7).

$$\sigma^2 = \int_0^\infty (t - \bar{t})^2 \times E(t) dt \quad \text{Equação 3-10}$$

**Figura 3-7.** Distribuição de tempos de residência com grande e pequena variância.



Fonte: adaptado de Levenspiel (1999)

Seguindo o mesmo princípio da Equação 3-8, a curva  $E_\theta$  (adimensional) do modelo do número de tanques em série ( $N$ ) é dada pela Equação 3-11 (Levenspiel, 1999).

$$E_\theta = \frac{N \times (N \times \theta')^{N-1}}{(N - 1)!} \times \exp(-N\theta') \quad \text{Equação 3-11}$$

### 3.8.4 Distribuição Gama

Segundo Kadlec e Wallace (2008), o modelo clássico de TES (Equação 3-11) estima parâmetros que podem ser falsos, pois eles priorizam o ajuste da cauda, em detrimento da porção central, ou a área do pico. Para minimizar esse problema, esses autores apresentam uma alternativa: a distribuição Gama, também com o parâmetro  $N$ , e por conseguinte será denominada como NTES - Gama (Equação 3-12). Os autores reforçam que a vantagem de ambos os modelos é que podem ser facilmente codificados em planilhas eletrônicas, como o Excel, através da minimização da soma dos quadrados dos erros entre os dados estimados e os medidos, otimizada pela ferramenta Solver (essa sistemática foi a utilizada em todos os ajustes a modelos realizados nesta pesquisa: itens 4.5 e 4.6). Entretanto, eles alertam também que nenhum desses dois modelos é capaz de representar alguns fenômenos que acontecem em campo, como ganhos e perdas líquidas, tais como infiltração no solo, precipitação e evapotranspiração (EPT), necessitando portanto de modificações.

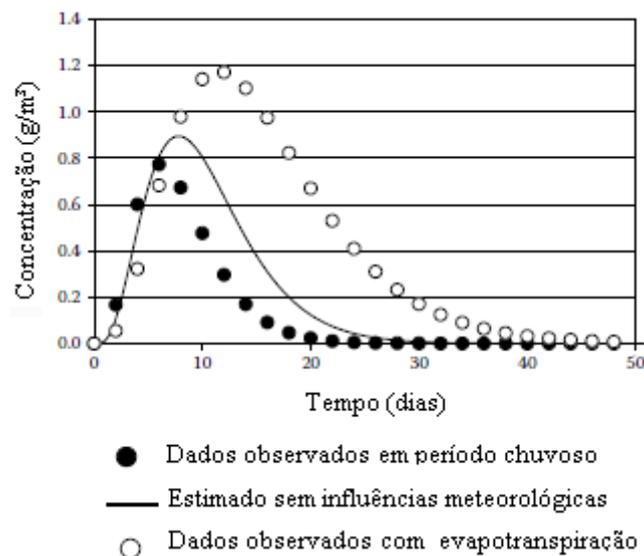
Um exemplo desses fenômenos está apresentado na Figura 3-8. As trocas do sistema com a atmosfera provocam desvios na DTR: a precipitação aumenta o gradiente de velocidade e portanto, acelera o fluxo, ao passo que a EPT, o contrário. Desta forma, a EPT aumenta o tempo de percolação

e os constituintes dissolvidos se tornam mais concentrados, ao passo que a precipitação reduz o tempo de detenção e os constituintes dissolvidos são diluídos (Kadlec e Wallace, 2008).

$$E_t = \frac{N}{\bar{t} \times \Gamma(N)} \left( \frac{N \times t}{\bar{t}} \right)^{N-1} \exp \left( - \frac{N \times t}{\bar{t}} \right) \quad \text{Equação 3-12}$$

em que  $\Gamma(N)$  = função gama de  $N = (N-1)!$  [  $t^{-1}$  ].

**Figura 3-8.** Efeito das condições meteorológicas na distribuição dos tempos de residência.



Fonte: adaptado de Kadlec e Wallace (2008)

### 3.9 Modelo de dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen

Vassel e Schrobiltgen (1991) apresentam um modelo de dispersão axial com a introdução do parâmetro de retenção líquida  $\beta$  para modelar a hidrodinâmica de filtros biológicos percoladores, que será aqui denominado de MDAVS. A semelhança entre um WEV e um filtro biológico percolador se dá por ambos serem sistemas onde há a presença de biofilme em um meio não saturado.

A longa cauda comumente obtida em ensaios com traçadores (Figura 3-9) é devido à retenção de fluido dentro do biofilme do reator (Vassel e Schrobiltgen, 1991; Bui et al., 2018). Segundo Vieira (2013), a cauda tende a diminuir à medida que a carga hidráulica aumenta, reduzindo o tempo de residência médio.

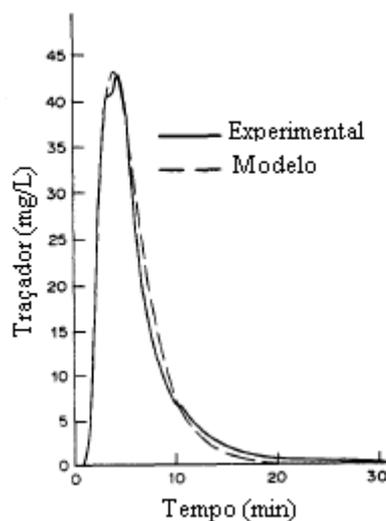
O MDAVS possui dois parâmetros adimensionais:  $\beta$  e  $Pe$ , e nesse modelo, um impulso de traçador pode ser descrito seguindo a Equação 3-13, a qual foi adaptada a partir da Equação 3-8. Destaca-se que o número de Peclet ( $Pe$ ) é o inverso do número de dispersão ( $d$ ). Um exemplo de aplicação do MDAVS está apresentado na Figura 3-9. Observa-se que o modelo alcançou visualmente um bom ajuste, sobretudo na cauda (Vasel e Schrobiltgen, 1991).

$$C(t) = \frac{m_o}{\beta \times V} \times \frac{1}{\sqrt{(\theta_t \times \pi \times 1/Pe)}} \times \frac{1}{2} \times \exp \left[ -\frac{Pe \times (1 - \theta_t)^2}{4 \times \theta_t} \right] \quad \text{Equação 3-13}$$

em que  $C(t)$  = concentração de traçador efluente no tempo  $t$ ,  $m_o$  = massa de traçador injetada no reator,  $\beta$  = retenção líquida,  $Pe$  = número de Peclet =  $1/d$  e

$$\theta_t = \text{tempo adimensional} = \frac{t}{\bar{t} \times \beta} \quad \text{Equação 3-14}$$

**Figura 3-9.** Ajuste ao modelo de dispersão axial de Vasel e Schrobiltgen.



Fonte: adaptado de Vasel e Schrobiltgen (1991)

Vieira (2013) modelou os dados medidos de injeções de traçador em três carregamentos hidráulicos distintos em um filtro biológico percolador com vazões variando de 719 a 2940 L.h<sup>-1</sup>. O autor testou vários modelos: MDAVS, TES – clássico (Equação 3-11), Gama - NTES (Equação 3-12), dispersão de grande intensidade ( $d > 0,01$ ) e dispersão de pequena intensidade ( $d < 0,01$ ). O autor relata que os modelos de dispersão clássicos (tanto o de grande quanto o de pequena intensidade), demonstraram inconformidade com os dados medidos. O modelo Gama - NTES alcançou melhor aderência aos dados medidos comparado ao TES - clássico. Entretanto, o MDAVS exibiu o melhor ajuste. O autor observou que  $\beta$  aumentou à medida que o carregamento hidráulico cresceu.  $Pe$  teve

o comportamento inverso, indicando que possivelmente a taxa de aplicação hidráulica tenha maior influência na maior dispersão no fluxo.

No experimento de Vassel e Schrobiltgen (1991) em um filtro biológico percolador, os autores determinaram os parâmetros  $\beta$  e  $Pe$  para quatro carregamentos hidráulicos distintos quando o meio suporte estava limpo (caso 1), ou seja, no início da operação, e depois quando o biofilme já se encontrava desenvolvido (caso 2). Observou-se que para o filtro limpo,  $\beta$  crescia com o carregamento hidráulico, como relatado por Vieira (2013). Comparando os casos 1 e 2 para a mesma vazão =  $500 \text{ L.h}^{-1}$ , os resultados mostraram que o biofilme favoreceu a retenção de líquido e a dispersão, exibindo  $\beta$  maior e  $Pe$  menor no caso 2. Porém, ocorreu o contrário para o dobro desta vazão ( $1000 \text{ L.h}^{-1}$ ).

### 3.10 Modelo compartimentado

O fluxo em um reator é sofisticado e portanto, é composto por diferentes zonas, sendo o modelo compartimentado um avanço para além dos mais simples (mistura completa e fluxo em pistão) (Levenspiel,1999). Segundo esse autor, no modelo compartimentado, o volume total do reator e o fluxo líquido podem ser divididos em:

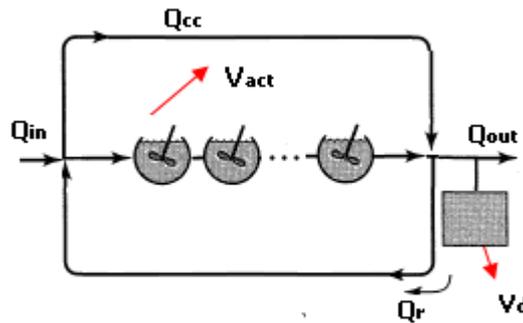
$$\begin{array}{l}
 \text{volume total (V}_{\text{tot}}) \quad \left\{ \begin{array}{l} \text{zona de fluxo em pistão (V}_p) \\ \text{zona de mistura completa (V}_{\text{mc}}) \\ \text{zona morta ou estagnada (V}_d) \end{array} \right\} \quad \text{volume ativo (V}_{\text{act}}) \\
 \\
 \text{vazão afluyente (Q}_{\text{in}}) \quad \left\{ \begin{array}{l} \text{vazão ativa (Q}_{\text{act}}) \\ \text{vazão de curto-circuito (Q}_{\text{cc}}) \\ \text{vazão de recirculação (Q}_r) \end{array} \right.
 \end{array}$$

O esquema de um possível reator com a configuração compartimentada está representado na Figura 3-10. O modelo compartimentado é portanto um modelo dinâmico e combinado, sendo útil para o diagnóstico do escoamento. Note que há uma  $Q_{cc}$ , que ao entrar no reator, encontra uma fácil trajetória, deixando-o rapidamente; há uma parcela  $Q_r$  que antes de sair do reator retorna para o início; e há também um volume  $V_d$  que não faz trocas com as demais zonas.

Tendo em vista os princípios e a combinação dos modelos apresentados anteriormente, aliados ao balanço de massa, diversos modelos puderam ser desenvolvidos. Alvarado et al. (2012) apresentam teste com traçador para o desenvolvimento de um modelo compartimentado simplificado para

descrever a hidráulica de lagoas de maturação em escala real no Equador. Como vantagem, os autores relatam baixos requisitos computacionais.

**Figura 3-10.** Esquema simplificado de um reator compartimentado.



Fonte: adaptado de Levenspiel (1999)

Outro modelo compartimentado foi desenvolvido por Vasel e von Sperling para lagoas de estabilização (Figura 3-11). Neste modelo, referenciado aqui como MCVS, o volume total do reator ( $V_{tot}$ ) é dividido em compartimentos em série, que por sua vez são divididos em zona ativa ( $V_{act}$ ), de troca lenta e de recirculação ( $V_r$ ). As funções de cada zona são as mesmas do reator compartimentado de Levenspiel (1999), com pequena modificação na zona de estagnação ou morta ( $V_d$ ), agora por diante denominada de zona de troca lenta ( $V_{se}$ ). No MCVS, cada compartimento ativo recebe uma carga afluyente do compartimento anterior ( $Q_{in} \times C_{in}$ ), libera uma carga efluente para o compartimento seguinte ( $Q_{out} \times C_{out}$ ), e troca carga com a zona de troca lenta [ $Q_{se} \times (C_{se} - C_{out})$ ]. As principais equações desse modelo são as Equação 3-15 e Equação 3-16.

Compartimento ativo:

$$\frac{dC_{act}}{dt} = \frac{Q_{in} \times C_{in}}{V_{act}} - \frac{Q_{out} \times C_{out}}{V_{act}} + \frac{Q_{se}(C_{se} - C_{out})}{V_{act}} + \frac{Q_r(C_n - C_{out})}{V_{act}}$$

**Equação 3-15**

Compartimento de troca lenta:

$$\frac{dC_{se}}{dt} = \frac{Q_{se}(C_{out} - C_{se})}{V_{se}}$$

**Equação 3-16**

Os coeficientes do MCVS são: 1) número de reatores em série  $N$ ; 2) fração do  $V_{tot}$  ocupado pelo  $V_{se}$  ( $v_{SE}$ ); 3) fração da  $Q_{in}$  que faz troca com o  $V_{se}$  ( $q_{SE}$ ); 4) razão de recirculação interna do último

compartimento ao primeiro ( $f_R$ ); 5) fração do  $V_{tot}$  ocupado pelo  $V_r$  ( $v_R$ ); 6) fração da  $Q_{in}$  que sofre curto-circuito do primeiro ao último compartimento ( $f_{CC}$ ).

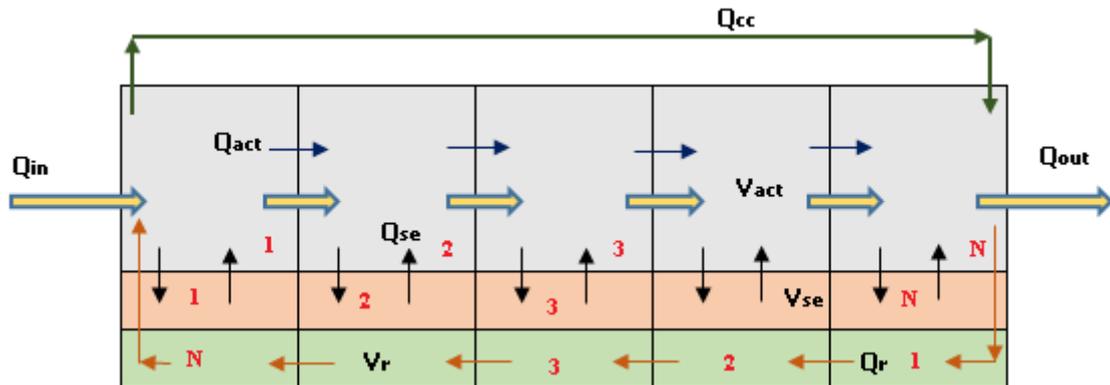
Desta forma, tem-se que:

$$V_{se} = v_{SE} \times V_{tot} \quad , \quad Q_{se} = f_{SE} \times Q_{in} \quad , \quad V_r = v_R \times V_{tot} \quad , \quad Q_r = f_R \times Q_{in} \quad e$$

$$Q_{cc} = f_{CC} \times Q_{in} \quad .$$

Deve-se salientar que todos os modelos hidráulicos clássicos descritos nos itens 3.7, 3.8 e 3.9 são para o estado estacionário, ou seja, a vazão afluyente é contínua. Para os reatores não-estacionários, alguns cuidados devem ser tomados na interpretação dos resultados fornecidos por esses modelos. O modelo apresentado neste item, todavia, é também para o estado dinâmico.

**Figura 3-11.** Esquema do modelo compartimentado de Vassel e von Sperling.



$Q_{in}$  = vazão afluyente

$Q_{out}$  = vazão efluyente

$V_{act}$  = volume do compartimento ativo (active volume)

$V_{se}$  = volume do compartimento de troca lenta (slow exchange volume)

$V_r$  = volume do compartimento de recirculação (recirculation volume)

$V_{total}$  = volume total do compartimento:  $V_{act} + V_{se} + V_r$

$N$  = número de compartimentos

$Q_{act}$  = vazão que escoava diretamente entre os compartimentos ativos

$Q_{se}$  = vazão que faz troca com o compartimento de troca lenta

$Q_{cc}$  = vazão afluyente que sofre curto-circuito do primeiro ao último compartimento

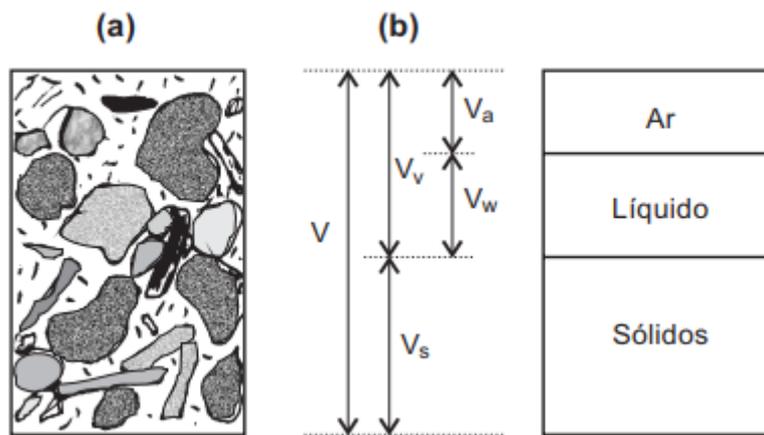
$Q_r$  = vazão afluyente que sofre curto-circuito.

### 3.11 Meio não saturado

#### 3.11.1 Porosidade

De acordo com Sousa Pinto (2006), o estado em que se encontra o solo dita as suas propriedades. Assim, para identificar o solo, empregam-se correlações entre os pesos e os volumes das três fases (solo, água e ar). Na Figura 3-12 são mostradas as três fases que compõem o solo.

Figura 3-12. Fases do solo – (a) composição real. (b) composição esquemática



Fonte: Sousa Pinto (2006)

em que:  $V$  = volume total;  $V_v$  = volume de vazios;  $V_s$  = volume de sólidos;  $V_a$  = volume de ar;  $V_w$  = volume de água.

Para o presente trabalho, interessa, sobretudo, a porosidade total  $\eta$  (Equação 3-17) e a porosidade efetiva  $\eta_e$ . Os poros do solo são representados por cavidades de diferentes tamanhos e formas, determinados pelo arranjo das partículas sólidas, e constituem a fração do solo não ocupada pelos sólidos.

$$\eta = \frac{V_v}{V} \quad \text{Equação 3-17}$$

A porosidade é determinada no laboratório pela correlação  $\eta = \frac{e}{1+e}$

em que  $e$  é o índice de vazios, também determinado pela correlação:  $e = \frac{\gamma_s}{\gamma_d} - 1$

sendo  $\gamma_s$  = peso específico real dos grãos;  $\gamma_d$  = peso específico seco do solo.

A porosidade interfere na aeração, resistência à penetração, e condução e retenção de água. Logo, a distribuição de poros regula o comportamento físico-hídrico do solo, influenciando processos dinâmicos (Lu e Likos, 2004). Para melhor se compreender o comportamento do solo, o tamanho dos poros torna-se mais importante do que a porosidade total. Os poros podem ser classificados em microporos e macroporos. Os microporos, também conhecidos como poros capilares, representam os poros responsáveis pela retenção da água no solo, ao passo que os macroporos expressam a porção encarregada pela drenagem e pela aeração do solo. Logo, o solo cuja porosidade é alta e há a presença de poros finos ou capilares, como no caso das argilas, consegue armazenar água, mas não permite a sua circulação.

Assim, faz-se necessário introduzir o conceito de porosidade drenável. A porosidade drenável ou porosidade efetiva  $\eta_e$  é o volume de poros efetivamente disponível para ser ocupado por fluidos livres (exclui todos os poros não conectados, inclusive o espaço ocupado pela água adsorvida nas argilas), expressando a diferença entre a porosidade total e a porosidade preenchida com água mesmo após a drenagem (Equação 3-18). Nos WC, altas taxas de aplicação de sólidos podem reduzir  $\eta_e$ , aumentando a retenção de líquido no sistema.

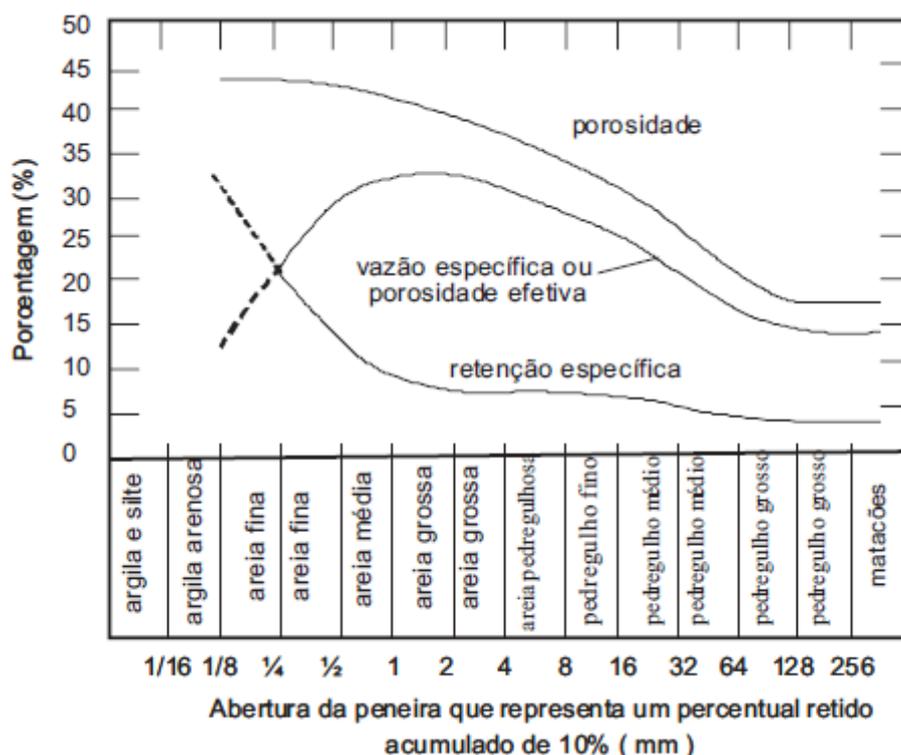
$$\eta_e = \eta - \theta_r \quad \text{Equação 3-18}$$

em que  $\theta_r$  = umidade retida pelo solo após a drenagem.

Para se medir a porosidade drenável se torna necessário enviar amostra para o laboratório. Contudo, é possível considerar  $\theta_r$  como sendo a umidade de capacidade de campo.

A Figura 3-13 apresenta curvas de porosidade total, porosidade efetiva e retenção específica de solos que variam de argila e silte a matacões. Em geral, solos arenosos são menos porosos, embora seus poros sejam maiores. Nota-se que a retenção específica é pequena em solos grosseiros e aumenta à medida que o tamanho dos grãos diminui.

**Figura 3-13.** Variação da porosidade, porosidade efetiva e retenção específica com a granulometria



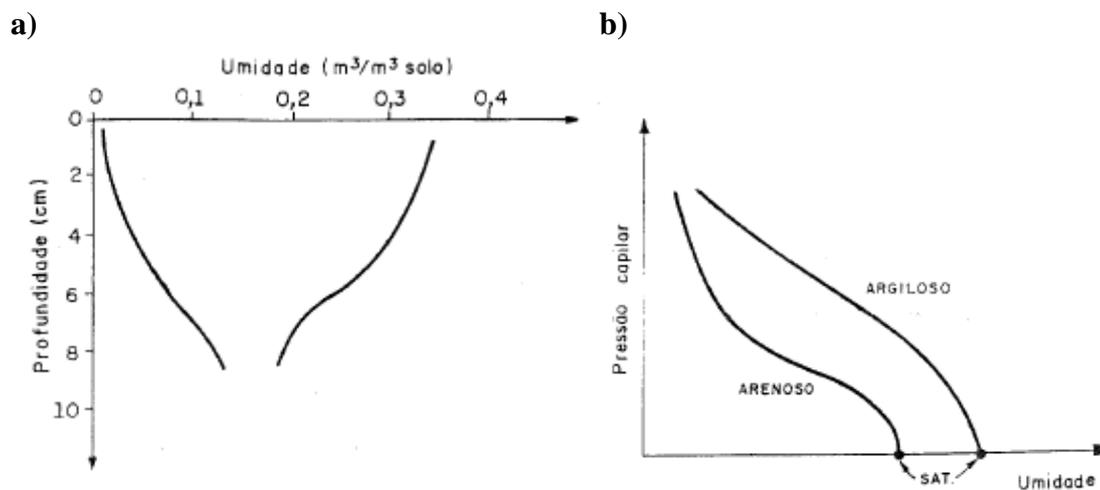
Fonte: Pompeo dos Santos (1977) *apud* Sens et al. (2006)

### 3.11.2 Relação da condutividade hidráulica com umidade e potencial mátrico

A intermitência de alimentação dos pulsos no SF cria um meio não saturado, isto é, os espaços vazios do filtro estão preenchidos também por ar (além do líquido). Essa intermitência, aliada a um rápido descarregamento, provoca uma vazão efluente variável, sendo ascendente por um curto momento, sucedida por declínio vagaroso (Kadlec e Wallace, 2008). Molle et al. (2008) atestam que o filtro se preserva sob condições insaturadas, exceto a camada superficial de lodo que se mantém saturada, e por vezes há empocamento. Logo, os conceitos de tempo de detenção hidráulica e volume de reator não são aplicáveis neste caso, e nem os modelos clássicos de dinâmica de reatores.

A infiltração do fluido no meio (solo) depende de diversos fatores, sendo eles: água disponível para infiltrar, natureza do solo, estado da sua superfície e das quantidades de água e ar inicialmente presentes (Tucci, 2001). Esse autor explica que à medida que há infiltração, as camadas superiores vão se umedecendo de cima para baixo, alterando o perfil de umidade (Figura 3-14a). Desta forma, o perfil saturar-se-á primeiramente na camada superior. Quando a entrada de fluido é cessada, a água no interior propaga-se (percola) para as camadas mais profundas ou é transferida para a atmosfera por evapotranspiração, recuperando assim sua capacidade de infiltração.

**Figura 3-14.** a) Evolução do perfil de umidade em um solo (esquerda). b) curva de retenção da água no solo para diferentes texturas (direita).



Fonte: Tucci (2001)

O teor de umidade  $\theta$  (ou conteúdo de umidade volumétrica) está relacionado com o potencial mátrico  $h_m$  e é variável no espaço e no tempo  $t$  (Equação 3-19), pois o conteúdo de água é dependente do tamanho e do volume dos poros (capacidade de armazenamento) do solo, e das mudanças do ambiente (Lu e Likos, 2004). Torna-se então necessário definir a carga piezométrica total:  $h = h_m + z$ , em que  $z$  = carga de elevação. A carga de sucção mátrica (ou potencial mátrico ou potencial de capilaridade) é expressa como a altura de água equivalente que exerce a mesma tensão da capilaridade.

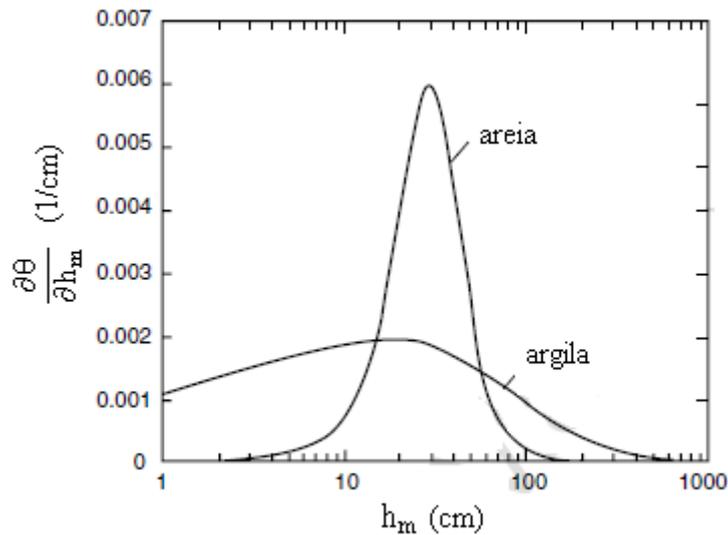
$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \theta}{\partial h_m} \frac{\partial h_m}{\partial t} \quad \text{Equação 3-19}$$

em que  $\theta = \frac{V_w}{V_t}$ , sendo  $V_w$  = volume de água e  $V_t$  = volume total.

Para determinação de  $h_m$  utiliza-se um tensiômetro, que é um equipamento constituído de uma cápsula porosa na extremidade inferior conectada a um vacuômetro (Tucci, 2001). Logo,  $\frac{\partial \theta}{\partial h_m}$  é obtido diretamente da curva de retenção ou curva característica da água no solo (Figura 3-14b), a qual relaciona  $h_m$  com  $\theta$ . Observa-se que em qualquer teor de umidade, a capilaridade no meio de textura argilosa é maior do que no de textura arenosa. Além disso, na saturação, a capilaridade é nula, e à medida que diminui a umidade, a sucção mátrica aumenta (Figura 3-14b). A Figura 3-15 mostra a capacidade de umidade específica  $\frac{\partial \theta}{\partial h_m}$  em função da carga de sucção para solos arenoso

e argiloso. Segundo Lu e Likos (2004), o pico relativamente elevado do material arenoso reflete sua estreita distribuição de tamanho de poros.

**Figura 3-15.** Capacidade de umidade específica em função do potencial mátrico para diferente texturas.



$\frac{\partial\theta}{\partial h_m}$  = capacidade de umidade específica;

$h_m$  = carga de sucção;

$\theta$  = conteúdo de umidade volumétrico.

Fonte: adaptado de Lu e Likos (2004)

Genuchten apresenta uma equação que relaciona umidade  $\theta$  com a pressão capilar  $h_m$  (Equação 3-20).

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha h_m|^n]^m} \quad \text{Equação 3-20}$$

em que  $\theta_s$  = umidade volumétrica na saturação, e  $\alpha$ ,  $n$  e  $m$  são parâmetros, sendo  $m = 1 - \frac{1}{n}$ .

A permeabilidade ou condutividade hidráulica  $K$  é a propriedade que o solo apresenta de permitir o escoamento de fluido através dele. Logo, a determinação de  $K$  é fundamental para se modelar o fluxo nos WEV. Diante do exposto neste item, é possível perceber que  $K$  varia com o teor de umidade do solo, sendo o limite a condutividade hidráulica saturada  $K_s$  (Tucci, 2001). Além disso, a retenção de fluido no SF é fortemente influenciada pelo conteúdo de MO, intervindo no tempo de percolação (Cota, 2011). No SF, a  $K_s$  do depósito de lodo é o maior limitante nas condições

hidráulicas do filtro (Tabela 3-1). De acordo com Molle (2014), a condutividade hidráulica saturada resultante  $K_r$  em um filtro composto por  $j$  camadas será dada pela Equação 3-21.

$$K_r = \frac{\sum_{i=1}^j z_i}{\sum_{i=1}^j z_i / K_{s_i}} \quad \text{Equação 3-21}$$

em que  $K_s$  é a condutividade hidráulica saturada da camada e  $z$  sua profundidade.

**Tabela 3-1.** Condutividade hidráulica de cada camada de um primeiro estágio do Sistema Francês

Camada	$K_s$ (m/s)
Depósito orgânico	$0,16 \cdot 10^{-4}$
Camada superior (brita 2-6mm com acúmulo de MO)	$2,1 \cdot 10^{-4}$
Camada de transição (brita 2-6 mm com baixo acúmulo de MO)	$4,3 \cdot 10^{-4}$
Camada de drenagem (brita 15-25 mm)	$69 \cdot 10^{-4}$

MO = matéria orgânica  
 $K_s$  = condutividade hidráulica saturada  
 $z$  = profundidade

Fonte: adaptado de Molle *et al.* (2014)

No fluxo não saturado,  $K$  pode ser expresso tanto em função de  $h_m$  (Figura 3-16a) como de  $\theta$  (Figura 3-16b). Perceba que no estado não saturado,  $K$  de um solo argiloso pode ser maior que a de um solo arenoso. Em um solo argiloso,  $K$  decresce mais suavemente com o aumento do potencial mátrico, porque os poros possuem um tamanho reduzido, o que possibilita a manutenção da saturação em grande parte do solo. Por outro lado, no solo arenoso (poros maiores), à medida que  $h_m$  aumenta, menos poros conseguem se manter cheios por mais tempos, reduzindo a condutividade geral do solo rapidamente (Tucci, 2001).

O fluxo nos meios não saturados, como é o escoamento em WEV, é descrito pela equação de Richards (Langergraber, 2008). A equação de Richards é fruto da combinação da equação de Darcy com a equação da Continuidade para um pequeno volume de solo (Equação 3-23). Como o fluxo no SF é majoritariamente vertical, a equação de Darcy para o fluxo descendente fica reduzida à Equação 3-22 e a equação de Richards para o fluxo em único sentido descendente à Equação 3-24.

$$q = -K_z(\theta) \left( \frac{\partial h_m}{\partial z} + 1 \right) \quad \text{Equação 3-22}$$

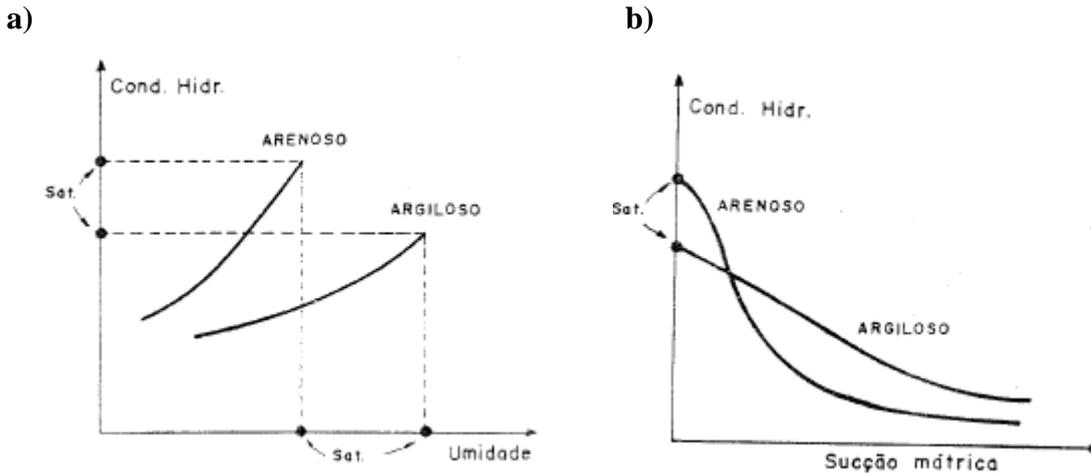
$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial z} = 0$$

Equação 3-23

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(\theta) \frac{\partial h_m}{\partial z} + 1 \right]$$

Equação 3-24

Figura 3-16. Condutividade hidráulica por textura em função da: a) umidade . b) sucção mátrica.



Fonte: Tucci (2001)

A equação de Richards (Equação 3-24) é uma equação altamente não-linear. Dotro et al. (2017) afirmam que o maior obstáculo na aplicação de modelos que utilizam essa equação é sua complexidade e dificuldade de uso. Sua solução não é trivial e requer a adoção de condições limites e iniciais apropriadas (Lu e Likos, 2004). Logo, há a carência de modelos simplificados aplicáveis a meios não saturados (Marin et al., 2013). Langergraber e Šimůnek (2005) descrevem a transformação de dados medidos em parâmetros para a calibração desses modelos. Mas para aplicações práticas, é aconselhável medir ao menos a porosidade do meio e a condutividade hidráulica saturada (Langergraber, 2008).

### 3.11.3 Solução analítica da Equação de Richards proposta por Mannich e Guetter

A equação de Richards é uma equação diferencial parcial parabólica não-linear. Mannich e Guetter (2011) apresentaram uma solução analítica para a equação de Richards linearizada para infiltração vertical em solo homogêneo. A velocidade do fluxo  $q_t$  que passa a qualquer elevação  $z$  (contabilizada de baixo para cima) como função do tempo  $t$  é dada pela Equação 3-25. A expressão analítica possui quatro parâmetros hidráulicos ( $\alpha$ ,  $K_s$ ,  $\theta_s$  e  $\theta_r$ ) e cinco parâmetros das funções de

infiltração ( $q_A$ ,  $q_B$ ,  $q_C$ ,  $a$  e  $b$ ).  $\alpha$  [ $1/\text{comprimento}$ ], já apresentado na equação de Genuchten, é um parâmetro que avalia a pressão de entrada de ar e que representa a taxa de redução da condutividade hidráulica e da umidade para  $h_m$  cada vez mais negativo (e é zero na condição de saturação). Por conveniência, alguns parâmetros adimensionais são definidos e estão representados como  $\dot{\phantom{x}}$  (por exemplo:  $\dot{q}_B$ ,  $\dot{z}$ ,  $\dot{a}$ ).

$$q_t = K_s \left\{ \dot{q}_B + \exp \left[ \frac{(\dot{L} - \dot{z})}{2} \right] \times [(\dot{q}_C - \dot{q}_B) \times (\dot{Q}_A - \dot{Q}_B) - 4\dot{Q}_S] \right\} \quad \text{Equação 3-25}$$

As demais correlações apresentadas pelos autores são:

$$K = K_s \times \exp(\alpha h_m)$$

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \times \exp(\alpha h_m)$$

$$\dot{z} = \alpha z$$

$$\dot{K} = \frac{Z}{K_s}$$

$$\dot{t} = \frac{\alpha K_s t}{\theta_s - \theta_r}$$

$$\dot{L} = \alpha L$$

$$\dot{q}_A = \frac{q_A}{K_s}$$

$$\dot{q}_B = \frac{q_B}{K_s}$$

$$\dot{q}_C = \frac{q_C}{K_s}$$

$$\dot{a} = \frac{(\theta_s - \theta_r)a}{\alpha K_s}$$

$$\dot{u} = \left( \frac{1}{4} - \dot{a} \right)^{1/2}$$

$$\dot{v} = \left| \frac{1}{4} - \dot{a} \right|^{1/2}$$

$$\dot{b} = \frac{(\theta_s - \theta_r)b}{\alpha K_s}$$

$$\dot{\mu} = \left( \frac{1}{4} - \dot{b} \right)^{1/2}$$

$$\dot{\nu} = \left| \frac{1}{4} - \dot{b} \right|^{1/2}$$

$$\tan(\lambda L) + 2\lambda = 0 \rightarrow \lambda = 0 \text{ para qualquer solução, logo } \dot{Q}_S = 0.$$

$$\dot{Q}_A = \begin{cases} \frac{\left[ \frac{1}{2} \sinh(\dot{z} \dot{u}) + \dot{u} \cosh(\dot{z} \dot{u}) \right] \times \exp(-\dot{a} \dot{t})}{\frac{1}{2} \sinh(\dot{L} \dot{u}) + \dot{u} \cosh(\dot{L} \dot{u})} & \text{se } \dot{a} < \frac{1}{4} \\ \frac{2 \times (1 + \dot{z}/2) \times \exp(-\dot{t}/4)}{\dot{L} + 2} & \text{se } \dot{a} = \frac{1}{4} \\ \frac{\left[ \frac{1}{2} \sin(\dot{z} \dot{v}) + \dot{v} \cos(\dot{z} \dot{v}) \right] \times \exp(-\dot{a} \dot{t})}{\frac{1}{2} \sin(\dot{L} \dot{v}) + \dot{v} \cos(\dot{L} \dot{v})} & \text{se } \dot{a} > \frac{1}{4} \end{cases}$$

$$Q_B = \begin{cases} \frac{\left[ \frac{1}{2} \sinh(\dot{z}\dot{\mu}) + \dot{\mu} \cosh(\dot{z}\dot{\mu}) \right] \times \exp(-\dot{b}t)}{\frac{1}{2} \sinh(\dot{L}\dot{\mu}) + \dot{\mu} \cosh(\dot{L}\dot{\mu})} & \text{se } \dot{a} < \frac{1}{4} \\ \frac{2 \times (1 + \dot{z}/2) \times \exp(-t/4)}{\dot{L} + 2} & \text{se } \dot{a} = \frac{1}{4} \\ \frac{\left[ \frac{1}{2} \sin(\dot{z}\dot{\nu}) + \dot{\nu} \cos(\dot{z}\dot{\nu}) \right] \times \exp(-\dot{b}t)}{\frac{1}{2} \sin(\dot{L}\dot{\nu}) + \dot{\nu} \cos(\dot{L}\dot{\nu})} & \text{se } \dot{a} > \frac{1}{4} \end{cases}$$

$$Q_S = \sum_{n=1}^{\infty} \left[ \dot{q}_B - \dot{q}_A - \frac{(\dot{q}_C - \dot{q}_B)(\dot{b} - \dot{a})(4\lambda_n^2 + 1)}{(\dot{a} - \lambda_n^2 - 1/4)(\dot{b} - \lambda_n^2 - 1/4)} \right] \times \frac{\sin(\lambda_n \dot{L}) \left[ \frac{1}{2} \sin(\lambda_n \dot{Z}) + \lambda_n \cos(\lambda_n \dot{Z}) \right] \times \exp[-(\lambda_n^2 - 1/4)t]}{1 + \dot{L}/2 + 2\lambda_n^2 \dot{L}}$$

### 3.12 Traçador radioativo <sup>99m</sup>Tc

#### 3.12.1 Desintegração nuclear

Os radionuclídeos ou os isótopos radioativos são aqueles que possuem o núcleo instável e portanto, emitem radiação como forma de alcance de estabilidade. Logo, a desintegração nuclear ou o decaimento radioativo é quando ocorre de modo espontâneo a emissão de partícula ou energia do núcleo atômico, se transformando em outro nuclídeo, que pode ser instável (e então será também radioativo) ou estável. Os elementos de número atômico 43 (Tc), 61 e  $\geq 83$  não possuem isótopos estáveis. Atualmente uma grande parte dos radioisótopos conhecidos podem ser produzidos artificialmente, sendo eles muito importantes na medicina para diagnósticos e tratamentos de doenças (radiofármacos) (Okuno e Yoshimura, 2010).

Dentre as emissões oriundas do decaimento radioativo, é de interesse neste momento a partícula  $\beta$  e os raios  $\gamma$ . A emissão de partícula  $\beta$  pode se dar por  $\beta^-$  (elétron) ou  $\beta^+$  (pósitron ou elétron positivo). No caso da emissão  $\beta^-$ , há o decaimento do nêutron n, que desfaz-se, aparecendo um próton p, um elétron  $e^-$  ( $\beta^-$ ) e um antineutrino  $\bar{\nu}_e$ , sendo esses dois últimos ejetados para fora do núcleo:  $n \rightarrow p + e^- + \bar{\nu}_e$ . Na emissão  $\beta^+$ , um próton decai, desaparecendo e surgindo então um nêutron, um pósitron ( $\beta^+$  ou  $e^+$ ) e um neutrino  $\nu_e$ , sendo esses dois últimos ejetados para fora do núcleo:  $p \rightarrow n + e^+ + \nu_e$ .

Desta forma, nas emissões  $\beta$ , a massa se mantém, enquanto que o número atômico, não (Okuno e Yoshimura, 2010).

Após a emissão de partículas  $\beta$  do núcleo atômico, é frequente a liberação de radiação  $\gamma$ . Os raios  $\gamma$  são um tipo de radiação eletromagnética (fótons) emitidos nos processos de desintegração nuclear e, por apresentarem elevada frequência e baixo comprimento de onda, são altamente energéticos e possuem grande poder penetrante (Spencer Lima, 2014). A emissão do fóton não altera o número atômico e nem a massa. O decaimento do  $^{99m}\text{Tc}$  é um exemplo de emissão  $\gamma$  pura (ver Equação 3-26).



A princípio, quanto maior a diferença de nêutrons entre o radionuclídeo e o isótopo estável, mais instável aquele é. Então se o número de nêutrons for maior, ocorre decaimento via  $\beta^-$ , caso contrário,  $\beta^+$ . Ambos podem ser acompanhados de emissões  $\gamma$  (Okuno e Yoshimura, 2010). A radiação  $\gamma$  pode ser classificada, segundo Spencer Lima (2014), em termos energéticos, como de baixa e média energia (alguns keV a 30 MeV) e de alta e muito alta energia (30 MeV a 100 GeV), sendo  $1\text{eV} = 1,602 \cdot 10^{-19} \text{ J}$ .

### 3.12.2 Uso de traçadores radioativos

Uma vantagem dos traçadores radioativos é que possuem baixo limite de detecção. Em contrapartida, são de difícil manipulação e possíveis de contaminar o meio ambiente (Silva et al., 2009). Ainda segundo esses autores, a escolha do radioisótopo a ser utilizado depende das propriedades do material, da energia de radiação e do tempo de meia vida.

Em estudos de corpos d'água, o  $^{222}\text{Rn}$  é um isótopo bastante utilizado. Em investigações dos processos de erosão, partículas podem ser marcadas com  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{56}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ . Em estudo ecológicos, é possível o uso de  $^{14}\text{C}$  e  $^{15}\text{N}$  (Silva et al., 2009). O trítio ( $^3\text{H}$ ) para fins de hidrologia ou hidrogeologia e de caracterização de reservatórios de petróleo é considerado o melhor traçador. Além disso, ele é o mais seguro ao homem durante manuseio, devido a sua baixa energia de decaimento (desintegração puramente por  $\beta^-$ ) (Ribeiro et al., 2016) comparado a outros radioisótopos. Todavia, esta característica também traz um contratempo, pois torna-o difícil de se medir.

O trítio também já tem sido relatado na literatura como traçador em pesquisas de hidrodinâmica de WC superficiais. Crohn et al. (2005) aplicaram água tritiada e rodamina WT, apresentando aqueles melhores resultados em relação a este, em virtude das concentrações de rodamina nas amostras terem sido abaixo do limite de detecção. Xu et al. (2005) investigaram o impacto da estrutura do modelo de TES na representação do transporte de solutos, através de ensaios com água tritiada. Os autores verificaram que esse modelo não conseguiu representar bem a curva de DTR. No mesmo sistema, Kjellin et al. (2007) avaliaram a influência da topografia, da distribuição de vegetação e da troca com zonas estagnadas no fluxo utilizando também como traçador o  $^3\text{H}$ . Deve-se ressaltar que apesar de ser um isótopo radioativo, o trítio pôde ser considerado um traçador conservativo durante a realização desses ensaios, pois o seu tempo de meia vida é de 12 anos.

Na medicina, novas tecnologias vem requerendo o uso de radionuclídeos emissores de radiação  $\gamma$  ( $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ,  $^{111}\text{In}$ ,  $^{123}\text{I}$  e  $^{153}\text{Sm}$ ) ou de  $\beta^+$  ( $^{11}\text{C}$ ,  $^{13}\text{N}$ ,  $^{15}\text{O}$  e  $^{18}\text{F}$ ). Mas em outras aplicações, percebe-se que poucos radio-traçadores  $\gamma$  têm sido testados, devido às suas altas emissões energéticas, e por isso são sumariamente excluídos (Ribeiro et al., 2016). Silva et al. (2009) relatam o uso desses tipos de traçadores em pesquisas petroquímicas, como os complexos de  $^{57}\text{Co}$  e  $^{60}\text{Co}$ , e complexos de ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) com  $^{51}\text{Cr}$ . O  $^{131}\text{In}$ , que é um traçador ativável, vem demonstrando ser um traçador promissor nesses tipos de uso quando complexado com o EDTA. Em estudo hidrosedimentológicos, Bandeira (2004) e Bandeira et al. (2012) fizeram uso do  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ . Contudo, até o momento, a literatura relata o uso desse traçador em pesquisas de saneamento apenas no estudo de Alvarenga (2012) e Alvarenga et al. (2013).

Alvarenga (2012) investigou o potencial de traçadores ativáveis em hidrodinâmica de sistemas de tratamento de esgoto. A autora utilizou diferentes traçadores (radioativos:  $^{82}\text{Br}$ ,  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  e  $^3\text{H}$  e ativáveis: complexos de In, La, Sm e Eu) aplicados a um reator anaeróbico de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) e ao mesmo SF objeto desta pesquisa. Os traçadores ativáveis são injetados no sistema em seu estado natural, isto é, inativos, e posteriormente as amostras coletadas são irradiadas no laboratório (Alvarenga, 2012). A vantagem desses traçadores é que possuem facilidade de transporte e manuseio, uma vez que não há material radioativo no campo. Todavia, a autora explica que os isótopos ativáveis precisam de ser complexados previamente para não serem adsorvidos, ou seja, os agentes quelantes são necessários para formação de complexos com os íons metálicos. Os complexantes possíveis são: NTA (ácido nitrilotriacético), EGTA (ácido bis-(2-aminoetil)etilenoglicol-NNN'N'-tetracético), DCTA (ácido trans-1,2-diaminociclohexanotetracético), EDTA, DOTA (ácido 1,4,7,10-tetra-azociclododecano

N,N',N'',N'''- tetra-acético) e DTPA (ácido dietilenotriaminopentaacético), sendo este o mais comum (Alvarenga et al., 2013). O estudo concluiu que embora todos os traçadores utilizados no reator UASB mostrassem resultados semelhantes, o composto DTPA-In teve destaque no SF. Entretanto, sobre isso será comentado no item 5.4.2.

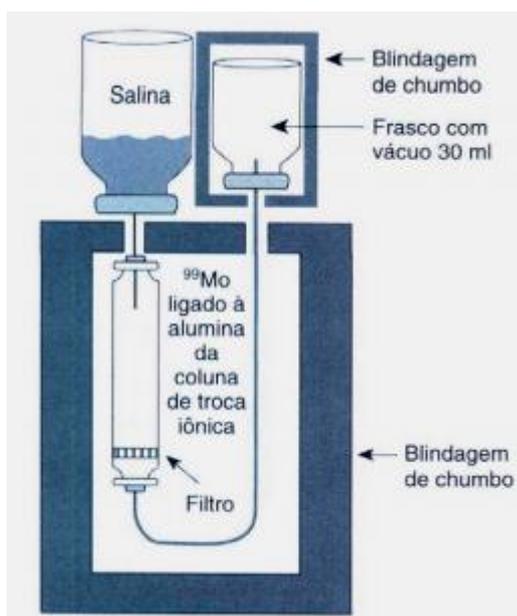
### 3.12.3 $^{99m}\text{Tc}$

O gerador de  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99m}\text{Tc}$  é fabricado e distribuído pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), e consiste em uma embalagem blindada com chumbo composta por uma coluna cromatográfica de óxido de alumínio, carregada com  $^{99}\text{Mo}$  (Figura 3-17) (CNEN, 2015). Quando o  $^{99}\text{Mo}$  (meia vida de 66h) decai para  $^{99m}\text{Tc}$  (meia vida de 6h) (Equação 3-27), forma-se o composto pertecnetato ( $^{99m}\text{TcO}_4$ ).



O gerador vem acompanhado de frascos a vácuo e de frascos contendo 6mL de solução de cloreto de sódio (CNEN, 2015) para se fazer a eluição. Esse procedimento consiste em injetar a solução salina, que é transportada para dentro do coluna, onde ocorre a formação do composto pertecnetato de sódio ( $\text{NaTcO}_4$ ), que sairá pelo outro lado, sendo alojado então no frasco a vácuo (Figura 3-17).

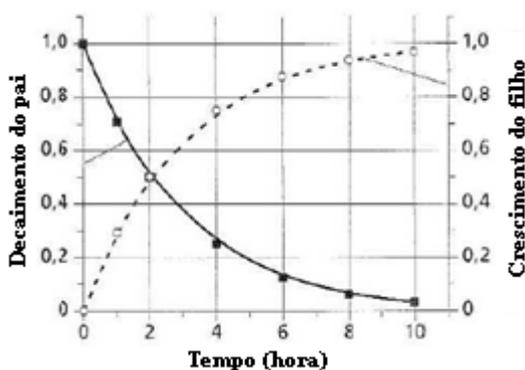
Figura 3-17. Esquema de um gerador de  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99m}\text{Tc}$ .



Fonte: Camargo (2007)

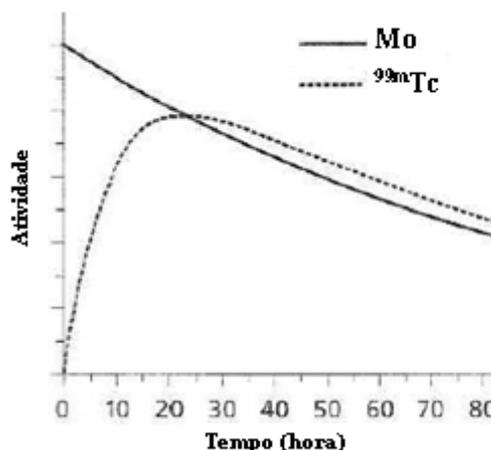
O decaimento dos radioisótopos é dado pela Equação 3-28. O decaimento (pai) é uma função exponencial negativa e a formação da nova espécie (filho) é positiva. A Figura 3-18 mostra um exemplo de curvas de decaimento do pai e crescimento do filho, caso este seja estável. O ponto de interseção é a meia vida do pai. A Figura 3-19 representa o decaimento do  $^{99}\text{Mo}$  (pai), transformando-se em  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  (filho instável). A máxima atividade do filho é quando ocorre a interseção das curvas. Sempre que há a retirada de  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ , a atividade potencial deste isótopo dentro do gerador cai até que a quantidade disponível não sirva mais para o fim previsto (Okuno e Yoshimura, 2010).

**Figura 3-18.** Curvas de decaimento do pai e crescimento do filho estável.



Fonte: adaptado de Okuno e Yoshimura, 2010

**Figura 3-19.** Curvas de decaimento do pai ( $^{99}\text{Mo}$ ) e crescimento do filho instável ( $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ).



Fonte: adaptado de Okuno e Yoshimura, 2010

$$A(t) = A(0) \cdot e^{-\lambda t} \quad \text{Equação 3-28}$$

em que  $t$  é o tempo (s),  $A$  é a atividade radioativa em um instante  $t$  (em  $\text{C}\cdot\text{s}^{-1}$ ) e  $\lambda$  é o fator de decaimento do material radioativo ( $\text{s}^{-1}$ ), que está relacionado com o seu tempo de meia vida (tempo necessário para desintegrarem metade dos núcleos radioativos). No caso, o fator de decaimento é descrito pela Equação 3-29.

$$\lambda = \frac{\ln(2)}{t_{1/2} \times 3600} \quad \text{Equação 3-29}$$

em que  $t_{1/2}$  é o tempo de meia vida.

Hoje o  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  é muito utilizado no radiodiagnóstico da medicina nuclear para exames de imagem e por isso é facilmente encontrado em clínicas especializadas existentes em todas as unidades federativas do país. Mas por ser um material radioativo, para o seu manuseio, transporte e controle

de rejeitos é requerido cumprimento rigoroso dos regulamentos oficiais da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN). Ao final de duas semanas com eluições diárias, a atividade do gerador já se encontra bastante reduzida, sendo inutilizado para fins de medicina nuclear.

As vantagens desse isótopo na aplicação no SF sobre outros traçadores radioativos são:

- Meia vida de apenas 6 horas, ou seja, ele mantém atividade considerável por um período de tempo não muito longo. Todavia, para experimentos com tempos de residências maiores, como em lagoas de estabilização, o seu emprego é limitado;
- Disponibilidade do gerador de  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99\text{m}}\text{Tc}$  com o advento da medicina nuclear;
- Energia  $\gamma$  baixa (140,5 keV), comparada a outros radionuclídeos. Por conseguinte, em caso de acidente, danos ao operador e ao meio ambiente são menores.
- Não faz parte de ciclos biológicos, como fariam, por exemplo, Fe, Co, C, N, I, O, F, Cr e H. Assim, é esperado que o  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  não entre nos processos de conversão biológica dentro do reator.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Localização e caracterização do sistema

A pesquisa foi realizada no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS UFMG / COPASA), localizado na Estação de Tratamento de Esgotos do Ribeirão Arrudas (ETE Arrudas) (Figura 4-1), na cidade de Belo Horizonte/MG (coordenadas 19° 53' 42" S, 43° 52' 42" W). Belo Horizonte está localizada no clima subtropical úmido Cfa ou Cwa de acordo com a classificação de Köppen, com uma precipitação média anual de 1450 mm.

**Figura 4-1.** Localização da área de estudo



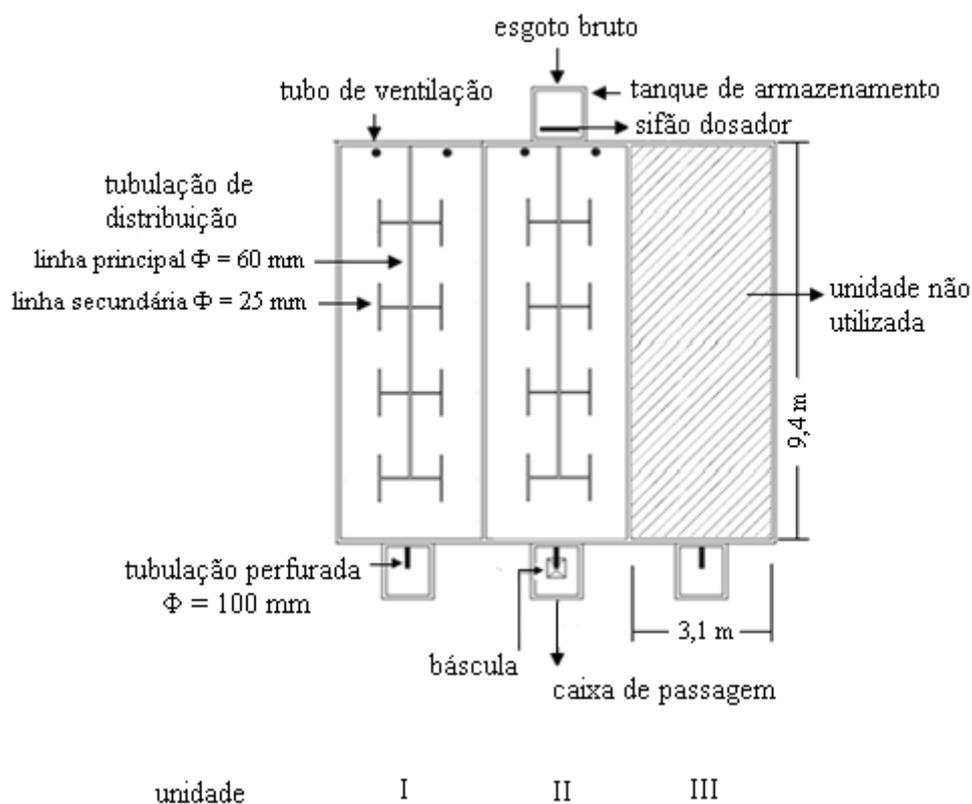
Fonte: adaptado do software Google Earth (2017)

Após passar pelo tratamento preliminar da ETE, composto por peneiramento (gradeamento grosso de 10 cm, gradeamento fino de 15 mm e peneira de 6 mm) e remoção de areia (câmaras quadradas limpas mecanicamente), uma pequena alíquota da vazão era encaminhada à ETE experimental em questão, que se trata de um WEV - primeiro estágio do SF. O SF foi projetado para tratar uma vazão de esgoto bruto (EB) de  $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  (aproximadamente 100 e.p.), e é composto por um tanque de armazenamento e três unidades (células ou filtros) em paralelo (apenas duas utilizadas neste estudo), plantadas com a espécie vegetal tifton 85 (*Cynodon spp*). Cada filtro tinha uma superfície de  $29,1 \text{ m}^2$  e dimensões de  $3,1 \text{ m} \times 9,4 \text{ m}$  (Figura 4-2). A carga hidráulica superficial média resultante no filtro em operação foi de  $0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , superior à especificação francesa de  $0,37 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  (Molle et al., 2005; Morvannou et al., 2015). Por outro lado, como as concentrações de DQO afluentes foram baixas, a taxa de carregamento orgânico superficial média resultante foi de

202 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (juntamente com 182 gSST.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) (García Zumalacarregui e von Sperling, 2018), inferior ao máximo recomendado por Dotro et al. (2017) de 350 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Detalhes das concentrações afluentes podem ser encontrados em Trein et al. (2019).

Ao longo da profundidade da célula, o recheio foi disposto em ordem crescente de granulometria (Figura 4-3), isto é, camada filtrante: brita #0 (2.4 a 12.5 mm); camada intermediária: brita #1 (4.8 a 25 mm); e camada drenante: brita #3 (19 a 50mm). Ressalta-se que, desde a partida do sistema, ele passou por diferentes arranjos e condições operacionais.

**Figura 4-2.** Vista em planta do sistema



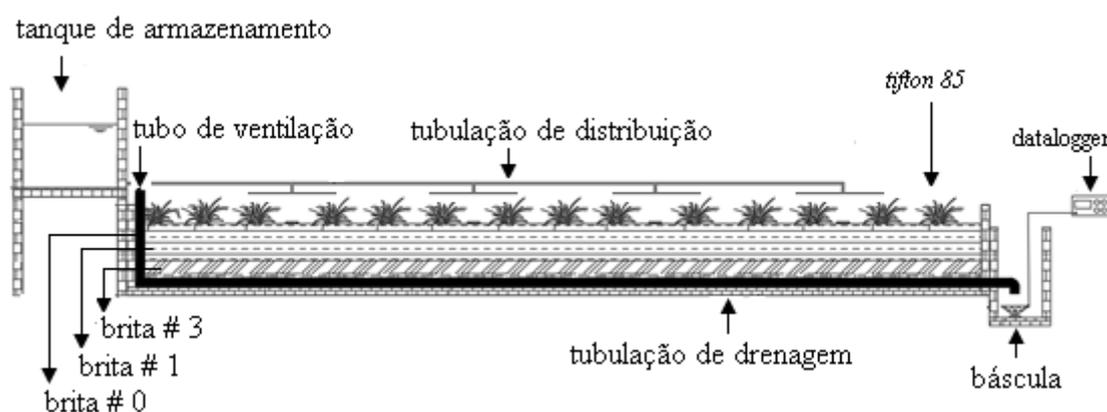
Fonte: autora (2018)

A operação do SF típico varia de 3 a 4 dias de alimentação seguidos de 7 dias de repouso, ou seja, apenas uma célula é operada por vez (Dotro et al., 2017). Entretanto, nesta pesquisa, foram utilizadas apenas duas unidades (I e II), e o ciclo operacional foi composto por 7 dias de alimentação seguido por 7 dias de repouso em cada unidade. As duas células em operação diferiam apenas pela altura da camada de depósito superficial de lodo. Em maio de 2018, a unidade I apresentou altura média de 7,2 cm, enquanto que a unidade II tinha apenas 0,5 cm, já que seu lodo havia sido retirado antes dos experimentos, para fins de pesquisa. O acúmulo de lodo não foi uniforme sobre a superfície (ver

detalhes em Trein et al., 2019) e as espessuras foram maiores próximas aos pontos de alimentação, como também descrito por Morvannou et al. (2012).

O SF não possui fluxo contínuo, ou seja, a alimentação foi realizada na forma de pulsos (ou bateladas) e a unidade em operação recebeu 24 pulsos por dia de 0,55 m<sup>3</sup> cada. Quando o tanque é preenchido até atingir um volume de 0,55 m<sup>3</sup>, o que ocorre de 45 minutos a uma hora, o sifão é acionado hidráulicamente (Figura 4-4a) e o EB é distribuído no topo da célula operante. Há uma bóia de controle de nível superior e inferior dentro do tanque de acumulação, a qual envia sinal para armazenamento em um datalogger quando atinge esses níveis. Desta forma, monitora-se o tempo de esvaziamento da caixa e o intervalo entre os pulsos. Após percolar através do meio filtrante, o efluente é coletado em uma caixa de passagem. Nesta caixa, há uma balança também acoplada ao datalogger para medição e armazenamento da vazão efluente instantânea (Figura 4-3). A balança possui um volume conhecido. Quando esse volume é preenchido pelo efluente tratado, ela é esvaziada, enviando sinal para o datalogger.

**Figura 4-3.** Corte longitudinal da unidade II



Fonte: adaptado de Trein et al. (2019)

## 4.2 Sistema de distribuição do afluente

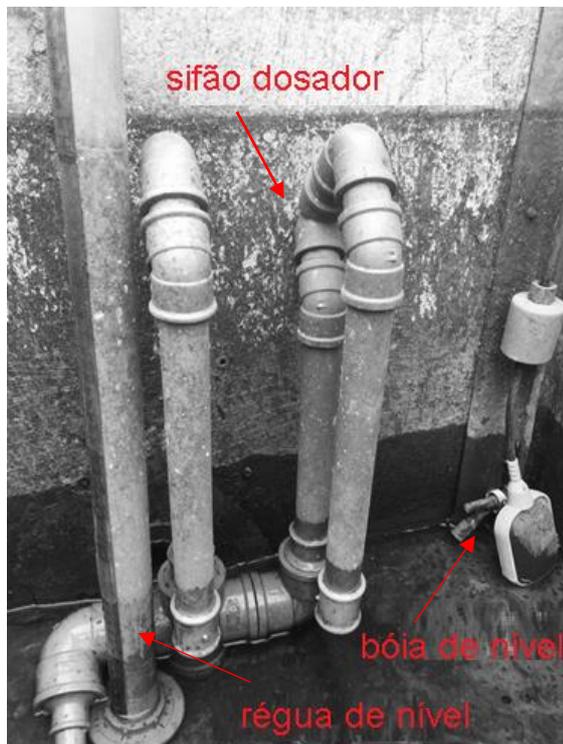
### 4.2.1 Caixa de armazenamento e sifão dosador

Na tentativa de projetar um sistema de distribuição do afluente sem demanda de eletricidade, facilitando a adoção da tecnologia por pequenos municípios e comunidades de baixa renda para o tratamento de seus esgotos, avaliou-se um sifão de dosagem em U. O sifão em U foi construído com tubos de PVC e conexões de diâmetro nominal igual a 32 mm (Figura 4-4b). O modelo testado é simples de ser construído e o material é barato e fácil de encontrar.

Inicialmente um único sifão em U foi desenvolvido e testado. Em seguida, um segundo braço foi adicionado (Figura 4-4a) e, depois disso, um terceiro braço. O tempo para esvaziar  $0,55 \text{ m}^3$  da caixa de armazenamento foi medido em cada condição. A fim de aumentar a taxa de aplicação hidráulica instantânea ( $\text{TAH}_{\text{inst}}$ ) e diminuir o tempo de esvaziamento, o número de braços pode ser aumentado, mas até um certo limite. Além disso, sabe-se que todo sifão possui um intervalo de vazão no qual ele pode ser operado, isto é, há vazão mínima e máxima de trabalho, e essas vazões dependem da geometria da caixa de acumulação, e da geometria e diâmetro do sifão. Destaca-se que não foi objetivo desta pesquisa calcular esse intervalo, apesar de seu conhecimento ser de grande importância no controle de problemas de descontinuidades operacionais.

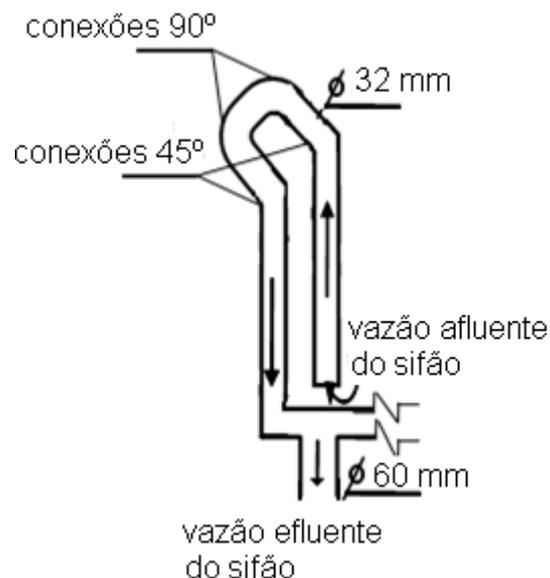
**Figura 4-4.** a) Interior do tanque de acumulação com o sifão em U com dois braços. b) croqui do sifão.

a)



Fonte: autora (2017)

b)



Fonte: García Zumalacarregui (2018)

Com o sifão de dois braços, a vazão afluente à célula filtrante foi medida durante seis pulsos diferentes usando uma régua de nível d'água e um cronômetro. A curva de descarga do sifão foi plotada e a regressão linear entre o fluxo de saída e o tempo de descarga, traçada. A equação de Bernoulli (Equação 3-2) representa a operação do sifão e, portanto, foi utilizada, associada à equação de descarga do orifício (Equação 4-1) e à equação da continuidade (Equação 3-1), para estimar

outros parâmetros, como perda de carga (Equação 3-3, Equação 3-4 e Equação 3-5), velocidade e número de Reynolds (Equação 4-2).

$$Q = C_d \times A \times \sqrt{2gh} \quad \text{Equação 4-1}$$

em que  $Q$  = vazão que sai pelo orifício,  $A$  = área do orifício,  $C_d$  = coeficiente de descarga empírico,  $g$  = aceleração da gravidade e  $h$  = altura do líquido da superfície até o eixo do orifício.

Note que a vazão possui relação não-linear com o nível d'água  $h$ .

$$Re = \frac{q \times D \times \rho}{\mu} \quad \text{Equação 4-2}$$

em que  $Re$  = número de Reynolds,  $q$  = velocidade do fluido,  $\rho$  = densidade do fluido e  $\mu$  = viscosidade dinâmica do fluido.

#### 4.2.2 Rede de distribuição do tipo ramificada

A distribuição do afluente em cada uma das duas unidades foi feita por um coletor e 16 laterais com extremidades abertas (Figura 4-2). Isso resultou em 1,8 m<sup>2</sup> / ponto de alimentação, o que está bem abaixo do valor máximo recomendado de 50 m<sup>2</sup> / ponto (Dotro et al., 2017). O afluente foi bem distribuído na maior parte da superfície dos filtros, mas não foi observada homogeneidade completa, devido a algumas zonas mortas, especialmente nos cantos. O regime de escoamento na tubulação é turbulento e não permanente. Como a concentração de sólidos é inferior a 1% (10.000 mg.L<sup>-1</sup>), o comportamento do esgoto bruto se assemelha ao da água, e assim, nenhuma consideração do ponto de vista hidráulico precisa ser efetuada (Benefield et al., 1984).

Segundo Paul et al. (2018), a dificuldade em se modelar esse tipo de rede de distribuição perpassa pela determinação adequada das perdas de carga localizadas. O projeto da rede de distribuição deve permitir a mínima variação do fluxo em suas saídas. Contudo, em rede ramificada é difícil de se conseguir isso utilizando o mesmo diâmetro e comprimento de tubulações, para que as perdas de cargas sejam iguais em cada trecho (Benefield et al., 1984).

O fluxo instantâneo foi medido no ponto mais próximo (ponto 1) e no ponto mais distante (ponto 4) do tanque de armazenamento. O teste estatístico não paramétrico para amostras dependentes (teste

pareado de Wilcoxon) ao nível de significância de 5% foi realizado com o auxílio do software Statistica 10.0 para testar a diferença entre as medianas do fluxo de saída em cada ponto.

Na unidade I foram coletadas 5 amostras diárias superficiais do meio filtrante em diferentes pontos, durante três diferentes dias de um mesmo ciclo de alimentação, sendo eles: 1) último dia de repouso, antes de receber o primeiro pulso de alimentação (dia 1); 2) 48 horas após iniciada a alimentação (dia 3); 3) 168 horas após iniciada a alimentação, ou após o último pulso, antes do período de repouso (dia 7). Portanto, totalizaram 15 amostras no intervalo de uma semana de monitoramento. As amostras compreenderam os primeiros 15 cm do meio suporte e seu biofilme, localizados logo abaixo da camada superficial do depósito de lodo. Dispostas em duplicata, as amostras foram pesadas e levadas à estufa por 16 horas à 105 °C para eliminação da umidade (determinação da umidade do meio filtrante). Em seguida as amostras foram pesadas e encaminhadas à mufla por 20 minutos à 550 °C para volatilização da matéria orgânica (determinação dos sólidos voláteis presentes no biofilme). Logo após, as amostras foram novamente pesadas e lavadas em água corrente com ajuda de uma peneira para remoção dos sólidos fixos e permanência apenas da brita. Após esse procedimento, o que restou das amostras foi retornado à estufa por mais 4 horas à 105 °C e pesado novamente (determinação da massa do meio suporte). E assim, por diferença em cada pesagem, foi possível obter também a massa de sólidos fixos presentes na amostra. Os resultados obtidos foram expressos em fração da massa úmida. Com ajuda do software ArcGis 10.3, interpolação (do tipo *spline*) entre os pontos amostrais foi realizada para se traçar um mapa da distribuição de umidade, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis da primeira camada do filtro. É importante lembrar que neste trabalho não foi feita a análise da camada superficial de lodo.

### **4.3 Hidrogramas da vazão efluente**

Os hidrogramas de vazão efluente do filtro puderam ser traçados com o auxílio da balança e dos dados armazenados pelo datalogger. Quatro campanhas principais de monitoramento de vazão de saída foram realizadas na unidade II (Tabela 4-1). Houve uma campanha na estação chuvosa (outubro a março) e três na estação seca (abril a setembro). Cada monitoramento durou sete dias, seguindo a duração do ciclo de alimentação. A investigação sobre a influência da chuva foi uma decisão *a posteriori*. Depois de fazer as quatro campanhas, ao analisar os resultados, notou-se que poderia ser um fator de interferência, e então foi decidido incluí-lo na análise dos resultados.

**Tabela 4-1.** Resumo das principais campanhas de monitoramento realizadas em 2018

Unidade	Campanha	Período	Temperatura do ar (°C)		Precipitação na semana (mm)	Período chuvoso?
			Mín	Máx		
II (sem lodo)	1	13 – 19 Março	22,6	26,6	54,5	SIM
	2	19 – 25 Junho	17,7	21,3	0	NÃO
	3	17 – 23 Julho	17,2	19,9	0	NÃO
	4	14 – 20 Agosto	13,4	29,8	4,3	NÃO

#### 4.4 Parâmetros medidos *in situ*

Calhas plásticas (Figura 4-5b) foram introduzidas a 10 e 30 cm de profundidade dentro das células filtrantes e conectadas a tubulações para coleta e condução de amostras do efluente percolado. A sonda multiparamétrica YSI 6600 v2, a qual mede e armazena parâmetros *in situ* (oxigênio dissolvido, pH, temperatura, condutividade elétrica e potencial redox), foi instalada para medir o percolado de três profundidades diferentes do meio filtrante: 10, 30 e 70 cm (sendo esse último o próprio canal de coleta do efluente tratado) nas unidades I e II (Figura 4-5c). O *datum* considerado é a superfície da célula, assim, a profundidade de 10 cm está a cerca de meia altura da primeira camada, ou camada filtrante; os 30 cm, compreende o limite entre esta camada e a camada de transição; e os 70 cm são a profundidade total do filtro, por onde é drenado o efluente tratado. Destaca-se que as calhas foram inseridas no sistema há mais de um ano antes do início desta etapa de medição com a sonda multiparamétrica, a fim de que o filtro tivesse tempo o suficiente para se recolonizar.

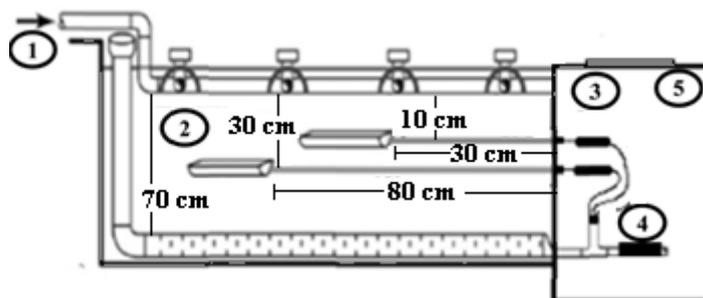
Na Figura 4-5a é mostrado o croqui do corte do sistema com a posição das calhas e das sondas multiparamétricas. A sonda foi programada para aquisições a cada 40 segundos. Ressalta-se que em nenhuma campanha foram monitoradas simultaneamente as três profundidades de interesse, pois havia apenas dois equipamentos disponíveis. O monitoramento de parâmetros da célula II foi também acompanhado por monitoramento de vazão efluente, conforme método descrito no item 4.3. Em alguns pulsos também foram coletadas amostras a cada 5 min e medidas as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) utilizando a sonda Hach TSS Portable Hand.

Sete campanhas de monitoramento foram realizadas: três na unidade I e quatro na unidade II (ver Tabela 4-2). Cada campanha de monitoramento durou sete dias, seguindo a duração do ciclo de alimentação. A estação chuvosa na região sudeste do Brasil é compreendida entre os meses de outubro a março, desta forma, seis das sete campanhas de monitoramento foram realizadas dentro

desse período. Contudo, nesta etapa foi considerado como o período com chuva aquele em que durante 10 dias (3 últimos dias do repouso que precedem o início da alimentação + 7 dias de alimentação) a precipitação total foi superior a 20 mm (ou média de 2 mm / dia); o período sem chuva, o inverso, ou seja, precipitação total inferior a 20 mm. Assim, nota-se que houve três monitoramentos no período sem chuva: um para a unidade I e dois para a unidade II. As campanhas foram agrupadas em quatro conjuntos distintos: (1) célula I – sem chuva, (2) célula I – com chuva, (3) célula II – sem chuva e (4) célula II – com chuva.

**Figura 4-5.** a) Croqui do perfil do sistema com as calhas coletoras e sondas multiparamétricas YSI 6600 v2 instaladas para medição de parâmetro em diferentes profundidades. b) Calha plástica instalada dentro da célula filtrante; c) Posição de instalação das sondas dentro do poço de visita.

a)



Fonte: adaptado de Nivala et al. (2013) e García Zumalagarregui (2018)

**Legenda:**

- 1 Afluente – esgoto bruto
- 2 Calhas plásticas de captação e condução do efluente
- 3 Posição de instalação da sonda multiparamétrica YSI a 10 e 30cm
- 4 Posição de instalação da sonda multiparamétrica YSI no canal de coleta de efluente tratado
- 5 Poço de visita

b)



Fonte: autora (2018)

c)



Fonte: autora (2018)

A temperatura do ar e a pluviometria foram medidos pela Estação Meteorológica Davis Vantage Pro2 instalada dentro do CePTS. Entretanto, devido a problemas no pluviógrafo da Estação Meteorológica, dados de chuva dos meses de fevereiro e março necessitaram ser obtidos da estação da COPASA, cujo pluviômetro localizado dentro da ETE Arrudas tem sua leitura diária efetuada entre as 9 e 11h por funcionário da companhia.

Os testes estatísticos foram realizados com a ajuda do software Statistica 10.0, considerando um nível de significância  $\alpha = 5\%$ . Além disso, os testes são não paramétricos: U de Mann-Whitney quando testada a diferença entre apenas duas amostras (a exemplo, diferença de um determinado parâmetro entre as unidades I e II) ou Kruskal-Wallis ANOVA quando testada a diferença entre múltiplas amostras (a exemplo, diferença de um determinado parâmetro entre os dias do ciclo de alimentação: dias 1 a 7).

**Tabela 4-2.** Características das campanhas de monitoramento de parâmetros medidos *in situ*

Unidade	Campanha	Período de chuva?	Período de alimentação (ano de 2018)	Temperatura do ar		<sup>1</sup> Precip. durante (mm)	<sup>2</sup> Precip. antes (mm)	<sup>3</sup> Vol. chuva incidente durante (L)	<sup>4</sup> Vol. chuva incidente antes (L)	<sup>5</sup> Vol. chuva em relação ao vol. de esg. afl. (%)	Profundidade monitorada		
				Mín (°C)	Máx (°C)						10 (cm)	30 (cm)	70 (cm)
1	1	SIM	06 mar - 12 mar	19,4	32,5	* 187,7	51,3	5411	1479	7,5%			
	2	SIM	20 mar - 26 mar	18,9	29,9	* 18,2	60,4	525	1741	2,5%			
	3	NÃO	03 abril - 09 abr	18,4	30,6	16,0	0,0	460	0	0,5%			
2	1	SIM	27 fev - 05 mar	20,2	31,4	* 72,6	87,9	2093	2534	5,0%			
	2	SIM	13 mar - 19 mar	18,5	25,7	* 61,0	74,5	1759	2148	4,2%			
	3	NÃO	27 mar - 02 abr	16,4	29,1	3,8	0,0	110	0	0,1%			
	4	NÃO	26 nov - 02 dez	17,1	31,5	2,0	3,5	58	101	0,2%			

<sup>1</sup> Precipitação ocorrida durante os 7 dias de alimentação

<sup>2</sup> Precipitação ocorrida durante os últimos 3 dias de repouso

<sup>3</sup> Volume de chuva incidente na unidade durante os 7 dias de alimentação (precipitação x área)

<sup>4</sup> Volume de chuva incidente na unidade durante os últimos 3 dias de repouso (precipitação x área)

<sup>5</sup> Volume de chuva em relação ao volume de esgoto afluente (%)

\* Pluviômetro da COPASA - leitura diária entre 9 e 11h

#### 4.5 Testes com traçador radioativo: $^{99m}\text{Tc}$

A vegetação de ambas as células foi podada antes da realização dessa etapa, e durante toda ela, a ETE experimental foi cercada por faixa zebra e placas de alerta (Figura 4-6). Testes com traçador radioativo  $^{99m}\text{Tc}$  via estímulo-resposta do tipo pulso foram realizados sob a coordenação da equipe do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN). Para a proteção radiológica, Resoluções e Normas da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) foram seguidas, a saber:

- Resolução CNEN 112/11- Licenciamento de instalações radiativas;
- Resolução CNEN 27/04 - Diretrizes básicas de proteção radiológica;
- Resolução CNEN 013/88 - Transporte de materiais radioativos;
- Norma CNEN NE 6/05 - Gerência de rejeitos radioativos de baixo e médio níveis de radiação.

Entre os dias 17 de setembro a 17 de dezembro de 2018, às segundas-feiras, um gerador de  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99m}\text{Tc}$  (Figura 4-7) de terceira semana foi transportado de uma clínica médica devidamente autorizada para o CePTS. Em posse do gerador, fez-se a eluição, isto é, 6 mL de solução salina foram adicionados ao gerador para lavar o  $^{99m}\text{Tc}$ . A solução contendo  $^{99m}\text{Tc}$  saía por uma cubeta e então no primeiro pulso do ciclo de alimentação foi aplicada com a ajuda de uma seringa no tanque de armazenamento e este foi então homogeneizado. O procedimento foi repetido após 72 horas (do 4º para o 5º dia).

Os testes foram divididos em dois períodos:

- 1) A partir de 17/09/18

Dois cintiladores de detecção de radiação  $\gamma$  foram postos próximos ao canal de coleta de efluente tratado para leitura da taxa de contagem da radiação (TCR) no meio (Figura 4-9a). Os cintiladores foram previamente calibrados pela equipe do CDTN e foram colocados em duplicata para o caso de um vir a falhar e para conferência dos resultados. Suas extremidades foram ligadas a uma cadeia de detecção de radiação  $\gamma$  (BASC Gamma Scintillation Detector No 6-16 fabricada pela empresa Nordisk Elektrisk Apparafabrik), que faz a interface com o software Latim 2000, instalado em um computador (Figura 4-9b). Todo o aparato foi deixado ligado continuamente; as leituras foram efetuadas de modo automático a cada 5 s e armazenadas no computador.

**Figura 4-6.** Faixa zebra com placa de alerta.



Fonte: autora (2018)

**Figura 4-7.** Gerador de  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99\text{m}}\text{Tc}$  utilizado na primeira semana de teste.



Fonte: autora (2018)

Contudo, após algumas horas em operação, houve superaquecimento do computador, forçando-o a se auto desligar. E como o software não salvava os dados em caso de interrupção abrupta, todos os testes foram perdidos, com exceção daquele realizado no dia 24/09/2018 (Unidade II – dia 1 do ciclo de alimentação). Colocou-se então um ventilador na sua parte de trás para fornecer a refrigeração necessária.

Todavia, passou-se a observar que o traçador, apesar de ser aplicado no topo do meio filtrante, não apresentava atividade na saída do sistema. Essa situação aconteceu por testes consecutivos. Percebeu-se que a atividade radioativa na superfície da célula operante estava elevada, indicando assim que  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  estava retido no depósito de MO. Concomitantemente, foi observado que a cadeia de detecção de radiação  $\gamma$  não apresentou resultados confiáveis. A partir de então os testes foram interrompidos e pesquisou-se por complexantes de  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ .

2) A partir de 29/11/18

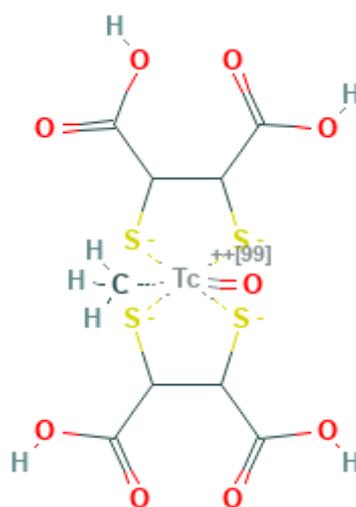
Foi adquirido junto ao Laboratório de Radioisótopos da Faculdade de Farmácia da Universidade Federal de Minas Gerais o complexante de  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ : DMSA (ácido dimercaptossuccínico -  $\text{C}_4\text{H}_6\text{O}_4\text{S}_2$ ). Cada kit de DMSA é composto por 5 frascos (um para cada injeção). Após a eluição, a solução contendo  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  era adicionada ao frasco de DMSA. Para a complexação, 15 min de espera eram

necessários antes de se injetar o complexo formado no tanque de acumulação. O restante dos procedimentos relativos à injeção foi conforme explicado anteriormente. De acordo com a Figura 4-8, o  $^{99m}\text{Tc}$  fica encapsulado junto à molécula de DMSA, impedindo sua ligação a outros compostos.

Com a avaria da cadeia de detecção de radiação  $\gamma$  e o seu conserto não acontecendo em tempo hábil, os cintiladores foram substituídos. Perto da tubulação de coleta do efluente tratado, um outro cintilador de detecção de radiação  $\gamma$  foi instalado. Sua extremidade foi conectada a um dispositivo análogo que recebe o sinal do cintilador e o transforma em  $\text{C.s}^{-1}$ , mais conhecido como contador de Geiger-Müller (Figura 4-9c). As leituras foram efetuadas e anotadas de modo manual a cada 10 s (exceto no dia 29/11/18 que foram a cada 20 s). A leitura foi encerrada quando por período superior a 40 min houve insignificante variação entre as medições ( $\cong \Delta 50 \text{ C.s}^{-1}$ ), o que ocorreu entre 3,0 a 4,5 h após o início do descarregamento do tanque de armazenamento com traçador injetado.

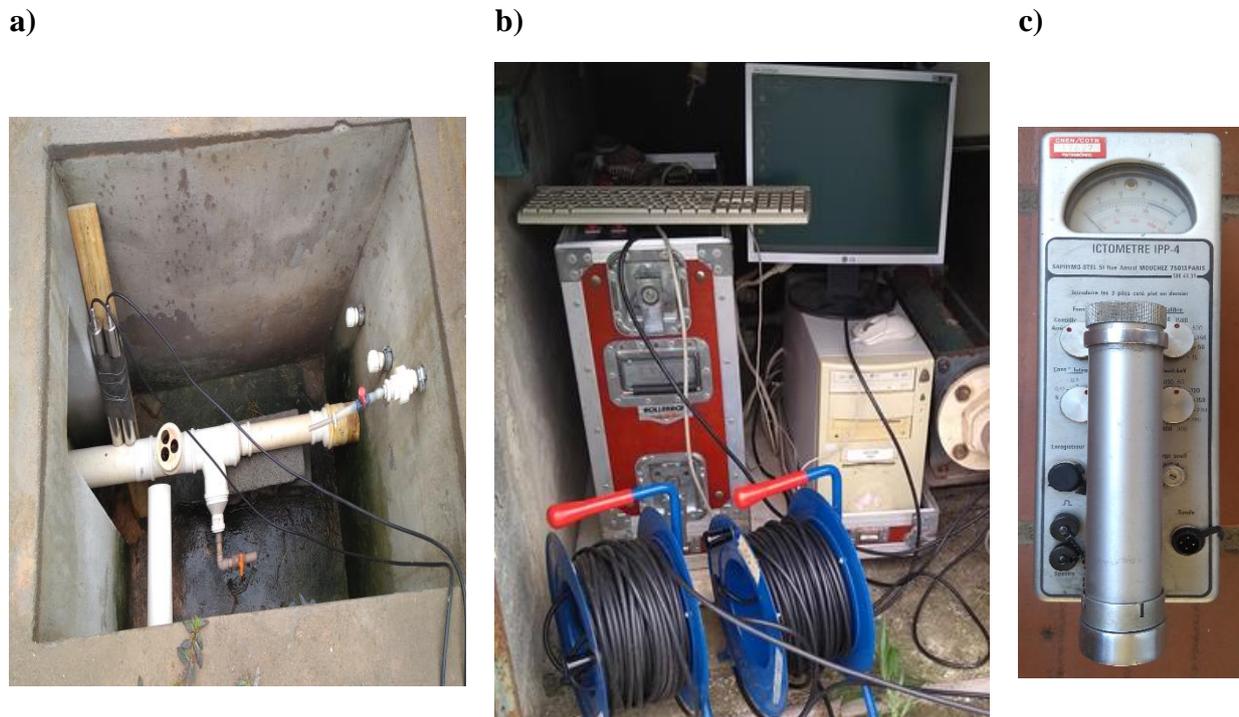
A adição do traçador após 72 horas (ou seja, no dia 4 ou no meio do ciclo de alimentação) foi interessante para que se pudesse acompanhar o comportamento do líquido em diferentes dias durante o período de alimentação. Esse monitoramento é necessário para o entendimento da progressão do estado do meio filtrante, pois sabe-se que o sistema é incapaz de drenar todo o líquido lançado, acumulando volume em seu interior e o liberando *a posteriori*. Além disso, pôde-se comparar a unidade II com a unidade I (com depósito de lodo).

**Figura 4-8.** Complexo DMSA -  $^{99m}\text{Tc}$ .



Fonte: Estados Unidos (2019)

**Figura 4-9.** a) Cintilador dentro da caixa de passagem, recostado na tubulação de coleta de efluente tratado. b) Cadeia de detecção de radiação  $\gamma$  a esquerda, computador a direita e cabos dos cintiladores abaixo. c) Contador de Geiger-Müller.



Fonte: autora (2018)

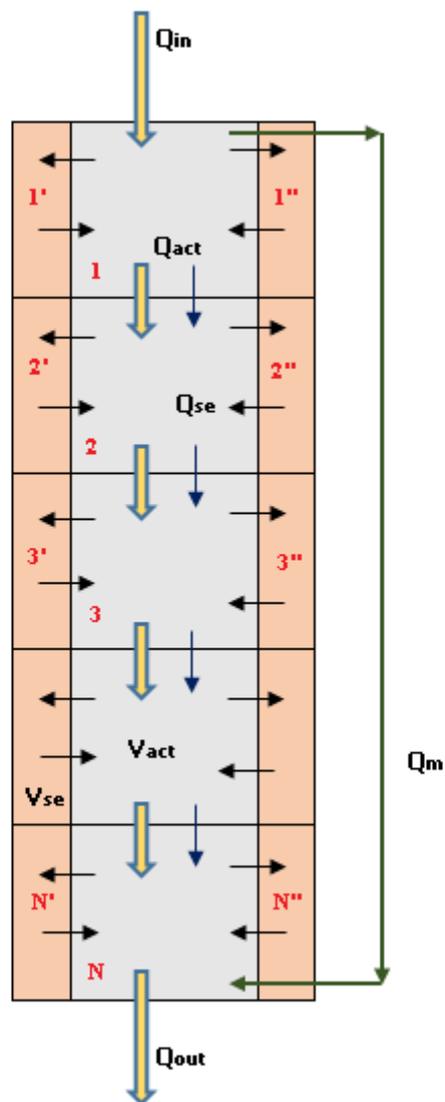
É importante ressaltar que o efluente marcado com o traçador radioativo foi lançado para tratamento na ETE Arrudas. A ETE Arrudas possui uma vazão média da ordem de  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  ( $172.800 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ ) e um tempo de detenção hidráulica em torno de 5 h. Logo o fator de diluição do efluente com o isótopo radioativo com o afluente da ETE foi superior a 10.000 vezes. Além disso, quando o efluente final da ETE foi lançado no corpo receptor (Ribeirão Arrudas), nova diluição ocorreu, e tendo-se em vista ainda a baixa meia vida do  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  (apenas 6 horas), o isótopo não representou portanto, um perigo para o corpo hídrico.

Como produtos desta fase, foram obtidos o tempo de percolação no meio, o modelo hidráulico do sistema e o ajuste da curva-resposta. O primeiro pulso da curva-resposta foi ajustado para a distribuição Gama – NTES e a distribuição Log-normal (método descrito no item 4.6.1). Já o MCVS foi utilizado para ajustar os primeiros quatro pulsos medidos.

O MCVS foi adaptado para os wetlands verticais. A principal modificação efetuada foi a respeito da direção do fluxo, que, ao contrário das lagoas de estabilização que possuem escoamento horizontal, no SF, é vertical. Em razão disso, considerou-se que no escoamento vertical é impossível que haja

recirculação, pois há o pressuposto que o líquido não consiga retornar em movimento ascensional do último ao primeiro compartimento, logo  $q_R = 0$ . Desta forma, o volume total do reator é dividido em apenas duas zonas: ativa  $V_{act}$  e de troca lenta  $V_{se}$  (Figura 4-10). A zona ativa pode ser representada pelos poros da brita, ao passo que a zona de troca lenta, pelo biofilme e pelo lodo superficial. Foi assumido também que a vazão que sofre curto-circuito  $Q_{cc}$ , passou a ser chamada de vazão que percola com relativa mobilidade ou livremente  $Q_m$ . Essa adoção foi justificada no item 5.4.5.

**Figura 4-10.** Esquema do modelo compartimentado utilizado com adaptações.



$Q_{in}$  = vazão afluyente

$Q_{out}$  = vazão efluente

$V_{act}$  = volume do compartimento ativo (active volume)

$V_{se}$  = volume do compartimento de troca lenta (slow exchange volume)

$V_{total}$  = volume total do compartimento:  $V_{act} + V_{se}$

$N$  = número de compartimentos

$Q_{act}$  = vazão que escoar diretamente entre os compartimentos ativos  
 $Q_{se}$  = vazão que faz troca com o compartimento de troca lenta  
 $Q_m$  = vazão afluenta que percola com mobilidade.

Todos os ajustes efetuados neste item e no próximo (4.6) foram realizados no Excel utilizando a sistemática de minimização da soma dos quadrados dos erros entre os dados estimados e os medidos, otimizada pela ferramenta Solver.

## 4.6 Modelagem matemática do hidrograma efluente

### 4.6.1 Ajuste da distribuição Log-normal

A função densidade de probabilidade da distribuição Log-normal tem a forma típica da Figura 4-11 e é parametrizada pela média geométrica ( $\mu_g$ ) e pelo desvio padrão geométrico ( $\sigma_g$ ). De acordo com Von Sperling et al. (2019), para obtenção da média aritmética ( $\mu$ ), do desvio padrão aritmético ( $\sigma$ ) e do coeficiente de variação (CV), usam-se as relações dadas pelas Equação 4-3, Equação 4-4 e Equação 4-5 respectivamente.

Figura 4-11. Forma típica da função Log-normal.



Fonte: adaptado de Von Sperling et al. (2019)

$$\mu = \text{EXP} \left\{ \text{LN}(\mu_g) + \frac{[\text{LN}(\sigma_g)]^2}{2} \right\} \quad \text{Equação 4-3}$$

$$\sigma = \sqrt{\text{EXP}[2 \times \text{LN}(\mu_g)] \times \left\{ \text{EXP} \left\{ 2 \times [\text{LN}(\sigma_g)]^2 \right\} - \text{EXP}([\text{LN}(\sigma_g)]^2) \right\}} \quad \text{Equação 4-4}$$

$$CV = \frac{\mu}{\sigma}$$

**Equação 4-5**

Ao observar o hidrograma efluente, percebe-se que esse se assemelha a uma curva de distribuição Log-normal. A vantagem dessa distribuição é que ela é fácil de ser aplicada no software Microsoft Excel através da função *DIST.LOGNORMAL.N*, e por isso foi utilizada para modelar o fluxo da vazão efluente de todas as medições efetuadas. Os argumentos a serem inseridos na função *DIST.LOGNORMAL.N* são o valor no eixo das abscissas  $x$ ,  $\ln(\mu_g)$ ,  $\ln(\sigma_g)$  e “falso” se função de densidade de probabilidade ou “verdadeiro” se distribuição cumulativa. Desta forma, a função ficou assim montada: =DIST.LOGNORMAL.N ( $x_i$ ;  $\ln(\mu_g)$ ;  $\ln(\sigma_g)$ ; falso).

A variância normalizada ( $\sigma_\theta^2$ ) é dada pela Equação 4-6. A relação entre  $\sigma_\theta^2$  e o número de tanques em série  $N$  pode ser expressa pela Equação 4-7 (Levenspiel,1999).

$$\sigma_\theta^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2}$$

**Equação 4-6**

onde  $\sigma^2$  = variância (Equação 3-10) e  $\bar{t}$  = tempo médio (Equação 3-9).

$$N = \frac{1}{\sigma_\theta^2}$$

**Equação 4-7**

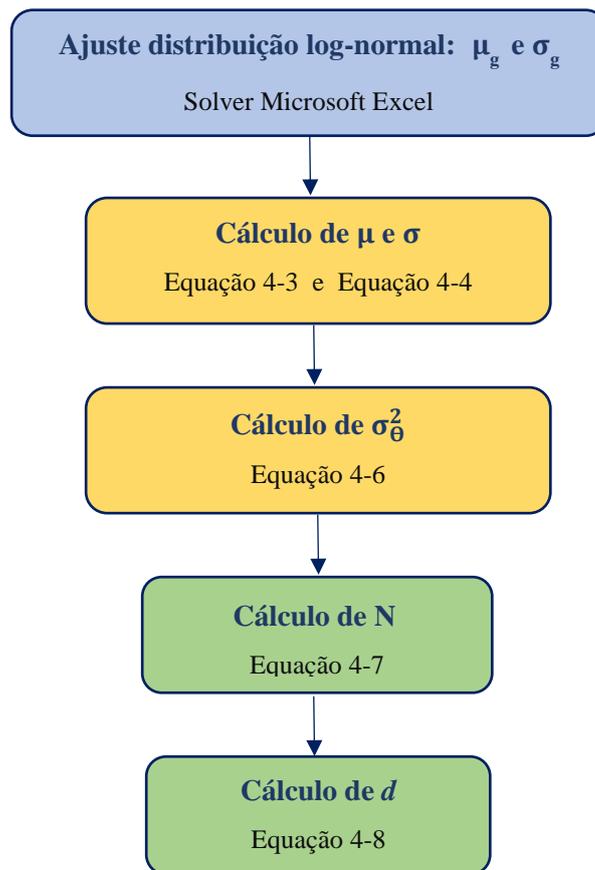
Elgeti (1996) obteve a relação simplificada entre  $N$  e o número de dispersão  $d$  (Equação 4-8). Desta forma, foi possível alcançar uma interpretação física dos parâmetros ( $\mu_g$  e  $\sigma_g$ ) por meio da aproximação com  $N$  e  $d$ .

$$d = \frac{1}{2(N - 1)}$$

**Equação 4-8**

Como resumo, na Figura 4-12 está contido o fluxograma das etapas necessárias para cálculo de  $N$  e  $d$ .

**Figura 4-12.** Fluxograma para cálculo de  $N$  e  $d$  com a Distribuição Log-normal



#### 4.6.2 Adaptação do modelo de dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen

Para a modelagem de todas as curvas de hidrogramas efluentes obtidas, foi utilizado também o modelo de dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen (MDAVS), já apresentado no item 3.9. Todavia, algumas modificações foram efetuadas, passando o modelo a ter, ao invés de dois ( $\beta$  e  $Pe$ ), três parâmetros:  $\beta$ ,  $K_\beta$  e  $Pe'$ . O acréscimo de  $K_\beta$  se deu após a percepção de que com apenas dois coeficientes, a cauda não obtinha bom ajuste. Desta forma, supôs-se que a retenção líquida seja variável no tempo. Assim, as principais equações do modelo adaptado são as Equação 4-9 a Equação 4-11.

$$\theta_t = \frac{t}{\bar{t} \times \beta'_t} \quad \text{Equação 4-9}$$

em que  $\theta_t$  = tempo adimensional,  $\bar{t}$  = tempo médio de percolação e  $\beta'_t$  = retenção líquida (adimensional) no tempo  $t$ .

$$\beta'_t = \beta \times \exp \left( K_\beta \times \frac{t}{\bar{t}} \right) \quad \text{Equação 4-10}$$

em que  $\beta$  = coeficiente de retenção líquida (adimensional) e  $K_\beta$  = coeficiente de variação de retenção líquida (adimensional).

$$Q_t = \frac{VR}{\beta'_t \times \int_0^t (t \times E_t) dt} \times \frac{1}{2} \times \left( \frac{Pe'}{\pi \theta_t} \right)^{1/2} \times \exp \left[ \frac{-Pe' (1 - \theta_t)^2}{4 \theta_t} \right] \quad \text{Equação 4-11}$$

em que  $Q_t$  = vazão efluente no tempo  $t$  e  $VR$  = volume recuperado (ou efluente) no pulso.

O número de Peclet foi denominado  $Pe'$ , pois como a alimentação é em batelada, a interpretação desse coeficiente possivelmente não deve ser feita do modo tradicional, isto é, para reatores com meio saturado.

#### 4.6.3 Ajuste do modelo utilizando uma solução analítica da equação de Richards

Um hidrograma efluente qualquer foi tomado para a modelagem utilizando a solução analítica da equação de Richards proposta por Mannich e Guetter (2011). A equação utilizada foi a Equação 3-25, descrita previamente no item 3.11.3.

Morvannou et al. (2013) determinaram em laboratório os parâmetros  $\eta$ ,  $\Theta_r$ ,  $\Theta_s$  e  $\alpha$  para as quatro camadas que compõem o filtro (camada de lodo + três camadas de brita). Esses autores afirmam que a umidade volumétrica saturada  $\Theta_s$  pode ser considerada igual à porosidade  $\eta$ . Os dados de entrada no modelo utilizado nesta pesquisa foram as médias ponderadas dos parâmetros encontrados por esses autores. Dessa forma, esses quatro parâmetros foram fixados de modo que os demais ( $q_A$ ,  $q_B$ ,  $q_C$ ,  $a$  e  $b$ ) fossem otimizados pela função Solver do software Microsoft Excel para se ajustarem ao hidrograma do efluente medido.

Na unidade II (sem lodo), foram colocados dois piezômetros: um a profundidade de 10 cm e outro a 30 cm para verificar se em algum momento do ciclo de alimentação o sistema teria alguma porção saturada. Todavia, ambos os piezômetros não indicaram carga. Logo, realmente trata-se de um meio não saturado durante todo o tempo.

Para determinação em laboratório de parâmetros de interesse, tais como  $K_s$  e  $\eta$ , seria necessária a retirada de amostras indeformadas, ou ao menos, amostra deformada com volume conhecido na

tentativa de replicar em laboratório o peso específico do meio na condição de campo. Contudo, após colonização do filtro pelo biofilme e pelas raízes das plantas, a obtenção de amostras indeformadas se torna difícil sem que haja destruição de grande área do meio filtrante, especialmente nas camadas mais profundas. Assim, diante da dificuldade de se conseguir levar ao laboratório uma amostra representativa do filtro, optou-se por fazer a modelagem utilizando parâmetros encontrados na literatura.

Cogitou-se ainda a instalação de tensiômetros locados a diferentes profundidades do filtro. O tensiômetro é um equipamento que indica a tensão com que a água está retida no meio, obtendo-se assim a umidade do meio. Essa correlação entre sucção mátrica (ou tensão de capilaridade) e umidade é conhecida como curva de retenção de água no solo ou curva característica (Figura 3-14b). Para sua determinação amostras do solo (no caso, do filtro) devem ser enviadas ao laboratório. Todavia, tal análise não está disponível nos laboratórios do campus Pampulha da Universidade Federal de Minas Gerais, e por essa razão, a colocação de tensiômetros foi abortada.

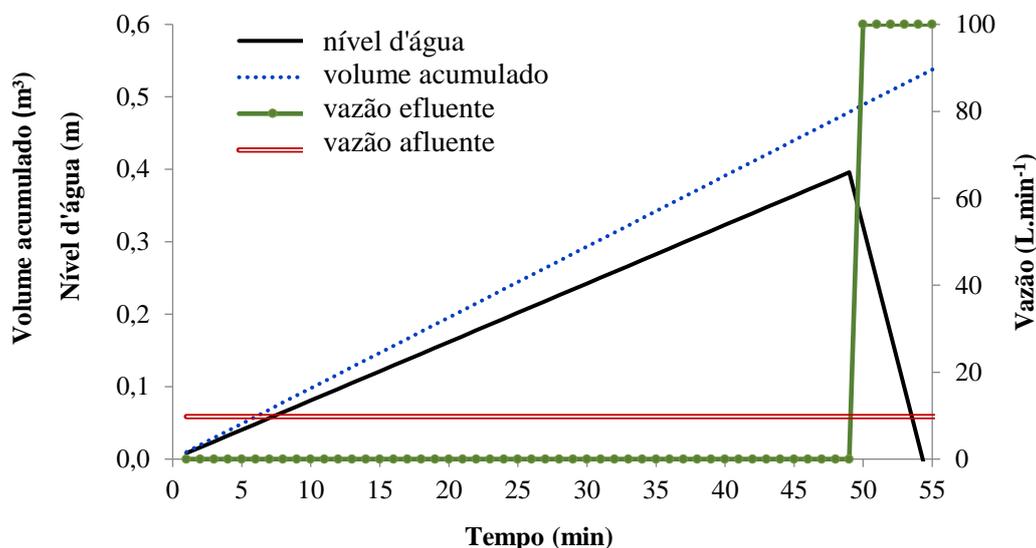
## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Sistema de distribuição

#### 5.1.1 Caixa de armazenamento e sifão dosador

O balanço hídrico dentro da caixa de armazenamento durante um pulso (aproximadamente 60 minutos) é mostrado na Figura 5-1. Note que enquanto o tanque está sendo descarregado, a vazão afluyente de esgoto para o tanque de armazenamento continua. Em seguida, a altura do sifão foi ajustada para que, no final, o volume do pulso de aproximadamente 0,55 m<sup>3</sup> fosse descarregado e aplicado na unidade do SF.

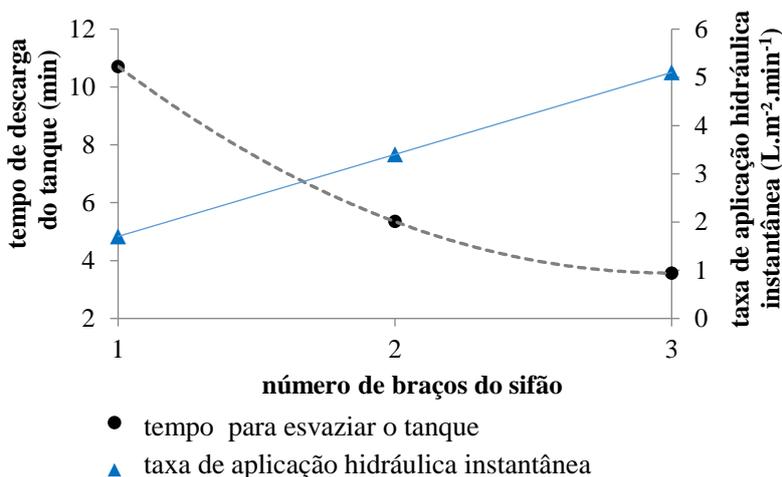
Figura 5-1. Balanço hídrico dentro da caixa de armazenamento



O tempo para aplicar o volume do pulso de 0,55 m<sup>3</sup> usando o sifão U foi de aproximadamente 11 minutos, levando a uma taxa de aplicação hidráulica instantânea  $TAH_{inst} = 550L / (29,1m^2 \times 11min) = 1,7 L.m^{-2}.min^{-1}$ . O sifão com dois e três braços esvazia a caixa em cerca de, respectivamente, 5,5 minutos ( $TAH_{inst} = 3,4 L.m^{-2}.min^{-1}$ ) e 4 minutos ( $TAH_{inst} = 4,7 L.m^{-2}.min^{-1}$ ). O maior número de braços aumenta o fluxo, diminuindo assim o tempo de esvaziamento do tanque e aumentando a taxa de carga hidráulica instantânea (Figura 5-2). O tempo de descarga da caixa é em função do número de braços e segue um polinômio de 2º grau. Segundo Dotro et al. (2017), a taxa de aplicação hidráulica instantânea deve ser maior que 8 L.m<sup>-2}.min<sup>-1</sup> (0,5 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>). Portanto, considerando o valor sugerido por esses autores, o tanque deveria ser completamente esvaziado em 2,3 minutos e, desta forma, o sifão testado não seria considerado suficiente. Por outro lado, o sistema pesquisado</sup>

por Paul et al. (2018), também alimentado com sifão, atingiu  $TAH_{inst} = 2,80 \text{ L.m}^{-2}\text{min}^{-1}$ , menor do que o valor recomendado. A descontinuidade na operação do sifão, dentre outras razões, é determinada pela geometria do sifão e pela geometria da caixa de armazenamento. Ambos devem ser dimensionados adequadamente em função do fluxo de entrada e da  $TAH_{int}$ .

Figura 5-2. Influência do número de braços na descarga do tanque



Os resultados do monitoramento do esvaziamento da caixa de armazenamento durante seis pulsos são mostrados na Figura 5-3. A curva de descarga do sifão ou a estimativa da vazão de saída do tanque de acumulação segue uma equação linear e é dada pela Equação 5-1, encontrada para este sistema.

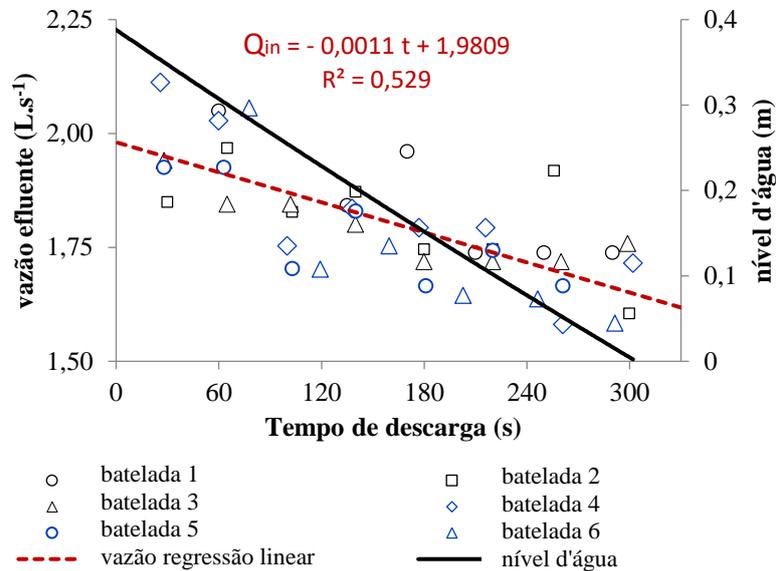
$$Q_{in} = -0,0011 t + 1,9809 \quad \text{Equação 5-1}$$

em que  $Q_{in}$  é a vazão afluyente ao filtro ( $\text{L.s}^{-1}$ ) e  $t$ , o tempo após iniciado o lançamento do esgoto no topo da célula filtrante (s).

Utilizando a equação da continuidade, a equação de Bernoulli (equação de energia - Equação 3-2) e a equação de descarga de orifício (Equação 4-1), as perdas de carga localizadas e as velocidades no sifão de dois braços foram estimadas e plotadas na Figura 5-4. A perda de carga distribuída no sifão pode ser desconsiderada, pois a perda de carga localizada é muito maior, devido aos curtos comprimentos de tubo que compõem o sifão. Além disso, ao longo do tempo de descarga, o fluxo é totalmente turbulento, com números de Reynolds variando de cerca de  $33 \times 10^3$  a  $39 \times 10^3$ , de acordo com a velocidade. A vazão do sifão ao longo do tempo segue uma equação linear, enquanto que o

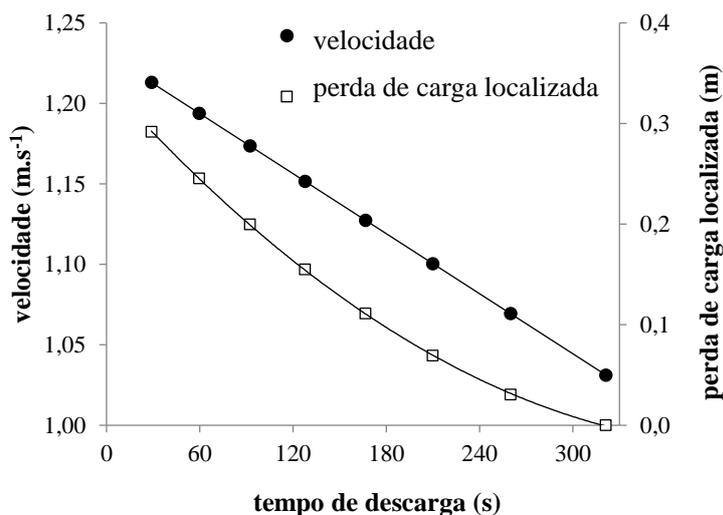
nível da água pode ser representado por uma função polinomial de 2º grau (vazão e perda de carga possuem uma relação quadrática).

Figura 5-3. Descarga do sifão: vazão e nível da água em função do tempo



É importante relatar que neste trabalho, foi particularmente um desafio reduzir as perdas de carga localizadas, visando aumentar a velocidade e a vazão, alcançando assim a  $TAH_{int}$  mínima recomendada de  $8 \text{ L.m}^{-2}\text{min}^{-1}$  (Dotro et al., 2017).

Figura 5-4. Descarga do sifão: velocidade e perda de carga localizada em função do tempo



### 5.1.2 Rede de distribuição do tipo ramificada

Em relação à rede de distribuição, as vazões no ponto 1 (mais próximo) e 4 (mais distante), ambos os pontos assinalados na Figura 5-5, medidas no mesmo pulso são mostradas na Figura 5-6. Houve uma diferença significativa entre as medianas dos dois pontos analisados (teste de Wilcoxon pareado com  $p = 0,0077$ ).

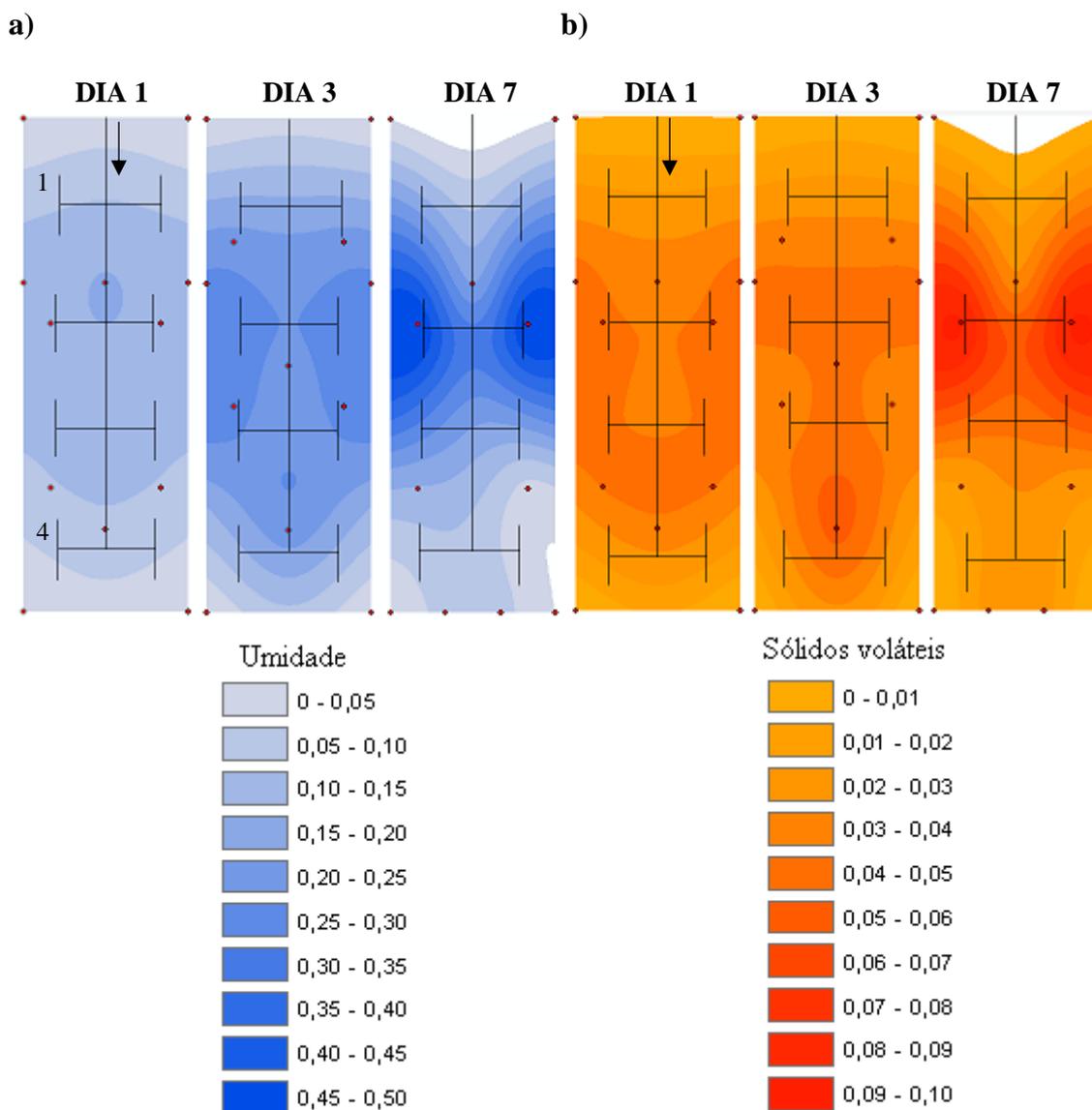
Os mapas da distribuição de umidade, sólidos totais (ST), sólidos fixos (Sf) e sólidos voláteis (SV) da primeira camada do filtro foram traçados. Como condição de delimitar a área da unidade, foi considerado que, nas suas arestas, há apenas meio suporte, ou seja, esses pontos não recebem efluente (logo,  $ST = SV = Sf = 0$ ). Além disso, foi assumido que, fixando-se a tubulação de distribuição principal como um eixo de ordenadas (eixo Y), um ponto A de coordenadas (x,y) terá o mesmo comportamento de um ponto B de coordenadas (-x, y). Esses pontos estão localizados na mesma direção, mas em sentidos opostos, assim, em relação as bordas e as linhas de distribuição, estão em situação idêntica. Dessa forma, para melhorar a interpolação, são por essas duas razões que os pontos representados na Figura 5-5 como ♦ somam mais do que o número de amostras (originalmente igual a 15).

A Figura 5-5 demonstra o caráter desproporcional da distribuição e também a evolução da umidade (Figura 5-5a) e dos SV (Figura 5-5b) com o passar dos dias do ciclo de alimentação. O dia 1 contabiliza amostras antes da célula receber o primeiro pulso, ou seja, no momento final do período de repouso; o dia 3, 48 horas após iniciada a alimentação; e o dia 7, no momento em que iniciou-se o período de repouso. Na legenda são mostrados valores adimensionais, pois eles representam a fração da massa úmida da amostra. Assim, supondo um valor de 0,05 para SV, significa que da amostra coletada, 5% da massa total úmida era constituída por SV, e os demais 95% compreendiam água, Sf e brita (recheio do meio filtrante). Mapas semelhantes aos da Figura 5-5 foram confeccionados também para ST e Sf. Entretanto, optou-se por não apresentá-los, porque o comportamento desses é semelhante ao de SV.

Em relação às transformações ocorridas na camada filtrante do leito com o avançar dos dias do ciclo de alimentação, é evidente que a umidade e os sólidos aumentam em massa e conseqüentemente, sua proporção na composição do filtro. Além disso, demonstra-se que o período de repouso possibilita drenagem ou evapotranspiração da água (Figura 5-5a) e degradação da MO (Figura 5-5b), o que deve conduzir à restauração completa das taxas de infiltração (Platzer e Mauch, 1997), incluindo o (re)aumento da porosidade efetiva (Zhao et al., 2008). Porém, mesmo após o repouso

(dia 1), o sistema não se encontra totalmente seco. O tamanho dos grãos também é importante na recuperação do leito durante o período de repouso, pois, segundo Platzer e Mauch (1997), os meios constituídos por grãos finos retornam ao estado inicial mais lentamente do que os formados por grãos grossos.

**Figura 5-5.** Mapa de transformação da camada filtrante ao longo do ciclo de alimentação estendido. Evidência da heterogeneidade da distribuição: a) umidade e b) sólidos voláteis.



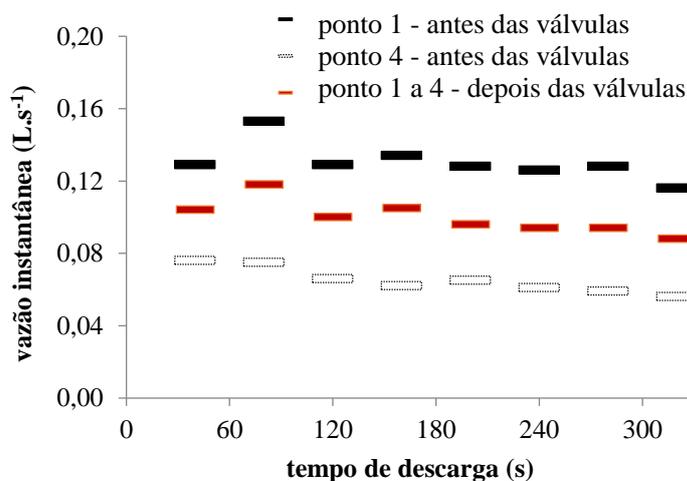
No tocante à distribuição, nota-se que a região central do filtro é a que concentra maior umidade e SV durante todo o tempo, implicando que essa área recebe maior carga hidráulica e orgânica de esgotos (Figura 5-5). Observa-se também que há a tendência de diminuição da umidade e SV à medida que se aproxima dos cantos localizados no sentido da largura do leito. Isso demonstra que a distribuição poderia caminhar para a uniformidade se as tubulações secundárias estivessem mais

próximas dos cantos. Trein et al. (2019), em investigação das diferenças na altura da camada de lodo no mesmo sistema, concluíram que quanto mais perto da caixa de armazenamento e da saída das tubulações secundárias, maior a sua altura.

Platzer e Mauch (1997) afirmam que a forma e a distribuição dos SV nos poros do filtro são mais influenciadores da taxa de infiltração do que a quantidade de SV em si. Todavia, ainda que não seja linear, há uma relação entre redução das taxas de infiltração e acréscimo da MO acumulada (Zhao et al., 2008). Desta maneira, é provável que em um ponto qualquer, a condutividade hidráulica diminua à medida que a fração de SV cresça.

Devido a heterogeneidade apresentada na Figura 5-5 e na medição de vazão nos pontos 1 e 4, decidiu-se posteriormente inserir quatro válvulas para ajuste de vazão (uma em cada interseção principal), pois a não uniformidade da distribuição estava causando um carregamento desproporcional na superfície do meio filtrante, o que poderia resultar em taxas de carga hidráulica superficial e possível interferência no desempenho da unidade. Depois disso, os fluxos instantâneos foram medidos novamente. O fluxo no ponto 1 diminuiu, enquanto que no ponto 4 aumentou, comparado à situação anterior (Figura 5-6). Com a diminuição do nível de água na caixa de armazenamento, o fluxo também diminuiu, variando de 0,10 a 0,12 L.s<sup>-1</sup> por ponto. No entanto, o intervalo de variação ao longo do tempo, neste caso, foi quase imperceptível. É importante ressaltar ainda que o fluido, por se tratar de EB, pode levar ao entupimento das válvulas.

**Figura 5-6.** Vazão instantânea nos pontos mais próximos (1) e mais distantes (4) em função do tempo de pulso.



## 5.2 Hidrogramas da vazão efluente

### 5.2.1 Influências na dinâmica hidráulica

A dinâmica hidráulica dentro do filtro é influenciada por diferentes fatores, entre eles: 1) material do filtro, distribuição do tamanho dos grãos e profundidade; 2) posicionamento e características dos sistemas de distribuição e drenagem (Paul et al., 2018; Moraes et al., 2018); 3) desenvolvimento de plantas (Molle et al., 2006; Kjellin et al., 2007; Arias et al., 2014); 4) carregamentos hidráulico, orgânico e de sólidos suspensos (Xu et al., 2013; Bui et al., 2018); 5) duração do intervalo entre um pulso e o subsequente, que está relacionado à vazão afluente à caixa de armazenamento; 6) estado atual do meio filtrante em relação às alterações durante o ciclo de alimentação; 7) duração do pulso, que está relacionado à taxa de aplicação hidráulica instantânea ( $TAH_{inst}$ ) (García Zumalacarregui e von Sperling, 2018); 8) sazonalidade e clima (Arias et al., 2014); (9) altura da camada de depósito do lodo. Esta pesquisa teve como alvo os últimos quatro fatores (6 a 9), que são apresentados e discutidos nas seções seguintes. Deve-se ressaltar que todos os resultados apresentados são da estação seca, exceto na subseção “Influência da precipitação” (item 5.2.5).

### 5.2.2 Relação entre vazão afluente ao filtro e volume armazenado dentro do sistema

A Figura 5-7 mostra a vazão de entrada e saída no eixo Y esquerdo e o volume acumulado de líquido armazenado no interior do filtro no eixo Y direito em função do tempo. Os dados utilizados foram de uma sequência típica de cinco pulsos consecutivos, representando uma situação comum que se repete em qualquer pulso. A vazão afluente ao filtro, ou a vazão de saída da caixa de armazenamento, foi controlada pelo sifão e portanto foi estimada com base na Equação 5-1. A vazão efluente do filtro foi obtida pelos dados medidos e armazenados no datalogger. O volume armazenado acumulado  $V$  no filtro é simplesmente a diferença entre o volume de entrada  $I$  menos o volume de saída  $O$  durante um determinado tempo  $t$  adicionado ao volume de armazenamento no tempo  $t-1$  (Equação 5-2). Neste caso, nenhuma outra forma de saída de líquido foi considerada.

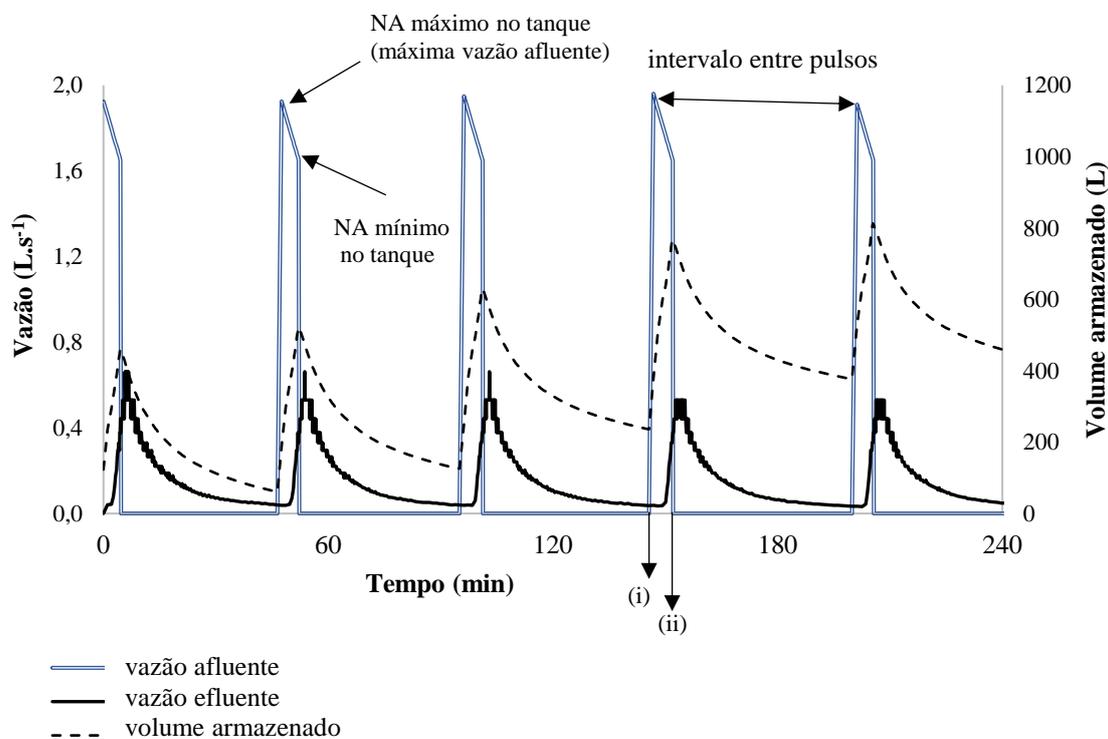
$$V_t = I_t - O_t + V_{t-1} \quad \text{Equação 5-2}$$

A dinâmica do fluxo, muito rápida, pode ser vista claramente. O tempo gasto para esvaziar a caixa de armazenamento e os tubos de distribuição foi de 5,5 minutos. A vazão de pico na saída foi atingida após cerca de apenas 7 minutos do início do processo de alimentação. Apesar deste tempo muito curto de passagem de líquido, o sistema apresenta bom desempenho do ponto de vista de remoção

de poluentes, pois os sólidos, ao ter contato com o biofilme, são adsorvidos e submetidos a processos de conversão, como indicado por García Zumalacarregui e von Sperling (2018), em estudo sobre esse sistema de tratamento.

O comportamento hidráulico ocorreu como esperado, conforme descrito em Chow et al. (1988) para balanços hídricos em eventos hidrológicos. Há dois momentos importantes a serem observados: (i) no início no descarregamento do fluido no topo da superfície do filtro (quando  $Q_{in} = 1,98 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ) e (ii) o momento da interrupção da alimentação (quando  $Q_{in} = 0$ ). Após o primeiro momento, o volume de líquido armazenado no sistema começava a aumentar. O armazenamento máximo durante o pulso ocorria sempre quando a alimentação de líquido era interrompida, e o armazenamento mínimo era quando o pulso posterior se reiniciava com a descarga do tanque de armazenamento (segundo momento). A drenagem total do líquido aplicado durante um pulso e o pulso seguinte não foi atingida (o volume recuperado foi menor que 550 L), e por isso o pico no volume armazenado continuou aumentando, já que a variação do volume dentro do filtro era acumulativa e positiva. É importante lembrar que se o volume de vazios do filtro fosse atingido, a unidade estaria completamente saturada.

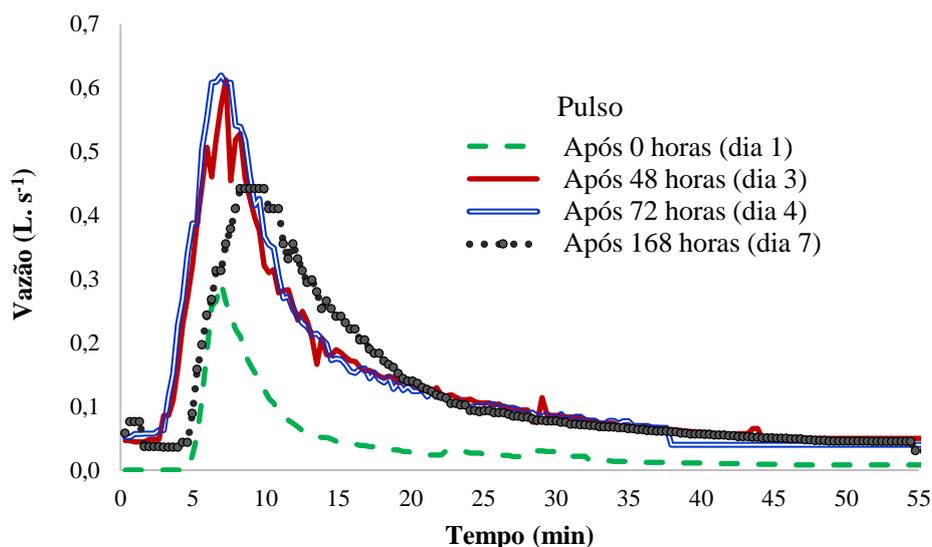
**Figura 5-7.** Vazões de entrada e saída e volume armazenado dentro do filtro em função do tempo. Cinco eventos de pulso sequenciais são representados



### 5.2.3 Comportamento dos hidrogramas e recuperação do volume aplicado

A variação da vazão de saída do 1º dia até o último dia (7º) de um ciclo de alimentação da unidade II (unidade com lodo previamente removido) foi analisada e é apresentada na Figura 5-8. O gráfico mostra os hidrogramas efluentes em quatro pulsos diferentes do ciclo: pulso 1 (1º dia); pulso 48 (3º dia, após 48 horas); pulso 72 (4º dia, após 72 horas); pulso 168 (após 168 horas, representando o último pulso no ciclo de alimentação). Por uma questão de clareza, os outros pulsos não são apresentados aqui, considerando que estes quatro hidrogramas são suficientes para descrever o comportamento do sistema. Como esperado, a alimentação pulsada causou um pico com duração curta, seguido por um declínio lento (como descrito por Kadlec e Wallace, 2008), tendendo a zero. Segundo Morvannou et al. (2013), a variação do conteúdo de umidade  $\Theta$  possui o mesmo comportamento. O primeiro pulso, imediatamente após o período de repouso, teve características diferentes, como será discutido mais adiante.

**Figura 5-8.** Bateladas (pulsos) em dias diferentes de um ciclo de alimentação: vazão em função do tempo.



A Tabela 5-1 contém o resumo de três campanhas de monitoramento (2, 3 e 4, que não foram influenciadas pela precipitação). Valores foram separados pelos dias do ciclo de alimentação, mostrando o volume recuperado após 1 h (em relação ao volume total aplicado) e o tempo para recuperar diferentes percentis (percentis de 10%, 50%, 75% e 90%) do volume aplicado de aproximadamente 0,55 m<sup>3</sup> por batelada. Na maioria dos pulsos não foi obtida recuperação total do volume aplicado, o que indicou acúmulo interno no interior da unidade (mesmo no período de repouso o sistema ainda liberou efluente), mas também é possível que haja vazamento das unidades.

No primeiro pulso do ciclo de alimentação (pulso 1), após o período de repouso de sete dias, embora fosse o momento com menor desenvolvimento de biofilme e retenção de sólidos, a vazão de saída e a recuperação (mediana = 72,8%) foram as menores do ciclo de sete dias (Tabela 5-1). Isso sugere que o líquido foi retido nos poros do sistema e, em seguida, foi gradualmente liberado nos pulsos subsequentes. A acumulação de MO não ocorre apenas na superfície do filtro, mas também na primeira camada (Molle, 2014). Assim, como a retenção de fluido está relacionado com o conteúdo de MO, o teor de umidade do meio diminui com a profundidade. A parte mais fina do filtro, ou seja, o topo do filtro que é onde há a maior presença de microrganismos (Kadlec e Wallace, 2008) e MO, consequentemente onde há menor velocidade, é também onde ocorre a maior retenção de umidade durante a operação do filtro (Maier et al., 2009; Morvannou, 2012).

**Tabela 5-1.** Resumo dos principais resultados da recuperação de efluentes das campanhas de monitoramento 2, 3 e 4

Dia	nº de dados n	VR mediano (100% = 550 L)		Tempo (minutos) para atingir certa % de recuperação de volume durante um intervalo entre pulsos em termos do volume aplicado (550 L)			
		(L)	(%)	10%	50%	75%	90%
1	25	400	72,8%	6,5	17,9	-	-
2	5	546	99,3%	4,9	13,3	28,8	49,3
3	13	427	77,6%	6,3	18,3	48,2	-
4	4	512	93,1%	5,5	14,8	33,7	57,1
5	37	440	80,0%	6,0	14,9	34,2	-
6	13	435	79,0%	6,2	15,9	38,5	-
7	25	424	77,1%	6,4	16,5	40,3	-

VR = Volume recuperado (ou efluente) durante um pulso

O volume recuperado aumentou sucessivamente até o 4º dia, a partir do qual começou um declínio. Com exceção do dia 3, que não acompanhou o comportamento, o tempo para atingir os percentis de 10%, 50%, 75% e 90% foi sempre crescente (Tabela 5-1), indicando que com o passar dos dias, o líquido apresentou maior dificuldade para percolar, sugerindo uma relação entre umidade, sólidos e biomassa. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA com nível de significância  $\alpha = 5\%$  foi realizado para testar a diferença entre as medianas do tempo necessário para atingir o percentil 50%, e os resultados indicaram que não houve diferença significativa entre os dias.

O SF é um meio poroso não saturado e se espera que a condutividade hidráulica aumente com o crescimento da umidade do filtro. A condutividade hidráulica máxima seria quando o meio estivesse totalmente saturado. No entanto, com a típica alimentação pulsada, característica do SF, é muito improvável que o filtro atingiria a saturação. No filtro em estudo, possivelmente algumas regiões

com cargas hidráulicas mais altas poderiam ficar saturadas, especialmente nos primeiros centímetros superiores do filtro. Com o passar do tempo durante o ciclo de alimentação, o crescimento do biofilme e a retenção de sólidos passaram a ser mais influentes. Nos últimos pulsos, pode-se observar que a parte côncava da curva foi mais suavizada (Figura 5-8). O volume recuperado caiu, chegando a 77,1% e, como foi visualmente observado no local, a partir do 6º dia, houve áreas empoçadas na superfície do filtro.

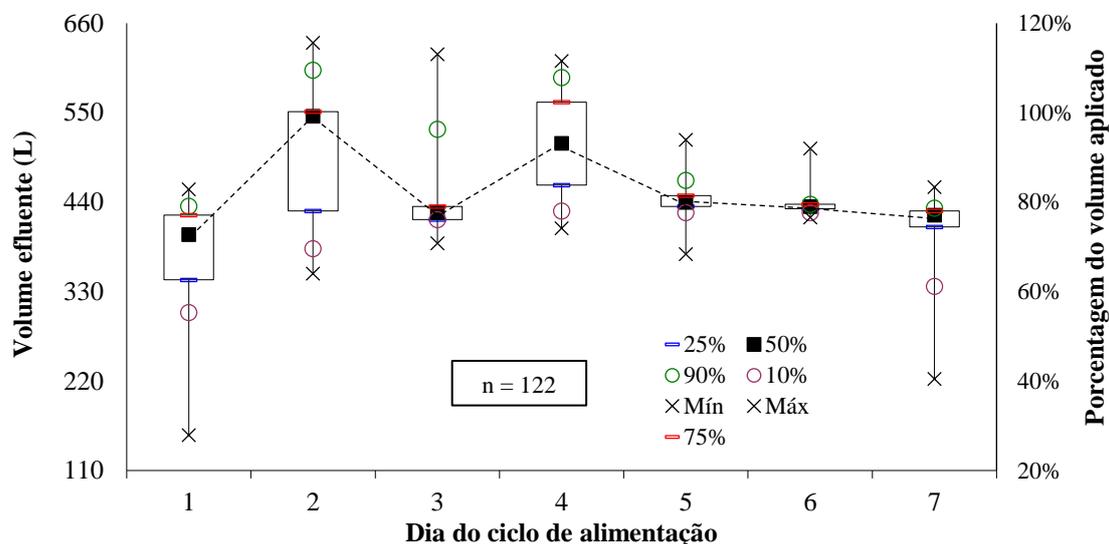
A Figura 5-9 contém o box-plot do volume de efluente de diferentes pulsos em cada um dos dias do ciclo de alimentação, com base nas campanhas de monitoramento 2, 3 e 4. O volume efluente teve tendência de aumento ao longo do ciclo de alimentação, seguido por queda. Pode-se observar que os volumes acumulados nos dias 1 e 7 foram os que apresentaram maior amplitude, pois os primeiros pulsos retiveram muito líquido dentro do sistema e os últimos pulsos, no sétimo dia, já foram afetados pela perda de permeabilidade do filtro. Embora a mediana atingisse quase 80% do volume aplicado, houve eventos com baixa recuperação, na ordem de apenas 40%. O sistema atingiu sua máxima permeabilidade já no 2º dia e isso permaneceu até o final do 4º dia. A partir do 5º dia, a recuperação do volume aplicado começou a diminuir. A Figura 5-9 mostra alguns volumes recuperados acima de 100% (ou mais de 550 L) entre os dias 2 e 4. É importante observar que o volume recuperado não se refere apenas a um pulso específico, mas indicou ainda que durante um determinado pulso também havia líquido saindo de pulsos anteriores.

A campanha de monitoramento 4 também foi usada para fazer um balanço hídrico do sistema (Figura 5-10). É importante enfatizar que o datalogger possui a capacidade de armazenar apenas 8 horas de dados, e assim, as 16 horas restantes foram consideradas como tendo o mesmo comportamento das oito horas medidas (o volume total diário foi estimado multiplicando o volume medido por  $24 \div 8 = 3$ ). O volume acumulado armazenado é a diferença entre o volume total de entrada e o volume total de saída que ocorreu no dia somado ao volume armazenado do dia anterior (Equação 5-2).

No primeiro dia, o volume armazenado dentro do filtro aumentou rapidamente, devido ao tempo necessário para encharcar o sistema. No final deste dia, o sistema já havia acumulado cerca de 4 m<sup>3</sup>. Do 2º ao 4º dia, a variação do volume foi muito pequena. Como pode ser visto na Figura 5-9 durante esses dias, foi possível recuperar até mais de 100% do volume aplicado. A umidade do meio aumentou progressivamente durante o ciclo, mas a permeabilidade não. Isso ocorreu devido ao crescimento do biofilme e ao aumento dos sólidos retidos, que se tornaram substanciais. A partir do

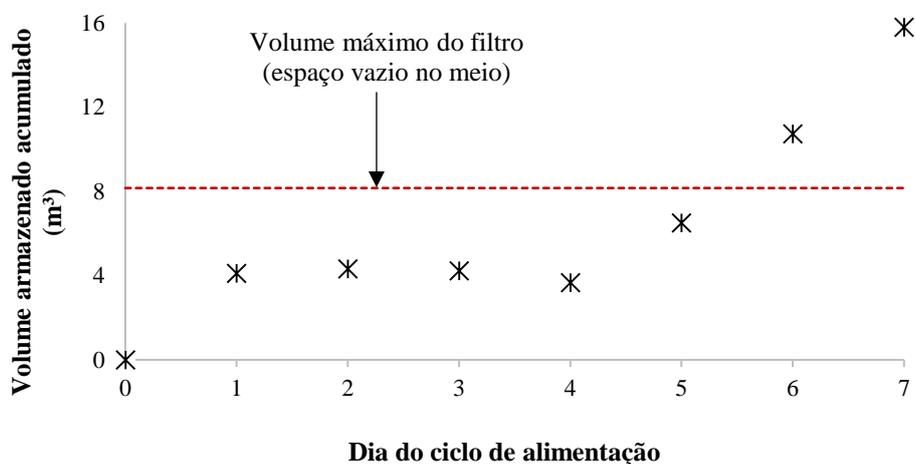
dia 5, o sistema começou a diminuir sua condutividade hidráulica e o volume recuperado diminuiu, e conseqüentemente houve um rápido aumento no volume armazenado no sistema, atingindo seu máximo ao final do 7º dia.

**Figura 5-9.** Volume de efluente e porcentagem de recuperação dos diferentes pulsos de cada dia do ciclo



n = nº de dados

**Figura 5-10.** Volume cumulativo armazenado no filtro durante cada dia do ciclo de alimentação.



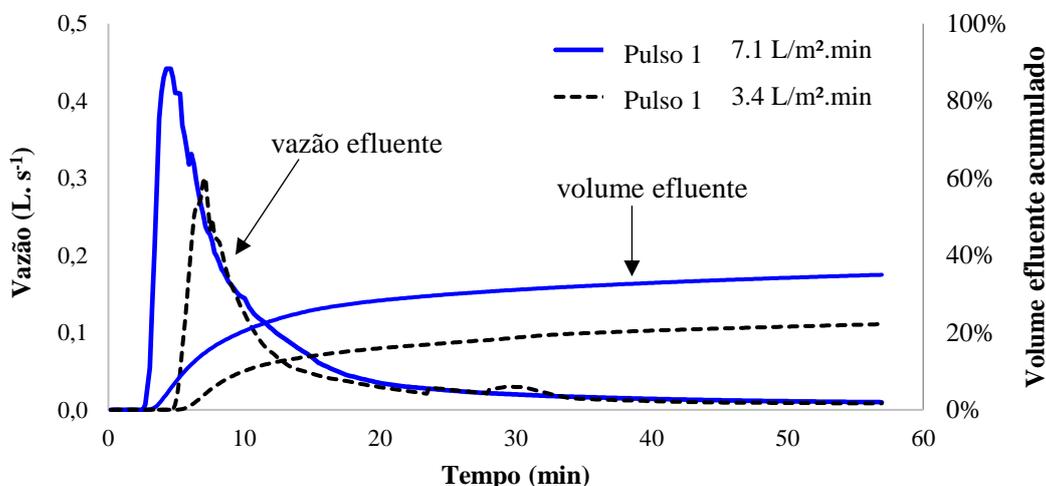
É importante notar que o volume do líquido armazenado durante o ciclo excedeu a capacidade máxima do filtro (8,2 m<sup>3</sup>, considerando uma porosidade de 40%, uma área de superfície de 29,1 m<sup>2</sup> e uma profundidade de 0,7 m). Sabe-se também que a lâmina d'água no sistema era muito pequena. Assim, o volume armazenado representado na Figura 5-10 foi maximizado e parece que houve outras rotas de saída não contabilizadas. Parte do fluxo de saída que não foi medido poderia ter deixado o sistema por vazamento ou evapotranspiração. Como o sistema armazena líquido por um

longo período, especialmente no depósito superficial e na primeira camada, onde a presença de MO é capaz de reter mais umidade (Molle, 2014), a evapotranspiração pode ocorrer e possivelmente não deve ser desconsiderada.

#### 5.2.4 Influência da taxa de carregamento hidráulico instantâneo ( $TAH_{inst}$ )

Como esperado, a vazão de pico sempre ocorre após a vazão de entrada na superfície do filtro ser interrompida (ou quando o volume armazenado for máximo – Figura 5-7). Esse tempo de retardamento depende das características do filtro e de seu estado naquele momento. Quanto maior a taxa de aplicação hidráulica instantânea  $TAH_{inst}$  ( $\frac{\text{volume do pulso}}{\text{área da unidade} \times \text{tempo de descarregamento do tanque}}$ ), ou a taxa de alimentação, ou quanto menor o tempo de descarga do tanque, mais cedo o pico ocorre e maior sua intensidade (Figura 5-11). A vazão de pico se relaciona de modo positivo com a taxa de aplicação hidráulica (Bui et al., 2018).

**Figura 5-11.** Diferença entre as taxas de aplicação hidráulica instantânea: vazão e volume efluente acumulado em função do tempo (em relação ao volume aplicado de  $0,55 \text{ m}^3$  no pulso).



A Figura 5-11 mostra os hidrogramas de saída e o volume recuperado do primeiro pulso de duas estratégias de alimentação distintas: a primeira com uma taxa de carga hidráulica instantânea de  $7,1 \text{ L.m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$  e a segunda com um valor mais baixo:  $3,4 \text{ L.m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$ . É importante notar que, em ambos os casos, a  $TAH_{inst}$  foi menor que a mínima recomendada por Dotro et al. (2017), que é de  $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  ( $8 \text{ L.m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$ ). No primeiro caso, o volume total do pulso ( $550 \text{ L}$ ) foi liberado em  $2,67 \text{ min}$  (o pico de vazão foi de  $0,44 \text{ L.s}^{-1}$  e ocorreu  $4,25 \text{ minutos}$  após a descarga), enquanto que

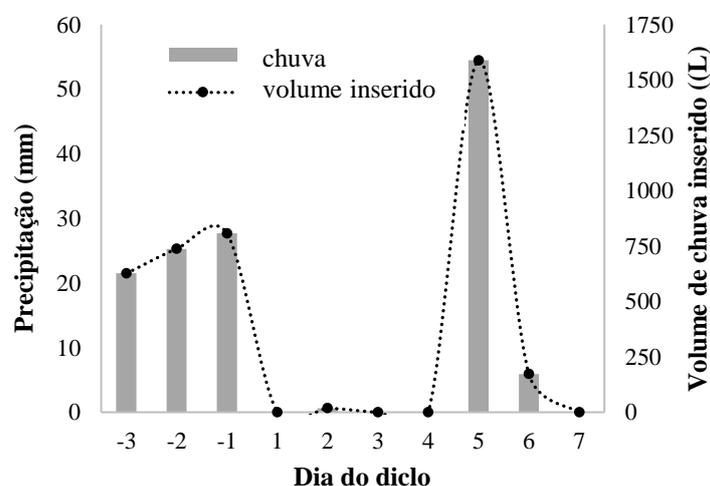
no segundo, a liberação do volume do pulso (550 L) foi mais lenta, levando 5,5 min (o pico de vazão foi de 0,30 L.s<sup>-1</sup> e ocorreu 7,14 minutos após a descarga).

A maior TAH<sub>inst</sub> conduziu a um maior gradiente hidráulico, aumentando as taxas de percolação, diminuindo o tempo de pico e permitindo maior recuperação de volume. Portanto, espera-se que o volume armazenado seja menor à medida que a TAH<sub>inst</sub> aumente. Molle et al. (2006) investigaram a influência das condições de operação e compararam três lâminas diferentes (x, 2x e 4x), descarregadas nos intervalos t, 2t e 4t respectivamente. Eles notaram que, quanto maior a lâmina, maior o gradiente hidráulico e maior a recuperação de volume, mas, por outro lado, menor o tempo de permanência hidráulica dentro do sistema.

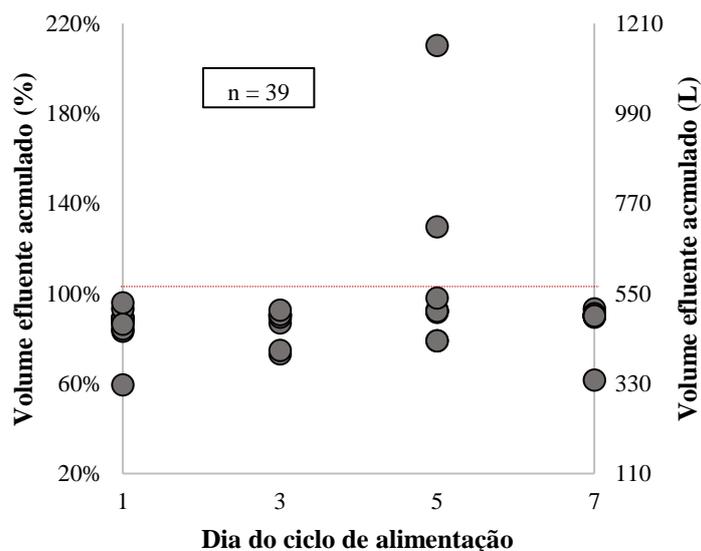
### 5.2.5 Influência da precipitação

A campanha de monitoramento 1 foi realizada na estação chuvosa. O hietograma desta semana (eixo vertical principal), assim como o volume de precipitação que entrou na célula II (eixo vertical secundário), são mostrados na Figura 5-12. Infelizmente, a precipitação medida nesta semana foi dada por um pluviômetro, porque o pluviógrafo estava em manutenção. Por causa disso, somente a precipitação total acumulada em 24 horas pôde ser obtida, e não a precipitação instantânea. No dia 5 choveu 54,5 mm, o que equivale a 1.588 L de chuva incorporada na unidade. A Figura 5-13 mostra o volume de efluente acumulado nos pulsos que foram medidos durante aquela semana. Para calcular a porcentagem de volume acumulado, o volume de chuva não foi incluído. Foi por isso que no dia 5 houve dois pulsos com recuperação superior a 100%, maior que o volume do pulso do esgoto (100% = 550 L).

**Figura 5-12.** Hietograma e volume incorporado no filtro relacionado à precipitação direta na unidade



**Figura 5-13.** Volume efluente por dia do ciclo de alimentação durante o período chuvoso.

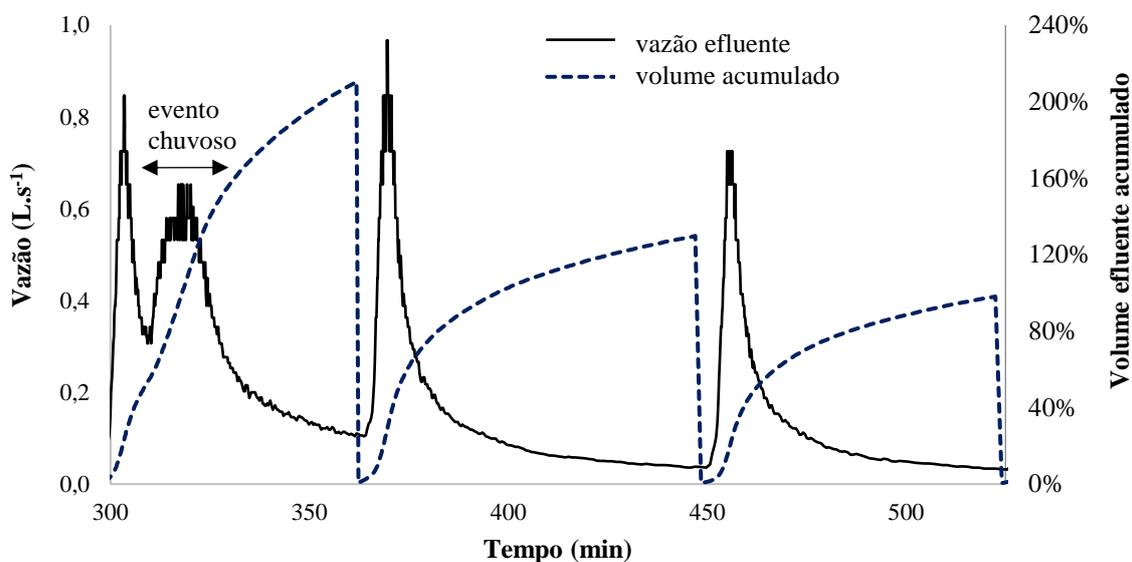


n = número de dados

Os sete dias antes do início do ciclo (dia 1) foram chuvosos, com um total de 187,7 mm, o que equivale a 5.470 L de chuva incidente na célula II durante seu período de repouso de sete dias. Como resultado, pode-se observar que uma grande parte dos pulsos durante toda a semana alcançou uma recuperação de quase 550 L (ou 100%), especialmente no dia 1. Ao contrário do que foi observado nas campanhas de monitoramento da estação seca, todas as medidas mostraram um volume de recuperação superior a 80% (exceto o primeiro pulso, que foi de aproximadamente 60%). Essa alta taxa de recuperação é atribuída à chuva precipitada sobre o sistema nos dias anteriores. Assim, no início do monitoramento, o sistema não estava seco (como esperado, no final do período de repouso) e, portanto, o tempo necessário para o encharcamento até que a condutividade hidráulica fosse máxima já havia sido alcançado no início do ciclo.

A Figura 5-14 apresenta uma sequência de três pulsos que ocorreram no dia 5 e que alcançaram os maiores volumes de efluentes recuperados. Durante o tempo entre 300 e 350 minutos, um pico foi observado, logo seguido por um pico menor e achatado. Este segundo pico foi consequência de intensa chuva. Assim, é possível observar que uma chuva intensa, ou seja, uma lâmina de água elevada em um curto espaço de tempo, pode mudar completamente o regime hidráulico do sistema naquele momento. No pulso de 350-450 minutos, o pico foi elevado (quase  $1 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Depois que a precipitação cessou e a água da chuva foi drenada, o sistema tendeu a retornar ao seu padrão normal de operação. No caso de sobrecarga hidráulica, o projeto deve tentar reduzir a formação de poças na superfície (Arias et al., 2014).

**Figura 5-14.** Sequência de pulsos durante uma chuva forte (evento de chuva nos minutos 300 a 350).



Paing et al. (2015) em investigação da taxa de aplicação hidráulica no desempenho de diferentes SF, reportaram que houve melhora da qualidade do efluente em termos de DQO e NTK durante período chuvoso em relação ao período seco, em virtude da diluição do afluente. Contudo, quando o carregamento hidráulico ultrapassava  $60 \text{ cm.d}^{-1}$ , a remoção desses parâmetros se reduzia.

### 5.2.6 Influência da presença do depósito de lodo na superfície superior do filtro

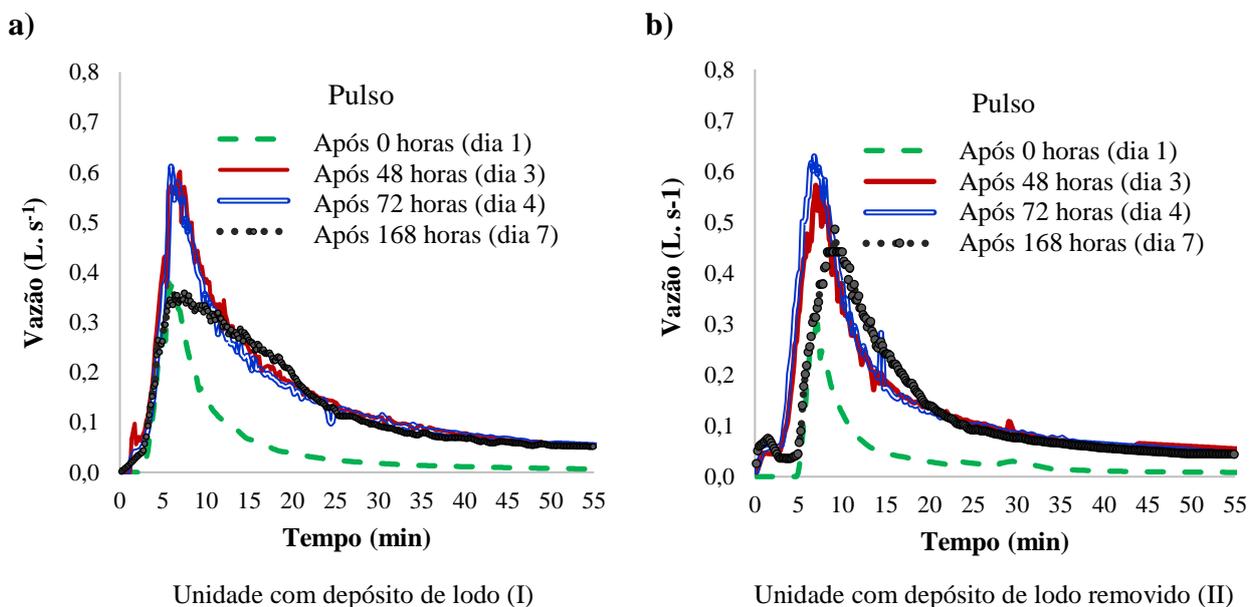
As unidades filtrantes começaram a funcionar em 2009 e, desde então, acumularam lodo em sua superfície. Com o objetivo de avaliar a influência dessa camada de depósito, em fevereiro de 2017, o lodo da Unidade II foi removido. Por causa disso, durante os experimentos atuais, a altura dessa camada de lodo foi de apenas 0,5 cm. Esta unidade é aquela estudada nos itens anteriores. Por outro lado, a Unidade I trabalhou durante os últimos dez anos sem qualquer remoção de lodo, e na época desses experimentos a camada superior de lodo tinha uma altura de 7,2 cm. Sabe-se que o depósito de MO impacta na hidráulica do filtro, na sua transferência de gases e no tempo de retenção do fluido (Molle, 2014). Maiores detalhes sobre a influência dessas camadas de depósito e sua influência no desempenho deste sistema podem ser encontrados em Trein et al. (2019).

A variação do fluxo de saída do 1º dia de operação até o último dia (7º) de um ciclo de alimentação na unidade I (unidade com lodo) foi analisada e apresentada na Figura 5-15a para alguns dias e pulsos durante a estação seca. Nota-se que esta unidade se comportou de forma semelhante à unidade II (com lodo retirado anteriormente; apresentado na Figura 5-8 e reproduzido aqui, na Figura 5-15b,

para comparação): baixas vazões nos primeiros pulsos, devido à retenção líquida inicial no sistema causada pela período de repouso anterior, seguido de aumento de fluxo e decaimento no final do ciclo de alimentação de sete dias. A principal diferença foi ao final do ciclo de alimentação (representado pelo pulso 168): o perfil temporal do escoamento foi mais suave na unidade com camada de lodo (Unidade I), indicando uma maior dificuldade de infiltração, comparado com a unidade com praticamente nenhum depósito superficial (Unidade II).

Com base nas medições dos volumes recuperados em ambas as unidades (122 dados da unidade II e 13 da unidade I), houve indicação de que a unidade I (com camada de depósito) apresentou menores volumes de efluente recuperado, o que sugere maior volume armazenado dentro do sistema. Assim, é possível que a camada maior de lodo na superfície da unidade I tenha retardado a percolação do líquido. Esta suposição está de acordo com Molle et al. (2006) e Molle (2014), que atestaram que o depósito de lodo afetou a capacidade de infiltração em unidades de fluxo vertical. No entanto, deve-se ter em mente que a camada superior de lodo na Unidade I retém mais umidade do que a Unidade II, portanto, a Unidade I está sujeita a maior evapotranspiração. Assim, isso por si só já reduziria o possível volume recuperado.

**Figura 5-15.** Hidrogramas efluentes de diferentes pulsos ao longo do ciclo de alimentação de sete dias. a) Unidade com camada de lodo. b) Unidade com camada de lodo removida anteriormente (unidade exibida nos outros gráficos).



### **5.3 Parâmetros de qualidade medidos *in situ***

Com esta etapa, objetivou-se avaliar o comportamento de parâmetros medidos *in situ*: oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica (CE) e potencial redox (POR) no processo ao longo do perfil filtrante e ao longo do ciclo estendido de alimentação de 7 dias. O comportamento hidráulico do sistema influencia diretamente o comportamento dos parâmetros monitorados (e também de outros), os quais estão relacionados com o desempenho do sistema. Além disso, foram abarcadas as influências da altura da camada de lodo e da ocorrência de precipitação. É importante salientar que esses parâmetros são rápidos e fáceis de serem mensurados, ademais são fundamentais por estarem intimamente relacionados com outros parâmetros de interesse: a exemplo, OD está associado à MO, já pH, ao ciclo do nitrogênio e CE, aos sólidos dissolvidos. E assim, foi possível fazer conjecturas de parâmetros não monitorados.

Em momentos de baixa vazão, a sonda instalada no canal de coleta de efluente tratado pode ter lido valores do ar atmosférico ao invés do líquido, em virtude de ser um conduto livre. Logo, dados de OD superiores a 8 mg.L<sup>-1</sup> foram excluídos. A estatística descritiva de todos os dados de OD e POR agrupados nos conjuntos (1), (2), (3) e (4) estão descritos na Tabela 5-2.

#### **5.3.1 Relação entre vazão e parâmetros medidos *in situ***

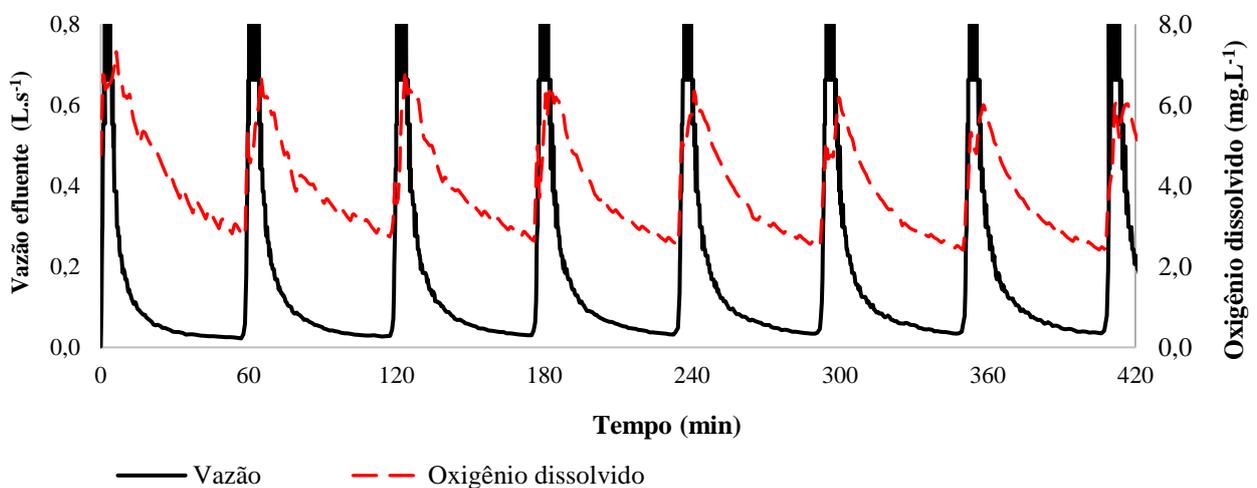
A Figura 5-16 mostra a vazão efluente no eixo Y esquerdo e os parâmetros medidos pela sonda no eixo Y direito em função do tempo. Os dados utilizados são de uma sequência típica de alguns pulsos consecutivos, representando uma situação comum com base em todas as outras medições. Demonstra-se que os parâmetros OD, CE, POR, pH e SST estão associados à vazão efluente. Dessa forma, essa constatação corrobora com a necessidade de se entender o comportamento hidráulico de um WEV, materializado no seu hidrograma efluente.

A concentração mínima de OD no efluente final ocorre quando se inicia o crescimento da vazão de saída (Figura 5-16a). A partir de então, a concentração cresce e o seu declínio coincide com o fim do pico de vazão, quando este começa a decair. Isso pode estar relacionado com o tempo de percolação, isto é, quanto mais rápido o líquido infiltra e percola pelo meio poroso, menor o tempo para promover a degradação de MO, logo menor o consumo de oxigênio pelos microrganismos. O comportamento do POR também acompanha o da vazão efluente (Figura 5-16b). Ressalta-se que os valores de POR estão ajustados para eletrodo de hidrogênio. No momento máximo do hidrograma é quando ocorre a baixa do POR, o que é um indício de que o meio possui características

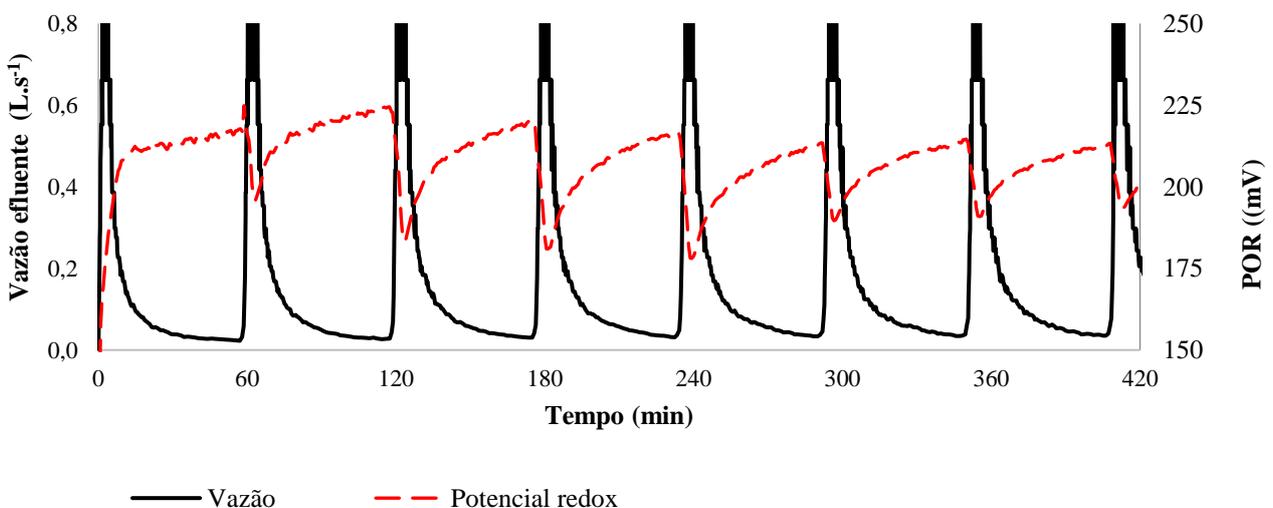
reduzoras, e após esse instante, cresce continuamente, indicando predominância de oxidação. Logo, no momento anterior ao pico de vazão é quando há POR máximo. A Figura 5-16c demonstra a relação entre vazão e variação de POR. Observa-se que quando esta variação assume valor negativo, o filtro se encontraria em condições redutoras e quando a variação é nula ou positiva, haveria um estado de oxidação. Desta forma, verifica-se a concordância entre a Figura 5-16a e a Figura 5-16b, indicando a dominância do meio oxidante.

**Figura 5-16.** a) Relação entre vazão efluyente e oxigênio dissolvido; b) Relação entre vazão efluyente e potencial redox; c) Relação entre vazão efluyente e variação de potencial redox; d) Relação entre vazão efluyente e condutividade elétrica; e) Relação entre vazão efluyente e pH; f) Relação entre vazão efluyente e sólidos suspensos totais.

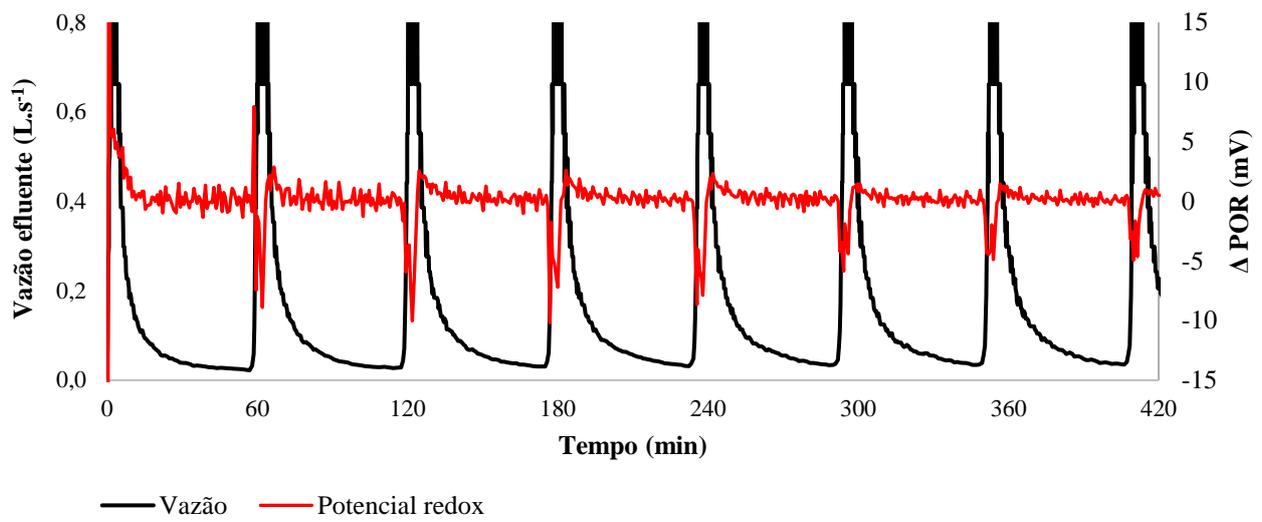
a)



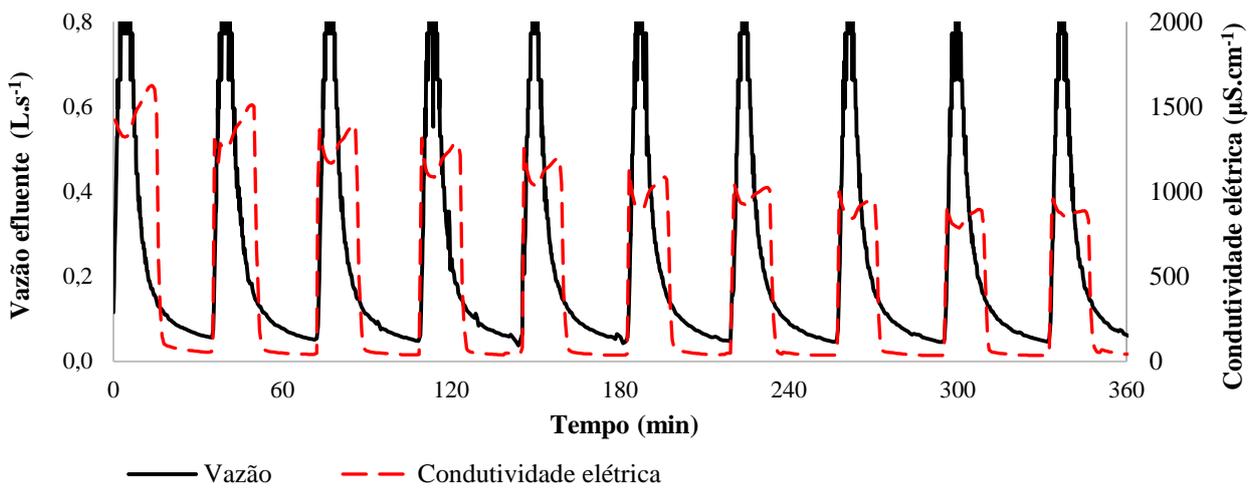
b)



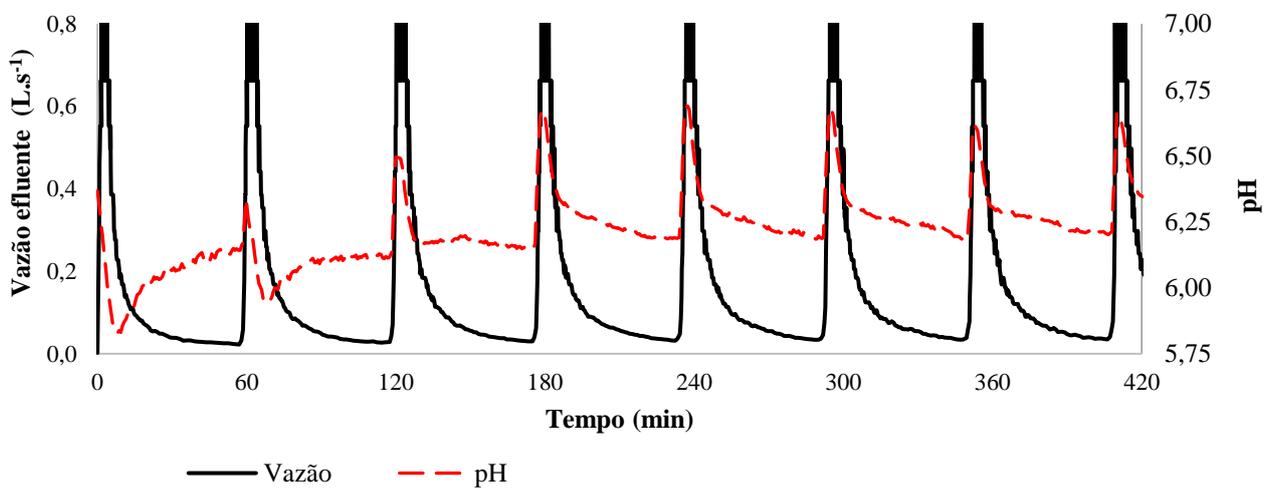
c)



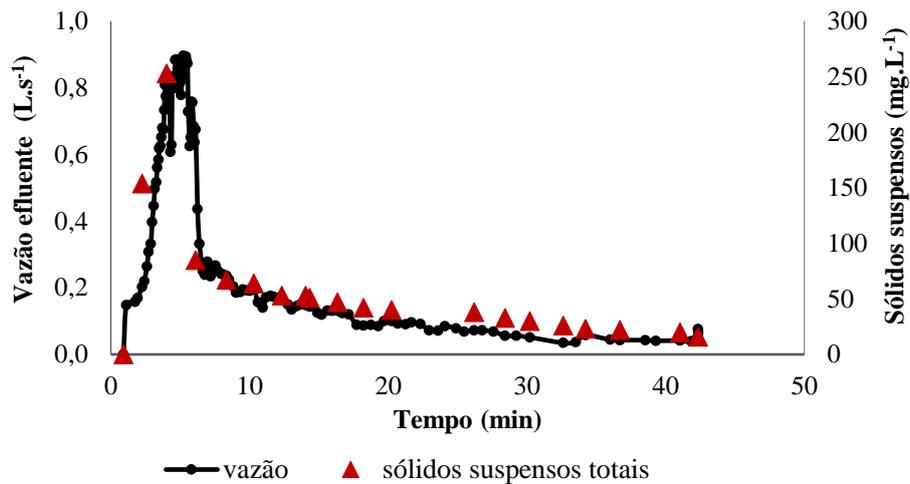
d)



e)



f)



Já a CE possui um comportamento específico (Figura 5-16d). Com o crescimento da vazão, também ocorre o aumento instantâneo da CE. Após o pico, há um pequeno caimento e posterior acréscimo. Quando a vazão começa a diminuir, ocorre também queda brusca da CE.

No que diz respeito ao pH, o seu aumento coincide com o crescimento da vazão, e os decaimentos de ambos também estão associados (Figura 5-16e). O comportamento do pH possivelmente pode estar relacionado com o ciclo do nitrogênio. Paing et al. (2015) mencionam que a mudança de pH no efluente pode ser devido à alcalinidade ou à nitrificação. Esses autores encontraram valores de pH menores no efluente do segundo estágio. A reação de nitrificação libera íons  $H^+$  para o meio, tornando-o mais ácido e diminuindo o valor do pH. Desta forma, após o pico de vazão, quando também ocorre a máxima concentração de OD, é provável ser quando a nitrificação se eleva. Diversos autores têm atestado razoável nitrificação no 1º estágio do SF em áreas de clima quente e com apenas dois filtros em paralelo (Manjate et al., 2015; Molle et al., 2015; Trein et al., 2018; Lombard-Latune et al., 2018).

Na Figura 5-16f estão mostradas a vazão e a concentração de SST em apenas um único pulso. Esse comportamento foi o mesmo relatado por Manjate (2016). O polutograma de SST está associado ao hidrograma efluente. A mais rápida velocidade de percolação pelos poros da unidade filtrante diminui o tempo de contato dos sólidos com o esgoto, o que aumenta a concentração de sólidos no efluente, justificando a maior concentração de poluentes nos primeiros minutos do pulso. É provável que os indicadores de matéria orgânica, tais como carbono orgânico total, DQO e DBO, também sigam o mesmo perfil.

É importante perceber que no SF, com o uso de hidrogramas efluentes conjugados a parâmetros simples de serem determinados, pode-se fazer inferência de outros parâmetros físico-químicos, reduzindo a frequência e o número de parâmetros a serem monitorados em escalas reais.

### 5.3.2 Comportamento dos parâmetros medidos *in situ* ao longo do ciclo de alimentação

A Figura 5-17 ilustra a evolução do OD, POR e pH do efluente da unidade II a 70 cm de profundidade (ou seja, o próprio efluente final) ao longo dos dias do ciclo de alimentação. As amostras consideradas foram todas que compreendiam o grupo (3), ou seja, unidade II sem chuva. Os dados só foram obtidos até o 6º dia do ciclo de alimentação, pois a bateria inserida no equipamento acabou antes de completar os sete dias.

Observa-se que há queda progressiva do OD, sendo que a taxa de declínio aparenta ser constante, tendo uma relação linear com o tempo (Figura 5-17a). No 1º dia, o percentil 75% de OD esteve próximo à saturação e já no 6º dia, a mediana das concentrações caiu para  $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$ , indicando que o sistema vai perdendo a sua capacidade de aeração. Conforme relatado no item 5.2, com o avançar dos dias de alimentação, o sistema vai reduzindo a permeabilidade, o que aumenta progressivamente a retenção de líquido, diminuindo a quantidade de poros disponíveis para serem ocupados por ar atmosférico, causando a diminuição da oxigenação do meio. O teste estatístico foi realizado para avaliar a diferença entre as medianas das concentrações dos diferentes dias. Os resultados indicaram que há diferença significativa entre todas as amostras. Desta forma, o OD cai significativamente a cada dia. O POR durante o ciclo permanece com valores positivos, indicando que, de fato, o sistema mantém suas características aeróbias (Figura 5-17b), importante requisito para a degradação da matéria orgânica e para a nitrificação (Torrens et al., 2009). Entre o 2º e o 4º dia a variabilidade dos dados é maior em relação aos demais dias.

García Zumalacarregui et al. (2018) também relatam a permanência de condições aeróbias durante todo o ciclo estendido de 7 dias. Contudo, os autores testemunharam queda de eficiência na remoção de SST a partir do 4º dia. Os autores atribuem que ainda que haja possibilidade para degradação aeróbia e que o tempo de percolação no meio poroso aumente com o passar dos dias (possibilitando maior contato entre líquido e biomassa), outros processos como filtração e sedimentação se deterioram. Desta forma, a limitação do sistema parece ser mais física do que bioquímica.

**Tabela 5-2.** Estatística descritiva dos parâmetros oxigênio dissolvido e potencial redox das unidades I e II com e sem precipitação

Grupo	Célula	Período de chuva?	Dia do ciclo	n	Oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )					Potencial redox (mV)				
					média	DP	mediana	máximo	mínimo	média	DP	mediana	máximo	mínimo
(1)	I	NÃO	1	1255	4,0	2,1	4,1	8,0	0,3	242	75	213	380	71
			2	1440	1,9	1,1	1,7	4,9	0,3	211	7	211	227	197
			3	1440	1,2	1,1	0,8	5,3	0,3	203	8	204	218	184
			4	1440	0,8	0,7	0,5	3,9	0,3	207	12	209	227	153
			5	1440	0,6	0,6	0,3	3,2	0,3	194	41	214	231	12
			6	1230	0,4	0,3	0,3	2,6	0,3	17	66	20	127	-116
(2)	I	SIM	1	2385	4,7	1,4	4,8	7,5	1,2	203	32	207	259	105
			2	4271	4,6	1,9	4,6	8,0	0,3	236	34	240	283	168
			3	3722	4,5	2,2	4,3	8,0	0,2	211	35	214	275	131
			4	3046	4,5	2,2	4,0	8,0	0,3	221	30	212	283	72
			5	2677	3,6	2,1	3,2	8,0	0,2	207	23	208	267	100
			6	2160	2,1	1,4	1,9	7,5	0,2	225	11	228	242	179
			7	2147	1,3	1,2	0,8	6,2	0,2	212	26	221	248	165
(3)	II	NÃO	1	674	7,2	0,8	7,4	8,0	8,0	250	23	244	321	321
			2	1932	6,0	1,4	6,1	8,0	8,0	265	48	242	329	329
			3	3544	5,2	1,5	5,2	8,0	8,0	276	50	312	329	329
			4	3439	3,8	1,2	3,9	7,0	7,0	277	53	309	344	344
			5	1681	2,7	1,3	2,5	5,9	5,9	216	37	208	325	325
			6	1270	1,6	0,8	1,7	4,2	4,2	212	11	216	228	228
(4)	II	SIM	1	2355	3,9	1,2	3,9	7,5	1,1	223	18	220	254	123
			2	3847	3,3	1,2	3,3	6,5	0,3	240	15	249	261	198
			3	3347	2,0	1,2	1,7	7,3	0,2	220	32	227	257	113
			4	4320	2,0	1,2	2,0	5,6	0,2	230	23	240	255	130
			5	3653	2,3	1,4	2,4	7,7	0,2	222	24	232	254	134
			6	4320	1,9	1,2	1,8	5,7	0,2	230	18	228	259	201
			7	5961	1,4	1,0	1,1	7,9	0,2	243	11	245	264	212

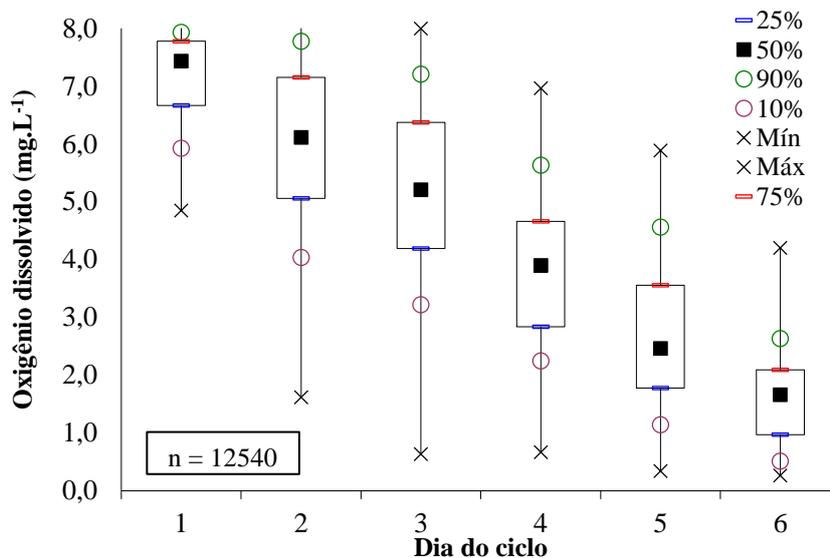
n = número de amostras

DP = desvio padrão das amostras

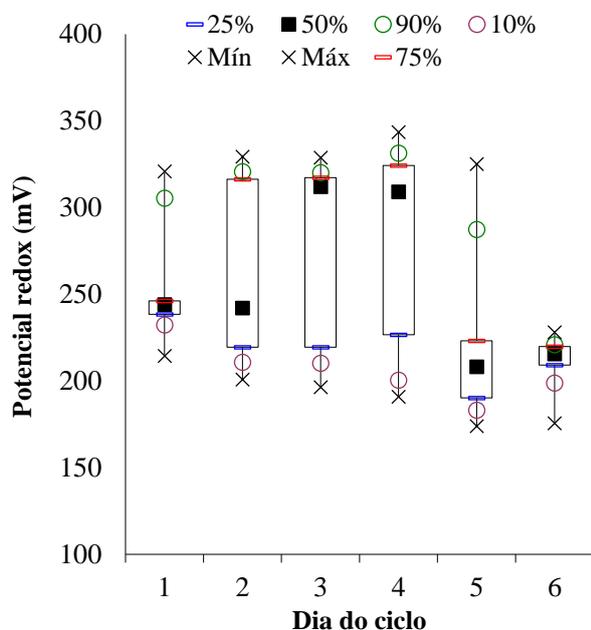
É possível observar que o pH cresce até o dia 3 e, então começa a diminuir (Figura 5-17c) levemente. Os resultados do teste estatístico indicaram que não há diferença significativa entre os dias 5 e 6 e logo, as demais combinações possuem diferença entre si.

**Figura 5-17.** Célula II: a) Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação; b) Potencial redox ao longo do ciclo de alimentação; c) pH ao longo do ciclo de alimentação.

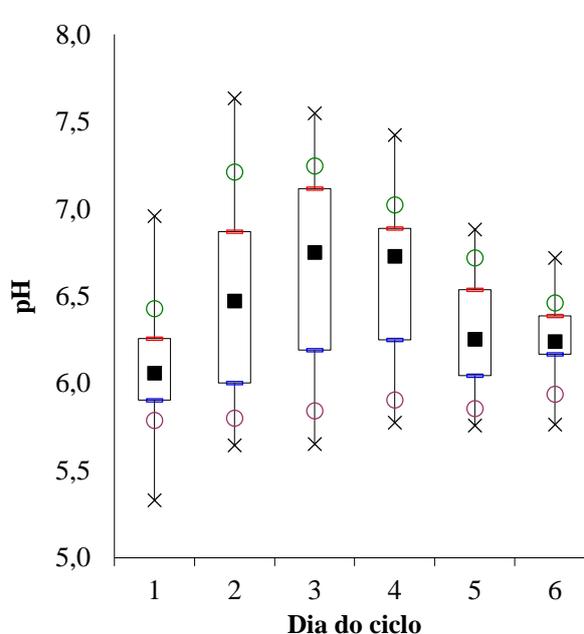
a)



b)



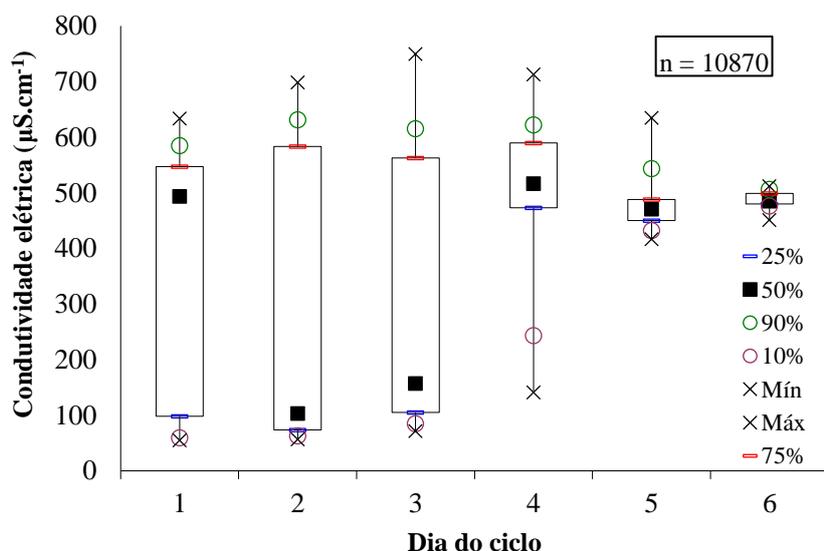
c)



Os únicos dados de CE obtidos foram os da campanha de monitoramento 4 da célula II (26nov - 02dez 2018), pois todos os outros foram também em momento em que foi aplicado traçador salino, interferindo, portanto, na concentração de íons. Nota-se que os dados de CE são bastante diversos

(Figura 5-18), o que poderia indicar que a retenção de sólidos dissolvidos no sistema é também variável. Nos primeiros dias há grande instabilidade dos dados: no 1º dia, como relatado anteriormente, é um dia atípico, quando o sistema ainda está se adaptando ao novo ciclo que se inicia. Durante os primeiros pulsos após o período de repouso, o depósito de lodo não se encontra bem desenvolvido (Morvannou et al., 2017). Já entre os dias 2 e 3, é o momento de maior eficiência do sistema, com menor concentração de sólidos dissolvidos no efluente final (e também de SST). Neste dia há grande variabilidade dos dados, mas mesmo assim a mediana da CE é inferior a  $160 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . No dia 4, a oscilação diminuiu e a mediana subiu para mais de  $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . A partir do dia 5, os dados mantiveram uma estabilidade e a CE permaneceu elevada. Logo, a partir do 5º dia, o sistema pouco conseguiria reter sólidos dissolvidos.

**Figura 5-18.** Célula II – dados da campanha de monitoramento 4: Condutividade elétrica ao longo do ciclo de alimentação



García Zumalacarregui et al. (2018) encontraram essa tendência de comportamento para SST em estudo realizado no mesmo sistema, operando com o ciclo de alimentação estendido de 7 dias: a concentração média do efluente no 1º dia ( $113 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) foi superior à concentração média do 3º dia ( $54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), atingindo  $198 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  no último dia do ciclo.

Contudo, avista-se outra possível abordagem, a qual relaciona CE com retenção de cátions. Kania et al. (2017) comprovaram a presença de metais na camada superficial de MO do SF: em maior quantidade Si, Ca, Al e Fe, e em menores concentrações Mg, Na, K, Mn e Ti, indicando que o sistema é capaz de reter cátions. Quando o meio possuir mais  $\text{OH}^-$ , terá a tendência de reter mais cátions e quando houver mais presença de  $\text{H}^+$ , ocorrerá o contrário. Logo, a CE também é função do

pH. Verifica-se que a Figura 5-18 parece estar associada à Figura 5-17c: o pH aumenta até o dia 3 e depois cai (no 3º dia, inclusive, a mediana está maior do que 7). A CE iniciou-se elevada (talvez por haver baixa retenção de cátions) e depois diminuiu nos dias 2 e 3, voltando a aumentar a partir do dia 4. Logo, entre os dias 2 e 3, haveria retenção maior de íons metálicos, pois é quando o meio está menos ácido.

É importante salientar que os cátions podem ser retidos por mecanismos físicos (quando são precipitados), por adsorção ou por complexação. É provável que os mecanismos físicos sejam menos importantes do que os outros, pois para isso o meio deve se encontrar em condições propícias, geralmente em faixas de pH elevado. Desta forma, resta adsorção e complexação, cujos sítios de retenção não são infinitos. Desta forma, necessariamente, os íons metálicos seriam liberados no efluente em momento posterior.

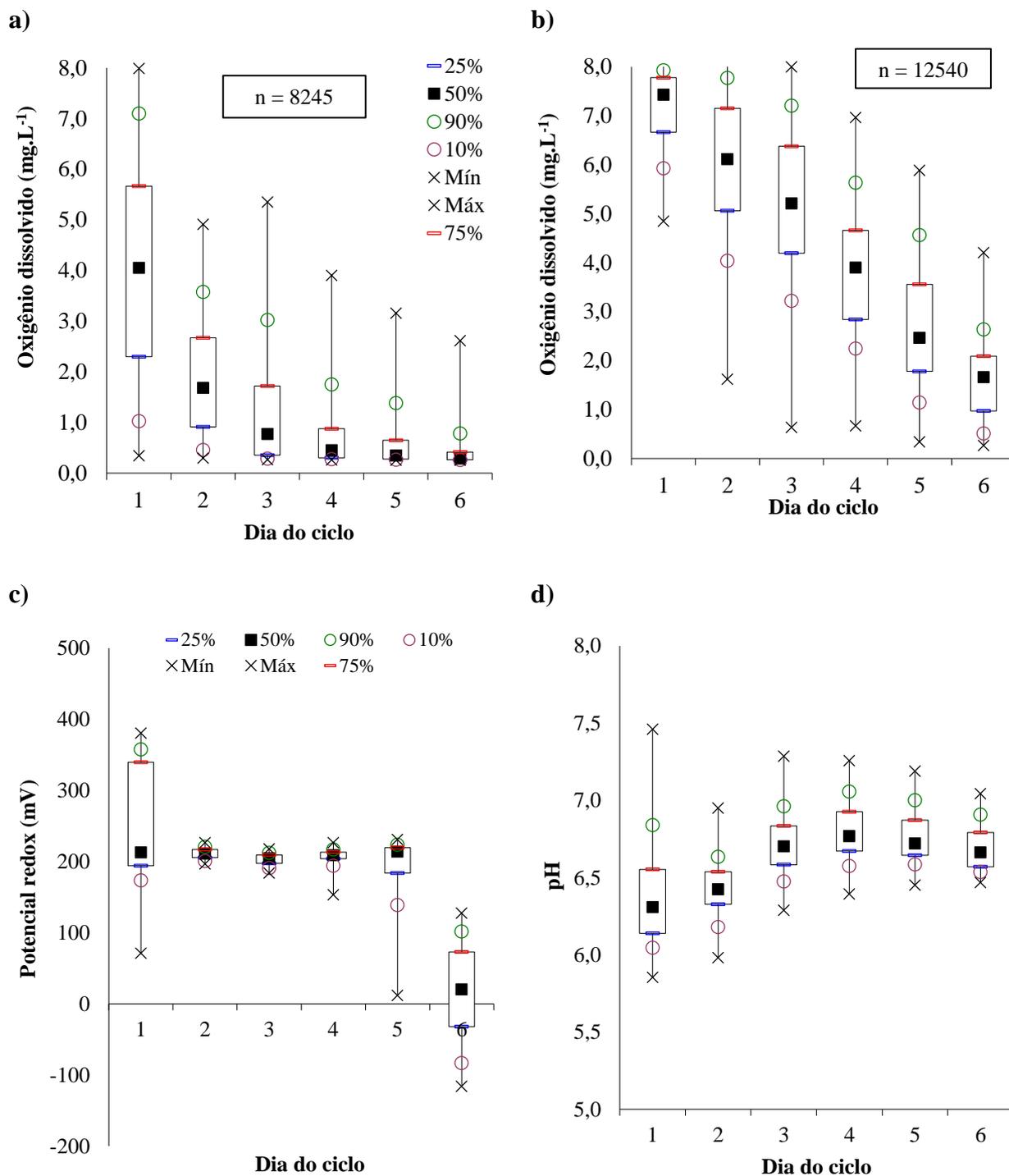
### 5.3.3 Influência da camada de lodo nos parâmetros medidos *in situ*

A Figura 5-19 ilustra a evolução do OD, POR e pH do efluente da unidade I (camada de lodo superficial) a 70 cm de profundidade (ou seja, o próprio efluente final) ao longo do ciclo de alimentação. As amostras consideradas foram todas as que compreendiam o grupo (1), ou seja, unidade I (célula com camada de lodo) sem chuva. Os dados só foram obtidos até o 6º dia do ciclo de alimentação, pois novamente a bateria inserida no equipamento acabou antes de completar os sete dias.

Nota-se que a unidade I segue o observado na unidade II, isto é, queda da capacidade de aeração com o avançar do tempo (Figura 5-19a). O percentil 50% do OD no dia 1 atingiu 4,7 mg.L<sup>-1</sup> e, no 6º dia, já caiu para 0,3 mg.L<sup>-1</sup>. A taxa de declínio, contudo, parece diminuir com o tempo. O teste de Kruskal-Wallis ANOVA foi realizado para testar a diferença entre as medianas das concentrações dos diferentes dias. O teste demonstrou diferença significativa entre todos os dias. Logo, o dia 1 possui a maior concentração de OD, diminuindo significativamente a cada dia.

Para testar a diferença das medianas das concentrações entre as células I e II em um mesmo dia, foi realizado o teste U de Mann-Whitney. Desta forma, um teste foi realizado para cada dia (1º, 3º, 4º e 6º), sendo o número da célula (I ou II) a variável independente. Os resultados mostraram que as amostras se diferem entre si, logo, o OD da célula II é significativamente maior do que o da célula I. A Figura 5-17 foi novamente reproduzida na Figura 5-19b para melhor visualização.

**Figura 5-19.** a) Célula I (com camada de lodo) - Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação; b) Célula II (sem camada de lodo) - Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação; c) Célula I - Potencial redox ao longo do ciclo de alimentação; d) Célula I - pH ao longo do ciclo de alimentação.



O que difere uma célula da outra é basicamente a altura do depósito do lodo superficial, sendo que a célula II teve seu lodo retirado em fevereiro de 2017. Assim, é possível concluir que a maior altura da camada de lodo influencia negativamente a aeração do meio filtrante. Kania et al. (2017) constataram em sua pesquisa que microporos aumentam à medida que o lodo vai se tornando mais

velho. E os microporos do depósito de lodo podem afetar a penetração do ar, além de aumentarem a retenção de água na camada. Todavia, isso não necessariamente implica queda de desempenho, haja vista que a camada de lodo possui um papel positivo no tocante à retenção de sólidos e sorção de poluentes (Molle et al., 2005; Kania et al., 2017). Além disso, a umidade mantém a atividade biológica ativa com mais facilidade (Molle et al., 2015). Logo, o depósito orgânico está intimamente relacionado com a condutividade hidráulica, a transferência de oxigênio e a atividade biológica (Molle et al., 2014). Contudo, com o tempo, o depósito pode levar à colmatção.

Apesar de a unidade I (com maior acumulação do lodo) possuir concentração de OD significativamente menor do que da unidade II, Trein et al. (2018), em estudo do mesmo sistema, verificaram que não havia diferença entre as eficiências de remoção de matéria orgânica, SST, NTK e  $N-NH_4^+$ . Logo, os autores concluíram que a maior capacidade de sorção da célula I compensa a sua menor concentração de OD, sendo aquela suficiente para degradar a matéria orgânica e nitrificar.

O POR durante todo o ciclo permaneceu com valores positivos (Figura 5-19b), mas inferiores aos obtidos para a unidade II (Figura 5-17c). Contudo, no 6º dia, o percentil 50% caiu abruptamente, atingindo apenas 20 mV (Figura 5-19c e Tabela 5-2). Logo, a partir do 5º dia, o sistema adquiriu características anóxicas. Entre o 2º e o 5º dia a variabilidade dos dados foi menor em relação aos demais.

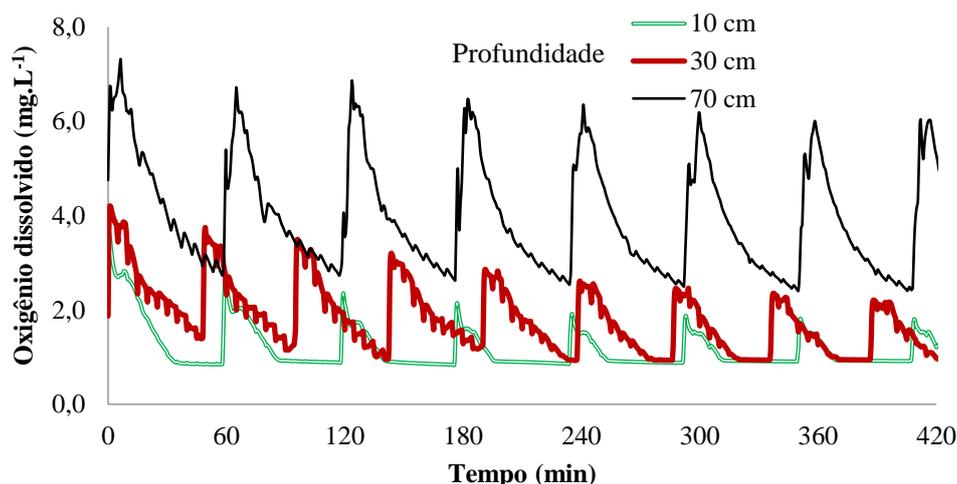
As amostras de pH demonstram um comportamento parecido ao da célula II: aumento com o passar do tempo, seguido de leve queda (Figura 5-19d). A variabilidade do pH da célula I foi ligeiramente menor do que a da II. O teste estatístico indicou que não há diferença significativa entre os dias 1 e 2, e 3 e 6, então, as demais combinações possuem diferença entre si.

#### **5.3.4 Relação entre profundidade do filtro e parâmetros medidos *in situ***

A Figura 5-20 mostra a evolução do OD no perfil transversal (ao longo da profundidade) da célula em alguns pulsos consecutivos. Observa-se que as menores concentrações ocorrem a 10 cm e as maiores, a 70 cm (efluente final), apontando que o efluente passa por aeração à medida que ganha profundidade. A granulometria do meio filtrante aumenta com a profundidade, enquanto que os sólidos retidos e o biofilme mais desenvolvido decrescem com a profundidade. Desta forma, os macroporos do filtro, ou seja, a porosidade drenante é maior na parte inferior, possibilitando crescimento dos mecanismos de transporte de OD por advecção (Langergraber e Šimůnek, 2005).

Segundo Molle et al. (2005), a nitrificação é limitada pela presença de OD, pela competição com a oxidação da MO e pelo tempo de detenção hidráulica. Assim, é possível que a nitrificação se intensifique na porção final do meio filtrante. Molle et al. (2015) verificaram que um filtro de altura 80 cm promove melhor nitrificação do que um de 30 cm.

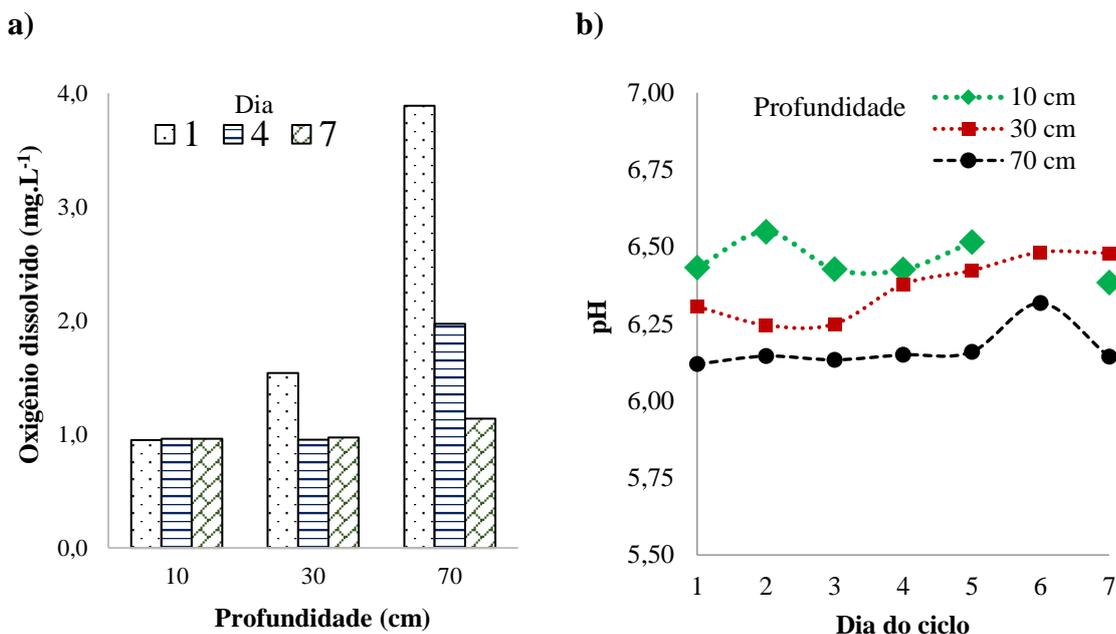
**Figura 5-20.** Relação entre profundidade do filtro e perfil do oxigênio dissolvido no líquido.



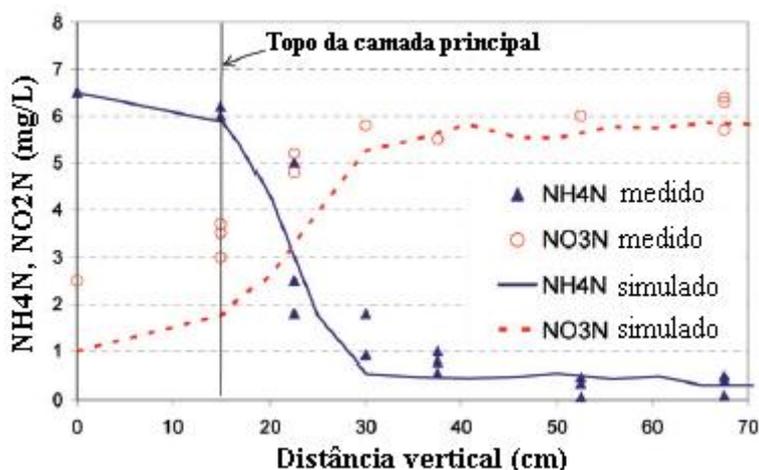
A Figura 5-21 foi elaborada com base nos dados do grupo (4). Apesar de serem amostras específicas da unidade II no período com chuva, supõe-se que o comportamento possa ser estendido aos outros casos. Observa-se que a 10 cm de profundidade, durante todo o ciclo, a mediana da concentração de OD é em torno de  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  (Figura 5-21a). No dia 1 é quando há maior variabilidade do OD no perfil do meio poroso. Por conseguinte, é o momento onde o efluente sofre maior aeração. À medida que o ciclo de alimentação avança, a capacidade de transferência de oxigênio diminui. No 7º dia, o OD pouco varia ao longo da profundidade. Na Figura 5-21b, é mostrado que o pH possui a tendência de ser maior nos 10 cm e de diminuir com a profundidade.

Langergraber e Šimunek (2005) observaram no seu modelo que a concentração de  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  diminui na distância vertical, ao passo que a concentração de  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ , aumenta, sugerindo que a nitrificação cresce com a profundidade (Figura 5-22). Isso pode corroborar com a hipótese de que o pH nos WEV é majoritariamente influenciado pelo ciclo do nitrogênio e que, de fato, a intensidade das reações de nitrificação aumenta na proporção que o efluente descende pelo filtro.

**Figura 5-21.** a) Mediana do oxigênio dissolvido em função da profundidade em diferentes dias; b) Mediana do pH em função do tempo em diferentes profundidades.



**Figura 5-22.** Variação das concentrações de  $\text{NH}_4^+$  - N e  $\text{NO}_3^-$  - N ao longo da profundidade.



Fonte: adaptado de Langergraber e Šimůnek (2005)

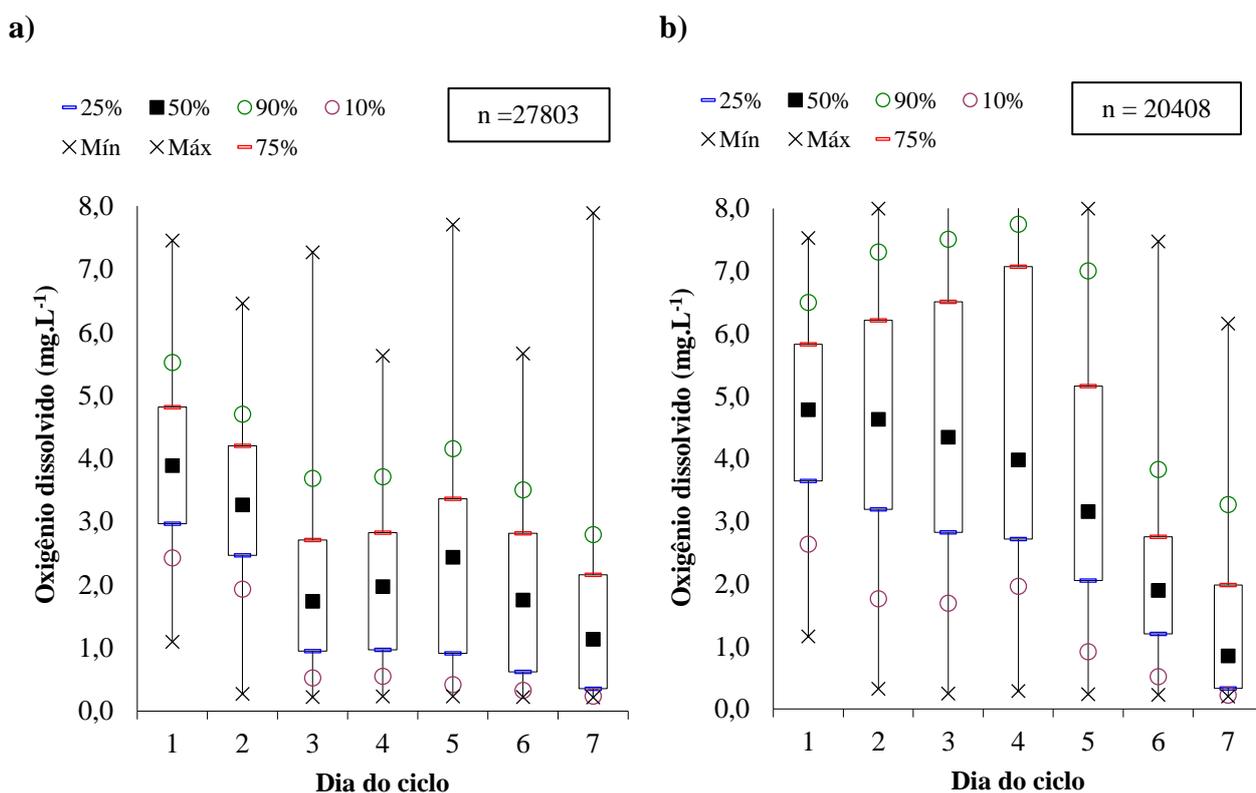
### 5.3.5 Influência da precipitação nos parâmetros medidos *in situ*

Lombard-Latune et al. (2018) comentam que um dos muitos desafios no saneamento em áreas tropicais são vazões altamente variadas em função do padrão de chuvas, sobretudo se o sistema de coleta de esgoto for unitário, o qual, no entanto, não é comum no Brasil (apesar de ligações clandestinas de águas pluviais na rede coletora de esgoto serem significativas). Na Figura 5-23 estão ilustrados os gráficos box-whisker de OD das unidades II e I no período chuvoso, ou seja, dados pertencentes aos grupos (4) e (2) respectivamente. Mesmo com a precipitação, o OD dissolvido do efluente final tende a diminuir com o avançar do ciclo. Observa-se que a célula I manteve

concentrações de OD maiores do que em relação a célula II. A Figura 5-24 compara os percentis 50% das concentrações de OD do período com e sem precipitação em ambas as unidades.

Segundo Molle et al. (2005), o período chuvoso leva à baixa mineralização do lodo, contribuindo para limitar a infiltração e a renovação do oxigênio. A precipitação ocupa os poros do filtro que poderiam ser ocupados por ar. Mas é importante notar que na célula II, onde naturalmente o OD é maior, a precipitação, de fato, diminuiu a concentração de OD do efluente final, ao passo que na célula I, a chuva provocou melhor oxigenação do líquido (Figura 5-24). Assim sendo, não implica que a precipitação contribui para a oxigenação do meio poroso, mas sim a chuva em si, cujo OD é maior do que o do esgoto bruto, dilui o efluente percolado, podendo reduzir ou não a concentração de OD.

**Figura 5-23.** Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação COM precipitação: a) Célula II; b) Célula I - com camada de lodo.



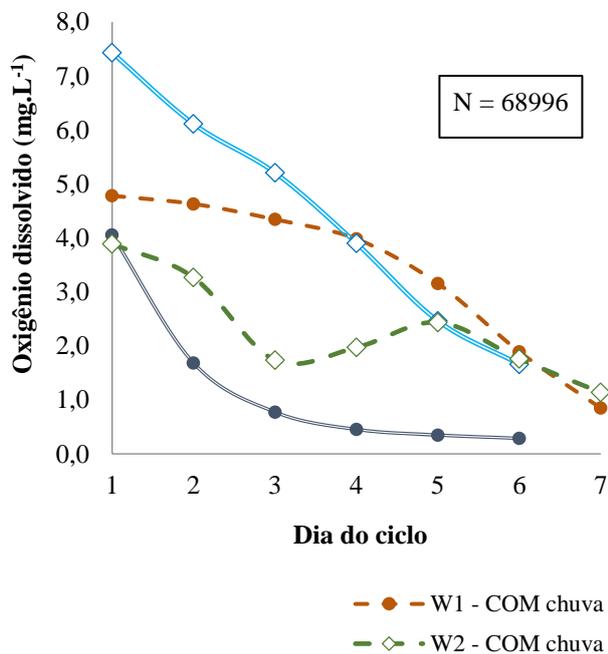
Molle et al. (2015) e Lombard-Latune et al. (2018) descreveram a diluição substancial e a sobrecarga hidráulica durante eventos chuvosos. Todavia, de acordo com Lombard-Latune et al. (2018), sobrecargas hidráulicas de até 7 vezes a carga nominal não causaram mau funcionamento dos filtros, demonstrando a robustez do sistema em eventos intensos de precipitação. Esses autores concluíram que o SF se mostrou confiável mesmo com variações nas cargas hidráulicas, comum em regiões

tropicais, ainda que a eficiência de remoção, associada a baixas concentrações afluentes, seja afetada.

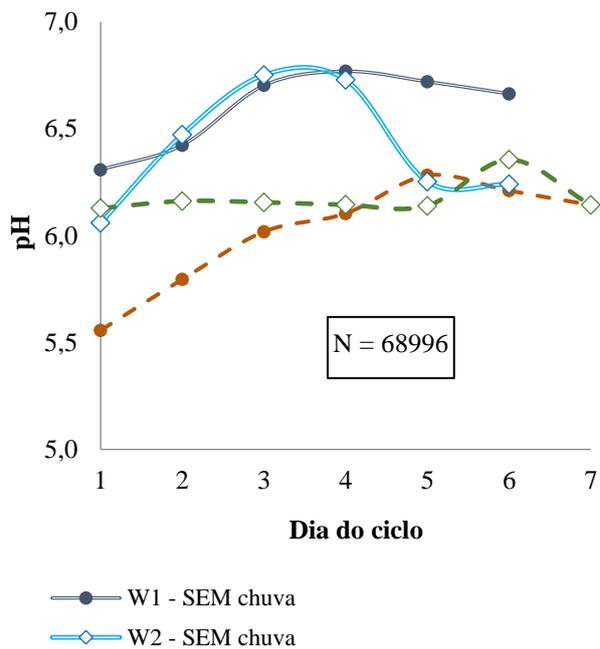
A precipitação modifica as condições do meio. Durante o período chuvoso, o próprio esgoto bruto chega à ETE com oxigênio dissolvido mais elevado, devido a infiltrações e ligações clandestinas de águas pluviais na rede de coleta de esgoto sanitário. Contudo, a chuva provoca efeitos diversos. Na célula II, diminuiu o oxigênio dissolvido, ao passo que na célula I, aumentou. Desta forma, o oxigênio presente no líquido foi controlado pela intensidade da precipitação e também pelo estado em que se encontrava o meio filtrante.

A Figura 5-25 contrapõe a mediana do pH durante o ciclo de alimentação nas quatro condições avaliadas. O pH, de modo geral, diminuiu com a ocorrência de chuva. O pH menor, conforme já mencionado, poderia ser efeito da maior oxigenação do meio, devido à nitrificação. Contudo, na célula II, o período chuvoso demonstrou diminuir o OD, logo, esse fato deve-se em virtude da precipitação ser uma mistura mais ácida do que o esgoto.

**Figura 5-24.** Mediana do oxigênio dissolvido durante o ciclo de alimentação nas quatro condições



**Figura 5-25.** Mediana do pH durante o ciclo de alimentação nas quatro condições



## 5.4 Teste com traçador radioativo: $^{99m}\text{Tc}$

É importante salientar que o traçador  $^{99m}\text{Tc}$  não é mássico e também a “atividade” inserida no tanque de acumulação não é controlada e nem quantificada. Os dados não são medições de concentração, como o é com os traçadores comuns nestes tipos de pesquisa. A medida da taxa de contagem de radiação (TCR) é dada em contagem de atividade da radiação  $\gamma$  por tempo ( $\text{C}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Apesar da divergência das unidades, os conceitos devem ser mantidos. Desta forma, denominou-se aqui como carga de radiação  $Z$ , o produto fornecido pela Equação 5-3, apesar de esse nome não existir.

$$Z = \text{TCR} \times Q_{\text{ef}} \qquad \text{Equação 5-3}$$

em que  $Z$  é a carga de radiação (em  $\text{C}\cdot\text{L}\cdot\text{s}^{-2}$ ); TCR é a taxa de contagem de radiação detectada pelo cintilador ( $\text{C}\cdot\text{s}^{-1}$ );  $Q_{\text{ef}}$  é a vazão efluente do filtro ( $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ );

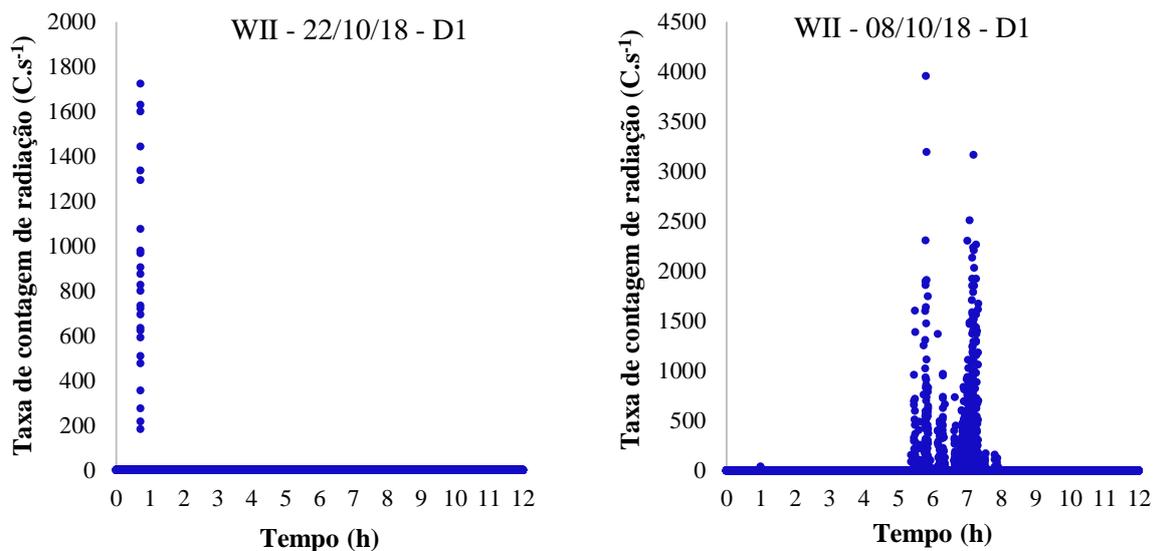
Também é digno de nota que no período de realização dos testes com  $^{99m}\text{Tc}$ , a vazão afluyente esteve elevada. Desta forma, o intervalo entre as bateladas diminuiu, variando de 30 a 50 min.

### 5.4.1 Necessidade do complexante de $^{99m}\text{Tc}$

Os testes realizados durante o período (1) não contaram com a adição de complexante na solução que contém  $^{99m}\text{Tc}$ . Os registros mostrados neste item foram tratados descontando-se o *background* (BG) (considerado como  $\cong 30 \text{ C}\cdot\text{s}^{-1}$ ) e corrigindo-se o decaimento natural do material (Equação 3-28 e Equação 3-29), uma vez que sua meia vida é de apenas 6 horas. A Figura 5-26 contém algumas curvas-resposta da TCR durante o período (1), onde se percebe a existência de comportamento distinto e aleatório entre os testes. Nesses testes observou-se que havia saída de fluido do sistema, embora a atividade do traçador não a estivesse acompanhando. Notou-se ainda que a TCR ao redor da superfície do meio filtrante continuava elevada. Assim, o fluido não estava sendo marcado, pois o traçador estava retido no depósito de lodo.

O tecnécio é um metal, portanto possui carga positiva, e como todos os metais, está passível de sofrer complexação quando em contato com um meio de cargas predominantemente negativas, como a MO. Deste modo, conclui-se que o  $^{99m}\text{Tc}$  não é um bom traçador em meio com alto teor de MO, como são os sistemas de tratamento de esgotos. Alvarenga (2012) alerta ainda que na solução injetada, o  $^{99m}\text{Tc}$  também pode estar na forma  $[\text{TcO}_4]^-$ , que em meio redutor pode ser reduzido a  $\text{TcO}_2$ , insolúvel em água, e portanto não se comportaria mais como um traçador.

**Figura 5-26.** Exemplos de curva -resposta da atividade radioativa sem adição de complexante



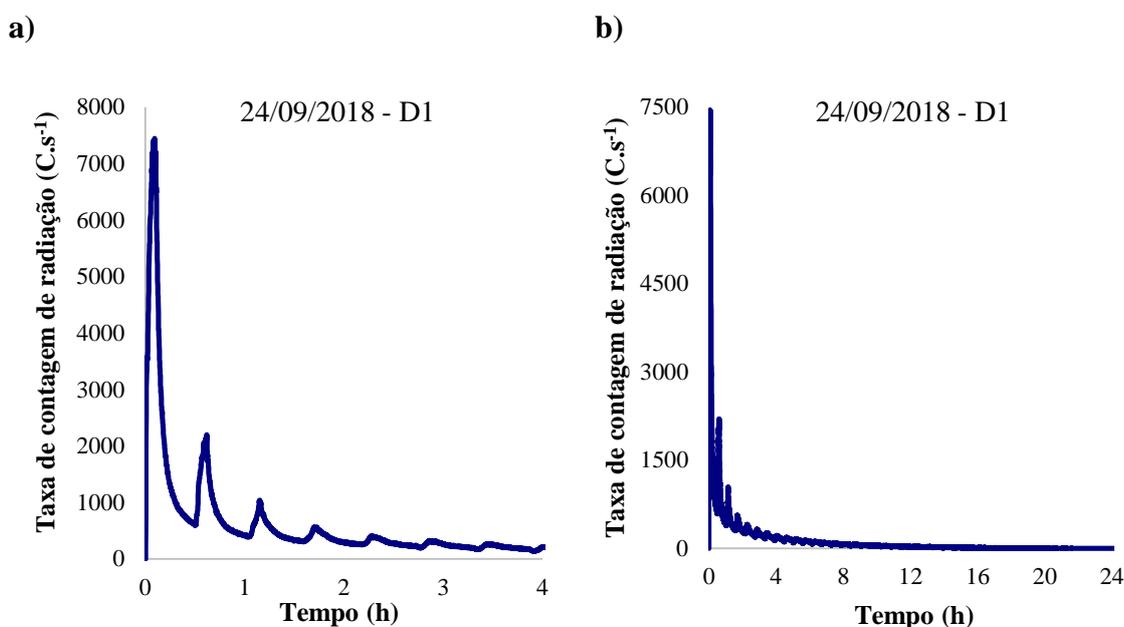
Assim, apesar de demonstrar essa fragilidade como traçador de fluido, esses resultados podem indicar que o SF é um bom retentor de cátions ou até mesmo de sólidos dissolvidos. A permanência desses parâmetros dentro do filtro provavelmente é momentânea, já que os sítios de complexação são finitos, obrigando o escape *a posteriori* para que haja a mobilização de novos íons ou partículas. Assim, o que estava imobilizado outrora, seria liberado no efluente final. Não obstante, o tempo que esses compostos ficariam imobilizados precisa de investigação.

Um comportamento anômalo aconteceu e está apresentado na Figura 5-27a. O teste realizado em 24/09/2018 no dia 1 do ciclo de alimentação da unidade II não exibe a mesma reação da Figura 5-26. Nele, nota-se um padrão da curva-resposta, em que o traçador possui o comportamento de uma sucessão de formatos de sino (assim como o hidrograma efluente, onde cada sino representa um pulso) e ocorre sua liberação de forma gradual a cada pulso. Durante as primeiras bateladas é quando há maior variação da TCR e após 4 h, as medições vão diminuindo e suas variações são cada vez menores. Após 24h não há mais atividade significativa (Figura 5-27b). Além disso, a TCR média tende a uma exponencial com assíntota horizontal o eixo das abscissas.

Diante da Figura 5-27, deve ser questionado o motivo pelo qual o traçador efluíu junto com o fluido no teste do dia 24/09/2018 e nos demais, não. Para esclarecer esse comportamento pode haver duas explicações, em que uma alternativa não exclui a outra. A primeira é que nesse dia, o conteúdo de MO do esgoto afluente poderia estar menor, ou seja, o EB poderia estar diluído. Conforme dados da Estação Meteorológica, choveu o total de 67 mm nos 10 dias que antecederam esse teste. Logo, ainda que não tenha havido monitoramento da qualidade do efluente nesse dia, é provável que o

esgoto que chegou à ETE Arrudas estivesse de fato mais diluído do que o normal. Com o afluente com menor teor de MO, o traçador não teria se complexado tanto. Nesse caso, deve ser levantada a hipótese de que a maior parte da complexação do metal com a MO ocorre já dentro no tanque de acumulação com a MO do EB.

**Figura 5-27.** Curva-resposta da atividade radioativa sem adição de complexante. a) primeiras 4 h. b) em 24 h.



A segunda alternativa é que, como o capim tifton-85 havia sido podado, a entrada de EB ao sistema foi cessada durante a manutenção da vegetação, de modo que o afluente fosse encaminhado ao *bypass*. Em vista disso, a Unidade II ficou em período de repouso por tempo superior a 14 dias antes deste teste. Como o repouso foi excessivo e a atividade biológica possivelmente mais reduzida, pode-se ter contribuído para a criação de um meio menos propício à interação do  $^{99m}\text{Tc}$  com o depósito de MO. Porém, essas alternativas não foram comprovadas e portanto, pode ainda ter ocorrido uma terceira explicação.

#### 5.4.2 Monitoramento de pulsos consecutivos

Com a constatação que o  $^{99m}\text{Tc}$  não seja um bom marcador quando em contato com a MO, os resultados apresentados nesta seção e na próxima foram obtidos com o uso do complexante/quelante DMSA. A função do quelante é reagir em momento oportuno e de forma controlada com o íon-metálico, blindando-o, impossibilitando novas ligações e tornando o traçador inerte.

Foram realizadas sete injeções envolvendo material radioativo com a aplicação do quelante DMSA:

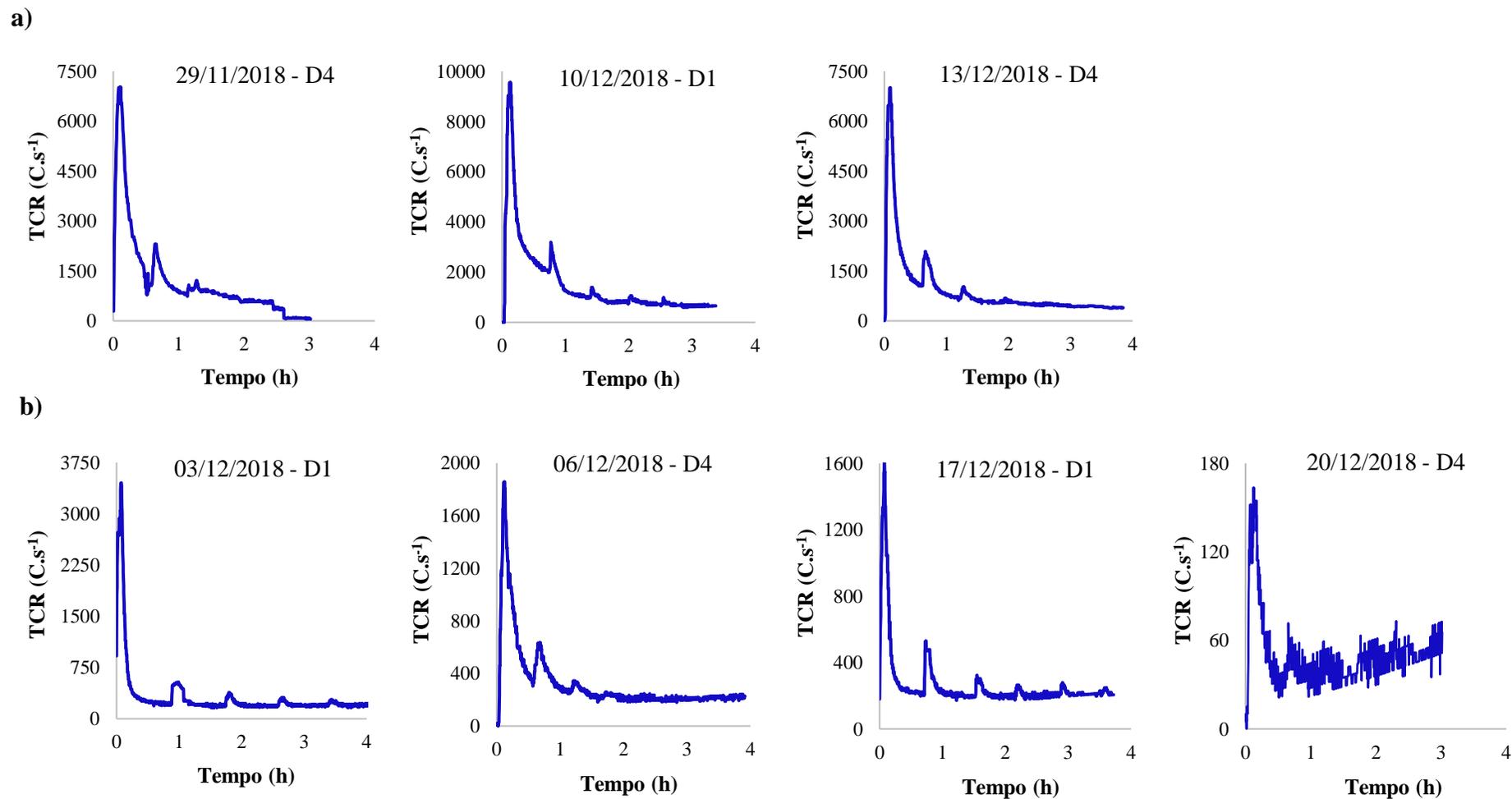
- Duas na unidade I no 1º dia do ciclo de alimentação (03/12/2018 e 17/12/2018);
- Duas na unidade I no 4º dia do ciclo de alimentação (06/12/2018 e 20/12/2018);
- Uma na unidade II no 1º dia do ciclo de alimentação (10/12/2018);
- Duas na unidade II no 4º dia do ciclo de alimentação (29/11/2018 e 13/12/2018).

Deve ser lembrado que o gerador de  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99\text{m}}\text{Tc}$  utilizado às quintas-feiras (dia 4 do ciclo de alimentação) é o mesmo daquele usado às segundas-feiras (dia 1 do ciclo de alimentação). Logo, a cada semana é um gerador distinto e a TCR disponível na segunda aplicação da semana (dia 4) já decaiu em 72 h. A “quantidade total de atividade” injetada no tanque de acumulação não é possível de ser mensurada. Desta forma, todos os cálculos feitos foram considerando apenas a TCR medida na saída, ou seja, foi tido como se houvesse recuperação de traçador de 100%, o que, de fato, não ocorreu.

A contagem da atividade do  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  dos sete testes está contida na Figura 5-28. Os registros foram tratados descontando-se o BG (agora considerado como  $\cong 75 \text{ C.s}^{-1}$ , pois o cintilador desta etapa foi diferente daquele utilizado no item 5.4.1) e desconsiderando o decaimento do material (Equação 3-28 e Equação 3-29). É importante perceber que a retenção do  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  na MO parece então ter sido minimizada. Com a adição do quelante ao  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ , formou-se um complexo inerte, mas com tamanho molecular maior. Apesar de se ter descartado a possibilidade de interações químicas, a retenção por mecanismos físicos, tal como filtração, pode ter ocorrido. O  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  previamente reagido com um quelante parece ter ampla vantagem em relação aos traçadores usualmente utilizados nos estudos de WC, como os fluorescentes e os salinos, já que estes são passíveis de ficarem retidos com a MO.

As curvas-respostas, conforme já mencionado no item anterior, possuem a forma de sino, tal como o hidrograma efluente, mas com certa deformação (Figura 5-30). A deformação pode ser devido a diferentes fatores: a) os dados foram obtidos de modo manual; logo a imprecisão das leituras e os erros de transcrição podem provocar certos desvios; b) o cintilador foi posicionado do lado de fora da tubulação, pois o equipamento fazia leitura da TCR detectada no meio e não necessariamente a presente no efluente. Deste modo, vazamentos e empoçamentos próximos ao cintilador também podem ter provocado ruídos nas medições.

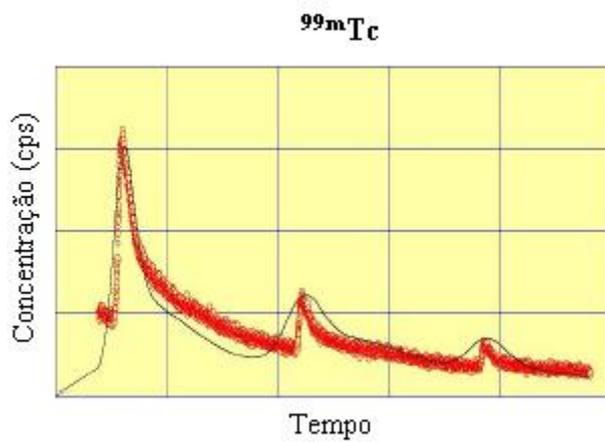
**Figura 5-28.** Taxa de contagem de radiação (TRC) do  $^{99m}\text{Tc}$ : a) Unidade II – W2. b) Unidade I – W1.



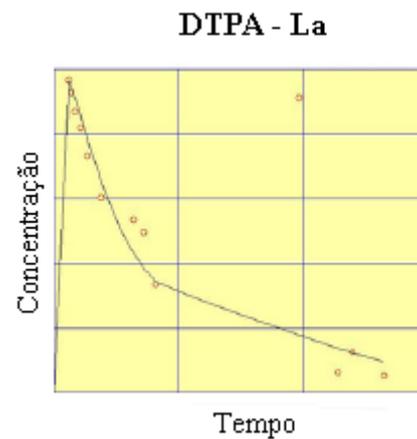
Nota-se que o traçador não sai totalmente na primeira batelada, o que já é esperado, uma vez que o líquido fica retido no sistema (Figura 5-31). À medida que os pulsos avançaram, trazendo apenas esgoto, houve a liberação do traçador retido no meio, mas em quantidades cada vez menores. A Figura 5-29a contém a curva-resposta obtida por Alvarenga (2012) para o mesmo sistema utilizando  $^{99m}\text{Tc}$  não complexado, demonstrando também o comportamento da Figura 5-28.

**Figura 5-29.** Curvas-resposta obtidas por Alvarenga (2012) no sistema francês utilizando diferentes traçadores: a)  $^{99m}\text{Tc}$ ; b) DTPA-La; c) DTPA-Sm; d) DTPA-Eu.

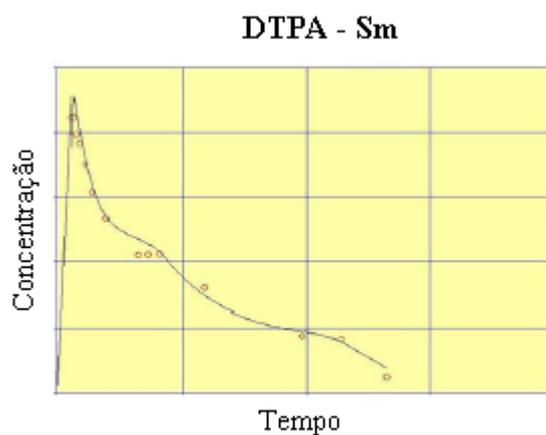
a)



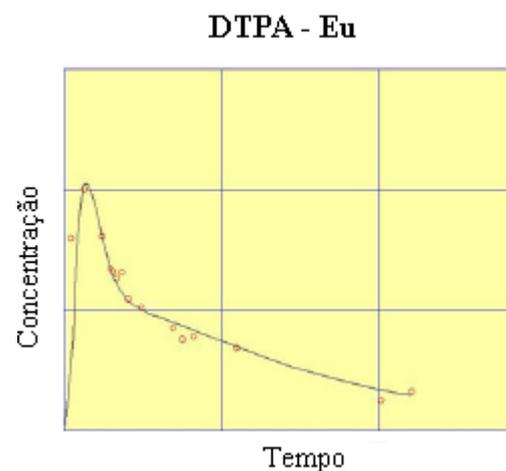
b)



c)



d)



Fonte: adaptado de Alvarenga et al. (2012)

Alvarenga et al. (2013) testaram ainda outros três traçadores ativáveis complexados com DTPA, todos da família dos lantanídeos: La, Sm e Eu, cujos resultados estão apresentados respectivamente nas Figura 5-29b, Figura 5-29c e Figura 5-29d. Observe que o traçado dessas três figuras são semelhantes, contudo, não ocorre a sucessão de picos característicos da alimentação pulsada (como a Figura 5-29a). A radiação emitida pelo  $^{99m}\text{Tc}$  é lida no campo e a pelos demais traçadores deve ser ativada em laboratório, necessitando portanto de coleta e transporte de amostras. Apesar de não ter sido relatado pelos autores, esse comportamento anômalo dos três traçadores lantanídeos muito provavelmente foi devido ao baixo número de amostras. Desta forma, é importante perceber que, no SF, por este ser um sistema com dinâmica muito rápida, deve-se priorizar o uso de traçadores que consigam ser medidos em campo, sem a necessidade de análise de amostras em laboratório, pois isso irá resultar em número grande de amostras ou então em intervalo de tempo grande entre as coletas.

### 5.4.3 O efeito de cada pulso e a função exponencial

A integral da função carga de radiação  $Z$ , isto é, a área  $G$  sob a sua curva, é numericamente representada pela Equação 5-4.

$$G = \int_0^t f(Z) dt = \sum_{i=0}^n Z_i \times \Delta t \quad \text{Equação 5-4}$$

em que  $G$  é dado em  $\text{C.L.s}^{-1}$ ;  $n$  é a enésima medição;  $\Delta t$  é o intervalo de tempo entre as medições, que é constante e igual a 10 s, exceto no dia 29/11/18, que foi 20 s.

A Equação 5-4 por sua vez pode ser desmembrada (Equação 5-5).

$$G = \sum_{i=0}^{P1} Z_i \times \Delta t + \sum_{i=P1+1}^{P2} Z_i \times \Delta t + \sum_{i=P2+1}^{P3} Z_i \times \Delta t + \dots + \sum_{i=Pn-1}^{Pn} Z_i \times \Delta t \quad \text{Equação 5-5}$$

↓  
 $p_1$

↓  
 $p_2$

↓  
 $p_3$

↓  
 $p_n$

em que  $P$  é o índice  $i$  que finda determinado pulso  $x$ , a exemplo, a primeira parcela da Equação 5-5 é a parcela  $p_1$  que o pulso 1 representa de  $G$ , e assim sucessivamente. A fração  $f_x$  que cada parcela  $p_x$  de um pulso qualquer representa de  $G$  é dada por  $P_x/G$ .

O conjunto de  $f_x$  forma uma curva exponencial do tipo da Equação 5-6 (ver Figura 5-31).

$$f(x) = a \times e^{-bx} \quad \text{Equação 5-6}$$

em que  $x$  é a quantidade de pulsos após aplicação do traçador;  $f$  é a fração de  $G$  recuperada no pulso  $x$ ;  $a$  e  $b$  são parâmetros que dependem das características do filtro e do seu estado naquele momento.

Assim, para cada teste foi ajustada uma curva exponencial  $f(x)$ . O ajuste foi facilitado linearizando-se a Equação 5-6, obtendo-se então a forma da Equação 5-7.

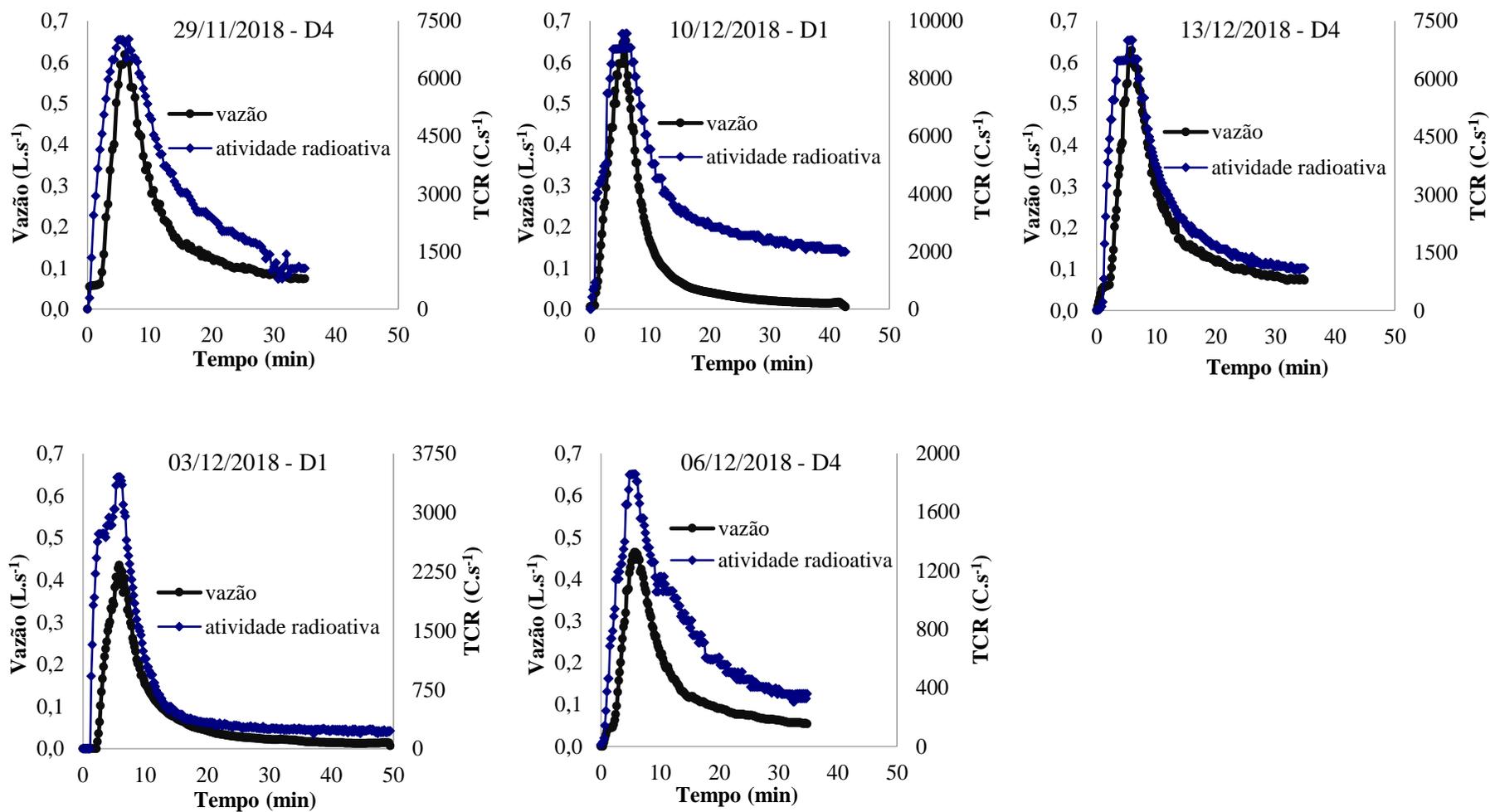
$$\ln[f(x)] = \ln(a) - bx \quad \text{Equação 5-7}$$

Os parâmetros  $a$  e  $b$  (bem como o coeficiente de correlação  $R^2$ ), o tempo de percolação médio  $\tau$  do traçador (Equação 5-8) e as frações  $f$  calculadas com as curvas ajustadas estão descritos na Tabela 5-3. Note que é possível a extrapolação da exponencial para quantos pulsos se queira.

$$\tau_{\text{traçador}} = \frac{\sum_{i=1}^n Z_i \times t_i}{\sum_{i=1}^n Z_i} \quad \text{Equação 5-8}$$

A média de  $\tau$  na unidade I (com depósito de lodo) é de 1,04 h (62,7 min) no primeiro dia do ciclo de alimentação e 1,26 h (75,4 min) no quarto dia. Percebe-se que os tempos são curtos, devido à rápida dinâmica do fluxo no SF, e também que as velocidades no interior do filtro são retardadas à medida que o ciclo avança, indicando a redução da condutividade hidráulica do meio. A unidade II atuou do mesmo modo:  $\tau$  igual a 0,69 h (41,2 min) no dia 1 e 0,77 h (46,0 min) no dia 4. Os valores da unidade I são maiores que os da unidade II.

**Figura 5-30.** Vazão e Taxa de contagem de radiação (TCR) do  $^{99m}\text{Tc}$  em função do tempo no 1º pulso: Unidade II (acima). Unidade I (meio e abaixo).



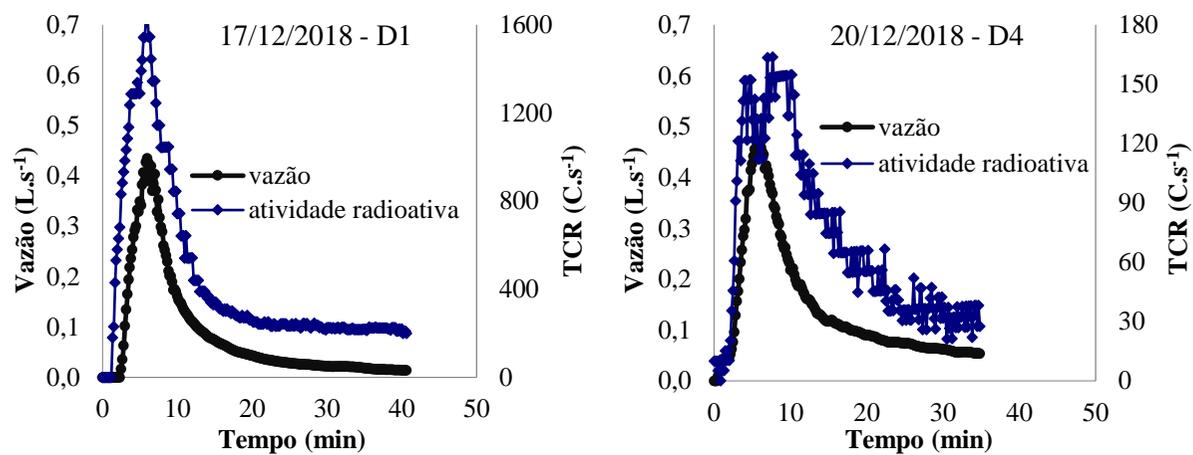
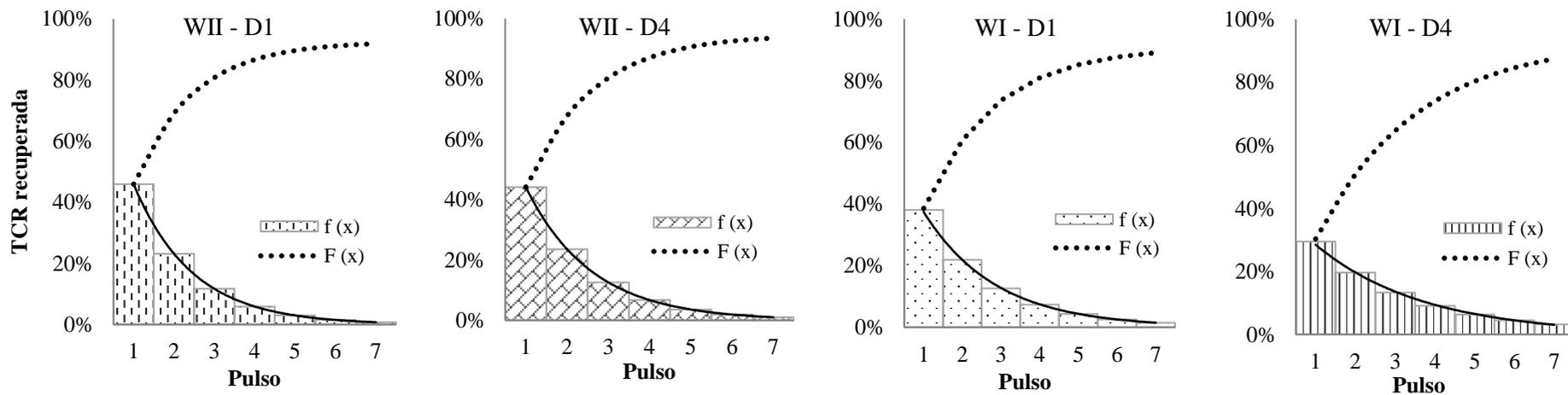


Figura 5-31. Média da fração da carga radioativa recuperada por pulso (f) e no acumulado (F).



WII = Unidade II; WI = Unidade I; D1 = dia 1 do ciclo de alimentação; D4 = dia 4 do ciclo de alimentação.

Em relação à fração de G recuperada por pulso, ou a fração  $f(x)$  da carga de radiação recuperada em cada batelada, a maior parte é liberada nos primeiros 3 pulsos, mas mesmo após 7 bateladas consecutivas, ainda há armazenada dentro do filtro certa quantidade de traçador que é liberada vagarosamente (Figura 5-31 e Tabela 5-3). No primeiro dia do ciclo de alimentação da unidade II (sem camada de lodo), cerca de 46% de G saiu no 1º pulso e 23% no 2º. Contudo, em relação à unidade I (com camada de lodo), apenas 38% efluiu no 1º pulso. Além disso, a taxa de retenção de traçador (e líquido) cresce de modo mais eminente nesta célula.

**Tabela 5-3.** Resumo dos dados: parâmetros do ajuste exponencial, fração da carga de radiação recuperada em cada pulso e tempo de percolação médio.

Unidade	Dia do ciclo	ajuste exponencial			Fração de G por pulso							$\tau$ (h)
		a	b	R <sup>2</sup>	1	2	3	4	5	6	7	
I	1	0,7889	0,6354	0,8132	42%	22%	12%	6%	3%	2%	1%	0,87
		0,5484	0,4665	0,8689	34%	22%	14%	8%	5%	3%	2%	1,22
	<b>0,6687</b>	<b>0,5509</b>		<b>38%</b>	<b>22%</b>	<b>13%</b>	<b>7%</b>	<b>4%</b>	<b>3%</b>	<b>2%</b>	<b>1,04</b>	
	4	0,5741	0,5116	0,9028	34%	21%	12%	7%	4%	3%	2%	1,22
0,3218		0,2710	0,6219	25%	19%	14%	11%	8%	6%	5%	1,30	
		<b>0,4480</b>	<b>0,3913</b>		<b>29%</b>	<b>20%</b>	<b>13%</b>	<b>9%</b>	<b>6%</b>	<b>4%</b>	<b>3%</b>	<b>1,26</b>
II	1	0,9102	0,6844	0,8781	46%	23%	12%	6%	3%	1%	1%	0,69
		<b>0,9102</b>	<b>0,6844</b>		<b>46%</b>	<b>23%</b>	<b>12%</b>	<b>6%</b>	<b>3%</b>	<b>1%</b>	<b>1%</b>	<b>0,69</b>
	4	0,8448	0,6176	0,9203	46%	25%	13%	7%	4%	2%	1%	0,64
		0,8085	0,6376	0,9412	43%	23%	12%	6%	3%	2%	1%	0,89
		<b>0,8267</b>	<b>0,6276</b>		<b>44%</b>	<b>24%</b>	<b>13%</b>	<b>7%</b>	<b>4%</b>	<b>2%</b>	<b>1%</b>	<b>0,77</b>

valores em negrito = média do dia do ciclo por célula.

$\tau$  = tempo médio de passagem do traçador ou percolação do traçador.

fração de G por pulso =  $\ln(a) - b \times n^\circ$  do pulso

#### 5.4.4 Tempos de percolação médios e ajuste a distribuições de probabilidade

Os dados de todas as injeções de traçador foram inseridos em planilhas de Excel para cálculo de tempos de percolação e ajuste das distribuições de probabilidade. Os dados de entrada foram a vazão efluente do filtro  $Q_{ef}$  e a atividade radioativa TCR do primeiro pulso após a injeção de traçador. Logo, todos os cálculos efetuados nesta etapa foram baseados na carga de atividade radioativa Z (Equação 5-3).

Os tempos de percolação obtidos nesta pesquisa divergem dos encontrados por García Zumalacarregui (2018) em estudo realizado no mesmo sistema com traçador salino e mantidas as condições operacionais. O  $t_{50}$  (tempo gasto para efluir metade da carga afluente) alcançado por

García Zumalacarregui (2018) no 1º dia na unidade I foi de 9,9 min, ao passo que para a unidade II, 3,4 min. Entretanto, apesar de a unidade II ter apresentado de modo geral valores menores do que a unidade I, não foi observada na presente pesquisa variação tão grande entre as duas células (Tabela 5-4). O  $t_{50}$  variou de 5,9 a 6,4 min nas duas células no dia 1 do ciclo, aumentando no dia 4 para 6,8 a 7,7 min. Esse crescimento ocorreu de modo análogo nos demais tempos  $t_{10}$  e  $t_{90}$  (Figura 5-32), ratificando as análises já efetuadas anteriormente de que o tempo de percolação se eleva com o passar dos dias, em virtude da queda de permeabilidade do sistema. Nota-se que, da carga radioativa Z que sai do sistema, 90% dela já é alcançada em tempo inferior a 18 min. As demais constatações, já relatadas anteriormente, são corroboradas com base nos valores médios contidos na Tabela 5-4.

Em seguida, o ajuste da distribuição Gama – NTES (número de tanques em série) foi feito. O método utilizado nesta etapa foi inspirado nas equações contidas em Kadlec e Wallace (2008). Esse método foi o mesmo utilizado por García Zumalacarregui (2018), mas agora com pequenas modificações, haja vista que o traçador trabalhado por esse autor foi mássico e conservativo (NaCl). A calibração da função Gama deve ser feita por iteração, variando-se o número de tanques em série N até se obter o melhor coeficiente de determinação  $R^2$ . A interação pode ser otimizada utilizando a função Solver do Excel. O parâmetro N da distribuição Gama juntamente com o seu respectivo  $R^2$  estão contidos na Tabela 5-4.

Ao que tudo indica, a interpretação do número de tanques em série N e número de dispersão  $d$  não são aplicados a meios não saturados, como o SF. Mas ainda os conceitos podem ser utilizados, com alguns cuidados (esse assunto foi abordado também no item 5.5). Em princípio, o fluxo do SF é em pistão, uma vez que o escoamento é descendente, sem mistura na direção ascensional. No entanto, há dispersão, pois há alguma retenção de fluido no depósito de MO e no biofilme, e também dispersão transversal. Ademais, ocorre a distribuição não homogênea do afluente na superfície do filtro e possíveis curtos-circuitos hidráulicos, fazendo com que uma alíquota da vazão aplicada chegue ao fundo do leito e ao canal de drenagem antes do volume principal da batelada. Esta antecipação da percolação pode fornecer a falsa impressão de que o reator tende a mistura completa, uma vez que o perfil de traçadores de uma mistura completa está associado a rápidos picos. Repare que essa falsa impressão é o que ocorre no dia 1. Os tempos de percolação na unidade I (com lodo) são maiores do que em relação à unidade II (sem lodo) e os N médios obtidos para essas células foram respectivamente 7 e 5 (Tabela 5-4). Esses valores indicariam que a unidade II teria dispersão menor do que a I, o que não é verdadeiro. Mas a comparação entre os

dias 1 e 4 da mesma célula mostra que o N diminuiu, indicando assim que o sistema tem sua dispersão levemente aumentada com o passar dos dias.

**Tabela 5-4.** Resumo dos dados do pulso 1: tempos de percolação e parâmetros dos ajustes das funções Gama e Log-normal.

Unidade	Dia do ciclo	$\bar{t}$ (min)	$t_{10}$ (min)	$t_{50}$ (min)	$t_{90}$ (min)	Distribuição Gama - TES		Distribuição Log-normal		
						N	R <sup>2</sup>	ln ( $\mu_g$ )	ln ( $\sigma_g$ )	R <sup>2</sup>
I	1	7,1	3,8	6,0	10,1	8	0,887	5,90	0,324	0,970
		7,8	4,1	6,4	11,8	6	0,844	5,95	0,337	0,970
		<u>7,5</u>	<u>4,0</u>	<u>6,2</u>	<u>11,0</u>	<u>7</u>		<u>5,92</u>	<u>0,331</u>	
	4	9,4	4,2	7,1	18,0	4	0,763	6,04	0,452	0,932
		9,7	4,2	7,7	18,0	4	0,851	6,13	0,483	0,965
		<u>9,5</u>	<u>4,2</u>	<u>7,4</u>	<u>18,0</u>	<u>4</u>		<u>6,08</u>	<u>0,468</u>	
II	1	7,2	3,3	5,9	11,6	5	0,883	5,87	0,405	0,976
		<u>7,2</u>	<u>3,3</u>	<u>5,9</u>	<u>11,6</u>	<u>5</u>		<u>5,87</u>	<u>0,405</u>	
	4	9,3	4,0	7,2	17,5	4	0,835	6,07	0,461	0,968
		8,8	4,0	6,8	16,5	4	0,802	6,00	0,424	0,959
		<u>9,0</u>	<u>4,0</u>	<u>7,0</u>	<u>17,0</u>	<u>4</u>		<u>6,04</u>	<u>0,442</u>	

valores sublinhados = média do dia do ciclo por célula.

$\bar{t}$  = tempo médio de passagem ou percolação;  $t_{10}$  = tempo em que 10% da carga da atividade radioativa efluente percola pelo sistema;  $t_{50}$  tempo em que 50% da carga da atividade radioativa efluente percola pelo sistema;  $t_{90}$ = tempo em que 90% da carga da atividade radioativa efluente percola pelo sistema; N = nº de tanques em série distribuição Gama - TES; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação (medido vs estimado);  $\mu$  = média Distribuição Log-normal;  $\sigma$  = desvio padrão distribuição Log-normal.

O melhor ajuste da função Gama - NTES atingiu R<sup>2</sup> = 0,887, e o pior, 0,763. Os valores medidos e estimados estão representados na Figura 5-33. Percebe-se que os valores de pico não conseguem ser bem representados por essa função. Assim, surgiu a necessidade de se procurar outra distribuição que estivesse mais consoante com os dados, como aparentou estar a distribuição Log-normal.

A distribuição Log-normal possui dois parâmetros: o logaritmo natural da média geométrica ln( $\mu_g$ ) e o logaritmo natural do desvio padrão geométrico ln( $\sigma_g$ ). O ajuste dessa função também é feito por iteração, de modo que o R<sup>2</sup> esteja o mais perto possível de 1. A função Solver do Excel foi utilizada, variando os parâmetros ln ( $\mu_g$ ) e ln( $\sigma_g$ ), com a restrição  $\sigma_g \leq 1$ . Os parâmetros obtidos e também o R<sup>2</sup> estão apresentados na Tabela 5-4. Com essa função, o R<sup>2</sup> variou de 0,932 a 0,976. Visualmente os valores estimados estão em consonância com os medidos (Figura 5-34). Deste modo, abre-se o precedente de que os meios não saturados podem ser mais bem descritos pela distribuição Log-normal.

Figura 5-32. Tempos de saída em função da fração acumulada efluente.

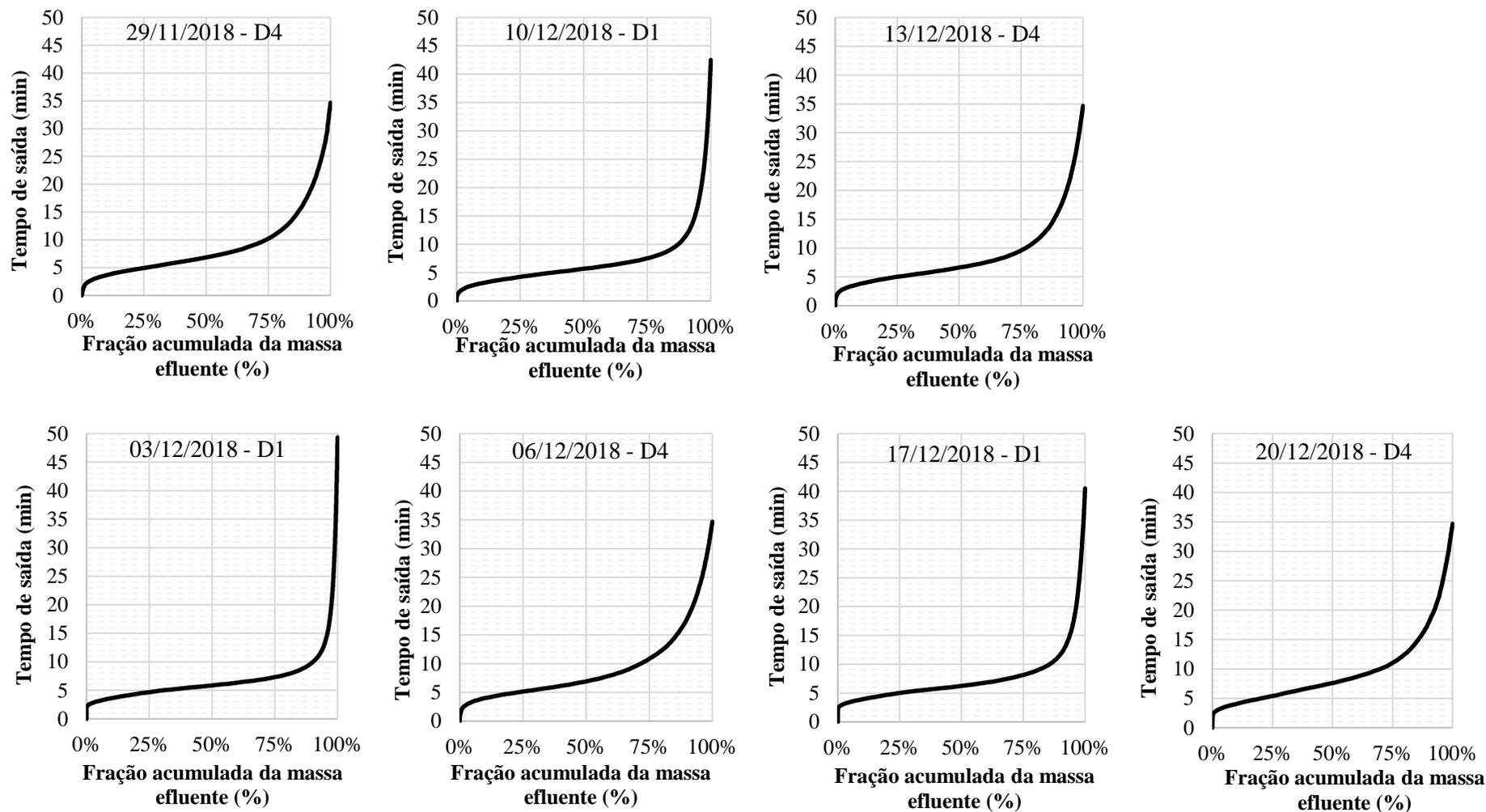


Figura 5-33. Ajuste da distribuição Gama -TES – medido e estimado. a) Unidade II; b) Unidade I.

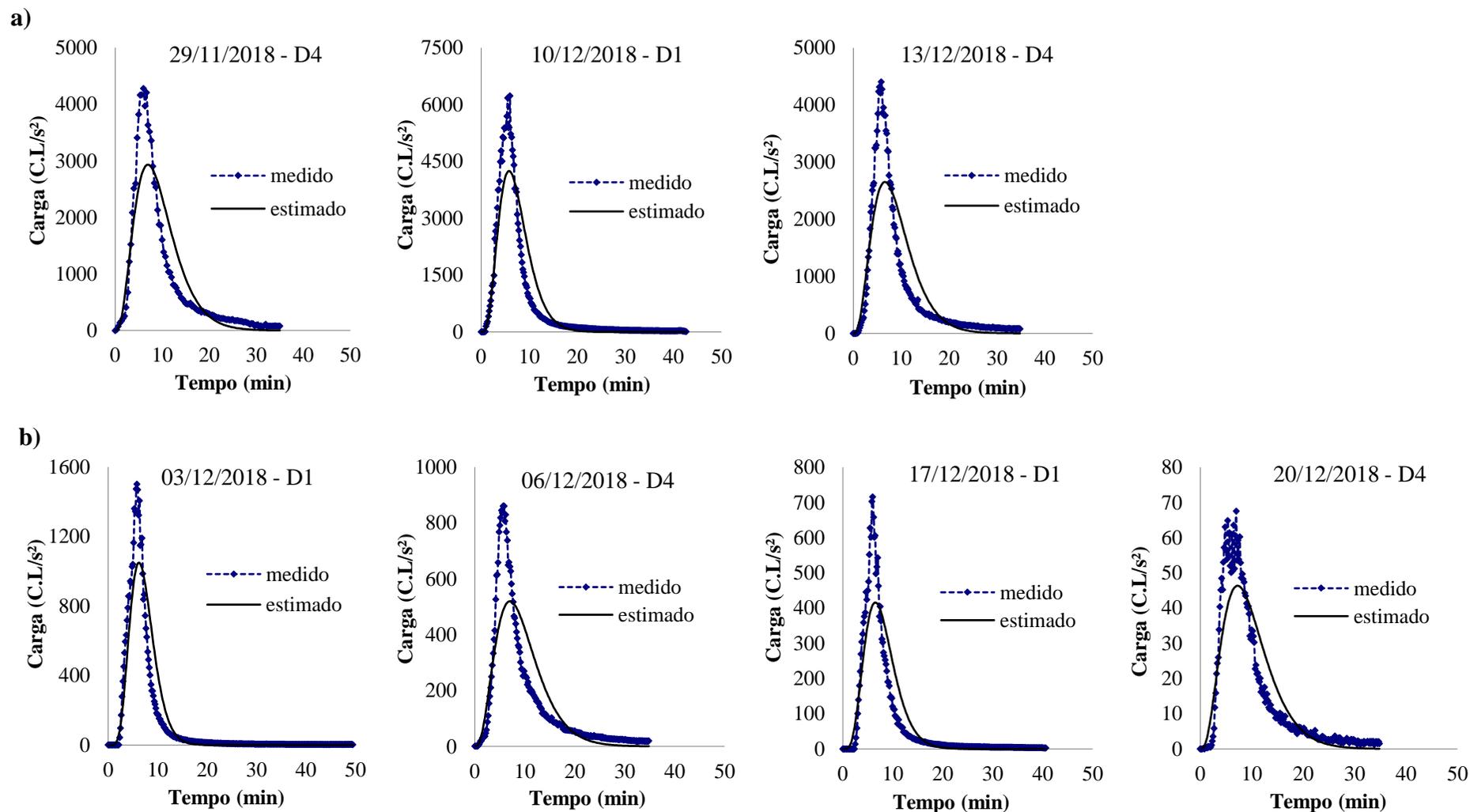
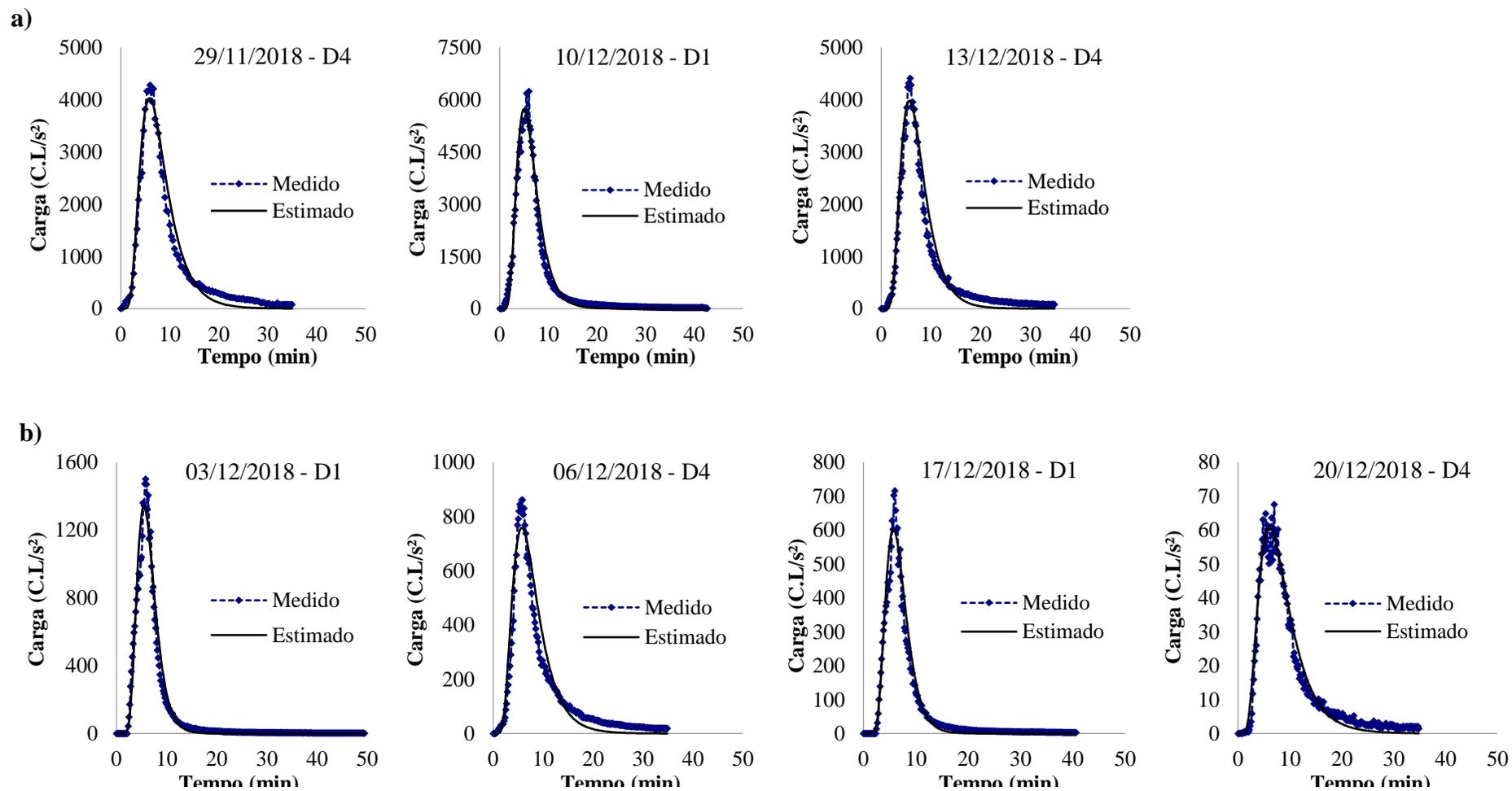


Figura 5-34. Ajuste da distribuição Log-normal – medido e estimado. a) Unidade II; b) Unidade I.



#### 5.4.5 Adaptação do modelo compartimentado MCVS para uma sequência de pulsos

Os quatro primeiros pulsos, que são os visualmente diferenciáveis, foram utilizados para ajustar os dados medidos de traçador ao MCVS com as adaptações já relatadas no item 4.5. A função Solver do Excel foi utilizada para determinar os quatro coeficientes: número de reatores em série ( $N$ ), fração do volume total ocupado pela zona de troca lenta ( $v_{SE}$ ), fração da vazão que faz troca com a zona de troca lenta ( $f_{SE}$ ) e fração da vazão que possui maior mobilidade ( $f_M$ ) que conduzissem ao melhor ajuste com os dados medidos. As restrições impostas ao Solver foram:

- $1 \leq N \leq 10$ ;

A restrição de  $N \leq 10$  foi devido à estrutura do modelo na planilha. Possivelmente para  $N > 10$ , os perfis não iriam se diferir muito.

- $0,01 \leq v_{SE} \leq 1$ ;

- $0,00001 \leq f_{SE} \leq 1$ ;

- $0 \leq f_M \leq 1$ .

Os parâmetros obtidos e também o  $R^2$  de todos os sete testes com traçador estão apresentados na Tabela 5-5 e na Figura 5-35 são mostrados os ajustes do modelo compartimentado. Observa-se que os  $R^2$  variaram de 0,55 a 0,91, indicando razoabilidade na adequação do modelo aos dados medidos. Ressalta-se, contudo, que este  $R^2$  é diferente dos demais (apresentados no item 5.4.4), pois eles cobriram apenas uma batelada, enquanto que agora é para a sequência de quatro pulsos.

O número de tanques em série  $N$  obtido foi máximo para todos os testes ( $N = 10$ ), sugerindo que o fluxo no SF tende a um pistão. Nota-se também que  $v_{SE}$  oscilou de 0,75 a 0,93, mostrando que a maior parte do reator é composta pela zona de troca de lenta (Tabela 5-5). A fração da vazão afluenta que faz trocas com a zona de troca lenta  $f_{SE}$  é maior na unidade I do que na II, apontando que a camada superficial de lodo contribui para as trocas lentas dentro do reator, o que pode ser benéfico para o desempenho do tratamento.

Tanto o  $v_{SE}$  quanto o  $f_{SE}$  aumentaram na unidade II do 1º para o 4º dia do ciclo de alimentação, conforme esperado, pois há o crescimento de sólidos retidos e biofilme, o que expandiria o  $V_{se}$ . Todavia, na unidade I ocorreu o contrário (Tabela 5-5). Uma possível explicação é que a retenção de fluido na unidade I durante os primeiros pulsos do ciclo, devido ao depósito orgânico superficial e ao tempo de encharcamento, são mais elevados do que no dia 4. Mas isso não é observado na unidade II, que, por conta da sua condutividade hidráulica superior, consegue manter alguma

estabilidade por um período de tempo maior. Isso poderia também explicar a razão de menores variações médias entre os dias (1º ao 4º) nos coeficientes da célula com menor camada de lodo (II).

**Tabela 5-5.** Resumo dos dados do Modelo Compartmentado de Vassel e von Sperling.

unidade	dia do ciclo	data	N	$v_{SE}$	$f_{SE}$	$f_M$	$R^2$
I	1	3-dez	10	0,931	0,455	0,971	0,693
		17-dez	10	0,895	0,581	0,909	0,632
		<u>média</u>	<u>10</u>	<u>0,913</u>	<u>0,518</u>	<u>0,940</u>	
	4	6-dez	10	0,753	0,314	0,727	0,825
		20-dez	10	0,751	0,529	0,803	0,554
		<u>média</u>	<u>10</u>	<u>0,752</u>	<u>0,421</u>	<u>0,765</u>	
II	1	10-dez	10	0,752	0,285	0,744	0,754
		<u>média</u>	<u>10</u>	<u>0,752</u>	<u>0,285</u>	<u>0,744</u>	
	4	29-nov	10	0,758	0,308	0,763	0,841
		13-dez	10	0,788	0,333	0,738	0,912
	<u>média</u>	<u>10</u>	<u>0,788</u>	<u>0,333</u>	<u>0,738</u>		

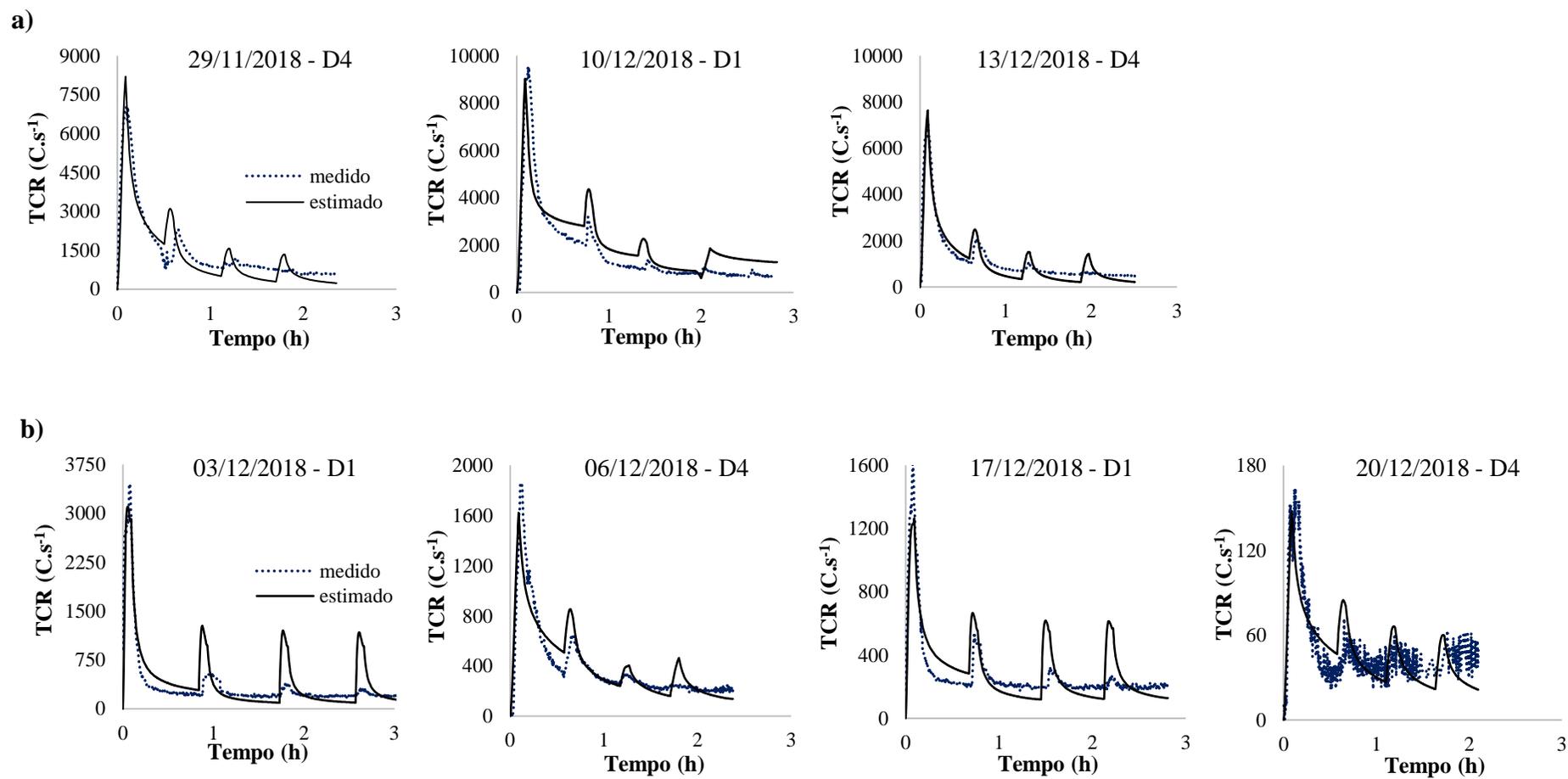
$N$  = número de tanques em série;  $v_{SE} = V_{se}/V_{tot}$  → fração do volume total ocupado pelo volume de troca lenta;  $f_{SE} = Q_{se}/Q_{in}$  → fração da vazão afluyente total que faz troca com o compartimento de troca lenta;  $f_M = Q_m/Q_{in}$  → fração da vazão afluyente que sofre curto-circuito do primeiro ao último compartimento;  $R^2$  = coeficiente de correlação.

Observa-se ainda que o  $f_M$  variou de 0,72 a 0,97, o que aparentemente pode parecer elevado. O que seria curto-circuito hidráulico em um sistema saturado, em que o TDH é mais elevado, é diferente do que poderia ser chamado de curto-circuito no meio não saturado, onde os tempos de percolação são muito curtos. Assim, poder-se-ia dizer que, entre 72 a 97% do volume de líquido que é recuperado percola rapidamente, enquanto que a fração restante (28 a 3%) é absorvida (retenção do líquido no biofilme), gastando mais tempo para deixar o reator. Essa consideração assumida no item 4.5, ou seja, que  $Q_{cc}$  não é um curto-circuito hidráulico clássico, sendo denominado portanto por  $Q_m$ , poderia explicar o motivo de  $q_M$  diminuir do dia 1 para o dia 4 em ambas as unidades (Tabela 5-5).

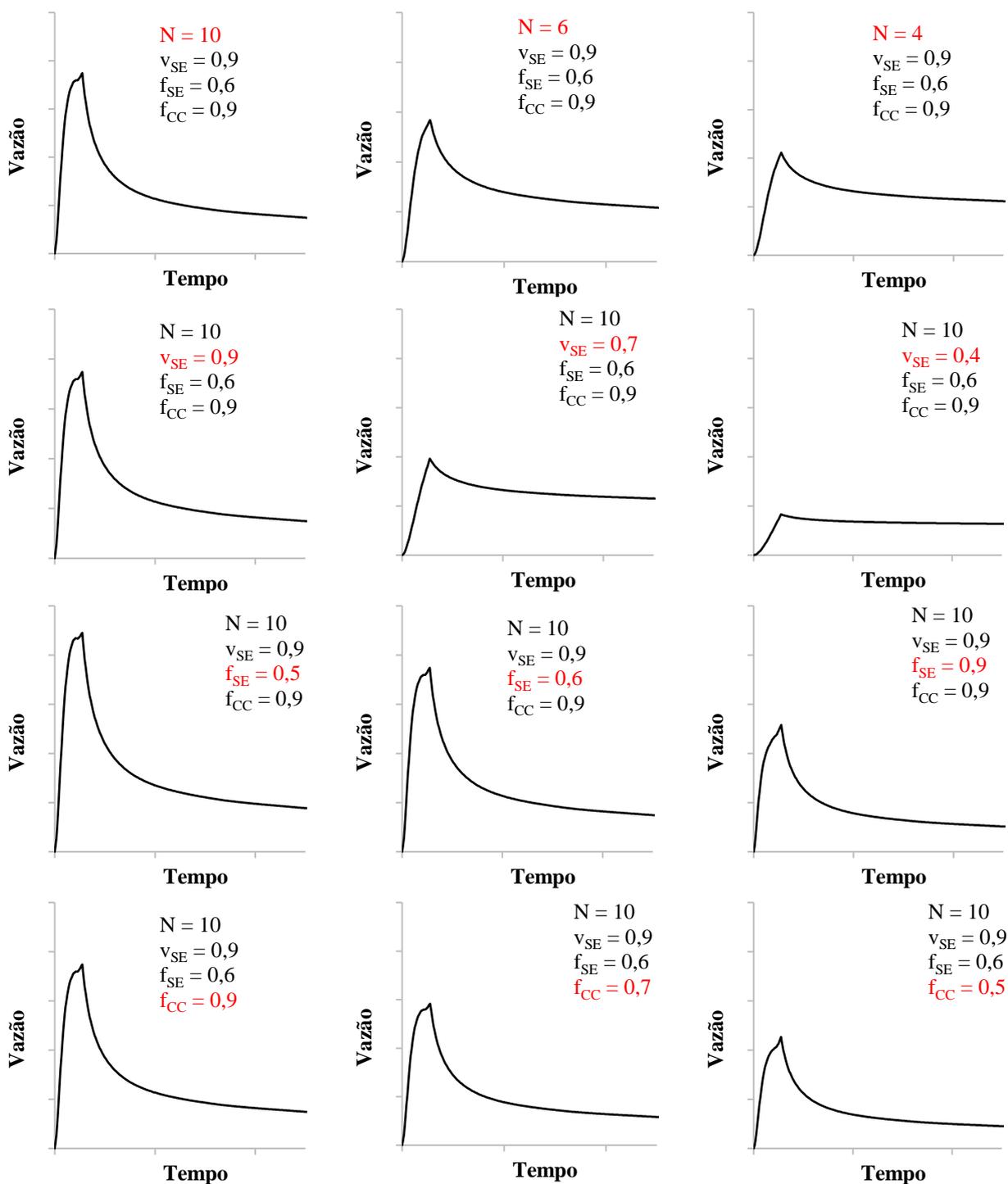
Os parâmetros foram modificados individual e manualmente para que se pudesse entender a influência de cada um deles nas curvas respostas do modelo. A título de curiosidade, esses efeitos estão ilustrados na Figura 5-36. É possível notar que quanto maior o número de tanques em série ( $N$ ), isto é, quanto mais próximo o reator se encontra de um fluxo em pistão, mais esbelta se torna a

curva resposta. Ao diminuir  $N$ , a vazão de pico é reduzida e o decaimento é mais suave. Resposta parecida é notada quanto à fração do volume total do reator ocupada pelo volume de troca lenta ( $v_{SE}$ ). Quanto maior é esse valor, ou seja, a medida que o volume do compartimento ativo se torna menor, cresce a vazão efluente. Em relação à fração da vazão afluente que faz troca com o volume de troca lenta ( $f_{SE}$ ), à medida que seu valor aumenta, mais rapidamente o líquido percola pelo meio filtrante, provocando vazões mais acentuadas. A fração da vazão afluente que sofre curto-circuito  $f_{CC}$  (ou com mobilidade  $f_M$ ) possui comportamento semelhante à  $f_{SE}$ .

**Figura 5-35.** Ajuste do modelo compartimentado dos testes com traçador – medido e estimado. a) Unidade II; b) Unidade I.



**Figura 5-36.** Mudança manual e individual dos parâmetros para se observar o efeito na curva resposta do Modelo Compartmentado de Vassel e von Spering.



$N$  = número de tanques (ou compartimentos) em série

$v_{SE}$  = fração do volume total do reator ocupado pelo volume de troca lenta

$f_{SE}$  = fração da vazão afluyente que faz troca com o volume de troca lenta

$f_{CC}$  = fração da vazão afluyente que sofre curto-circuito (ou que percola com mobilidade  $f_M$ )

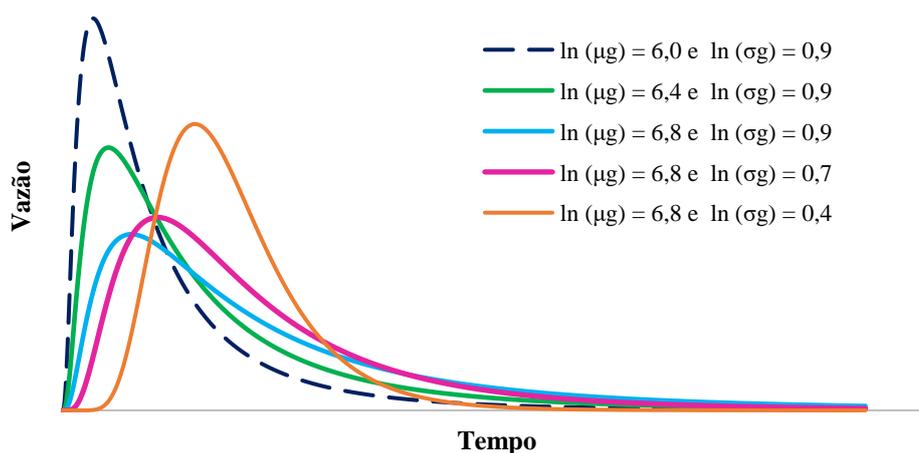
## 5.5 Modelagem matemática do hidrograma efluente

### 5.5.1 Ajuste da distribuição Log-normal

Este item e o próximo (5.5.2) buscaram avaliar se o líquido em si é um bom traçador, além do comportamento hidráulico diário do fluido. Conforme se concluiu no item 5.4.4, a distribuição Log-normal exibiu bom ajuste para os dados de carga radioativa Z. Desta forma, procedeu-se o ajuste para todos os hidrogramas efluentes medidos, que somam 214 curvas, com a mesma sistemática já explicitada no item 5.4.4. A única diferença é que, em todos os valores de concentração, inseriu-se o valor 1, de modo que a carga (concentração  $\times$  vazão) fosse a própria vazão. Contrapondo às 122 curvas utilizadas no item 5.2.2, esta etapa contou com um conjunto maior de dados que foram obtidos posteriormente.

Curvas hipotéticas foram traçadas e estão apresentadas na Figura 5-37 com a finalidade de auxílio no entendimento da influência de cada parâmetro no comportamento dos hidrogramas. Observe que  $\mu_g$  atua na vazão de pico e  $\sigma_g$ , no tempo de pico. Assim, quanto menor  $\mu_g$ , maior será o pico e mais brusca será a descida, e vice versa. Quanto ao  $\sigma_g$ , quanto menor o seu valor, mais acentuada é a translação para a direita, indicando maiores tempos de retenção.

**Figura 5-37.** Avaliação individual dos parâmetros para se observar o efeito na curva resposta da distribuição Log-normal.



Os dados reais foram agrupados por dia do ciclo de alimentação. O resumo dos parâmetros da função Log-normal [ $\ln(\mu_g)$  e  $\ln(\sigma_g)$ ] dos hidrogramas efluentes estimados pela função Solver do Microsoft Excel estão apresentados na Tabela 5-6 e na Figura 5-38a e b. A combinação de ambos os parâmetros foi montada com a ajuda do software OriginPro e está mostrada na Figura 5-39a.

As Figura 5-38c e Figura 5-38d contém  $N$  e  $d$  respectivamente, que aqui foram denominados de  $N'$  e  $d'$ , pois é necessário cuidado na utilização, para meios não saturados, de terminologias padronizadas, conforme já mencionado. E por isso,  $N'$  foi chamado de pseudo tanques em série. A maioria dos valores de  $N'$  encontrados durante o ciclo de alimentação está entre 1 e 4 pseudo tanques em série.

**Tabela 5-6.** Resumo dos parâmetros da distribuição Log-normal obtidos para todos os dados de vazão efluente separados por dia do ciclo de alimentação.

Dia	n	VR mediano (L)	Parâmetro	Unidade	mínimo	mediana	máximo
1	51	<u>416</u>	$\ln(\mu_g)$	L.s <sup>-1</sup>	6,11	<u>6,33</u>	6,57
			$\ln(\sigma_g)$	L.s <sup>-1</sup>	0,39	<u>0,57</u>	0,84
			R <sup>2</sup>		0,69	0,92	0,96
2	38	<u>465</u>	$\ln(\mu_g)$	L.s <sup>-1</sup>	6,03	<u>6,33</u>	6,76
			$\ln(\sigma_g)$	L.s <sup>-1</sup>	0,43	<u>0,60</u>	0,88
			R <sup>2</sup>		0,77	0,92	0,96
3	34	<u>469</u>	$\ln(\mu_g)$	L.s <sup>-1</sup>	5,98	<u>6,30</u>	6,57
			$\ln(\sigma_g)$	L.s <sup>-1</sup>	0,52	<u>0,64</u>	0,92
			R <sup>2</sup>		0,75	0,91	0,95
4	20	<u>471</u>	$\ln(\mu_g)$	L.s <sup>-1</sup>	6,41	<u>6,45</u>	6,82
			$\ln(\sigma_g)$	L.s <sup>-1</sup>	0,45	<u>0,51</u>	0,87
			R <sup>2</sup>		0,74	0,90	0,93
5	36	<u>440</u>	$\ln(\mu_g)$	L.s <sup>-1</sup>	6,41	<u>6,48</u>	6,61
			$\ln(\sigma_g)$	L.s <sup>-1</sup>	0,54	<u>0,61</u>	0,68
			R <sup>2</sup>		0,83	0,87	0,90
6	12	<u>435</u>	$\ln(\mu_g)$	L.s <sup>-1</sup>	6,48	<u>6,50</u>	6,51
			$\ln(\sigma_g)$	L.s <sup>-1</sup>	0,57	<u>0,59</u>	0,60
			R <sup>2</sup>		0,86	0,87	0,89
7	23	<u>428</u>	$\ln(\mu_g)$	L.s <sup>-1</sup>	6,44	<u>6,47</u>	6,67
			$\ln(\sigma_g)$	L.s <sup>-1</sup>	0,55	<u>0,58</u>	0,73
			R <sup>2</sup>		0,78	0,85	0,90

n = número de dados

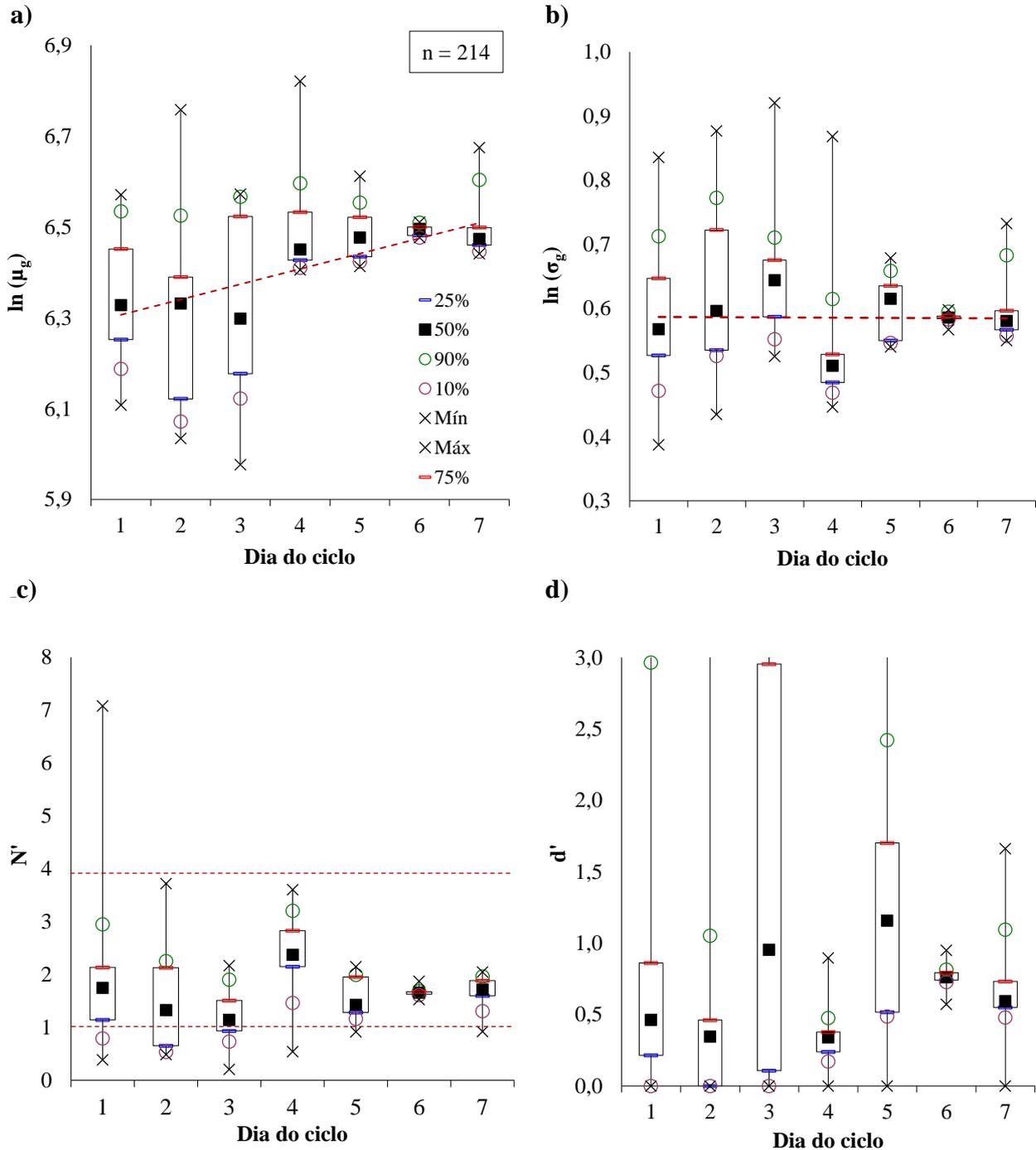
VR = volume recuperado durante um pulso

valores sublinhados = utilizados para traçar as curvas da Figura 5-40.

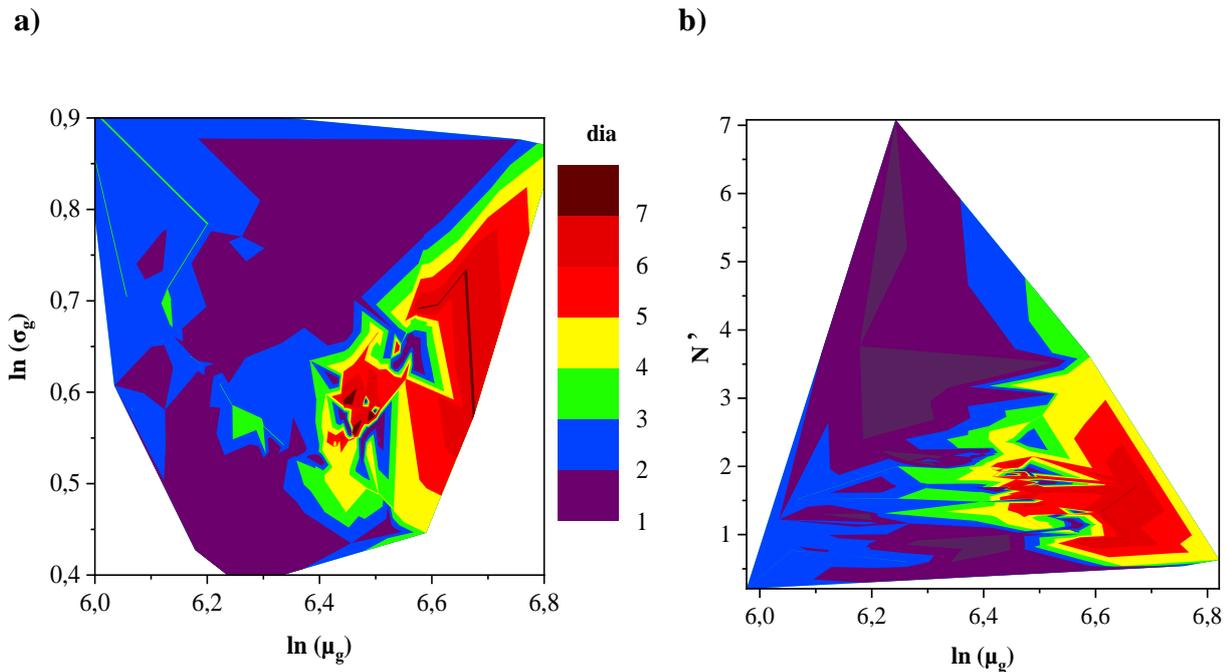
Observa-se que há uma tendência de aumento de  $\mu_g$  ao longo dos dias do ciclo de alimentação (Figura 5-38a e Figura 5-39a). D1 a D3 apresentam valores menores do que os demais. Isso parece coerente, de acordo com o comportamento que sugere a Figura 5-37 hipotética, e com dados reais da Figura 5-8. No que tange  $\sigma_g$  (Figura 5-38b), as medidas centrais tendem para a estabilidade em torno de 0,6. Logo, aparentemente  $\mu_g$  se diferencia mais entre os dias do que  $\sigma_g$ . A Figura 5-39b contém um mapa de contorno por dia do ciclo juntamente com a relação  $N'$  e  $\ln(\mu_g)$ . D1 é o dia com maior variação de  $N'$ , pois conforme já discutido, é quando o sistema está em fase de adaptação do novo ciclo, após sete dias de repouso. Como visto da Figura 5-37,  $\mu_g$  maiores poderiam estar

relacionadas a dias do ciclo mais avançados (D5 a D7) e nesta fase,  $N'$  possui menor variação (1 a 3 pseudo tanques em série).

**Figura 5-38.** Parâmetros da distribuição Log-normal: a)  $\ln(\mu_g)$ . b)  $\ln(\sigma_g)$ . c)  $N'$ . d)  $d'$ .



**Figura 5-39.** Mapa de contorno por dia do ciclo: a)  $\ln(\sigma_g) \times \ln(\mu_g)$ . b)  $N' \times \ln(\mu_g)$ .

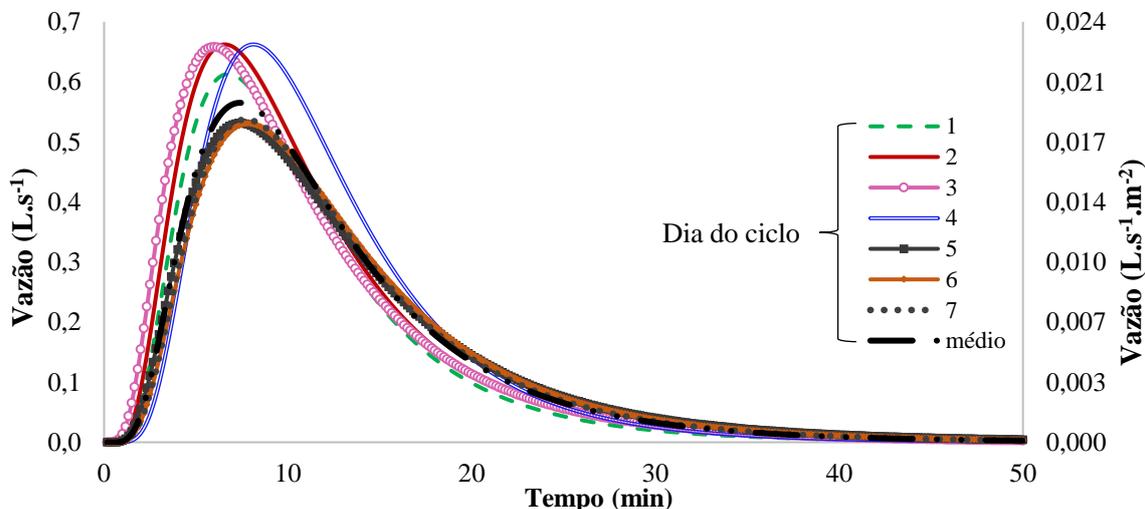


A mediana do  $R^2$  obtida das 214 curvas ajustadas variou de 0,85 a 0,92 (Tabela 5-6), indicando que os dados de vazão efluente são bem descritos por essa função. O maior  $R^2$  atingiu 0,96, ao passo que o menor, 0,69. As medianas (ou o percentil 50%) foram tidas como os parâmetros médios, e assim foram os valores utilizados para descrever a curva da vazão efluente representante de cada dia do ciclo de alimentação (ver Figura 5-40). Para o pulso médio simulado de todo o ciclo, foi considerada a mediana de todo o conjunto de valores obtidos, resultando em  $\ln(\mu_g) = 6,44$ ,  $\ln(\sigma_g) = 0,59$  e volume recuperado = 438 L. Os hidrogramas efluentes médios dos dias 5 a 7 estão muito próximos entre si (Figura 5-40). O mesmo pode ser dito para os dias 2 e 3 (conforme já visto na Figura 5-8). O hidrograma representante do dia 1 possui o pico inferior a estes e o do dia 4 é levemente deslocado para a direita. O hidrograma médio da semana está localizado entre o primeiro e os três últimos dias do ciclo.

Deve-se ter atenção especial aos dias 1 e 7. Na Figura 5-8, foi visto que o hidrograma do pulso 1 atinge valores muito abaixo dos demais, com o pico da ordem de  $0,3 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . Além disso, a curva do pulso após 168 h está mais suavizada em relação às outras. Entretanto, os hidrogramas médios obtidos pelo modelo da distribuição Log-normal (Figura 5-40) não estão em desacordo com os hidrogramas da Figura 5-8. Note que na Figura 5-8 estão apresentados o pulso 1 (após 1 h) e o pulso 168 (ou a última batelada antes de começar o período de repouso), enquanto que a Figura 5-40 representa os pulsos médios dos dias 1 e 7. Desta forma, há uma progressão no formato da curva: no caso do dia 1  $\rightarrow$  do pulso 1 ao pulso médio do dia D1 ; e no caso do dia 7  $\rightarrow$  do pulso médio

do dia D7 ao pulso 168 (ver Figura 5-41). Essa progressão foi modelada com base nos valores medianos que estão contidos na Tabela 5-7 e as curvas obtidas estão na Figura 5-41.

**Figura 5-40.** Hidrograma efluente médio estimado por dia do ciclo de alimentação - distribuição Log-normal.

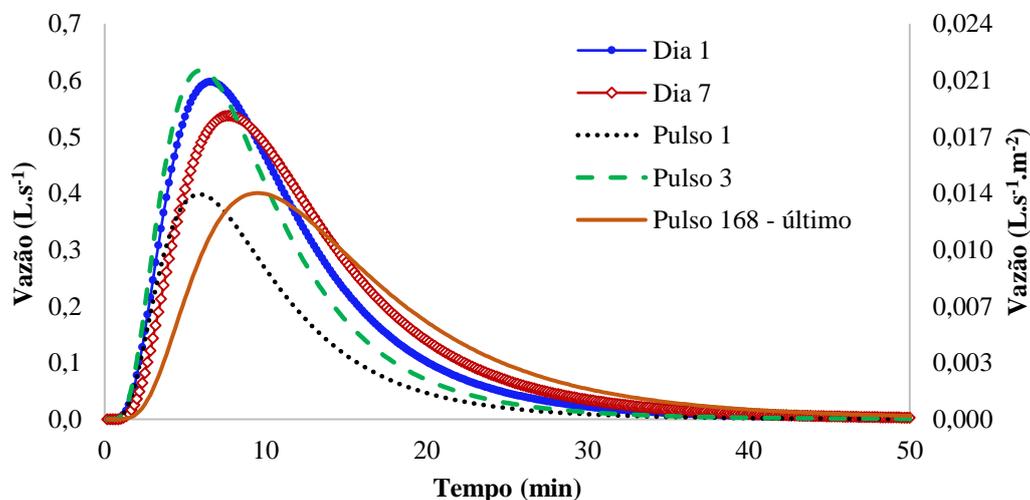


**Tabela 5-7.** Parâmetros medianos da distribuição Log-normal obtidos dos dias 1 e 7 e dos pulsos 1, 3 e 168.

Parâmetro	Unidade	Pulso				
		Dia 1 (média)	Dia 7 (média)	Pulso 1 (dia 1)	Pulso 3 (dia 1)	Pulso 168 (último) (dia 7, final)
$\ln(\mu_g)$	$L.s^{-1}$	6,33	6,47	6,21	6,22	6,67
$\ln(\sigma_g)$	$L.s^{-1}$	0,59	0,58	0,59	0,58	0,57
VR mediano	L	416	428	248	379	386
VR mediano / vol. pulso	%	76%	78%	45%	69%	70%

VR = volume recuperado (ou efluente) durante um pulso  
vol. pulso = 550 L

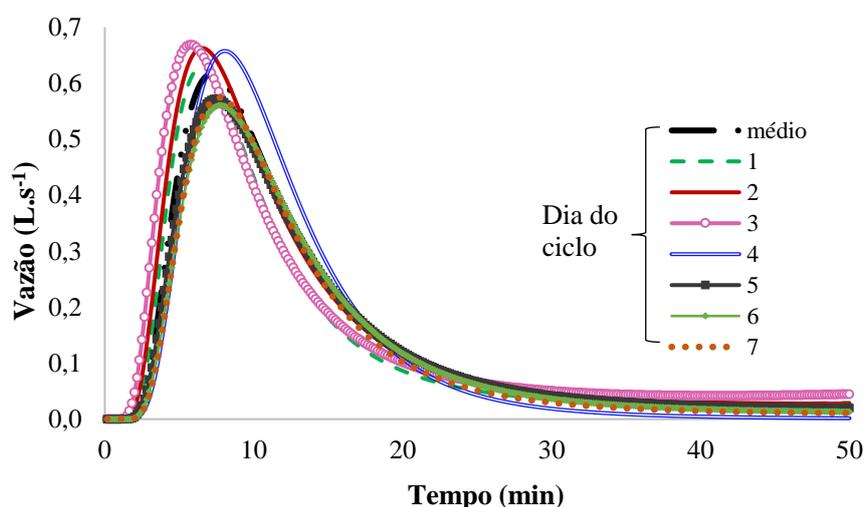
**Figura 5-41.** Hidrograma efluente médio dos dias 1 e 7 e dos pulsos 1, 3 e 168 - distribuição Log-normal.



## 5.5.2 Adaptação do modelo de dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen

Novamente utilizando a ferramenta Solver do Excel, os ajustes aos dados medidos de todos os hidrogramas efluentes foram concebidos para o MDAVS utilizando as modificações explicitadas no item 4.6.2. A Tabela 5-8 contém o resumo dos parâmetros obtidos agrupados por dia do ciclo de alimentação, juntamente com o  $R^2$ . O percentil = 0,5 foi considerado como o parâmetro médio, e por isso foram os coeficientes utilizados para descrever a curva da vazão efluente representante de cada dia do ciclo de alimentação (Figura 5-42). Para o pulso médio simulado do ciclo, foi considerada a mediana de todo o conjunto de dados obtidos. Observa-se que o comportamento da Figura 5-42 se assemelha ao da Figura 5-40, e ambos estão consoantes com os dados experimentais apresentados na Figura 5-8.

**Figura 5-42.** Hidrograma efluente médio separado por dia do ciclo alimentação - modelo de dispersão de Vassel e Schrobiltgen.



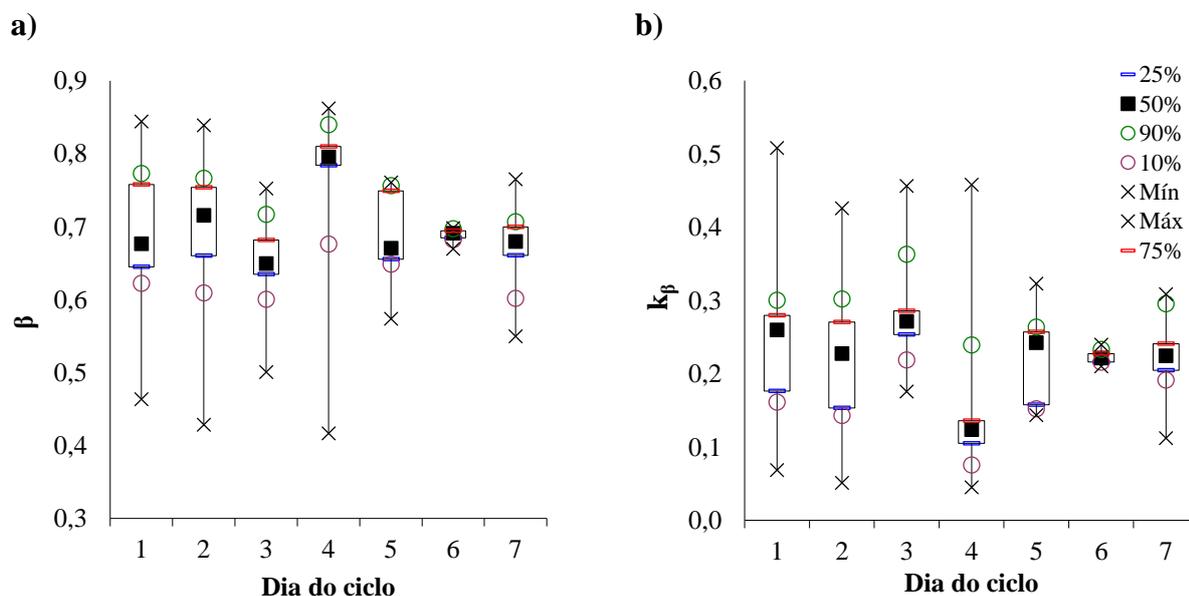
O  $R^2$  variou de 0,79 a 0,98, e os valores medianos estão em torno de 0,93 (Tabela 5-8), mostrando portanto, bons ajustes, superiores àqueles obtidos pela Distribuição Log-normal (Tabela 5-6). O modelo adaptado aderiu bem às vazões de pico e de decaimento. Os gráficos boxplot contendo a variação dos parâmetros do MDAVS estão apresentados por dia na Figura 5-43a à Figura 5-43c. É importante salientar que os parâmetros  $\beta$  e  $k\beta$  estão correlacionados ( $R^2 = 0,92$ ) entre si de modo linear (Figura 5-43d). Apesar de os ajustes dos hidrogramas terem sido bastante satisfatórios, não se observou nenhum padrão de comportamento dos coeficientes ao longo do ciclo de alimentação e assim, a interpretação física ainda não é clara. Note ainda que o  $Pe'$  não deve ser interpretado do modo costumeiro para meios saturados.

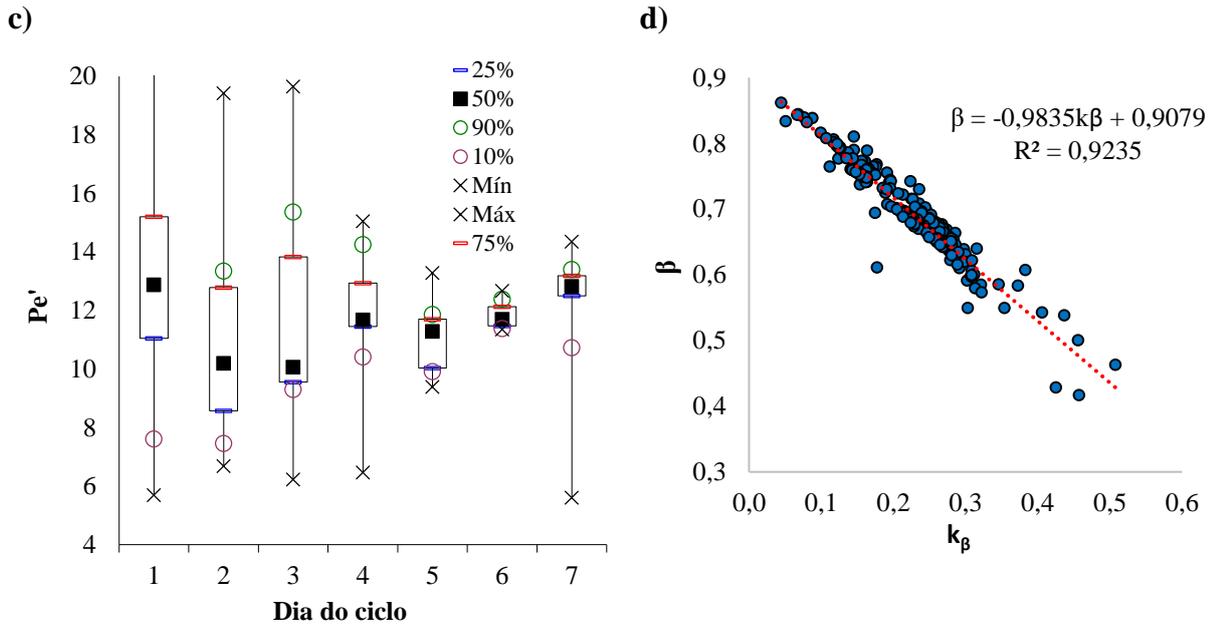
**Tabela 5-8.** Resumo dos resultados obtidos pelo modelo de dispersão de Vassel e Schrobiltgen.

dia	n	$\bar{t}$ (min)	$\sum (t \times E(t) \times \Delta t)$	Parâmetro	mínimo	mediana	máximo
1	51	<u>8,9</u>	<u>832,5</u>	$\beta$	0,46	0,68	0,84
				$k_{\beta}$	0,07	0,26	0,51
				$Pe'$	5,69	12,88	44,59
				$R^2$	0,83	0,96	0,98
2	38	<u>8,9</u>	<u>763,2</u>	$\beta$	0,43	0,72	0,84
				$k_{\beta}$	0,05	0,23	0,43
				$Pe'$	6,69	10,20	19,43
				$R^2$	0,88	0,94	0,98
3	34	<u>8,6</u>	<u>821,4</u>	$\beta$	0,50	0,65	0,75
				$k_{\beta}$	0,18	0,27	0,46
				$Pe'$	6,23	10,07	19,65
				$R^2$	0,79	0,95	0,98
4	20	<u>10,2</u>	<u>803,8</u>	$\beta$	0,42	0,80	0,86
				$k_{\beta}$	0,04	0,12	0,46
				$\alpha$	6,47	11,68	15,06
				$R^2$	0,86	0,94	0,96
5	36	<u>10,6</u>	<u>935,5</u>	$\beta$	0,57	0,67	0,76
				$k_{\beta}$	0,14	0,24	0,32
				$\alpha$	9,39	11,29	13,29
				$R^2$	0,89	0,93	0,95
6	12	<u>10,8</u>	<u>941,1</u>	$\beta$	0,67	0,69	0,70
				$k_{\beta}$	0,21	0,22	0,24
				$\alpha$	11,35	11,71	12,67
				$R^2$	0,92	0,93	0,95
7	23	<u>10,7</u>	<u>959,8</u>	$\beta$	0,55	0,68	0,76
				$k_{\beta}$	0,11	0,22	0,31
				$\alpha$	5,61	12,83	14,35
				$R^2$	0,82	0,92	0,95

valores sublinhados = mediana.

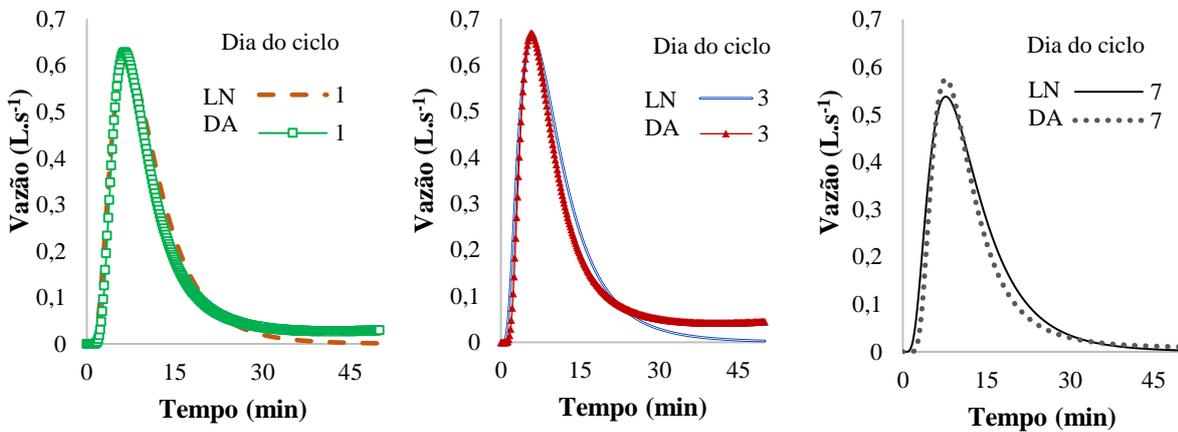
**Figura 5-43.** Parâmetros do modelo de dispersão de Vassel e Schrobiltgen. a)  $\beta$ . b)  $k_{\beta}$ . c)  $Pe'$ . d) correlação entre  $k_{\beta}$  e  $\beta$ .





Na Figura 5-44 estão confrontados os resultados estimados pela distribuição Log-normal e pela dispersão axial para três dias do ciclo (1, 3 e 7). É possível observar que os pares de curvas estão próximos entre si, indicando que a resposta de ambos os modelos é parecida.

**Figura 5-44.** Resultados estimados pela distribuição log-normal e pela dispersão axial.



LN = distribuição log-normal

DA = dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen

### 5.5.3 Ajuste do modelo utilizando uma solução analítica da Equação de Richards

O filtro foi tido como homogêneo. Os parâmetros hidráulicos  $\Theta_r$ ,  $\Theta_s$  e  $\alpha$  foram fixados. Esses coeficientes foram calculados com base nos resultados obtidos por Morvannou et al. (2013), fazendo-se a média ponderada pela altura dos valores das quatro camadas (lodo + três níveis de brita

com biofilme) em função da altura. Note que a  $\Theta_r$  da camada de MO é maior, demonstrando o impacto do lodo na estrutura do meio poroso.  $K_s$  foi calculado com a Equação 3-21, utilizando-se dados da Tabela 3-1. Os parâmetros resultantes de entrada estão descritos na Tabela 5-9.

**Tabela 5-9.** Dados de auxílio no cálculo dos parâmetro de entrada da solução analítica da equação de Richards.

camada	altura do filtro em estudo (m)	média dos valores encontrados por Morvannou et al., 2013			Molle et al., 2015
		$\Theta_r$ (-)	$\Theta_s$ (-)	$\alpha$ (1.m <sup>-1</sup> )	$K_s$ (m.min <sup>-1</sup> )
1	0,003	0,370	0,670	0,012	9,60E-04
2	0,40	0,190	0,406	0,007	1,26E-02
3	0,15	0,128	0,423	0,023	2,58E-02
4	0,15	0,067	0,440	0,039	4,14E-01
média ponderada resultante		<b>0,079</b>	<b>0,437</b>	<b>0,036</b>	<b>1,71E-02</b>

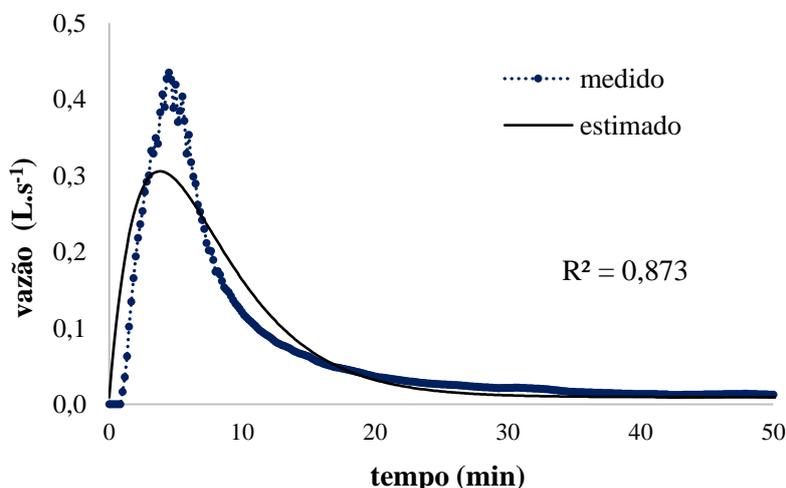
valores em negrito = valores utilizados como dados de entrada.

Os demais parâmetros:  $q_B$ ,  $q_C$ ,  $a$  e  $b$  foram otimizados para a obtenção do melhor coeficiente de correlação entre os dados medidos e estimados. A Tabela 5-10 contém os parâmetros finais e a Figura 5-45 a ilustração do ajuste.

**Tabela 5-10.** Parâmetro livres otimizados da solução analítica da equação de Richards.

$q_B$	$q_C$	$a$	$b$
(m.s <sup>-1</sup> )	(m.s <sup>-1</sup> )	(s <sup>-1</sup> )	(s <sup>-1</sup> )
3,03E-07	1,82E-03	7,54E-06	7,66E-06

**Figura 5-45.** Medido e estimado do modelo da solução analítica da equação de Richards.



Buscou-se desenvolver no Excel um modelo simplificado específico para o meio não saturado, através de uma solução analítica da equação de Richards. Observa-se entretanto que o ajuste da Figura 5-45 atingiu  $R^2 = 0,873$ , sendo que o pico não se aderiu bem aos dados medidos, ainda que houvesse quatro parâmetros livres. Outras duas curvas também foram modeladas, exibindo  $R^2$  menores. Isso pode ser devido ao fato de que não houve nenhum parâmetro de entrada medido, todos foram estimados com base na literatura. Outros fatores podem estar ligados ao meio poroso, que foi considerado homogêneo, e ao fluxo, que foi adotado apenas como vertical (eixo z), o que não são verdade, dado que o filtro é heterogêneo e o escoamento pode ocorrer nas outras dimensões (eixo x e y). Desta forma, concluiu-se que esse modelo apresentado não representou bem o comportamento do sistema e portanto, precisa de modificações. Por esse motivo, optou-se por não estendê-lo aos demais dados medidos, como foi feito com a distribuição log-normal e o modelo de dispersão axial apresentados nos itens 5.5.1 e 5.5.2 respectivamente.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivo contribuir para melhor compreensão do comportamento hidráulico de um sistema de wetlands verticais constituído pelo primeiro estágio do sistema francês operado com apenas duas células e um tempo de alimentação prolongado (sete dias), a fim de possibilitar a otimização da técnica. Deve-se salientar que os resultados obtidos são para este sistema francês não típico, e ainda considerando uma carga hidráulica média de  $0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  e um carregamento orgânico de  $202 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ . A taxa de carregamento orgânico pode influenciar o comportamento hidráulico do filtro, contudo, esse aspecto não foi avaliado neste estudo.

Foi observado que, no início do ciclo de alimentação de sete dias, o sistema necessitou de tempo para encharcar e reter a umidade. Do meio até o final do ciclo de alimentação, o sistema aumentou o armazenamento interno do volume de líquido, provavelmente devido a uma redução da permeabilidade do filtro. O tempo de percolação do fluido cresceu com o passar dos dias do ciclo de alimentação nas duas unidades. No entanto, pode-se ainda considerar que o sistema foi capaz de manter a capacidade de drenagem do líquido durante o ciclo estendido. Os resultados da distribuição dos tempos de residência obtidos com o traçador corroboraram essas conclusões.

Em relação à taxa de aplicação hidráulica instantânea, que está associada ao tempo de esvaziamento da caixa de armazenamento, verificou-se que, de fato, é desejável esvaziar o tanque o mais rápido possível, criando um gradiente hidráulico maior, favorecendo a taxa de infiltração e diminuindo a quantidade de líquido armazenada dentro do sistema. Entretanto, com o uso do sifão aplicado nesta pesquisa e com uma frequência de 24 bateladas por dia, a taxa de aplicação hidráulica instantânea mínima recomendada pela literatura não pôde ser obtida. Salienta-se que menor carregamento hidráulico e maior taxa de aplicação hidráulica instantânea podem retardar a perda de permeabilidade do sistema.

O depósito de lodo possui função primordial no funcionamento do SF, sendo que ele pareceu dificultar a passagem do líquido, especialmente no final do ciclo, indicando que a camada de lodo modificou a condutividade hidráulica do filtro como um todo. No entanto, deve-se notar que a camada de lodo contribui para a retenção líquida momentânea, uma vez que a camada de lodo permite maior evapotranspiração, reduzindo o volume de líquido que percola através do meio filtrante e o volume armazenado no interior do sistema. A maior altura da camada de lodo demonstrou ainda diminuir a transferência de oxigênio.

Para otimizar o reator é fundamental o controle dos processos do fluxo e dos químicos, e a relação entre eles. E por isso, foram confrontados parâmetros físico-químicos do efluente final com o fluxo. Verificou-se o estreito vínculo do comportamento hidráulico com a qualidade do efluente. Diversos parâmetros estão associados ao hidrograma efluente, tais como SST, CE, POR, OD, pH, o que pode indicar também o comportamento de outros parâmetros. Além disso, a queda progressiva do OD em virtude do avançar dos dias de alimentação pode estar relacionada com a perda de condutividade hidráulica, o que contribui para maior retenção de líquido dentro do sistema, e menos espaço para a inserção e permanência do ar atmosférico. Em relação ao perfil do meio filtrante, ao percolar pelo meio o efluente é aerado, mas mesmo assim, as maiores conversões ocorrem nos primeiros centímetros do filtro, onde há maior conteúdo de MO e armazenamento de líquido.

Os fluxos imperfeitos são inerentes a qualquer sistema e devem ser considerados no projeto. O entendimento do fluxo real de um reator provem principalmente dos testes com traçadores, sendo que nesta pesquisa foi utilizado o  $^{99m}\text{Tc}$ , um isótopo radioativo. Observou-se que o  $^{99m}\text{Tc}$  conseguiu representar bem o comportamento do sistema, quando reagido previamente com um complexante, que no caso foi utilizado o DMSA. Sem o uso de um complexante apropriado, este traçador está sujeito a ficar retido na MO que compõe a superfície dos filtros do SF. Apesar de não ser um traçador não conservativo, correções de decaimento podem ser feitas depois. Desta forma, o  $^{99m}\text{Tc}$  pode ser apontado como um traçador promissor no estudo de WEV.

É importante salientar que, com base nos resultados obtidos, nos sistemas não saturados e por bateladas, como os WEV, o próprio líquido pode ser considerado como um traçador, uma vez que ele foi também aplicado em batelada no sistema, segundo a técnica de estímulo-resposta com injeções em pulso. Assim, o hidrograma efluente muito tem a mostrar sobre a hidrodinâmica do sistema, trazendo a vantagem adicional de ser de simples medição.

A distribuição Gama - NTES não se mostrou muito adequada para a representação desse SF, pois ela foi incapaz de se ajustar às vazões de pico. A distribuição Log-normal, por outro lado, exibiu boas correlações entre os dados medidos e estimados, o que pode indicar novos caminhos, sobretudo por ser uma função fácil de ser manipulada. Em relação aos modelos de dispersão axial de Vassel e Schrobiltgen (1991) e compartimentado de Vassel e von Sperling (para uma sequência de pulsos), demonstraram também boa aderência aos dados de campo. No entanto, a interpretação desses modelos não pode ser feita de modo costumeiro. Isso implica na modificação dos modelos de sistemas estacionários e saturados já construídos para que forneçam uma interpretação consolidada

dos dados fornecidos como resposta. A exemplo, o que é chamado de curto-circuito hidráulico em um sistema saturado é diferente do curto-circuito no meio não saturado, o qual poderia ser interpretado como uma percolação ligeira.

Os modelos específicos para o meio não saturado são complexos, devido à variação da condutividade hidráulica com o conteúdo de umidade no meio. Essa pesquisa tentou obter um modelo desenvolvido no Excel, baseado na solução analítica da equação de Richards proposta por Mannich e Guetter (2011). Todavia, o ajuste não se mostrou apropriado, demonstrando a necessidade do desenvolvimento de adaptações.

A compreensão do sistema de distribuição em um WEV é de grande importância para aumentar a uniformidade da carga hidráulica aplicada, minimizando as zonas mortas e os curtos-circuitos, evitando a colmatação prematura de certas regiões e melhorando a utilização volumétrica do reator. Neste sentido, ressalta-se a importância de estratégias para melhorar a distribuição e encorajar o uso de sifões devido à simplicidade e ao baixo custo.

Por último, sugere-se que mais estudos devam ser realizados sob condições de clima quente semelhantes, a fim de permitir conhecer mais o funcionamento hidráulico do sistema com menos unidades em paralelo e diferentes ciclos de alimentação e repouso. Destaca-se a necessidade de investigações para melhorar a hidráulica dos filtros e para desenvolver modelos simplificados aplicados aos meios não saturados.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACRIVOS, A., BABCOCK, B. D., and PIGFORD, R. L. *Flow Distribution in Manifolds*, **Chemical Engineering Science**. 10 (1/2), p. 112-124, 1959.

ALVARADO, A.; VEDANTAN, S.; GOETHALS, P.; NOPENS, I. *A compartmental model to describe hydraulics in a full-scale waste stabilization pond*. **Water Research** 46 (2), p. 521–530, 2012.

ALVARENGA, G. L. S., *Traçadores ativáveis de índio e terras raras para estudos do desempenho de instalações de tratamento de efluente*. 2012, 166 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais) – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear.

ALVARENGA, G. L. S.; SILVA, L. L.; BARRETO, A. A.; PINTO, A. M. F.; MOREIRA, R. M. Use of indium and rare-earth activable tracers for the evaluation of the hydraulic performance of wastewater treatment units. *International Nuclear Atlantic Conference*. Associação Brasileira de Energia Nuclear. Recife, Brasil, 24-29 Novembro 2013.

ARIAS, L. ; BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L.; MOLLE, P. *Simplified hydraulic model of french vertical-flow constructed wetlands*. **Water Science and Technology**. 70(5), p. 909-16, 2014. doi:10.2166/wst.2014.309

BAJURA, R. A. *A model for flow distribution in manifolds*, **Journal of Engineering Power**. 98, p. 654–665, 1971.

BAJURA, R. A.; JONES, E. H. Jr. *Flow Distribution Manifolds*. **Journal of Fluids Engineering**, Trans. ASME, 98, p. 654-666, 1976.

BANDEIRA, J. V. *Desenvolvimento de técnicas nucleares e correlatas para estudos em hidrologia urbana: aplicações na bacia hidrográfica da Pampulha e no Rio das Velhas, MG*. 2004 276 f., enc. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

BANDEIRA, J. V.; FERREIRA, V. V. M.; SALIN, L. H, Vieira, N. de S.; Meneghini, M. S. M; Sales, D. M; Junqueira, M. V. Carvalh o, M. D.; Mota, H. R. *Hydrosedimentological studies in the Paciencia dam, southeastern Brazil*. **Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis** 19 (2), p. 89-103, 2012.

BENEFIELD, L. D., JUDKINS J. F., PARR, D. A. *Treatment Plant Hydraulics for Environmental Engineers*. Prentice Hall, N.J. – USA, 1984.

BRASIL, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico: dados da amostra. 2010. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em 10 out 2017.

\_\_\_\_\_, SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos –2014. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2014.

BRITTO, A. L.; REZENDE, S. C. *A política pública para os serviços urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil: financeirização, mercantilização e perspectivas de resistência*. **Cadernos Metr pole** [en linea] 19 (Mayo-Agosto), 2017. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=402852160009>> ISSN 1517-2422>. Acesso em 22 out 2017.

BROWN, C.; NEVES-SILVA, P.; HELLER, L. *The human right to water and sanitation: a new perspective for public policies*. **Ciência e Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, 21 (3), p. 661-670, Mar. 2016. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S141381232016000300661&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141381232016000300661&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em 22 out 2017.

BUI, J.J.X.; TAN, Y.Y.; F. E.; CARRIE HO; C. *A tracer study in a vertical flow constructed wetland treating septage*. **World Journal of Engineering**, 15 (4), 2018. doi: 10.1108/WJE-09-2017-0306

CAMARGO, A. C. *Otimização dos procedimentos de preparação, marcação e controle de qualidade do glucarato-Tc99m para diagnóstico do infarto agudo do miocárdio*. 2007. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear - Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. doi:10.11606/D.85.2007.tde-29112007-154504.

CHOW, V. T., MAIDMENT, D., MAYS, L. *Applied Hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1988.

CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Gerador IPEN-TEC, 2015.

COTA, R. S. *Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto*. 195 f, enc. Tese (Doutorado em Sanemamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2011.

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** 64 (5), p. 1056-1063, 2011. doi: 10.2166/wst.2011.544

CROHN, D M.; RUUD, N. C.; DECRUYENAERE, J. G.; CARLON D. B. *Goodness-of-Fit Test for Modeling Tracer Breakthrough Curves in Wetlands*. **Journal of Environmental Engineering** © ASCE / February 2005.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J; STEIN, O.; VON SPERLING, M. *Biological Wastewater Treatment Series – Treatment Wetlands*. v.7. Publicado por IWA, Chennai, India, 172p, 2017.

ELGETI, K. *A new equation for correlating a pipe flow reactor with a cascade of mixed reactors*. **Chemical Engineering Science** 51 (23), p. 5077-5080, 1996. doi: 10.1016/S0009-2509(96)00342-9

ESTADOS UNIDOS. National Center for Biotechnology Information. PubChem Database. KGKQVOQETUSNKL-RCUQKECRSA-J, CID=46245552. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/46245552>> . Acesso em 15.mar.2019.

FUNASA. *Saneamento Rural*. Brasília, 2014. Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br/site/engenharia-de-saude-publica-2/saneamento-rural/>>. Acesso em 24.mar.2017.

GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A. *Influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia em wetlands construídos de escoamento vertical no tratamento de esgoto doméstico bruto*. 200 f, enc. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2018.

GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A.; VON SPERLING, M. *Performance of the first stage of the French System of Vertical Flow Constructed Wetlands with only two units in parallel: influence of pulse time and instantaneous hydraulic loading rate.* **Water Science and Technology** 78 (4), p. 848-859, 2018. doi: 10.2166/wst.2018.355.

GARCÍA ZUMALACARREGUI, J.A.; MORAES, M. A. A.; TREIN, C. M.; VON SPERLING, M. Influence of the operation cycle on the performance of the first stage of a full-scale French System of Vertical Flow Constructed Wetland: focus on the feeding/resting periods *4ª Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales*. Rede Pan-americana de Sistemas de Humedales de Tratamiento. Lima, Peru, 15-18 Maio 2018.

HAJRA, M.G.; REDDI, L.N.; MARCHIN, G.L.; MUTYALA, J. *Biological clogging in porous media.* **Environmental geotechnics**. Denver, 5–8 August 2000. Edited by T.F. Zimmie. ASCE, Reston, Va. Geotechnical Special Publication, n. 105, p. 151–165, 2000.

KADLEC, H. R.; WALLACE, S. *Treatment wetlands*. 2. ed., Boca Raton, Florida: CRC Press. 1016 p, 2008.

KANIA, M.; GAUTIER, M; MICHEL, P; GOURDON, R. *Study of aggregation in surface sludge deposits from 14 full-scale french constructed wetlands using particle size distribution and dynamic vapor sorption analyses.* **Water Science and Technology**. 77 (1), p. 79-90, 2017. doi: 10.2166/wst.2017.523

KJELLIN, J.; WÖRMAN, A; JOHANSSON, H; LINDAHL, A. *Controlling factors for water residence time and flow patterns in Ekeby treatment wetland, Sweden.* **Advances in Water Resources**. 30, p. 838–850, 2007. doi:10.1016/j.advwatres.2006.07.002

LANA, L. C. O.; MORAES, D. C.; VON SPERLING, M.; MORATO, L. N.; VASCONCELLOS, G. R; PARAENSE, M. O.; MOREIRA, T. P. A. *Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil.* **Water Science and Technology**. 68 (7), p. 1599-1606, 2013. doi: 10.2166/wst.2013.408

LANGERGRABER, G.; J. ŠIMŮNEK. 2005. *Modeling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands.* **Vadose Zone Journal**. 4, p. 924–938, 2005.

LANGERGRABER, G. *Modelling of processes in subsurface flow constructed wetlands – a review.* **Vadose Zone Journal**. 7 (2), p. 830–842, 2008.

LEVENSPIEL, O. *Chemical reaction engineering*. New York: Wiley, 668 p, 1999.

LOMBARD-LATUNE, R. LAPORTE-DAUBE O.; FINA N.; PEYRAT S.; PELUS L.; MOLLE P. *Which plants are needed for a French vertical-flow constructed wetland under a tropical climate?* **Water Science and Technology**. Apr; 75 (7-8), p.1873-188, 2017. doi: 10.2166/wst.2017.064.

LOMBARD-LATUNE, R., MOLLE, P. *Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée.* Agence française pour la biodiversité, collection Guides et protocoles, 72 p, 2017.

LOMBARD-LATUNE, R.; PELUS, L; FINA, N.; L'ETANGD, F.L; LE GUENNEC, B., MOLLE, P. *Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands designed for tropical climates.* **Science of the Total Environment**. 642, p. 208–215, 2018.

- LU, N.; LIKOS, W. J. *Unsaturated Soil Mechanics*. John Wiley, New York, 556 p, 2004.
- MAIER, U., DEBIASE, C., BAEDER-BEDERSKI, O., BAYER, P. *Calibration of hydraulic parameters for large-scale vertical flow constructed wetlands*. **Journal of Hydrology**. 369 (3–4), p. 260–273, 2009. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.02.032
- MANJATE, E. S., LANA, L. C. O., MORAES, D. C., VASCONCELLOS, G. R., MACIEL, M., VON SPERLING, M. *First stage of the French vertical flow constructed wetland system: experiments with the reduction of surface area and number of units*. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development** 5 (1), p. 50-55, 2015.
- MANJATE, E. S. *Behaviour evaluation of vertical flow constructed wetlands for treatment of domestic sewage and septic tank sludge*. 2016. xi, 144 f., enc. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.
- MANNICH, M; GUETTER, A. *Solução Analítica da Equação de Richards*. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Volume 16 n.1 Jan/Mar 2011, 47-54. doi: 10.21168/rbrh.v16n1.p47-54
- MARIN, M., LIPEME KOUYI, G., ROSS, A.E., FLETCHER, T.D., MOLLE, P. & CHOCAT, B. *Simplified modelling of the hydraulic behaviour of vertical flow constructed stormwater wetlands*. Novatech (eds J.-L. Bertrand-Krajewski & T.D. Fletcher). GRAIE, Lyon, France, 2013.
- MASI, F.; BRESCIANI, R.; MARTINUZZI, N.; RIZZO, A.C.L. *Large scale application of French Reed Beds: municipal wastewater treatment for a 20,000 inhabitant's town in Moldova*. **Water Science and Technology**. 76 (1), p. 134-146, 2017.
- MATOS, M. P.; VON SPERLING, M. MATOS, A. T.; PASSOS, R. G. *Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial*. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, 35 (6), p. 1137-1148, nov.dez. 2015. doi: 10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n6p1137-1148/2015
- MATOS, A. T.; MATOS, M. P. *Disposição de Águas Residuárias no Solo e em Sistemas Alagados Construídos*. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2017.
- METCALF, D. ; EDDY, H. P. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4th ed. Boston: McGraw-Hill, xxviii, 1819 p, 2003.
- MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A. G.; IWEMA, A. French vertical flow constructed wetlands: reed bed behaviour and limits due to hydraulic overloading on first stage filters. In: *9ème conférence sur les marais artificiels et 6ème conférence sur le lagunage naturel*, Sep 2004, Avignon, France. 5 p., 2004.
- MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. *How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems*. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005.
- MOLLE, P., LIÉNARD, A., GRASMICK, A., IWEMA, A. (2006). *Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads*. **Water Research**. 40(3), p. 606-612, 2006.

MOLLE, P.; PROST-BOUCLE, S.; AND LIÉNARD, A. *Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: a full-scale experiment study*. **Ecological Engineering**, 34 (1), p. 23-29, 2008.

MOLLE, P. *French vertical flow constructed wetlands: A need of a better understanding of the role of the deposit layer*. **Water Science and Technology**. 69(1), p. 106-12, 2014. doi: 10.2166/wst.2013.561

MOLLE, P., LOMBARD LATUNE, R., RIEGEL, C., LACOMBE, G., ESSER, D., MANGEOT, L. *French vertical-flow constructed wetland design: Adaptations for tropical climates*. **Water Science and Technology**. 71 (10), p.1516-1523, 2015.

MORAES, M. A. A., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J.A., TREIN, C. M., PALMIER, L.R., VON SPERLING, M. *Hydraulic analysis of the influent distribution system in a pulse-feeding vertical flow constructed wetland (first stage of French system)*. *4ª Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales*. Rede Pan-americana de Sistemas de Humedales de Tratamiento. Lima, Peru, 15-18 Maio 2018.

MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; VANCLOOSTER, M.; MOLLE, P. *Which hydraulic model to use in vertical flow constructed wetlands?*. In: *13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Nov 2012, Perth, Australia. 9 p. <hal-00783728>

MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; VANCLOOSTER, M.; MOLLE, P. *Characterizing hydraulic properties of filter material of a vertical flow constructed wetland*. **Ecological Engineering**. 60, p. 325– 335, 2013. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.06.042

MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; MICHEL, S.; TROESCH, S.; MOLLE, P. *Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years*. **Water Science and Technology**, IWA Publishing,, 71 (9), p.1333-1339, 2015.

MORVANNOU, A., TROESCH, S., ESSER, D., FORQUET, N., PETITJEAN, A., MOLLE, P. *Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands*. **Water Science and Technology**. 76 (1), p. 124–133, 2017.

NEVES-SILVA, P.; HELLER, L. *O direito humano à água e ao esgotamento sanitário como instrumento para promoção da saúde de populações vulneráveis*. **Ciência e Saúde Coletiva**. 21 (Junio-Sin mes), 2016.

NIELSEN, S. M. *Sludge drying reed beds*. **Water Science and Technology**. 48(5), p. 101-109, 2003.

NIELSEN, S.; LARSEN, J. D. *Operational strategy, economic and environmental performance of sludge treatment reed bed systems – based on 28 years of experience*. **Water Science and Technology**. 74 (8), p. 1793-1799, 2016. doi: 10.2166/wst.2016.295

NIVALA, J.; HEADLEY, T.; SCOTT WALLACE, S.; BERNHARD, K.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. A. *Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany*. **Ecological Engineering**. v. 61, p. 544-554, 2013. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.01.035

NIVALA, J.; MURPHY, C.; TROESCH, S.; WALLACE, S.; ESSER, D. *Intensified and modified wetland designs*. **Sustainable Sanitation Practice Journal**. 18, p. 15–20, 2014.

PAING, J. GUILBERT, A GAGNON, V. CHAZARENC, F. *Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems*. **Ecological Engineering**. 80, p. 46-52, 2015, doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.10.029

PAUL, U., KARPF, C., SCHALK T. *Hydraulic simulation of perforated pipe systems feeding vertical flow constructed wetlands*. **Water Science and Technology**, 77 (5), p. 1431-1440, 2018. doi: 10.2166/wst.2018.025.

PENIDO, R. C. S. M. *Avaliação hidráulica de leitos de fluxo vertical plantados e não plantado em escala de demonstração*. 2009. 117 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

PLATZER, C; MAUCH, K. *Soil Clogging in Vertical-flow Reed Beds - Mechanisms, Parameters, Consequences and .... Solutions?*. **Water Science and Technology**. 35 (5), p. 175-181, 1997.

PLATZER C., HOFFMANN H., MIGLIO R.M. Long term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America. *In. International Water Association (IWA): Gdansk, Poland*, p. 868-887, 2016.

POMPEU DOS SANTOS, J. *Hidráulica de Poços I*. In: BRASIL. Gerência de apoio a treinamento e divulgação. Cetesb. Construção, operação e manutenção de poços. São Paulo: Cetesb. Cap., p. 56-62. (C.C.006/77). Cursos por correspondência, 1977.

OKUNO, E.; YOSHIMURA, E. M. *Física das radiações*. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.

REZENDE, S. C.; HELLER, L. *O saneamento no Brasil: políticas e interfaces*. 2.ed., rev. e ampl. Belo Horizonte: Editora UFMG, 387p, 2008.

RIBEIRO, G. L.; BIDONE, E. D.; DE MELO, M. A. DE; SILVA, I. P. G. *Traçadores hidrossolúveis para caracterização de reservatórios de petróleo*. **Engevista**. 18 (1), p. 23-42, Julho 2016.

SAUNDERS, R. J.; WARFORD, J. J. *Abastecimento de água em pequenas comunidades: aspectos econômicos e políticos nos países em desenvolvimento*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; [Brasília]: CODEVASF, 252p, 1983.

SENS, M. L. *et al.* Filtração em margem. In: PADUA, V.L. (coord.). *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*. Rio de Janeiro: ABES-Projeto Prosab, p. 173-236, 2006.

SILVA, L.L.; DONNICI, C.L; AYALA, J. D.; FREITAS, C. H.; MOREIRA, R. M.; PINTO, A. M. F. *Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos*, **Química Nova**, 32 (6), p. 1576-1585, 2009.

SOUSA PINTO, S. P. *Curso Básico de Mecânica dos Solos*. 3ª Ed., São Paulo, Ed. Oficina de Textos, 2006.

SPENCER LIMA, L. *Radiação gama*. **Ciência Elementar**, 2 (04):0110, 2014.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. *Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent filters treating pond effluent*. **Water Research**, 43 (7), p.1851-1858, 2009.

TREIN, C. M., MORAES, M.A.A., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J.A., VON SPERLING, M. Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French System of Vertical Flow Constructed Wetlands in a tropical area. *16<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. IWA. Valencia, Spain, 30 September – 04 October 2018.

TREIN, C. M.; GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A.; DE ANDRADE MORAES, M. A; VON SPERLING, M. *Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French system of vertical flow constructed wetlands in a tropical area*. **Water Science and Technology**, 80, p. 347-356, 2019. doi: 10.2166/wst.2019.278

TUCCI, C. E. M. *Hidrologia: ciência e aplicação*. 4.ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2001. 943 p.

VASEL, J. L.; SCHROBILTGEN, P. *Oxygen transfer in trickling filters*. **Water Research**, 25 (1), p. 53-60, 1991.

VIEIRA, P. de C. *Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB*. 2013. 297 f., enc. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1843/BUOS-9MWFQN>>

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. v.1. Belo Horizonte: Editora UFMG. 387p, 2014. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 1).

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Editora UFMG. 211 p, 2016. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 2).

VON SPERLING, M., VERBYLA, M., OLIVEIRA, S. *Assessment of treatment plant performance and water quality data: a guide for students, researchers and practitioners*. IWA Publishing, Londres (no prelo).

WANG, J.Y. *Theory of flow distribution in manifolds*. **Chemical Engineering Journal**. 168, p. 1331-45, 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), UNICEF. *Joint monitoring program for water supply and sanitation. Progress on drinking water and sanitation. Update 2015*. Geneve: WHO, UNICEF; 2015.

XU, S; WÖRMAN, A.; DVERSTORP, B. *Effects of compartmental model structure and long-terminflow pollutograph on model predictions*. **Radioprotection**. Suppl. 1, 40, p. S477-S483, 2005. doi: 10.1051/radiopro:2005s1-070

XU, Q; CUI, L; ZHANG, L.; ZIXIA L.; YU, G. *The Effect of Two Factor Combination of Three Kinds of Loading on the Soil Clogging in Vertical Flow Constructed Wetland*. **Frontier of Environmental Science**. 2 (4), p. 56-63, December 2013 .

YADAV, A; FLORENT CHAZARENC, F; SRIKANTH MUTNURIA, S. *Development of the “French system” vertical flow constructed wetland to treat raw domestic wastewater in India*. **Ecological Engineering**. 113,p. 88–93, 2018. doi 10.1016/j.ecoleng.2018.01.001

ZHANG, D. Q; JINADASA, K. B; GERSBERG, R.M; LIU, Y.; NG ,W.J.; TAN S.K. *Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries--a review of recent developments (2000-2013)*. **Journal of Environmental Management**. Aug 1, p. 141:116-31, 2014. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.03.015.

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