

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**Mariele Fioreze**

**USO DE MODFLOW PARA SIMULAÇÃO DA HIDRODINÂMICA DE  
MEIOS POROSOS EM *WETLANDS* CONSTRUÍDOS**

Santa Maria, RS

2017



**Mariele Fioreze**

**USO DE MODFLOW PARA SIMULAÇÃO DA HIDRODINÂMICA DE MEIOS  
POROSOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Ambiental.**

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Malva Andrea Mancuso

Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Delmira Beatriz Wolff

Santa Maria, RS

2017

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Fioreze, Mariele  
USO DE MODFLOW PARA SIMULAÇÃO DA HIDRODINÂMICA DE  
MEIOS POROSOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS / Mariele Fioreze.-  
2017.  
133 p.; 30 cm

Orientadora: Malva Andrea Mancuso  
Coorientadora: Delmira Beatriz Wolff  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental, RS, 2017

1. Efluentes domésticos 2. Filtros plantados com  
macrófitas 3. Groundwater Modeling System 4. Modelos  
tridimensionais 5. Simulação numérica I. Mancuso, Malva  
Andrea II. Wolff, Delmira Beatriz III. Título.

---

© 2017

Todos os direitos autorais reservados a Mariele Fioreze. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: mariele.fioreze@gmail.com

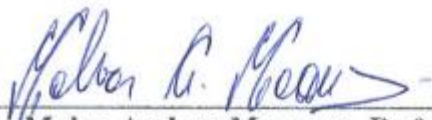
---

**Mariele Fioreze**

**USO DE MODFLOW PARA SIMULAÇÃO DA HIDRODINÂMICA DE MEIOS  
POROSOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Área de Concentração Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, linha de Pesquisa Modelagem Hidroambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Ambiental**.

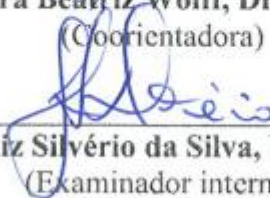
**Aprovado em 27 de janeiro de 2017:**



**Malva Andrea Mancuso, Dr.<sup>a</sup> (UFSM)**  
(Presidente/Orientadora)



**Delmira Beatriz Wolff, Dr.<sup>a</sup> (UFSM)**  
(Coorientadora)



**José Luiz Silvério da Silva, Dr. (UFSM)**  
(Examinador interno)



**Paula Loureiro Paulo, Dr.<sup>a</sup> (UFMS)**  
(Examinadora externa)

Santa Maria, RS

2017



## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), por essa parceria que se estende desde agosto de 2009. Deixo aqui algumas das pessoas mais maravilhosas que tive a oportunidade de conhecer.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEAmb) da Universidade Federal de Santa Maria, pela oportunidade de desenvolvimento deste trabalho.

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Malva Andrea Mancuso, que foi mais do que uma orientadora: acreditou em mim, me ajudou a ver e compreender a ciência de um ponto de vista diferente e teve participação direta na minha evolução. Muito obrigada pelo apoio, paciência e compartilhamentos.

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> e coorientadora Delmira Beatriz Wolff, por ter me recebido tão carinhosamente em Santa Maria, pelas aulas e aprendizados maravilhosos e auxílio no delineamento dessa proposta.

Aos amigos e colegas da sala 548, prédio 10 – CTLab/UFSM, por todo o auxílio prestado e pelos bons momentos vividos. Levarei a lembrança de vocês sempre comigo.

Aos colegas, amigos e professores do curso de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária e do Núcleo de Pesquisa e Extensão em Engenharia Ambiental (NUPEEA) da Universidade Federal de Santa Maria, *campus* Frederico Westphalen. Foi bom estarmos juntos mais uma vez.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos.

Àquela que me aceita, me completa e me faz ser mais mulher. Que me dá forças, me encoraja e me faz acreditar na concretização dos meus sonhos. Que esteve do meu lado do primeiro ao último dia dessa fase. À Carolina, sempre e por tudo.

**Muito obrigada!**





*Piés, para qué los quiero si tengo  
alas pa' volar?*

*Frida Kahlo*



## RESUMO

# USO DE MODFLOW PARA SIMULAÇÃO DA HIDRODINÂMICA DE MEIOS POROSOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

AUTORA: Mariele Fioreze

ORIENTADORA: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Malva Andrea Mancuso

*Wetlands* construídos (WCs) são tecnologias empregadas para o tratamento de águas residuárias, cujo objetivo é reproduzir, sob condições controladas, os mecanismos de depuração que ocorrem em meios naturais, através da exploração e aperfeiçoamento dos processos que envolvem a vegetação, o substrato e os microrganismos. *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal (WCFH) são caracterizados pelo fluxo em direção horizontal através de um leito de cascalho ou areia, vegetado ou não com macrófitas emergentes, cujas entrada e saída dos efluentes são horizontalmente opostas, o que permite que as águas residuárias fluam através da rizosfera e tenham contato com o biofilme formado em subsuperfície. Tradicionalmente, os estudos sobre WCs incidem apenas sobre a remoção das concentrações de contaminantes, considerando esses sistemas como “*black-boxes*” a partir de abordagens empíricas, sem fazer distinção entre os diferentes processos atuantes. O desenvolvimento de modelos numéricos, como forma de auxiliar a identificar e aperfeiçoar o papel de cada elemento atuante no tratamento, quer sejam as propriedades do meio poroso, a geometria construtiva, as características de fluxo, entre outros, surge como alternativa para o alcance de uma compreensão mais detalhada dos processos internos intervenientes nos WCs. De uma forma geral, os modelos numéricos são constituídos por equações governantes (derivada da combinação matemática da equação de balanço de água e da lei de Darcy), por condições iniciais (dizem respeito à distribuição da carga hidráulica no domínio do modelo) e por condições de contorno (definem as fronteiras hidráulicas ou físicas que delimitam o domínio do modelo). Na última década, diferentes modelos 1D e 2D foram desenvolvidos e aplicados para a simulação de WCs de escoamento subsuperficial em condições de fluxo horizontal saturado (CWM1-RETRASO e PHWAT), vertical variavelmente saturado (FITOVERT e HYDRUS-CW2D) e vertical ou horizontal variavelmente saturado (HYDRUS-CWM1). Porém, poucas experiências relativas à aplicação de modelos 3D para simulação de WCs são relatadas pela literatura científica. Neste trabalho, a simulação da hidrodinâmica do meio poroso de um sistema de tratamento de efluentes do tipo *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal foi realizada por meio da aplicação de um modelo numérico 3D. Foram simuladas as condições de fluxo conforme as especificações de um projeto de engenharia, e também cenários com mudanças nas características hidrodinâmicas do meio poroso (condutividade hidráulica) e no posicionamento dos mecanismos de distribuição das águas residuárias (distribuição ao longo da seção transversal por meio de duas tubulações) visando verificar a influência desses fatores no sistema de fluxo e também indicar vantagens e desvantagens que contribuam para a elaboração de projetos. Os *softwares* MODFLOW e MODPATH, executados por meio da interface GMS, foram utilizados para a simulação da direção e velocidade de fluxo, nível hidráulico e linhas de trajetória das partículas transportadas por advecção. O modelo provou ser uma ferramenta poderosa para a simulação, permitindo visualizar a interdependência entre os parâmetros hidrodinâmicos e as características hidráulicas do meio poroso. Os cenários simulados mostraram a possibilidade de melhoria dos padrões de fluxo, principalmente por meio do uso de duas tubulações para distribuição dos efluentes de forma mais homogênea ao longo da seção transversal do leito. O uso de materiais com menor condutividade hidráulica também apresentou melhoria nas características de fluxo avaliadas. Porém, deve-se considerar o contexto geral das instalações de tratamento das águas residuárias (unidades de tratamento preliminar e cargas afluentes), visto que materiais com baixa condutividade hidráulica são mais susceptíveis ao entupimento. A concepção adequada é crucial para melhorar as condições de tratamento verificadas nos WCFH e também para evitar a ocorrência de danos e problemas hidráulicos, como a estagnação de fluxo em zonas de baixa velocidade de escoamento.

**Palavras-Chave:** Efluentes domésticos. Filtros plantados com macrófitas. *Groundwater Modeling System*. Modelos tridimensionais. Simulação numérica.



## ABSTRACT

### MODFLOW FOR HYDRODYNAMIC SIMULATION OF THE POROUS MEDIA IN CONSTRUCTED WETLANDS

AUTHOR: Mariele Fioreze

ADVISOR: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Malva Andrea Mancuso

Constructed wetlands (CWs) are artificial systems used for wastewater treatment, whose objective is to reproduce, under controlled conditions, the treatment mechanisms that occur in natural environments, through the exploration and improve the processes that involve the vegetation, porous media and microbial assemblages. Horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CWs) is characterized by flow in a horizontal direction, in a gravel or sand beds planted or unplanted with emergent macrophytes whose the inlet and outlet are horizontally opposed, which allows the wastewater flow through the rhizosphere and have contact with the biofilm formed in subsurface. Traditional studies about CWs focuses on the efficiency of contaminants removal look at systems as a "*black-boxes*" from empirical approaches and do not distinguish between the different active removals processes. The development of numerical models, in order to helping to identify and improve the role of each element acting in the treatment, whether the properties of the porous media, constructive geometry, flow characteristics, among others, appears as an alternative to reach a more detailed understanding of the internal processes involved in CWs. In general, numerical models consist of governing equations (derived from the mathematical combination of the water balance and Darcy's law), initial conditions (they refer to the distribution of the hydraulic head in the model domain) and boundaries conditions (define the hydraulic or physical boundaries that delimit the model domain). In the last decade, different 1D and 2D numerical models have been developed and applied for the simulation of subsurface flow CWs under conditions of saturated horizontal flow (CWM1-RETRASO and PHWAT), variably saturated vertical flow (FITOVERT and HYDRUS-CW2D) and vertical or horizontally saturated flow (HYDRUS-CWM1). However, few studies regarding the application of 3D numerical models for CWs simulation are reported in the scientific literature. In this study, the hydrodynamic simulation of the porous media in a horizontal subsurface flow constructed wetland was run through the application of a 3D numerical model. The flow patterns were simulated according to the project design and scenarios with changes in the porous media hydrodynamic (hydraulic conductivity) and in the positioning of the wastewater distribution mechanisms (distribution along the cross section with two pipes) in order to verify the influence of these factors in the flow pattern and also to indicate advantages and disadvantages that contribute to the design. The softwares MODFLOW and MODPATH, in the GMS family code, were used for to simulate the direction and flow velocity, hydraulic head and pathlines. The model proved to be a powerful tool to simulation, allowing observing the interdependence between the hydrodynamic parameters and the hydraulic characteristics in the porous media. The simulated scenarios showed the possibility of improving the flow patterns, mainly using two pipes to distribute the wastewater in a more homogeneous way along the cross section of the bed. The use of a porous media with lower hydraulic conductivity also showed improvement in flow characteristics evaluated. However, the general context of wastewater treatment facilities (pretreatment units and tributary loads) should be considered, since materials with low hydraulic conductivity are more susceptible to clogging. Proper design is crucial to improving the treatment conditions in the HSSF-CWs and also to avoid the occurrence of hydraulic problems and damage to the treatment, such as the clogging.

**Keywords:** Domestic wastewater. Constructed wetlands. *Groundwater Modeling System*. Three-dimensional models. Numerical simulation.



## LISTA DE TABELAS

### Capítulo 1 – Revisão Bibliográfica

Tabela 1.1 – Características de alguns <i>wetlands</i> construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal brasileiros nos quais a ocorrência de colmatção foi evidenciada.....	38
Tabela 1.2 – Valores médios de condutividade hidráulica ( $K$ ) para britas de diferentes granulometrias comercializadas no Brasil.....	43
Tabela 1.3 – Valores de condutividade hidráulica ( $K$ ) relatados pela literatura científica internacional em <i>wetlands</i> construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal .....	43

### Chapter 2 – Numerical simulation of flow and biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands: a systematic review

Table 2.1 – Software for flow and biokinetic reaction simulations in subsurface flow constructed wetlands (SSF-CWs).....	73
--	----

### Chapter 3 – MODFLOW for hydrodynamic simulation of the porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: a tool for design criteria

Table 3.1 – Horizontal subsurface flow constructed wetland project design.....	92
Table 3.2 – Simulation scenarios based on the HSSF-CW project for the College Student House of the Federal University of Santa Maria, campus Frederico Westphalen.....	96
Table 3.3 – Input data for the conceptual model for the HSSF-CW simulations.....	97
Table 3.4 – Results from MODFLOW and MODPATH simulation of HSSF-CW project.....	97
Table 3.5 – Velocities and total flow in each layer for the HSSF-CW calibrated model.....	99
Table 3.6 – Sensibility analysis for hydraulic conductivity ( $K$ ) considering the HSSF-CW calibrated model .....	100
Table 3.7 – Sensibility analysis for the drain conductance ( $C$ ) considering the HSSF-CW calibrated model .....	103
Table 3.8 – Results from MODFLOW and MODPATH simulation, considering different scenarios for inflow and porous media.....	105





## LISTA DE QUADROS

### Capítulo 1 – Revisão Bibliográfica

Quadro 1.1 – Mecanismos de depuração de poluentes em <i>wetlands</i> construídos .....	36
Quadro 1.2 – Tipos e características dos modelos de simulação.....	45
Quadro 1.3 – Aspectos gerais dos <i>softwares</i> utilizados para simulação de <i>wetlands</i> construídos de escoamento subsuperficial .....	50



## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 1 – Revisão Bibliográfica

Figura 1.1 – *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal (WCFH): 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) zona de entrada; 5) tubulação de alimentação; 6) material filtrante; 7) sentido do fluxo; 8) zona de saída; 9) tubulação de coleta, e; 10) controlador de nível..... 31

Figura 1.2 – *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo vertical (WCFV): 1) afluente; 2) macrófitas; 3) material filtrante; 4) tubulação de alimentação; 5) sentido do fluxo; 6) tubulação de coleta; 7) impermeabilização; 8) controlador de nível, e; 9) efluente final .... 32

### Chapter 2 – Numerical simulation of flow and biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands: a systematic review

Figure 2.1 – Classification of constructed wetlands for wastewater treatment..... 69

### Chapter 3 – MODFLOW for hydrodynamic simulation of the porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: a tool for design criteria

Figure 3.1 – Grid and boundary conditions for HSSF-CW project for the College Student House of the Federal University of Santa Maria, campus Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brazil ..... 93

Figure 3.2 – Results from HSSF-CW model calibration, where: a) flow vectors along to the oblique view in the column 12; b) flow vectors at the inlet, with view of the injection wells; c) flow vectors along to the longitudinal profile in the column 12; d) pathlines along to the longitudinal profile in the column 12; e) velocities in plan view (layer 2), in the columns 10-14, and; f) velocities in plan view (layer 6), in the columns 10-14..... 98

Figure 3.3 – Flow vectors in the column 12 for the sensibility analysis for hydraulic conductivity ( $K$ ) considering the HSSF-CW calibrated model: a)  $K +99.9\%$ ; b)  $K +80\%$ ; c)  $K +40\%$ ; d) HSSF-CW calibrated model; e)  $K -40\%$ ; f)  $K -80\%$ , and; g)  $K -99.9\%$  ..... 101

Figure 3.4 – Flow pathlines in the column 12 for the sensibility analysis for hydraulic conductivity ( $K$ ) considering the HSSF-CW calibrated model: a)  $K +99.9\%$ ; b)  $K +80\%$ ; c)  $K +40\%$ ; d) HSSF-CW calibrated model; e)  $K -40\%$ ; f)  $K -80\%$ , and; g)  $K -99.9\%$  ..... 102

Figure 3.5 – Flow vectors in the column 12 for the sensibility analysis for conductance ( $C$ ) considering the HSSF-CW calibrated model: a)  $C +99.9\%$ ; b)  $C +80\%$ ; c)  $C +40\%$ ; d) HSSF-CW calibrated model; e)  $C -20\%$ , and; f)  $C -40\%$  ..... 104

## LISTA DE FIGURAS – Continuação

Figure 3.6 – Flow pathlines in the column 12 for the sensibility analysis for conductance ( $C$ ) considering the HSSF-CW calibrated model: a) $C + 99.9\%$ ; b) $C + 80\%$ ; c) $C + 40\%$ ; d) HSSF-CW calibrated model; e) $C - 20\%$ , and; f) $C - 40\%$ .....	104
Figure 3.7 – Flow vectors in the column 12 of the HSSF-CW, considering: a) scenario 01; b) scenario 02; c) scenario 03, and; d) scenario 04 .....	106
Figure 3.8 – Flow velocity according to the HSSF-CW porous media depth, considering: a) scenario 01; b) scenario 02; c) scenario 03, and; d) scenario 04 .....	107
Figure 3.9 – Flow according to the HSSF-CW porous media depth, considering: a) scenario 01; b) scenario 02; c) scenario 03, and; d) scenario 04 .....	108
Figure 3.10 – Flow pathlines in the column 12 of the HSSF-CW, considering: a) scenario 01; b) scenario 02; c) scenario 03, and; d) scenario 04 .....	108

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

### Capítulo 1 – Revisão Bibliográfica

1D	Modelos unidimensionais
2D	Modelos bidimensionais
ANAMMOX	Oxidação anaeróbia de amônia ( <i>anaerobic ammonium oxidation</i> )
CTC	Capacidade de troca de cátions
$d_{10}$	Diâmetro efetivo (diâmetro das peneiras que permitem passar 10% do material em peso)
$d_{60}$	Diâmetro correspondente a 60% em peso total de todas as partículas menores que este valor
DBO <sub>5</sub>	Demanda bioquímica de oxigênio, medida durante um período de 5 dias a uma temperatura de 20°C
DQO	Demanda química de oxigênio
EUA	Estados Unidos da América
EVT	Evapotranspiração
$K$	Condutividade hidráulica
MDF	Método numérico de diferenças finitas
MEF	Método numérico de elementos finitos
MO	Matéria orgânica
$n$	Porosidade
N	Nitrogênio
NH <sub>4</sub> -N	Nitrogênio amoniacal
NTK	Nitrogênio total <i>kjeldahl</i>
O <sub>2</sub>	Oxigênio molecular
P	Fósforo
S	Enxofre
SST	Sólidos em suspensão totais
$U$	Coeficiente de uniformidade (relação $d_{60}/d_{10}$ )
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente ( <i>up-flow anaerobic sludge blanket</i> )
WCs	<i>Wetlands</i> construídos
WCFH	<i>Wetlands</i> construídos de fluxo horizontal
WCFV	<i>Wetlands</i> construídos de fluxo vertical

### Chapter 2 – Numerical simulation of flow and biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands: a systematic review

1D	One-dimensional model
2D	Two-dimensional model
3D	Three-dimensional model
ASM	<i>IWA Activated Sludge Models</i>
BOD	Biochemical oxygen demand
C	Carbon (organic matter)
CH <sub>4</sub>	Methane
CO <sub>2</sub>	Carbon dioxide
COD	Chemical oxygen demand

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS – Continuação

CWs	Constructed wetlands
CW2D	Constructed Wetlands 2D
CWM1	Constructed Wetlands Model 1
FWS-CWs	Free water surface constructed wetlands
H <sub>2</sub> S	Hydrogen sulphide
HSSF-CWs	Horizontal subsurface flow constructed wetlands
N	Nitrogen
NH <sub>4</sub> -N	Ammoniacal nitrogen
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrite
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrate
O	Oxygen
O <sub>2</sub>	Dissolved oxygen
P	Phosphorus
RCB	<i>RetrasoCodeBright</i> interface
S	Sulfur
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Sulfate
VSSF-CWs	Vertical subsurface flow constructed wetlands

## Chapter 3 – MODFLOW for hydrodynamic simulation of the porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: a tool for design criteria

2D	Two-dimensional model
3D	Three-dimensional model
BOD	Biochemical oxygen demand
C	Conductance
CWs	Constructed wetlands
<i>d</i> <sub>10</sub>	Effective size
GMS	Groundwater Modeling System
HSSF-CWs	Horizontal subsurface flow constructed wetlands
<i>K</i>	Hydraulic conductivity
<i>K</i> <sub><i>C</i></sub>	Crop coefficient
UASB	Up-flow anaerobic sludge blanket
VSSF-CWs	Vertical subsurface flow constructed wetlands
WMO	World Meteorological Organization

## LISTA DE ANEXOS

### **Chapter 3 – MODFLOW for hydrodynamic simulation of the porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: a tool for design criteria**

Annex 1 – HSSF-CWs design .....	126
Annex 2 – Total monthly precipitation registered in the Automatic Weather Station of Frederico Westphalen, Brazil (between 2008-2015) .....	126
Annex 3 – Total monthly precipitation registered in the Weather Station of Iraí, Brazil (between 2008-2015) .....	127
Annex 4 – Double-Mass Curve of the cumulative monthly rainfall recorded in the Water Station of Frederico Westphalen and Iraí, Brazil (2008-2015).....	127
Annex 5 – Estimation of the crop evapotranspiration, considering a HSSF-CWs vegetated with <i>Typha domingensis</i> and using Thornthwaite (1948) method.....	128
Annex 6 – Flow budget for the HSSF-CW calibrated model.....	129
Annex 7 – Flow budget for the scenario 02: flow distribution in 0.1 m and 0.25 m .....	130
Annex 8 – Flow budget for the scenario 03: flow distribution in 0.1 m and 0.35 m .....	131
Annex 9 – Flow budget for the scenario 04: flow distribution in 0.1 m and 0.25 m and porous media with coarse sand.....	132
Annex 10 – Flow budget for the simulation performed using the <i>Specific Head</i> module .....	133





## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>26</b>
1.1 OBJETIVOS.....	28
1.1.1 Objetivo Geral .....	28
1.1.2 Objetivos Específicos .....	28
<b>CAPÍTULO 1 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>30</b>
1 WETLANDS CONSTRUÍDOS .....	30
1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS E CLASSIFICAÇÃO.....	30
1.2 SUBSTRATO .....	33
1.3 VEGETAÇÃO E MICRORGANISMOS .....	34
1.4 PRINCIPAIS PROCESSOS ATUANTES E PROBLEMAS OPERACIONAIS.....	36
1.5 BALANÇO HÍDRICO, DIMENSIONAMENTO E PARÂMETROS PARA PROJETO DE WCFH.....	38
2 MODELOS NUMÉRICOS PARA SIMULAÇÃO DE FLUXO EM MEIOS POROSOS.....	45
2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	45
2.2 SIMULAÇÃO NUMÉRICA DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL EM WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	48
2.3 MODFLOW .....	51
REFERÊNCIAS.....	53
<b>CHAPTER 2 – NUMERICAL SIMULATION OF FLOW AND BIOKINETIC PROCESSES IN SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS: A SYSTEMATIC REVIEW .....</b>	<b>66</b>
1 INTRODUCTION .....	68
2 NUMERICAL SIMULATION IN SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS .....	72
2.1 FITOVERT.....	74
2.2 HYDRUS-CW2D.....	74
2.3 HYDRUS-CWM1 .....	75
2.4 CWM1-RETRASO .....	76
2.4 PHWAT.....	77
2.5 BRAZILIAN EXPERIENCES.....	78
3 CONCLUSIONS .....	80
REFERENCES .....	82
<b>CHAPTER 3 – MODFLOW FOR HYDRODYNAMIC SIMULATION OF THE POROUS MEDIA IN HORIZONTAL SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS: A TOOL FOR DESIGN CRITERIA.....</b>	<b>88</b>
1 INTRODUCTION AND BACKGROUND .....	90
2 MATERIALS AND METHODS.....	92
2.1 HSSF-CW <sub>s</sub> PROJECT .....	92
2.2 SIMULATION APPROACHES .....	92
2.2.1 Numerical model .....	92
2.2.2 Recharge .....	94
2.2.3 Initial parameters .....	95
2.2.4 Model calibration and sensitivity analysis.....	95
2.2.5 Simulation scenarios.....	95

## SUMÁRIO – Continuação

3 RESULTS AND DISCUSSIONS .....	97
3.1 CONCEPTUAL MODEL.....	97
3.2 HSSF-CW MODEL CALIBRATION.....	97
3.3 SENSIBILITY ANALYSIS .....	100
3.3.1 Hydraulic conductivity.....	100
3.3.2 Conductance.....	103
3.4 SIMULATION SCENARIOS .....	105
4 SUMMARY AND CONCLUSIONS.....	110
REFERENCES.....	112
<b>CONCLUSÃO GERAL.....</b>	<b>120</b>
<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>122</b>
<b>REFERÊNCIAS GERAIS.....</b>	<b>124</b>
<b>ANNEX .....</b>	<b>126</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

Banhados, áreas úmidas ou zonas úmidas são sinônimos que provêm do termo inglês *wetlands*, utilizado para designar importantes ecossistemas de transição entre os ambientes aquático e terrestre. O *U.S. Fish and Wildlife Service* os descreve como sendo as áreas inundadas ou saturadas por água, seja essa de origem superficial e/ou subterrânea, com frequência e duração suficientes para suportar a predominância de vegetação tipicamente adaptada à vida em condições de solo saturado (MITSCH; GOSELINK, 1993). São exemplos de *wetlands* naturais as áreas em que o nível potenciométrico do aquífero se encontra na superfície, sobre ou bem próximo a ela, como ocorre nos pântanos, brejos, manguezais, várzeas, áreas costeiras e vales de rios.

Os *wetlands* naturais apresentam importância vital para a saúde do meio ambiente. Esses sistemas contribuem com a recarga de água subterrânea, armazenamento temporário em eventos de precipitação intensa (mitigação de inundações), controle de erosão, retenção de sedimentos, além de atuarem como filtros naturais para a remoção de poluentes e habitat para a vegetação que se supre dos nutrientes disponíveis (DUGAN, 1990; NALESSO, 2009).

Devido à capacidade que os *wetlands* naturais apresentam em alterar a qualidade das águas que por eles passam, por meio de diferentes mecanismos físicos, químicos e biológicos, sistemas artificiais vêm sendo introduzidos como alternativa para o tratamento de diferentes tipos de águas residuárias. Esses sistemas são conhecidos junto à literatura científica pelas denominações “*wetlands* *construídos*”, “*filtros* *plantados* *com* *macrófitas*”, “*sistemas* *alagados* *construídos*”, “*banhados* *construídos*”, “*terras* *úmidas* *construídas*”, “*leitões* *cultivados*” ou “*zonas* *de* *raízes*”.

A adoção desses sistemas artificiais apresenta vantagens relativas à possibilidade de reuso do efluente tratado, aproveitamento da biomassa, adaptação a cenários variados (em termos de volume e características dos efluentes) e também vantagens paisagísticas, uma vez que estes podem ser naturalmente integrados ao ambiente. Além disso, essa alternativa se mostra de baixo custo quando comparada a sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias pois, conforme Brix (1994), tais podem ser implantados no local de geração dos efluentes, operados por mão-de-obra não especializada, requerem baixo consumo energético e são menos suscetíveis às variações nas taxas de aplicação.

É grande o número de mecanismos físicos, químicos e biológicos atuantes no tratamento proporcionado pelos *wetlands* *construídos*. Devido a isso, a identificação da relevância de cada processo se configura como aspecto fundamental para a avaliação completa do desempenho

desses sistemas. Porém, tradicionalmente os estudos incidem apenas sobre o aumento ou diminuição das concentrações de contaminantes, considerando-os como “*black-boxes*” a partir de abordagens empíricas que não fazem distinção entre os diferentes processos atuantes (por exemplo, PASTOR et al., 2003; TOMENKO et al., 2007).

Nesse contexto, o uso de modelos numéricos se mostra pertinente, como forma de auxiliar a identificar e aperfeiçoar o papel de cada elemento atuante no tratamento, como o tipo de fluxo empregado, a geometria do leito, as características do material filtrante, o tipo e densidade de macrófitas, os máximos carregamentos afluentes (a nível hidráulico e orgânico), as cinéticas de depuração, a transferência de oxigênio, a estrutura e metabolismo do biofilme formado, a vida útil do sistema, entre outros. Através do uso de modelos numéricos, é possível realizar a representação das condições reais, em termos de fluxo e/ou transporte de poluentes, efetuar previsões do comportamento do sistema a longo prazo e aperfeiçoar os parâmetros empregados para o dimensionamento e operação destes.

Atualmente, diversos modelos numéricos vêm sendo aplicados aos *wetlands* construídos para a simulação de fluxo e/ou reações biocinéticas, esclarecimento de processos individuais e suporte ao desenvolvimento de projetos (BROVELLI et al., 2007; CLAVEAU-MALLET et al., 2012; GIRALDI et al., 2010; LANGERGRABER; ŠIMŮNEK, 2005; LANGERGRABER et al., 2009; MEYER et al., 2013; MORVANNOU et al., 2013; OJEDA et al., 2008; PETITJEAN et al., 2012; SANI et al., 2013; ZENG et al., 2013). Apesar do grande número e variabilidade de modelos, praticamente inexitem experiências brasileiras na área, as quais poderiam contribuir para a representação das particularidades observadas no *wetlands* construídos utilizados no país (em termos de substrato, macrófitas e características das águas residuárias) e para o aperfeiçoamento do dimensionamento e operação.

Uma alternativa para suprir essa carência é o emprego de *softwares* originalmente desenvolvidos para outros fins, mas que possibilitem a representação de condições idênticas ou similares às observadas nos *wetlands* construídos. Exemplo disso são os *softwares* aplicados à simulação de sistemas subterrâneos, que permitem a representação do fluxos através de meios porosos total ou variavelmente saturados, homogêneos/heterogêneos e isotrópicos/anisotrópicos. Nesse contexto, se destaca o MODFLOW, que consiste em um modelo de diferenças finitas para simulação do estado estacionário e transiente em meio saturado bidimensional e tridimensional.

Essa dissertação está estruturada em três capítulos. No primeiro, é apresentada a revisão bibliográfica acerca: i) das características gerais, classificação, formas de dimensionamento e parâmetros para projeto de *wetlands* construídos, com enfoque nos sistema de escoamento

subsuperficial de fluxo horizontal e; ii) modelos numéricos para simulação de fluxo e transporte em meio saturado ou variavelmente saturado, suas características gerais e aplicação para a simulação de *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial. No segundo capítulo é apresentado um estado da arte sobre os modelos numéricos recentemente utilizados para a simulação de fluxo e transporte de contaminantes em *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial, com exemplos de aplicação, características dos sistemas utilizados para a calibração e validação e principais resultados obtidos. No terceiro capítulo são apresentados a descrição metodológica, resultados e conclusões obtidos a partir da aplicação de um modelo numérico tridimensional para a simulação da hidrodinâmica do meio poroso de um *wetland* construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Realizar a simulação, a partir da aplicação de um modelo numérico tridimensional, da hidrodinâmica do meio poroso de um sistema de tratamento de efluentes domésticos do tipo *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

i) realizar a revisão bibliográfica acerca dos modelos numéricos para simulação de fluxo e transporte de contaminantes em *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial, visando a compreensão das suas características principais, particularidades dos sistemas para os quais foram calibrados e vantagens e desvantagens relativas à utilização;

ii) realizar a simulação numérica tridimensional de um *wetland* construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal:

- conforme as características preconizadas em projeto;
- considerando distintos cenários, por meio da variação das características hidrodinâmicas do meio poroso, a fim de verificar a influência destas no sistema de fluxo, e;
- considerando variações no mecanismo de distribuição de fluxo, a fim de indicar alternativas hidráulicas que possibilitem melhorar a distribuição das águas residuárias no meio poroso na fase de projeto.



## CAPÍTULO 1 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta a revisão bibliográfica dos principais temas pertinentes para a compreensão do trabalho desenvolvido, sendo estes: i) *wetlands* construídos para o tratamento de águas residuárias, sua classificação, características, formas de dimensionamento e parâmetros para projeto, com enfoque nos *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal, e; ii) modelos numéricos para simulação de fluxo em meio saturado e/ou variavelmente saturado e transporte de poluentes, suas características gerais e aplicação para a simulação de *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial, com exemplos de aplicação do *software* MODFLOW.

### 1 WETLANDS CONSTRUÍDOS

#### 1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS E CLASSIFICAÇÃO

*Wetlands* construídos (WCs) são sistemas artificiais concebidos e empregados com o objetivo de reproduzir, sob condições controladas, os mecanismos que ocorrem em meios naturais, principalmente através do aperfeiçoamento e exploração dos ciclos biogeoquímicos. Dessa forma, se utilizam dos processos que envolvem a vegetação, substrato (meio poroso) e associações de microrganismos (biofilme), a fim de auxiliar no tratamento de águas residuárias.

O princípio básico do funcionamento dos WCs é a formação de biofilme aderido ao substrato e as raízes das plantas, onde comunidades de microrganismos aeróbios e/ou anaeróbios irão depurar a matéria orgânica e promover a transformação da série nitrogenada (nitrificação e desnitrificação), sendo o oxigênio requerido suprido pelas macrófitas e pela convecção e difusão atmosféricas (PLATZER, 1999; SEZERINO, 2006).

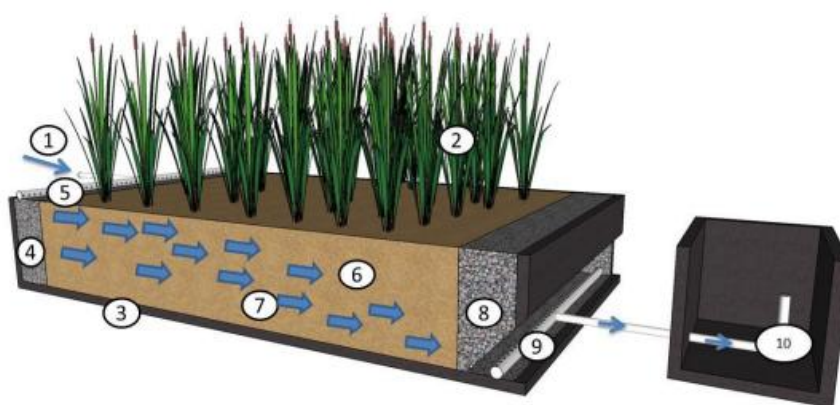
Os WCs possuem potencial de aplicação em pequenas e médias comunidades, em áreas periféricas aos centros urbanos e zonas rurais. A literatura científica demonstra o uso desses sistemas no Brasil para o tratamento de águas pluviais (LIMA, 2011), efluentes agroindustriais (BAPTESTINI et al., 2016; KONRAD et al., 2013; PELISSARI et al., 2014; SANTOS et al., 2016), águas cinzas (MAGALHÃES FILHO et al., 2013; PAULO et al., 2009; PAULO et al., 2013), lixiviados de aterro sanitário (MANNARINO et al., 2006), efluentes domésticos após tratamento preliminar ou primário (tanque séptico, caixa de areia ou decantador primário) (ALMEIDA et al., 2010; BRASIL & MATOS, 2008; COTA et al., 2011; LANA et al., 2013; SEZERINO et al., 2012; SILVA et al., 2015), pós-tratamento de efluentes de lagoas de

estabilização (ORMONDE, 2012; SEZERINO et al., 2012), pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (CALIJURI et al., 2009; DE PAOLI & VON SPERLING, 2013; MATOS et al., 2015; SOUSA et al., 2004; TRAVAINI-LIMA et al., 2015), entre outros. Se caracterizam, dessa forma, como sistemas que podem ser empregados de forma descentralizada para o tratamento de efluentes de diferentes origens e características.

Conforme o regime hidráulico, os WCs podem ser classificados de diferentes formas. Há principalmente dois grupos: *wetlands* construídos de escoamento superficial (*free water surface* - FWS), cujo nível d'água está sempre acima do nível do substrato, e *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial (*subsurface flow* - SF), nos quais a água flui por gravidade, horizontal ou verticalmente através do meio poroso, entrando em contato com organismos facultativos que vivem em associação com o substrato (BRIX, 1997; VYMAZAL; KROPFLOVÁ, 2008).

Por sua vez, os sistemas *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial podem ser subdivididos conforme as características de fluxo. Esses sistemas foram originalmente subdivididos em dois grupos: *wetlands* construídos de fluxo horizontal (WCFH) (Figura 1.1) e *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) (Figura 1.2).

Figura 1.1 – *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal (WCFH): 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) zona de entrada; 5) tubulação de alimentação; 6) material filtrante; 7) sentido do fluxo; 8) zona de saída; 9) tubulação de coleta; e 10) controlador de nível



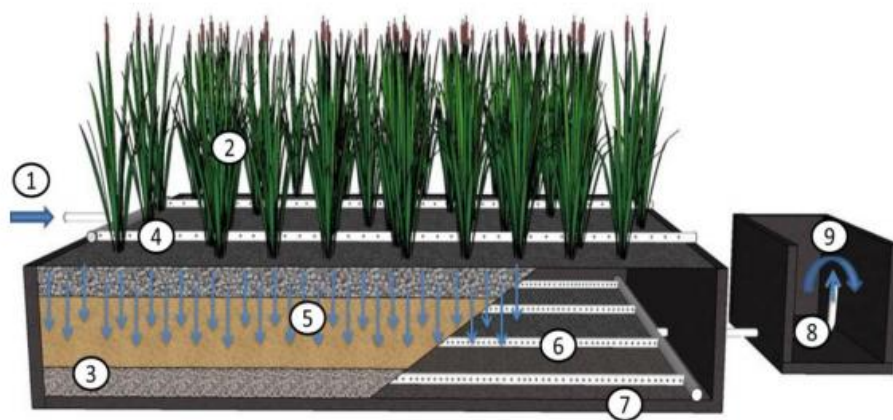
Fonte: Pelissari (2013).

Os sistemas WCFH são caracterizados pelo lançamento dos efluentes na porção inicial do leito, o qual segue horizontalmente pelo material filtrante e é coletado junto à porção final. Nessa configuração, o efluente entra em contato com o biofilme em regiões aeróbias, que se



manifestam ao redor das raízes das macrófitas (rizosfera), e também com regiões anóxicas e anaeróbias que ocorrem nas camadas de maior profundidade. Nesses sistemas, há a saturação completa do substrato, o que favorece a remoção de matéria orgânica, sólidos e a ocorrência da desnitrificação, caso o efluente esteja previamente nitrificado (HOFFMANN; PLATZER, 2011).

Figura 1.2 – *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo vertical (WCFV): 1) afluente; 2) macrófitas; 3) material filtrante; 4) tubulação de alimentação; 5) sentido do fluxo; 6) tubulação de coleta; 7) impermeabilização; 8) controlador de nível, e; 9) efluente final



Fonte: Pelissari (2013).

Nos sistemas WCFV o efluente é disposto de forma intermitente sobre a superfície do leito e percola verticalmente pelo material filtrante, até atingir o fundo, onde é coletado. Nessa configuração é promovido o arraste de oxigênio atmosférico para o substrato a cada batelada, o que favorece a degradação aeróbia da matéria orgânica e significativa nitrificação (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Recentemente, Fonder e Headley (2013) propuseram uma nova forma de classificação dos WCs, baseados não somente nas características hidráulicas do meio filtrante (direção de fluxo e grau de saturação), mas também nas características vegetativas. Os autores verificaram a ocorrência de sete tipos principais de sistemas, sendo três de escoamento superficial e quatro de escoamento subsuperficial, a citar:

i) WCs de escoamento superficial, fluxo horizontal, saturação constante do substrato, contendo macrófitas emergentes perpendiculadas com folhas livres (*surface flow*);

ii) WCs de escoamento superficial, fluxo horizontal, saturação constante do substrato, contendo macrófitas flutuantes vasculares que crescem na superfície da água (*free-floating macrophyte*);

iii) WCs de escoamento superficial, fluxo horizontal, saturação constante do substrato, contendo macrófitas emergentes que crescem em uma estrutura flutuante (*floating emergent macrophyte*);

iv) WCs de escoamento subsuperficial, fluxo horizontal, saturação constante do substrato, com carregamento em subsuperfície (*horizontal subsurface flow*);

v) WCs de escoamento subsuperficial, fluxo vertical descendente, com livre drenagem do substrato e carregamento em superfície (*vertical down flow*);

vi) WCs de escoamento subsuperficial, fluxo vertical ascendente, saturação constante do substrato e carregamento na base de fundo (*vertical up flow*); e

vii) WCs de escoamento subsuperficial, direção de fluxo muitas vezes alternada em períodos ascendentes e descendentes, com saturação intermitente do substrato (*fill and drain*).

## 1.2 SUBSTRATO

O interior dos WCs é preenchido por um material de recheio (meio poroso ou substrato), por onde o efluente a ser tratado é disposto, segundo uma direção de fluxo vertical ou horizontal e em condições de total ou parcial saturação, até atingir o ponto de coleta.

É relatado pela literatura científica brasileira o uso de substratos como areia lavada (ALMEIDA et al., 2010; CELIS, 2015; PELISSARI et al., 2014; SEZERINO et al., 2012), pedra brita (BAPTESTINI et al., 2016; BORGES et al., 2009; BRASIL & MATOS, 2008; CALIJURI et al., 2009; COSTA et al., 2003; COTA et al., 2011), pneu picado (AMENDOLA et al., 2003; COLLAÇO, 2001), escória de alto forno (DE PAOLI & VON SPERLING, 2013; MATOS et al., 2015), solos (SILVA et al., 2015), casca de arroz (LEOPOLDO et al., 1999; PHILIPPI et al., 1999) e resíduos da construção civil (BORGES et al., 2002), sendo na Europa e Estados Unidos utilizados principalmente brita e areia lavada (VYMAZAL, 1998). Sezerino et al. (2015) identificaram a brita (64%), areia (41%), escória de aciaria (14%) e casca de arroz (11%) como os substratos mais empregados em WCFH no Brasil, sendo os dados relativos a trabalhos publicados até o ano de 2011.

Alguns critérios devem ser levados em consideração quando da escolha do substrato. É requerido que este atenda às condições de hidráulica e difusão das águas residuárias e dos gases resultantes do processo de tratamento, além de promover a fixação eficiente e o crescimento do biofilme microbiano (ROUSSEAU, 2005).

Os mecanismos de filtração e adsorção, responsáveis pela remoção de sólidos em suspensão e microrganismos, se relacionam com a granulometria do substrato, sendo

aumentada a eficiência de remoção conforme se dá a diminuição do tamanho do grão. Segundo Sezerino (2006), é importante que o material de recheio seja capaz de manter boas condições de fluxo (condutividade hidráulica) e tenha potencial reativo suficiente para promoção da adsorção de compostos inorgânicos, tais como nitrogênio amoniacal e ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Porém, o autor ainda relata que tal associação é difícil, uma vez que materiais como a areia possuem ótimo potencial de fluxo porém nenhuma ou muito pouca capacidade adsorptiva, enquanto que os argilominerais possuem alto potencial de adsorção (alta CTC) e baixo fluxo.

### 1.3 VEGETAÇÃO E MICRORGANISMOS

Em relação à vegetação, são empregadas macrófitas aquáticas (organismos fotoautotróficos) que suportam e se desenvolvem em ambientes úmidos ou saturados. São destacados principalmente três grupos (KADLEC; WALLACE, 2009; MORAES, 2012; SILVEIRA, 2015):

i) macrófitas emergentes: crescem fixadas ao substrato e a folhagem principal fica em contato com o ar (*Phragmites australis*, *Typha domingensis*, *Typha latifolia*, *Schoenoplectus lacustris*, *Carex rostrata*, *Cyperus papyrus*, entre outras);

ii) macrófitas flutuantes: crescem fixadas (macrófitas de folhas flutuantes) ou não (macrófitas livres flutuantes) ao substrato e a folhagem principal flutua na superfície da água (*Eichhornia crassipes*, *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia* spp., *Nymphaea odorata*, entre outras), e;

iii) macrófitas submersas: ocorrem em diferentes profundidades da zona fótica, sendo fixas ou não ao substrato (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, entre outras).

Em WCs de escoamento subsuperficial no Brasil, se destaca o uso da *Typha* spp., popularmente conhecida como taboa (ALMEIDA et al., 2010, CALIJURI et al., 2009; COSTA et al., 2003; COTA et al., 2011; DE PAOLI & VON SPERLING, 2013; KONRAD et al., 2013; MANNARINO et al., 2006; MATOS et al., 2015; PELISSARI et al., 2014; SEZERINO et al., 2012). Em estudo de revisão, Sezerino et al. (2015) identificaram a *Typha* spp. (60%), *Eleocharis* spp. (14%), *Zizaniopsis* spp. (12%) e *Cyperus papyrus* (7%) como as macrófitas emergentes mais empregadas em WCFH no Brasil.

A importância das macrófitas está relacionado à estabilização da superfície do filtro, promoção de boas condições para a ocorrência da filtração, aeração da rizosfera, promoção de área disponível para a aderência das comunidades de microrganismos junto as raízes, retirada de nutrientes de acordo com os requisitos de nutrição e com a harmonia paisagística (BRASIL et al., 2007; BRIX, 1997).

Em relação aos microrganismos, dentre os grupos filogenéticos, o mais representativo em sistemas biológicos de tratamento de efluentes é o *Bacteria*. Esses organismos são essenciais devido à participação nos ciclos biogeoquímicos, no fluxo de energia e nas transformações dos nutrientes. Em WCs, as bactérias se aderem às superfícies de partículas sólidas (especialmente raízes e substrato) e formam o biofilme, responsável pela maioria das transformações essenciais e decomposição dos contaminantes presentes nas águas residuárias.

Basicamente, as bactérias recebem o oxigênio e o nitrogênio conduzidos pelas plantas (por meio de aerênquimas do caule até as raízes) e presentes nos efluentes e, em troca, decompõem a matéria orgânica, servindo-a às plantas. Segundo Duncan e Groffman (1994), em WCs é a comunidade microbiana que torna possível a ciclagem de nutrientes e a manutenção da qualidade da água em níveis semelhantes aos *wetlands* naturais, sendo as suas atividades afetadas pelas propriedades dos WCs (tais como o substrato utilizado, as condições hidráulicas e a presença/ausência de vegetação), pelas características das águas residuárias e pelas condições ambientais durante o período de funcionamento do sistema.

Em WCFH, a ocorrência de processos microbianos dependentes do oxigênio (tais como a nitrificação e a respiração aeróbia) é mais acentuada nos primeiros centímetros junto à superfície do substrato, enquanto que os processos anaeróbios (tais como a desnitrificação e a metanogênese) são favorecidos junto ao fundo (KERN, 2003; NURK et al., 2005). A evidência de condições anaeróbias foi relatada por Kern (2003), a uma profundidade de 30-45 cm em um WCFH composto por camadas de diferentes substratos.

Outro fator interveniente nos processos microbianos é a temperatura. Conforme relatado por Truu et al. (2009), a nitrificação e desnitrificação são sensíveis a temperaturas menores que 10°C, o que faz com que esses processos sejam afetados junto às camadas superiores de WCFH situados em regiões de clima frio.

Em estudo recente, Oopkaup et al. (2016) avaliaram a estrutura e abundância bacteriana em três WCFH aplicados ao tratamento de efluentes municipais através do método de reação em cadeia polimerase (PCR). Os autores verificaram que a abundância da comunidade bacteriana aumentou rapidamente no primeiro mês, tendo estabilizado após dois meses de operação, sendo o *Proteobacteria* o filo dominante. Foi relacionada de forma positiva a diversidade microbiana com a eficiência no tratamento. Os autores observaram que a remoção de matéria orgânica e nitrogênio pode ser, em grande parte, atribuída a um pequeno subconjunto de espécies bacterianas fortemente interligadas. As principais vias metabólicas do nitrogênio foram identificadas como: i) nitrificação heterotrófica associada à desnitrificação aeróbia envolvendo bactérias oxidantes de nitrito no filo *Nitrospira*, e; ii) desnitrificação anaeróbia,

resultando em perdas gasosas de nitrogênio por bactérias heterotróficas facultativas. A atividade ANAMMOX (oxidação anaeróbia de amônia) não teve contribuição para o ciclo do nitrogênio no sistema em estudo.

#### 1.4 PRINCIPAIS PROCESSOS ATUANTES E PROBLEMAS OPERACIONAIS

Quanto aos processos atuantes e intervenientes no funcionamento dos WCs, podem ser citados os físicos, os químicos e os biológicos (Quadro 1.1). Os processos físicos envolvem a sedimentação e a filtração das partículas em suspensão (maior responsável pela redução da DBO<sub>5</sub>), os químicos envolvem a adsorção, aglutinação e precipitação (responsáveis pela remoção de fósforo e metais pesados) e os biológicos são os responsáveis pela degradação da matéria orgânica e pela nitrificação nas zonas aeróbias e desnitrificação nas zonas anaeróbias (WENDLAND; CHIARAWATCHAI, 2006). Além dos citados, as macrófitas também desempenham papel importante no que se refere à remoção de nutrientes e metais, através de mecanismos de assimilação (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Quadro 1.1 – Mecanismos de depuração de poluentes em *wetlands* construídos

<b>Constituintes</b>	<b>Mecanismos de remoção</b>
Sólidos em suspensão	Sedimentação Filtração
Material orgânico solúvel	Decomposição microbiana aeróbia e/ou anaeróbia Amonificação/nitrificação/desnitrificação microbiana Volatilização da amônia Adsorção Retirada pelas plantas
Fósforo	Adsorção Retirada pelas plantas
Metais	Complexação Precipitação Retirada pelas plantas Oxidação e redução microbiana
Organismos patogênicos	Sedimentação Filtração Precipitação

Fonte: Adaptado de Cooper et al. (1996).

Dentre os problemas operacionais observados nos WCs, é destacado pela literatura o entupimento do meio poroso, também chamado de colmatação, responsável pela redução da

capacidade de filtração do substrato e comprometimento da eficiência do tratamento. Não há total clareza da gênese e caracterização da colmatação, sendo para alguns autores os sólidos orgânicos provenientes dos efluentes os principais agentes (DE LA VARGA et al., 2013; PLATZER; MAUCH, 1997; WINTER; GOETZ, 2003), para outros a formação e crescimento do biofilme junto ao substrato (CASELLES-OSORIO; GARCÍA, 2006; WANG et al., 2010) enquanto outros ainda indicam como causa a formação de precipitados inorgânicos (BLAZEJEWSKI; MURAT-BLAZEJEWSKA, 1997; VYMAZAL et al., 1998).

A fim de evitar a ocorrência da colmatação, é recomendado o emprego dos WCs após unidades de tratamento que contribuam com a redução do teor de sólidos suspensos (SS). Em termos de carregamento orgânico expresso em SS em sistemas WCFH, a literatura nacional relata ampla faixa, variando de 1,9 gSS/m<sup>2</sup>.d (OLIJNYK, 2008) a 41 gSS/m<sup>2</sup>.d (OLIJNYK et al., 2007). Porém, Sezerino et al. (2015) ressaltam que quando se avalia o carregamento em relação à área transversal ao fluxo, tem-se valores bem mais elevados, o que remete diretamente à colmatação da porção inicial do leito. A USEPA (2000) recomenda que não seja excedida a taxa orgânica de 6 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>.d, em relação à área superficial do leito, a fim de prevenir a colmatação em WCFH. Por sua vez, Kadlec e Wallace (2009) recomendam que a carga aplicada sobre a área transversal do leito seja inferior a 250 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>.d em leitos cujo  $d_{10}$  seja maior do que 4 mm. A Tabela 1.1 demonstra algumas características de sistemas brasileiros nos quais a ocorrência de colmatação foi evidenciada.

Em decorrência da colmatação, as previsões originais relativas à vida útil de sistemas WCFH, primeiramente estimada entre 50 e 100 anos (CONLEY et al., 1991), foram progressivamente reduzidas para 15 anos (BAVOR; SCHULZ, 1993, COOPER et al., 1996), 10 anos (WALLACE; KNIGHT, 2006) e, mais recentemente, para 08 anos no Reino Unido (GRIFFIN et al., 2008).

Tabela 1.1 – Características de alguns *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal brasileiros nos quais a ocorrência de colmatção foi evidenciada

Efluente	Meio filtrante		Vazão afluente (m <sup>3</sup> /d)	Concentrações aplicadas	Referência
	Tipo	Área Superficial (m <sup>2</sup> )			
Polimento de efluente de lagoa facultativa de tratamento secundário de efluentes domésticos	Areia <i>d</i> <sub>10</sub> : 0,20 mm <i>U</i> : 4,9	10,00	1,20	0,83	109,44±60,17 mgDBO <sub>5</sub> /L 74,76±30,35 mgSST/L Sezerino (2006)
Pós-tratamento de efluente de reator UASB tratamento efluentes domésticos	Escória de alto forno <i>d</i> <sub>10</sub> : 19 mm <i>U</i> : 1,2	72,30	1,20	8,25	43±16,2 mgDBO <sub>5</sub> /L 37±19,1 mgSST/L De Paoli (2010)
Pós-tratamento de efluente de reator UASB tratamento efluentes domésticos	Brita n° 1 Granulometria entre 9,5 e 19 mm	126,00	5,60	43,20	185,4±38,5 mgDQO/L 57,2±15,0 mgSST/L Ferreira (2013)
Tratamento de efluente de suinocultura, após pré-tratamento com desarenador, peneira e caixa de gordura	Brita n° 0 <i>d</i> <sub>60</sub> : 9,1 mm <i>U</i> : 3,1	1,00	0,275	0,069±0,014	818 ± 570 mgDBO <sub>5</sub> /L 198 ± 64 mgSST/L Ferres (2012)

SST: sólidos em suspensão totais; DQO: demanda química de oxigênio; DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxigênio.

## 1.5 BALANÇO HÍDRICO, DIMENSIONAMENTO E PARÂMETROS PARA PROJETO DE WCFH

O funcionamento dos WCs está condicionado a fatores hidráulicos e hidrológicos, os quais têm influência sobre os ciclos biogeoquímicos, atividades microbianas, disponibilidade de nutrientes, regulação da composição e riqueza de espécies, produção primária e acúmulo de matéria orgânica.

Nos WCs, a entrada da água se dá via precipitação pluviométrica (entrada com variação sazonal) e por meio da alimentação dos leitões (fluxo controlado de entrada de águas residuárias). Já as saídas se dão por evapotranspiração (perda com variação sazonal) e percolação das águas residuárias na tubulação de coleta (fluxo de saída). O balanço de água em WCs é dado pela Equação 1.1 (KADLEC, 2000).

$$Q_f = Q_i + A(P - EVT) = uWH \quad (1.1)$$

onde:

*EVT*: evapotranspiração (L/T);

$H$ : profundidade da água livre (L);

$P$ : precipitação (L/T);

$Q_f$ : taxa de fluxo de saída (L<sup>3</sup>/T);

$Q_i$ : taxa de fluxo de entrada (L<sup>3</sup>/T);

$u$ : velocidade superficial (m/d);

$A$ : área superficial (L<sup>2</sup>);

$W$ : largura do WC (L).

Muitas vezes, é considerado um período estável de operação, com fluxos naturais constantes ( $P - EVT = 0$ ). Embora o processo pareça simples, os cálculos de balanço de água em WCs são dificultados pela complexidade em medir os fluxos de entrada e saída, uma vez que alguns componentes do balanço hídrico são difíceis de medir ou estimar, como é o caso da *EVT*.

Pelissari (2013) quantificou a evapotranspiração em um WCFH em condições de clima subtropical no sul do Brasil, localizado em Frederico Westphalen (RS). O sistema possuía profundidade útil de 0,80 m e área superficial de 26,5 m<sup>2</sup>, sendo composto por brita n° 1 nas zonas de entrada e saída e preenchido por areia ( $d_{10}$ : 0,30 mm;  $U$ : 2,5). O monitoramento ocorreu com periodicidade semanal, durante os meses de maio a setembro de 2012, sendo considerado como perda por *EVT* a diferença entre as vazões afluente e efluente no WCFH, sendo a medição realizada com frequência de 15 minutos. A autora observou o aumento da *EVT* quando da diminuição da umidade relativa do ar, aumento da temperatura e ocorrência da máxima área foliar das macrófitas empregadas (*Typha* sp.). Foi quantificada uma *EVT* média de 49% (média de 22 mm/d), correspondendo a uma perda de 44.000 L dos 90.000 L de efluentes provenientes de atividades ligadas à bovinocultura aplicados no período.

De Paoli (2010) também monitorou a evapotranspiração em um WCFH em clima tropical brasileiro (Belo Horizonte, MG) durante um ciclo hidrológico (outubro de 2008 a setembro de 2009). Foram comparadas duas unidades WCFH, sendo uma vegetada com *Thypha latifolia* e outra não vegetada (controle), ambas preenchidas com escória de alto forno ( $d_{10}$ : 19 mm;  $U$ : 1,2). Foram realizados monitoramentos semanais do parâmetro, através da medida das vazões de entrada e saída. O autor verificou diferença estatística entre a *EVT* das duas unidades, sendo verificadas maiores perdas na unidade vegetada, com valores médios de 30%, contra 23% na unidade controle.

O dimensionamento dos WCFH pode ser efetuado por três diferentes formas: i) modelo oriundo da cinética de primeira ordem aplicada a reatores de fluxo em pistão; ii) relação área



*per capita*, e; iii) carregamento orgânico superficial e taxa hidráulica. Conforme observado por Sezerino et al. (2015), os critérios de dimensionamento e operação dos WCFH (carga orgânica, taxa hidráulica, regime de alimentação, etc.), além de fatores vinculados à composição do substrato e escolha das macrófitas, possuem ligação com a localidade de estudo e/ou aplicação da unidade de tratamento, podendo ser notada a variabilidade dos dados de dimensionamento e operação.

O modelo oriundo da cinética de primeira ordem aplicada a reatores de fluxo em pistão é o mais amplamente utilizado para prever a área superficial necessária para a promoção de tratamento secundário, conforme a Equação 1.2 (CONLEY et al., 1991).

$$\frac{Ce}{Co} = e^{-K_t T_{RH}} \quad (1.2)$$

onde:

$Ce$ : concentração efluente em termos de DBO<sub>5</sub> (mg/L);

$Co$ : concentração afluente em termos de DBO<sub>5</sub> (mg/L);

$K_t$ : constante de reação da cinética de primeira ordem (d<sup>-1</sup>);

$T_{RH}$ : tempo de retenção hidráulico (d).

O tempo de retenção hidráulico ( $T_{RH}$ ) é dependente da porosidade do substrato, do volume do filtro e da vazão que se deseja tratar (Equação 1.3). Em estudo recente, Sezerino et al. (2015) identificaram que, na maioria dos trabalhos brasileiros, esse parâmetro é teórico, sendo identificada uma faixa de variação entre 0,5 e 12,3 dias, porém sem que haja estabelecimento de um valor mínimo requerido. Já a USEPA (1998) recomenda a faixa de 6 a 7 dias como ideal para tratamento de efluentes primários e secundários, informando ainda que tempos maiores podem propiciar a estagnação do fluxo e condições estritamente anaeróbias, e que tempos menores podem resultar na não ocorrência da degradação necessária dos poluentes.

$$T_{RH} = n \frac{V}{Q_a} \quad (1.3)$$

onde:

$T_{RH}$ : tempo de retenção hidráulico (d);

$n$ : porosidade do material filtrante (m<sup>3</sup> vazios/m<sup>3</sup> material);

$V$ : volume do filtro (m<sup>3</sup>);

$Q_a$ : vazão média afluente ao sistema (m<sup>3</sup>/d).

A constante  $K_t$  pode ser obtida pelo uso de equações empíricas que relacionam a constante de reação a 20 °C ( $K_{20}$ ) com a equação modificada de *van 't Hoff Arrhenius* (Equação 1.4) (WPCF, 1990).

$$K_t = K_{20}(1,06)^{T_c-20} \quad (1.4)$$

onde:

$K_t$ : constante de reação da cinética de primeira ordem ( $d^{-1}$ );

$K_{20}$ : constante de reação a 20 °C ( $d^{-1}$ );

$T_c$ : temperatura crítica, ou temperatura local média do mês mais frio (°C).

Em relação a  $K_{20}$ , uma ampla variação de valores é citada pela literatura científica. Conley et al. (1991) citam variação de 0,21 a 2,92  $d^{-1}$ , destacando ainda que em mais de dez sistemas implantados na Europa utilizam valores de  $K_{20}$  em média de  $0,70 \pm 0,23 d^{-1}$ . Para Reed et al. (1988) essa constante apresentou variação de 0,8 a 1,1  $d^{-1}$ . Sezerino et al. (2015) identificaram faixa variando de 0,36 a 1,08  $d^{-1}$  em trabalhos brasileiros, destacando que são raros os estudos que apresentam a constante obtida a partir da remoção da DBO<sub>5</sub> devido à dificuldade do estabelecimento do modelo de escoamento do reator.

Por fim, a área superficial requerida pode ser estimada pela Equação 1.5. Em relação a esse parâmetro, Sezerino et al. (2015) comentam que não há uma recomendação de área mínima requerida na literatura brasileira, tampouco uma tendência de padronização de área por equivalente populacional, sendo discutido pela comunidade acadêmica brasileira o uso do modelo oriundo da cinética de primeira ordem aplicada a reatores de fluxo em pistão considerando uma eficiência mínima de remoção de DBO<sub>5</sub> de 80%.

$$A = \frac{Q * (\ln C_o - \ln C_e)}{K_t * p * n} \quad (1.5)$$

onde:

$A$ : área superficial requerida ( $m^2$ );

$Q$ : vazão média afluyente ao sistema ( $m^3/d$ );

$C_o$ : concentração afluyente em termos de DBO<sub>5</sub> ( $mg/L$ );

$C_e$ : concentração efluyente em termos de DBO<sub>5</sub> ( $mg/L$ );

$K_t$ : constante de reação da cinética de primeira ordem ( $d^{-1}$ );

$p$ : profundidade média do filtro ( $m$ );

$n$ : porosidade do material filtrante ( $m^3$  vazios/ $m^3$  material).

Algumas recomendações são feitas quanto as propriedades do meio filtrante (ARIAS et al., 2001; BUCKSTEEG, 1990; CONLEY et al., 1991; COOPER et al., 1996; IWA, 2000; KADLEC; KNIGHT, 1996; PHILIPPI; SEZERINO, 2004; PLATZER, 1999):

- i) porosidade ( $n$ ): 0,42 para solos coesivos; 0,35 a 0,40 para areias; 0,25 para cascalho;
- ii) diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ): 0,20 a 0,50 mm, para areias e cascalhos;
- iii) coeficiente de uniformidade ( $U$ ): menor ou igual a 5 unidades (recomendado 3,5 unidades);
- iv) coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica ( $K$ ): maior ou igual a  $10^{-4}$  m/s ( $\geq 10^{-2}$  cm/s ou  $\geq 0,36$  m/h);
- v) constante de reação – constante de degradação biológica ( $K_t$ ): fator dependente da temperatura, sendo tomado por base o valor da constante para  $K_{20}$  de  $0,70 \pm 0,23$  d<sup>-1</sup>;
- vi) profundidade ( $p$ ): entre 0,30 e 0,80 m para o material filtrante.

O coeficiente de uniformidade ( $U$ ) pode ser calculado por meio da Equação 1.6 (CAPUTO, 1996). Esse valor diminui quanto mais uniforme for o substrato, sendo considerada granulometria muito uniforme quando  $U$  for menor que 5 unidades, uniformidade média quando  $U$  for entre 5 e 15 unidades e desuniformidade quando  $U$  for maior que 15 unidades.

$$U = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (1.6)$$

onde:

$U$ : coeficiente de uniformidade (adimensional);

$d_{10}$ : diâmetro efetivo (mm);

$d_{60}$ : diâmetro correspondente a 60% em peso total de todas as partículas menores que este valor (mm).

Em relação à  $K$ , o Manual de Drenagem de Rodovias (BRASIL, 2006) traz alguns valores típicos para materiais comercializados no Brasil (Tabela 1.2). A USEPA (2000) também cita alguns valores de  $K$  relatados na literatura científica internacional, considerando sistemas WCs de escoamento subsuperficial (Tabela 1.3).

Cabe destacar que o parâmetro  $K$  sofre variação temporal e espacial nos sistemas WCFH. A região inicial dos leitos, onde ocorre a entrada dos efluentes, age como um filtro que pode remover expressivamente parte dos SST, o que acarreta em redução da macroporosidade. Tal fato foi evidenciado por Knowles et al. (2010), através do uso de permeâmetro de carga

constante *in loco*, tendo os autores observado menores valores de  $K$  na entrada e nas camadas superficiais do leito.

Tabela 1.2 – Valores médios de condutividade hidráulica ( $K$ ) para britas de diferentes granulometrias comercializadas no Brasil

Material	Granulometria (cm)	$K$		
		cm/s	m/s	m/d
Brita n° 5	7,5 a 10,0	100	1	86.400,0
Brita n° 4	5,0 a 7,5	80	0,6	51.840,0
Brita n° 3	2,5 a 5,0	45	0,45	38.880,0
Brita n° 2	2,0 a 2,5	25	0,25	21.600,0
Brita n° 1	1,0 a 2,0	15	0,15	12.960,0
Brita n° 0	0,5 a 1,0	5	0,05	4.320,0

Fonte: Adaptado de Brasil (2006).

Tabela 1.3 – Valores de condutividade hidráulica ( $K$ ) relatados pela literatura científica internacional em *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal

Tipo e granulometria do material de recheio	$K$ para o material limpo/sujo (m/d)	Tipo de efluente	Tempo de operação	Observações	Referências
Brita: 5-10 mm	34.000/12.000	Efluente secundário (SST 100 mg/L)	24 meses	Valor de $K$ de 12.000 m/d observado na porção mais a jusante	Bavor et al. (1989), Fisher (1990), Bavor e Schulz (1993)
Brita: 5-10 mm	34.000/900	Efluente secundário (SST 100 mg/L)	24 meses	Valor de $K$ de 900 m/d observado na zona de entrada	
Brita: 5-14 mm	---/12.000	Efluente secundário (SST 30 mg/L com algas)	24 meses	Brita de maior granulometria nos primeiros 6 m do leito	Sapkota e Bavor (1994)
Brita: 5 mm	6.200/600	Lixiviado de aterro sanitário (SST negligenciável)	26 meses	-	Sanford et al. (1995a; 1995b), Sanford (1999), Surface et al. (1993)
Pedra: 19 mm	120.000/3.000	Efluente de tanque séptico (SST 50 mg/L)	7 meses	-	George (2000)

SST: sólidos em suspensão totais.

Fonte: Adaptado de USEPA (2000).

De Paoli e Von Sperling (2013), através de ensaios com piezômetro, determinaram a condutividade hidráulica pontual aparente em dois WCFH operando a 24 meses, sendo um vegetado com *Thypha latifolia* e outro não vegetado. Os autores verificaram o aumento do parâmetro ao longo do comprimento do leito, mostrando relação inversa com o acúmulo de sólidos. O parâmetro apresentou variação de 7-41 m/d (WCFH vegetado) e 67-166 m/d (WCFH não vegetado) na zona de entrada do leito (nos 6 primeiros metros de comprimento). Já na zona de saída (a 18 m de comprimento), o parâmetro variou entre 30-107 m/d (WCFH vegetado) e 198-324 m/d (WCFH não vegetado).

Knowles et al. (2011), em estudo de revisão sobre a colmatção em WCs de escoamento subsuperficial, verificaram a ocorrência de 21 casos nos quais foi possível identificar diferença nos valores de condutividade hidráulica ao longo do comprimento dos leitos, havendo uma redução média de 60% na permeabilidade na região de entrada dos efluentes em comparação com a região de saída.

## 2 MODELOS NUMÉRICOS PARA SIMULAÇÃO DE FLUXO EM MEIOS POROSOS

### 2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Modelos podem ser utilizados para a simulação de processos físicos, químicos e/ou biológicos e para a quantificação dos impactos da intervenção antrópica sobre tais processos. Estes podem ser classificados de diferentes formas (Quadro 1.2). De acordo com a forma de geração, são divididos em físicos (célula *Hele-Shaw*, analógico elétrico), matemáticos (numérico ou analítico) ou híbridos; conforme o tipo de variáveis utilizadas na modelagem, são divididos em estocástico ou determinístico; conforme o tipo de relações entre as variáveis, são divididos em empíricos ou conceituais; conforme a existência ou não de relações espaciais, são divididos em pontuais ou distribuídos, e; conforme a variação no tempo, são divididos em permanentes ou transientes (VIESSMAN; LEWIS, 2002).

Quadro 1.2 – Tipos e características dos modelos de simulação

	<b>Tipo de modelo</b>	<b>Características principais</b>
<b>Relação entre as variáveis</b>	Empíricos	Utilizam relações baseadas em observações, não possibilitando fazer simulações de mudança em condições para as quais o modelo não previu
	Conceituais	Procuram descrever todos os processos que envolvem determinado fenômeno estudado
<b>Quanto à variação no tempo</b>	Permanentes	Condições constantes ao longo do tempo
	Transientes	Mudança das características ao longo do tempo
<b>Quanto à relação espacial</b>	Pontuais	Consideram que todas as variáveis de entrada e saída são representativas de toda a área em estudo
	Distribuídos	Consideram a variabilidade espacial encontrada nas diversas variáveis do modelo, podendo também ser considerada a existência de relação espacial entre elementos vizinhos
<b>Quanto às probabilidades de ocorrência</b>	Determinísticos	Não levam em consideração a probabilidade de ocorrer um evento, não dependendo de variáveis aleatórias
	Estocásticos	Baseados na distribuição da probabilidade devido às incertezas nos valores das variáveis de estado

Fonte: Adaptado de Braga (2014), Monteiro (2000) e Tucci (1998).

Os modelos físicos utilizam tecnologias análogas e princípios de similitude aplicados a sistemas em diferentes escalas, enquanto os matemáticos se baseiam em equações na busca pela representação dos fenômenos naturais (CHRISTOFOLETTI, 1999). Como a resolução de

equações completas nem sempre é possível, faz-se necessário desprezar certos termos e ainda formular hipóteses sobre a distribuição espacial de certas grandezas (modelos analíticos) ou tornar discreto o espaço e o tempo (modelos numéricos) (CABRAL; DEMÉTRIO, 2008).

Na maioria dos casos em que é necessária a modelagem de ambientes naturais, é utilizada a modelagem numérica. Isso porque esta permite a resolução de situações mais complexas e por representar mais realisticamente as complexidades do meio físico, além de ser a única capaz de descrever adequadamente meios heterogêneos e anisotrópicos com contornos de fluxo (zonas de recarga, descarga, evapotranspiração, etc.) em regime transiente.

De uma forma geral, os modelos numéricos são constituídos por equações governantes e por condições de contorno e condições iniciais. As equações governantes são as responsáveis por representar a estrutura básica dos modelos, constituindo representações matemáticas que descrevem fenômenos físicos, tais como o fluxo de água (WANG; ANDERSON, 1982).

Geralmente são utilizadas equações do tipo diferenciais parciais, que satisfazem o princípio de conservação. Sendo assim, as formulações de um modelo matemático, em essência, trabalham com balanço de massa ou energia (PATANKAR, 1980). A equação é derivada da combinação matemática da equação de balanço de água e da lei de Darcy, o que a torna capaz de representar o meio heterogêneo, anisotrópico e em estado transiente (ANDERSON; WOESSNER, 1992; CLEARY, 1989).

Considerando um volume elementar representativo, com os eixos do sistema de coordenadas coincidentes com as principais direções do tensor de condutividade hidráulica ( $x$ ,  $y$  e  $z$  co-lineares a  $K_x$ ,  $K_y$  e  $K_z$ , respectivamente) e considerando a água com uma densidade constante, o fluxo de água em meio saturado, heterogêneo e anisotrópico pode ser representado pela Equação 1.7 (ANDERSON; WOESSNER, 1992).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} - R \quad (1.7)$$

onde:

$h$ : carga hidráulica (L);

$K_{xx}$ ,  $K_{yy}$  e  $K_{zz}$ : condutividade hidráulica ao longo dos eixos  $x$ ,  $y$  e  $z$ , respectivamente (L/T);

$S_s$ : coeficiente de armazenamento específico (1/L), equivalente ao volume de água liberado (L<sup>3</sup>) por unidade de volume de material poroso (L<sup>3</sup>) por unidade de decréscimo de carga hidráulica (L);

$t$ : tempo (T);

$R$ : fontes ou sumidouros ( $L^3/T$ ), positivo para volumes de entrada e negativo para volumes de saída do sistema.

As condições iniciais se referem à distribuição tridimensional de carga hidráulica no domínio do modelo matemático, tomando por base o início da simulação (tempo atual igual à zero). É possível utilizar as medidas reais de carga hidráulica como condição inicial, se estas forem conhecidas. Já as condições de contorno se baseiam no sistema real e, através destas, são definidas as fronteiras hidráulicas ou físicas que delimitam o domínio do modelo.

As condições de contorno são matematicamente classificadas em três tipos (ANDERSON; WOESSNER, 1992): i) Tipo 1 (*Specified head boundary* ou *Dirichlet*) representa uma fronteira com uma carga hidráulica especificada, que pode ser constante ou função do tempo e do espaço e representa um suprimento inesgotável de água; ii) Tipo 2 (*Specified flow boundary* ou *Neuman*) se refere a um fluxo especificado, assinalado na fronteira do modelo, onde o fluxo é assumido como sendo uniformemente distribuído sobre a face da célula, e; iii) Tipo 3 (*Head-dependent flow boundary* ou *Cauchy*) configura o fluxo como dependente da carga hidráulica, onde o fluxo através de uma fronteira é calculado com base na diferença entre uma carga hidráulica especificada e a carga hidráulica calculada pelo modelo.

Em relação ao método numérico utilizado para a resolução do conjunto de equações algébricas resultantes das aproximações das equações diferenciais parciais governantes do problema, são utilizados principalmente o método de elementos finitos (MEF) ou o métodos de diferenças finitas (MDF). O primeiro caso é caracterizado por uma representação discretizada sobre a área, onde a variação da carga hidráulica dentro do elemento é definida pela interpolação da carga nos nós (CLEARY, 1989). O MEF é em geral representado por triângulos que podem ser refinados nas áreas de maior interesse (áreas com alto gradiente hidráulico), permitindo assim um melhor ajuste ao formato e possibilitando uma melhor representação da área estudada.

Já o MDF consiste numa representação discretizada em um ponto, onde a carga hidráulica é definida no nó da malha ou em nós centrados no bloco e é extrapolada para toda a área que o envolve (CLEARY, 1989). Nesse método, a grade ou malha do modelo é definida por linhas e colunas, apresentando um ajuste mais grosseiro ao formato da área modelada, o que, segundo Bonganha (2005), é compensado pela facilidade de utilização para entrada de dados e análise dos resultados do modelo matemático. Como a discretização do MDF é feita com o auxílio de uma malha retangular, quanto maior o número de nós mais realístico será o modelo, uma vez que cada conjunto de parâmetros atribuídos a um ponto é considerado constante para cada célula (ou quadrícula) à sua volta.



Deve-se atentar para o fato de que os modelos numéricos de simulação tentam representar a realidade em uma versão simplificada do que frequentemente é um sistema complexo. Devido a isso, os resultados devem ser considerados com os devidos critérios, sempre atentando ao fato de que a qualidade do modelo depende diretamente das informações que se dispõe. Dessa forma, quanto maior e melhor o volume de informações, maior representatividade terá o modelo. Conforme Kresic (1997), o usuário também deve ter clareza quanto às limitações técnicas, tais como as superposições e a aproximação de dados em que o modelo em uso é baseado.

## 2.2 SIMULAÇÃO NUMÉRICA DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL EM *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

Apesar de ser extensa a literatura científica que trata da investigação de parâmetros e condições hidráulicas e hidrodinâmicas e otimização do dimensionamento (BEGOSSO, 2009; BORGES et al., 2009; CHAZARENC et al., 2003; FERRES, 2012; GARCÍA et al., 2004; LAUTENSCHLAGER, 2001; MAGALHÃES FILHO, 2013; MAŁOSZEWSKI et al., 2006; DE PAOLI, 2010) e que faz uso de ferramentas modernas de biologia ambiental, biologia vegetal e biologia molecular (FAULWETTER et al., 2009; IBEKWE et al., 2007; SILVEIRA, 2015) visando o alcance de uma compreensão mais detalhada dos processos que ocorrem nos WCs, ainda existem lacunas e divergências impedem a completa otimização do funcionamento desses sistemas. É nesse contexto que ganha destaque o uso de modelos numéricos, aplicados como ferramentas para a melhor compreensão dos processos atuantes, quer seja um processo individual ou a interação entre processos distintos.

Segundo Meyer et al. (2015), a necessidade do uso de modelos para simulação de WCs pode se dar por diversos fatores. Dentre estes, se inclui a necessidade de descrever os fenômenos em curso no sistema (como o fluxo de água e a transferência de  $O_2$ ), realizar comparações entre dois ou mais sistemas semelhantes e seus comportamentos sob diferentes condições (por exemplo, o efeito das características de carregamento, o efeito de diferentes espécies de plantas e da estação do ano), prever o desempenho de um determinado sistema visando o desenvolvimento de recomendações para projeto, auxiliar no controle operacional, entre outros.

Langergraber (2001) aponta como fatores que influenciam o desempenho dos WCs e possuem relação com a modelagem: a comunidade microbiana (biofilme), a vegetação (influência no balanço hídrico, oxigenação do meio e ciclagem de nutrientes) e as propriedades

físicas (porosidade, condutividade hidráulica e granulometria do meio poroso). Para o autor, a influência das propriedades hidráulicas e hidrodinâmicas do material filtrante pode ser muito mais elevada do que a influência dos parâmetros biocinéticos sendo que, uma vez que o modelo de fluxo esteja bem calibrado, um bom conjunto de dados experimentais para simulação do transporte reativo pode ser utilizado através dos parâmetros padrões para o modelo biocinético. Esse fato foi demonstrado através do uso do *software* HYDRUS-CW2D (LANGERGRABER; ŠIMŮNEK, 2005), evidenciando assim que o primeiro passo para a simulação de WCs consiste na descrição das propriedades hidráulicas e ajuste do modelo de fluxo.

As diferenças de fluxo e saturação observadas nos sistemas WCFH e WCFV fazem com que estes também sejam simulados de formas distintas. Sistemas WCFH podem ser simulados quando apenas condições saturadas de fluxo são consideradas porém, para modelar WCFV com carga intermitente, modelos de fluxo transiente variavelmente saturado são obrigatórios, sendo esses sistemas considerados mais dinâmicos e complexos que os anteriores (LANGERGRABER, 2011; MEYER et al., 2015). Ainda conforme os autores, em geral uma boa correspondência entre os resultados da simulação e os dados medidos podem ser alcançados se o comportamento hidráulico do sistema puder ser bem descrito pelo modelo, sendo que ao menos a porosidade e a condutividade hidráulica do meio filtrante saturado devem ser conhecidas.

Os modelos utilizados mais recentemente para simulação de WCs de escoamento subsuperficial podem ser divididos em três grupos (Quadro 1.3). O primeiro deles trata dos modelos de fluxo e reações biocinéticas. O segundo grupo trata dos modelos com foco em um único processo ou fenômeno individual, como a degradação/transferência de um composto ou família de compostos (MO, NTK, O<sub>2</sub>, etc.). Já o terceiro grupo consiste em modelos de apoio à projetos, com abordagem voltada à engenharia.

O primeiro grupo de modelos engloba o CW2D (*Constructed Wetlands 2D*), CWM1 (*Constructed Wetlands Model 1*) e BIO\_PORE, os quais se baseiam no modelo *IWA Activated Sludge Models* (ASM) (HENZE et al., 2000) para a simulação de processos biológicos de transformação e degradação. Tanto o CW2D quanto o CWM1 são implementados no *software* HYDRUS (LANGERGRABER; ŠIMŮNEK, 2005; LANGERGRABER et al., 2009), enquanto que o BIO\_PORE consiste numa modificação do CWM1 implementada na plataforma COMSOL *Multiphysics* (SAMSÓ; GARCÍA, 2013a,b).

Quadro 1.3 – Aspectos gerais dos *softwares* utilizados para simulação de *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial

<i>Software</i>	Fluxo	Processos bioquímicos		Processos adicionais	Dimensão	Referência
		Espécies	Reações			
HYDRUS-CW2D	Saturado e variavelmente saturado	12: frações de MO, N e P	9	-	2D	Pálffy e Langergraber (2013)
HYDRUS-CW2D	Saturado e variavelmente saturado	12: frações de MO, N e P	9	Adsorção da amônia	2D	Morvannou et al. (2014)
HYDRUS-CWM1	Saturado e variavelmente saturado	16: frações de MO, N e S	17	Transferência de calor e efeitos de raiz	2D	Pálffy e Langergraber (2014)
HYDRUS-CWM1	Saturado e variavelmente saturado	16: frações de MO, N e S	17	Adsorção da amônia	2D	Rizzo et al. (2014)
BIO_PORE	Saturado	18: frações de MO, N e S	17	Efeitos de raiz	2D	Samsó e García (2013a,b)
<i>Diph_M</i>	Variavelmente saturado	Frações de MO, O <sub>2</sub> e NH <sub>4</sub> -N	5	-	1D	Petitjean et al. (2012); Forquet et al. (2009a,b)
DPM	Saturado, variavelmente saturado e preferencial	-	-	Transporte não reativo	1D	Morvannou et al. (2013)
<i>P-hydroslag</i>	Saturado	-	-	4 reações inorgânicas	1D	Claveau-Mallet et al. (2012; 2014)
<i>Wang-Scholz-Model</i>	WCFV com fluxo uniforme	-	-	Colmatção	1D	Sani et al. (2013)
RTD/GPS-X	Tanques em série com reciclo e volumes mortos	12: MO e N, apenas solúvel	11	Interação do crescimento do biofilme	2D	Zeng et al. (2013a,b)
<i>RSF_Sim</i>	Tanques em série com volume de água variável	-	-	Transporte, filtração, adsorção, degradação	1D	Meyer et al. (2013)

Fonte: Adaptado de Meyer et al. (2015).

No segundo grupo de modelos se incluem o *Diph\_M* (investigação da influência do oxigênio na hidrodinâmica) (PETITJEAN et al., 2011; PETITJEAN et al., 2012; FORQUET et al., 2009a,b), o DPM (simulação de fluxos preferenciais em filtros de cascalho em WCFV) (MORVANNOU et al., 2013), o *P-hydroslag* (remoção avançada de fósforo por precipitação em filtros de escória de aciária) (CLAVEAU-MALLET et al., 2012; CLAVEAU-MALLET et al., 2014) e o *Wang-Scholz-Model* (transporte de partículas em WCFV) (SANI et al., 2013).

Já o terceiro grupo engloba os modelos RTD/GPS-X (modelo de duas etapas de modelagem hidráulica e cinética em reatores aerados com leito suporte fixo, que se baseia na

análise da distribuição de tempos de residência) (ZENG et al., 2013<sup>a,b</sup>) e o *RSF\_Sim* (estimativa de desempenho do tratamento a longo prazo) (MEYER et al., 2013).

### 2.3 MODFLOW

O MODFLOW consiste em um modelo de diferenças finitas para a simulação do estado estacionário e transiente em meio saturado bidimensional e tridimensional, desenvolvido por McDonald e Harbaugh (1988), para o *United States Geological Survey* (USGS). Em relação à grade de diferenças finitas, no MODFLOW o nó (ponto onde o valor de um dado é posicionado) é localizado no centro da célula, sendo por isso denominado de método de diferenças finitas centrado no bloco.

Em relação aos sistemas *wetlands*, a literatura traz alguns exemplos de simulações realizadas com o uso do MODFLOW em ambientes naturais. É o caso da simulação do fluxo em uma zona úmida de floresta ciliar localizada na bacia do rio *Lower Pee Dee* na Carolina do Sul (EUA) (ELÇI; MOLZ, 2009), da avaliação da estrutura de fluxo em três pantanais situados no norte da Finlândia (RONKANEN; KLØVE, 2008), da simulação da hidrologia em uma planície de inundação na Inglaterra (BRADLEY, 2002) e da simulação de escoamento integrada a um modelo de trajetória da água superficial em um *wetland* natural da Flórida (EUA) (NALESSO, 2009).

Liolios et al. (2012), utilizaram o MODFLOW para a simulação do fluxo em 5 unidades experimentais de WCFH contendo diferentes tipos de vegetação, diferentes materiais porosos e operando sob distintas temperaturas e tempo de residência hidráulico. Foi adotada a abordagem linear e de primeira ordem, fazendo uso do MT3DMS para a simulação do coeficiente de decaimento de  $\text{DBO}_5$  ( $\lambda$ ). Os autores observaram que é suficiente e vantajoso utilizar a abordagem linear para simular o comportamento hidráulico das unidades, e que o processo é controlado pelo coeficiente  $\lambda$ . Foi possível verificar que os valores de  $\lambda$  são dependentes da temperatura e do tempo de residência hidráulico. O desempenho do modelo foi considerado aceitável e indicado para simulação de fluxo e de transporte nos sistemas em estudo. Recentemente, Liolios et al. (2016) simularam os efeitos da recirculação do efluente nos mesmos sistemas, tendo concluído que tal não melhora o desempenho do tratamento, devido principalmente a diminuição do tempo de residência (acarretado pelo aumento da vazão).

Santos et al. (2006) utilizaram o MODFLOW para simulação de um WC de fluxo superficial aplicado ao tratamento de aquíferos livres e rasos contaminados sem auxílio de

bombeamento. Foram testados diferentes cenários em termos de geometria da janela de entrada da água, profundidade de captura da pluma de contaminação e recarga, além de um sistema composto por um *wetland* de escoamento superficial seguido por um sistema de escoamento subsuperficial. Os autores consideraram viável o uso do *software* para a simulação de WCs visando a captura das plumas de contaminantes nos aquíferos, observando que o volume de água que atravessa o *wetland* varia inversamente com o tempo de residência da água no canal e que ambos são controlados pela condutividade hidráulica do aquífero.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. de A.; PITALUGA, D. P. da S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. **Revista Biociências**, v. 16, n. 1, 2010.
- AMENDOLA, M.; SOUZA, A. L.; ROSTON, D. M. Numerical simulation of fecal coliform reduction at a constructed wetland. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 533-538, 2003.
- ANDERSON, M. P.; WOESSNER, W. W. **Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport**. San Diego: Academic Press, 1992. 381 p.
- ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, 2001.
- BAPTESTINI, G. C. F.; MATOS, A. T.; BORGES, A. C. Effect of reversal of the flow direction on hydrodynamic characteristics and plants cultivated in constructed wetland systems. **Acta Scientiarum. Technology Maringá**, v. 38, n. 1, p. 49-56, 2016.
- BAVOR, H. J.; ROSER, D. J.; FISHER, P. J.; SMALLS, I. C. **Performance of solid-matrix wetland systems viewed as fixed-film bioreactors**. In: D. A. Hammer (ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Chelsea, MI: Lewis Publishers, p. 646-656, 1989.
- BAVOR, H. J.; SCHULZ, T. J. **Sustainable suspended solids and nutrient removal in large-scale, solid matrix, constructed wetland systems**. In: G. A. Moshiri (ed.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, p. 219-225, 1993.
- BEGOSSO, L. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. 2009. 43 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.
- BLAZEJEWSKI, R.; MURAT-BLAZEJEWSKA, S. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 183–188, 1997.
- BONGANHA, C. A. **A utilização da modelagem matemática como ferramenta para a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos subterrâneos: uma proposta para o município de Araraquara – SP**. 2005. 124 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Centro Universitário de Araraquara, Araraquara, 2005.
- BORGES, A. C. L.; MATOS, A. T. de; CALIJURI, M. do C.; OLIVEIRA, G. H. H. de; ROLDÃO, J. S. F. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. **Engenharia Agrícola Jaboticabal**, v. 29, n. 2, p. 301-310, 2009.
- BORGES, K. P.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; DOMINGOS, R. N.; ANGELIS, D. F. Tratamento de efluentes contaminados com microrganismos por wetland construído. In: X

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Braga, Portugal, 2002. **Anais...** ABESB. CD ROM. 2002.

BRADLEY, C. Simulation of the annual water table dynamics of a floodplain wetland, Narborough Bog, UK. **Journal of Hydrology**, v. 261, n. 1-4, p. 150-172, 2002.

BRAGA, A. C. R. **Avaliação da potencialidade hídrica subterrânea e proposta para metodologia de outorga em uma região da bacia sedimentar costeira do baixo curso do rio Paraíba**. 2014. 97 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

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

BRASIL. Departamento Nacional de Infra-Estrutura de Transportes. Diretoria de Planejamento e Pesquisa. Coordenação Geral de Estudos e Pesquisa. Instituto de Pesquisas Rodoviárias. **Manual de drenagem de Rodovias**. Rio de Janeiro, 2006. 304 p.

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

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

BUCKSTEEG, K. Treatment of domestic sewage in emergent helophyte beds – German experiences and ATV-guidelines A262. In: *Constructed wetlands in water pollution control*. **Anais...** Cambridge, UK: IAWPRC, p. 505-515, 1990.

CABRAL, J. J. S. P.; DEMETRIO, J. G. A. **Aplicação de Modelos em Hidrogeologia**. In: Fernando A. C. Feitosa; João Manoel Filho, Edilton Feitosa; José Geilson Demétrio. (org.). *Hidrogeologia Conceitos e Aplicações*. 3 ed. Rio de Janeiro: CPRM, v. 1, p. 687-707. 2008.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. de B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 421-230, 2009.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos**. Rio de Janeiro: LTC Editora. 1996. 233 p.

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

CELIS, G. S. **Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos**. 2015. 124 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 21, p. 165-173, 2003.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blucher, 1999. 256 p.

CLAVEAU-MALLET, D.; COURCELLES, B.; COMEAU, Y. Phosphorus Removal by Steel Slag Filters: Modeling Dissolution and Precipitation Kinetics to Predict Longevity. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 13, p. 7486-7493, 2014.

CLAVEAU-MALLET, D.; WALLACE, S.; COMEAU, Y. Model of phosphorus precipitation and crystal formation in electric arc furnace steel slag filters. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 3, p. 1465–1470, 2012.

CLEARY, R. W. **Hidrogeologia de águas subterrâneas**. In: RAMOS, F. et al. Engenharia Hidrológica. Rio de Janeiro: ABRH; EDUFRJ, 1989.

COLLAÇO, A. de B. **Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional**. 2001. 65 p. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

CONLEY, L. M.; DICK, R. I.; LIOW, L. W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. **Research Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 63, n. 3, p. 239-247, 1991.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc, 1996. 184 p.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de Wetlands construídas com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colíforos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 3, n. 1, p. 1-23, 2003.

COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 5, p. 1056-1063, 2011.

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

DE PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. 2010. 148 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

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



DUNCAN, C. P.; GROFFMAN, P. M. Comparing microbial parameters in natural and constructed wetlands. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 298-305, 1994.

ELÇI, A.; MOLZ, F. J. Identification of Lateral Macropore Flow in a Forested Riparian Wetland through Numerical Simulation of a Subsurface Tracer Experiment. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 197, p. 149-164, 2009.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 987-1004, 2009.

FERREIRA, L. de S. **Avaliação de desempenho de wetlands construídos para o tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE VOG VILLE**. 2013.75 p. Dissertação (Meio Ambiente, Águas e Saneamento) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.

FERRES, G. C. **Variabilidade da condutividade hidráulica e de formas do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial**. 2012. 62 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2012.

FISHER, P. J. **Hydraulic characteristics of constructed wetlands at Richmond, NSW, Australia**. In: P. F. Cooper and B. C. Findlater (eds.) *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Oxford, UK: Pergamon Press, p. 21-31, 1990.

FONDER, N.; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203-211, 2013.

FORQUET, N.; WANKO, A.; MOLLE, P.; MOSE, R.; SADOWSKI, A. Two-phase flow modelling for oxygen renewal estimation in vertical flow filter: luxury or necessity? **Water Science and Technology**, v. 59, n. 12, p. 2311-2319, 2009a.

FORQUET, N.; WANKO, A.; MOSE, R.; SADOWSKI, A. Diphasic modelling of vertical flow filter. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 1, p. 47-56, 2009b.

GARCÍA, J.; CHIVA, J.; AGUIRRE, P.; ALVAREZ, E.; SIERRA, J. P.; MUJERIEGO, R. Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. **Ecological Engineering**, v. 23, p. 77-187, 2004.

GEORGE, D. B. **Development of guidelines and design equations for subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater**. USEPA, Office of Research and Development, Cincinnati, 2000.

GRIFFIN, P.; WILSON, L.; COOPER, D. **Changes in the use, operation and design of subsurface flow constructed wetlands in a major UK water utility**. In: Billore, S.K., Dass, P., Vymazal, J. (Eds.), *Proceedings of the 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Vikram University and IWA, Indore, India, 2008.

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; LOOSDRECHT, M. **Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3**. IWA Publishing: London, UK, 2000. 121 p.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. **Technology review of constructed wetlands subsurface flow**. Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries. Germany: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ), 2011. 35 p.

IBEKWE, A. M.; LYON, S. R.; LEDDY, M.; JACOBSON-MEYERS, M. Impact of plant density and microbial composition on water quality from a free water surface constructed wetland. **Journal of applied microbiology**, v. 102, n. 4, p. 921-936, 2007.

IWA. International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. Scientific and Technical Report, n. 8. London, England: IWA Publishing, 2000. 156 p.

KADLEC, R. H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. **Ecological Engineering**, v. 15, n. 1-2, p. 105-119, 2000.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. Florida: Lewis Publishers, 1996. 893 p.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2009.

KERN, J. **Seasonal efficiency of a constructed wetland for treating dairy farm wastewater**. In: Mander U, Jenssen PD, editors. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates, v. 11, p. 197-214, 2003.

KNOWLES, P. R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P. A. Clogging in horizontal subsurface flow treatment wetlands in the UK: Conclusions from a three-year investigation. In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Venice, Italy, 2010. **Anais...** Palombi, 2010. p. 525-538.

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

KONRAD. O.; LUMI. F. J.; BRIETZKE. B. T.; SALVIATO. L. F. Eficiência no polimento do efluente de vinícola utilizando o sistema de “wetland” construído. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 10, n. 3, p. 178-187, 2013.

KRESIC, N. **Quantitative solutions in hydrogeology and groundwater modeling**. Boca Raton/EUA: CRC, 1997. 140 p.

LANA. L. C. O.; MORAES. D. C.; VON SPERLING. M.; MORATO. M. 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**, v. 68, n. 7, p. 1599-1606, 2013.

LANGERGRABER G. **Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands**. Wiener Mitteilungen, Vienna, 169, 2001. 207 p.

LANGERGRABER, G. Numerical modelling: a tool for better constructed wetland design? **Water Science and Technology**, v. 64, n. 1, p.14-21, 2011.

LANGERGRABER, G.; ROUSSEAU, D. P. L.; GARCÍA, J.; MENA, J. CWM1: A general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 9, p. 1687-1697, 2009.

LANGERGRABER, G.; ŠIMŮNEK, J. Modeling Variably Saturated Water Flow and Multicomponent Reactive Transport in Constructed Wetlands. **Vadose Zone Journal**, v. 4, p. 924-938, 2005.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de Wetlands construídas**. 2001. 90 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

LEOPOLDO, P. R., GUIMARÃES, A. B., BREDA, C. C. Tratamento de efluentes domésticos em zona rural através do uso de sistema com plantas aquáticas. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Pelotas, 1999. **Anais... SBEA**. CD-ROM. 1999.

LIMA, F. T. de. **Capacidade de retenção e dinâmica de um “wetland” construído no tratamento de águas residuais**. 2011. 123 p. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

LIOLIOS, K. A.; MOUTSOPOULOS, K. N.; TSIHRINTZIS, V. A. Modeling of flow and BOD fate in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, v. 200-202, p. 681-693, 2012.

LIOLIOS, K. A.; MOUTSOPOULOS, K. N.; TSIHRINTZIS, V. A. Modelling Alternative Feeding Techniques in HSF Constructed Wetlands. **Environmental Processes**, v. 3, n. 1, p. 47-63, 2016.

MAGALHÃES FILHO, F. J. C. **Aspectos hidráulicos e hidrológicos de um sistema combinado de evapotranspiração e wetlands**. 2013. 63 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2013.

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

MAŁOSZEWSKI, P.; WACHNIEW, P.; CZUPRYŃSKI, P. Study of hydraulic parameters in heterogeneous gravel beds: Constructed wetland in Nowa Słupia (Poland). **Journal of Hydrology**, v. 331, n. 3-4, p. 630-642, 2006.

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

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**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

MEYER, D.; CHAZARENC, F.; CLAVEAU-MALLET, D.; DITTMER, U.; FORQUET, N.; MOLLE, P.; MORVANNOU, A.; PÁLFY, T.; PETITJEAN, A.; RIZZO, A.; CAMPÀ, R. S.; SCHOLZ, M.; SORIC, A.; LANGERGRABER, G. Modelling constructed wetlands: Scopes and aims – a comparative review. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 205-213, 2015.

MEYER, D.; MOLLE, P.; ESSER, D.; TROESCH, S.; MASI, F.; DITTMER, U. Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment—comparison of German, French and Italian approaches. **Water**, v. 5, p. 1-12, 2013.

MONTEIRO, A. B. **Modelagem do fluxo subterrâneo nos aquíferos da planície do Recife e seus encaixes**. 2000. 180 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2000.

MORAES, D. C. **Influência da sazonalidade e de plantas na redução da concentração de poluentes em sistema de alagados construídos de escoamento vertical, com alimentação em pulso, empregado para tratar esgoto doméstico bruto**. 2012. 109 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

MORVANNOU, A.; CHOUBERT, J.-M.; VANCLOOSTER, M.; MOLLE, P. Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 379-386, 2014.

MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; VANCLOOSTER, M.; MOLLE, P. **Which hydraulic model to use in vertical flow constructed wetlands?** Czech University of Life Sciences, Prague, Czech Republic. In: Šimůnek, J., Kodešová, R. (Eds.), Proceedings of the 4th International Conference HYDRUS Software Applications to Subsurface Flow and Contaminant Transport Problems, Dept. of Soil Science and Geology, 74, p. 978-980, 2013.

NALESSO, M. **Integrated Surface-Ground Water Modeling in Wetlands With Improved Methods to Simulate Vegetative Resistance to Flow**. 2009. 155 p. Tese (Doctor of Philosophy in Civil Engineering) - Florida International University, Miami, 2009.

NURK, K.; TRUU, J.; TRUU, M.; MANDER, U. Microbial characteristics and nitrogen transformation in planted soil filter for domestic wastewater treatment. **Journal of Environmental Science and Health Part A (Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering)**, v. 40, p. 1201-1214, 2005.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (Wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. 2008. 111 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

OLIJNYK, D. P.; SEZERINO, P. H.; FENELON, F. R.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no estado de Santa Catarina. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (CBESA), Belo Horizonte, 2007. **Anais...** ABES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

OOPKAUP, K.; TRUU, M.; NÕLVAK, H.; LIGI, T.; PREEM, J.-K.; MANDER, Ü.; TRUU, J. Dynamics of Bacterial Community Abundance and Structure in Horizontal Subsurface Flow Wetland Mesocosms Treating Municipal Wastewater. **Water**, v. 8, n. 10, 2016.

ORMONDE, V. S. da S. **Avaliação de 'wetlands' construídos no pós tratamento de efluente de lagoa de maturação**. 2012. 88 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

PÁLFY, T. G.; LANGERGRABER, G. **Numerical simulation of the treatment performance of a horizontal flow constructed wetland for polishing SBR effluent**. In: Chazarenc, F., Gagnon, V., Méchineau, M. (Eds.), 5 th International Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control–Book of Abstracts, Nantes. France, p. 168-169, 2013.

PÁLFY, T. G.; LANGERGRABER, G. The verification of the Constructed Wetland Model No. 1 implementation in HYDRUS using column experiment data. **Ecological Engineering**, v. 68, p. 105-115, 2014.

PATANKAR, S. V. **Numerical heat transfer and fluid flow**. Series in computational methods in mechanics and thermal sciences. New York: Hemisphere Publishing Corp., 1980. 197 p.

PAULO, P. L.; AZEVEDO, C.; GALBIATI, A. F.; BONCZ, M. A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 95-100, 2013.

PAULO, P. L.; BEGOSSO, L.; PANSONATO, N.; SHRESTHA, R. R.; BONCZ, M. A. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. **Water Science and Technology**. v. 60. n. 8. p. 2001-2007. 2009.

PELISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. 2013. 139 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H.; DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; BENTO, A. P.; CARVALHO Jr., O. de; PHILIPPI, L. S. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 307-310, 2014.

PETITJEAN, A.; FORQUET, N.; WANKO, A.; LAURENT, J.; MOSÉ, R.; MOLLE, P.; SADOWSKI, A. Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: impact of operational considerations on oxygen transfer and bacterial activity. **Water Research**, v. 46, p. 2270-2280, 2012.

PETITJEAN, A.; WANKO, A.; FORQUET, N.; MOSÉ, R.; LAWNICZAK, F.; SADOWSKI, A. Diphasic transfer of oxygen in vertical flow filters: a modelling approach. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 1, p. 109-116, 2011.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do autor. Florianópolis/SC., 2004. 144 p.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and solutions? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997.

REED, S. C.; MIDDLEBROOKS, E. J.; CRITES, R. W. **Natural systems for waste management and treatment**. New York: McGraw-Hill, 1988. 433 p.

RIZZO, A.; LANGERGRABER, G.; GALVÃO, A.; BOANO, F.; REVELLI, R.; RIDOLFI, L. Modelling the response of horizontal flow constructed wetlands to unsteady organic loads with HYDRUS-CWM1. **Ecological Engineering**, v. 68, p. 209-213, 2014.

RONKANEN, A.; KLØVE, B. Hydraulics and flow modelling of water treatment wetlands constructed on peatlands in Northern Finland. **Water Research**, v. 42, p. 3826-3836, 2008.

ROUSSEAU, D. P. L. **Performance of constructed treatment wetlands: model-based evaluation and impact of operation and maintenance**. 2005. 300 f. Tese (Applied Biological Sciences) - Ghent University, Ghent, Belgium, 2005.

SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modelling results. **Science of the Total Environment**, v. 1, p. 461-462, 2013a.

SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. BIO\_PORE, a mathematical model to simulate biofilm growth and water quality improvement in porous media: application and calibration for constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 116-127, 2013b.

SANFORD, W. E. **Substrate type, flow characteristics, and detention times related to landfill leachate treatment efficiency in constructed wetlands**. In: G. Mulamootil, E.A. McBean, and F. Rovers (eds.) *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachate*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, p. 47-56, 1999.

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

- SANFORD, W. E.; STEENHUIS, T. S.; SURFACE, J. M.; PEVERLY, J. H. Flow characteristics of rock-reed filters for treatment of landfill leachate. **Ecological Engineering**, v. 5, p. 37-50, 1995b.
- SANI, A.; SCHOLZ, M.; BABATUNDE, A.; WANG, Y. Impact of clogging on the outflow water quality of vertical-flow constructed wetlands treating urban wastewater. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 224, n. 3, p. 1488-1506, 2013.
- SANTOS, J. G.; HIRATA, R.; FERRARI, L. C. K. M. Modelagem matemática para aplicação de sistemas de wetlands no tratamento de aquíferos livres e rasos contaminados. **Águas Subterrâneas**, v. 20, n. 1, p. 115-130, 2006.
- SANTOS, B. S.; COSTA, P. F.; EYNG, E.; CÂMARA, C. D. Avaliação da Eficiência de Um Sistema de Tratamento por Wetland Construído Aplicado ao Efluente de um Frigorífico de Suínos. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 37, n. 2, p. 13-22, 2016.
- SAPKOTA, D. P.; BAVOR, H. J. Gravel bed filtration as a constructed wetland component for the reduction of suspended solids from maturation pond effluent. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 55-66, 1994.
- SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.
- SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.
- SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; CARISSIMI, E.; PHILIPPI, L. S. Constructed wetlands and sandfilter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. **Water Practice & Technology**, v. 7, n. 3, 2012.
- SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 533-542, 2015.
- SILVEIRA, D. D. **Potencial de remoção de nitrogênio em um único estágio de filtros plantados com macrófitas para o tratamento de esgoto doméstico bruto: aporte da biologia molecular para a compreensão dos processos**. 2015. 251 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.
- SOUSA, J. T. de; HAANDEL, A. van; LIMA, E. P. da C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de *wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.
- SURFACE, J. M.; PEVERLY, J. H.; STEENHUIS, T. S.; SANFORD, W. E. **Effect of season, substrate composition, and plant growth on landfill leachate treatment in a**

**constructed wetland.** In: G.A. Moshiri (ed.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, p. 461-472, 1993.

TRAVAINI-LIMA, F.; VEIGA, M. A. M. S.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. *Constructed Wetland for Treating Effluent from Subtropical Aquaculture Farm.* **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 226, n. 3, 2015.

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 3958-3971, 2009.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: Edit. UFRGS/ABRH, 1998. 652 p.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. USEPA, EPA 625/R-99/010. Office of Research and Development, Ohio, 2000. 166 p.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal wastewater Treatment**. USEPA, EPA 625/1-88/022. Office of Research and Development, Washington, DC, 1998. 83 p.

VIESSMAN, W.; LEWIS, G. L. **Introduction to Hydrology**. Prentice-Hall: Upper Saddle River, N. J., 2002. 624 p.

VYMAZAL, J. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. In: Sixth International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, São Paulo, Brazil, 1998. **Anais...** CEA/UNESP e IAWQ p. 150-166, 1998.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.F.; GREEN, M.B.; HABERL, R. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe**. Backhuys Publishers, Leiden. The Netherlands, 1998.

VYMAZAL, J; KROPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Czech Republic, 2008, 579 p.

WALLACE, S. D.; KNIGHT, R. L. **Small-scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements**. Water Environment Research Foundation (WERF), Alexandria, Virginia, 2006.

WANG, D.; ZHANG, Z.; LI, X.; ZHENG, W.; DING, Y.; YANG, B.; YANG, Q.; ZENG, T.; CAO, J.; YUE, X.; SHEN, T.; ZENG, G.; DENG, J.; HE, X. Effects of earthworms on surface clogging characteristics of intermittent sand filters. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 11, p. 2881-2888, 2010.

WANG, H. F.; ANDERSON, M. P. **Introduction of ground-water modeling: finite difference and finite element methods**. San Francisco: W. H. Freeman And Company, 1982. 237 p.



WENDLAND, C.; CHIARAWATCHAI, N. **Constructed wetlands for wastewater treatment**. Institute of Wastewater Management, Hamburgo University of Tecnology, 2006. 20 p.

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

WPCF. Water Pollution Control Federation. **Natural System for Wastewater Treatment**. Manual of Practice FD-16. Washington: WPCF, 1990.

ZENG, M.; SORIC, A.; FERRASSE, J. H.; ROCHE, N. Interpreting hydrodynamic behaviour by the model of stirred tanks in series with exchanged zones: preliminary study in lab-scale trickling filters. **Environmental Technology**, v. 34, n. 18, p. 2571-2578, 2013a.

ZENG, M.; SORIC, A.; ROCHE, N. Calibration of hydrodynamic behavior and biokinetics for TOC removal modelling in biofilm reactors under different hydraulic conditions. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 202-209, 2013b.



## **CHAPTER 2 – NUMERICAL SIMULATION OF FLOW AND BIOKINETIC PROCESSES IN SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS: A SYSTEMATIC REVIEW**

**Abstract:** Constructed wetlands are engineered systems designed and constructed to treat wastewater using natural functions of vegetation, soils and microbial assemblages. Seeking the optimization of these systems, numerical simulation models have been developed in order to obtain parameters for design, representation of treating conditions and prediction of future scenarios. This paper reviews the state of the art on the numerical models for simulating flow and biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. In this review, it is highlighted the application and performance of five software applied to simulate saturated horizontal flow (CWM1-RETRASO and PHWAT), variably saturated vertical flow (FITOVERT and HYDRUS-CW2D) and variably saturated vertical or horizontal flow (HYDRUS-CWM1). For vertical flow, FITOVERT requires less data input, but HYDRUS-CW2D simulates transformation of phosphorus and ammonia adsorption. For horizontal flow, HYDRUS-CWM1 and CWM1-RETRASO have similar approach in terms of species and number of reactions, but HYDRUS-CWM1 simulates the effect of transpiration and the limitations of bacterial growth. To simulate phosphorus in horizontal flow, the only applicable software is PHWAT, besides be able to simulate of gas production. In Brazil, a few studies address the subject of constructed wetlands simulation, and some of them apply software such as AQUASIM and MATLAB to support flow and transport equations.

**Key words:** Biokinetic reactions; flow simulation; reactive transport; wastewater treatment.



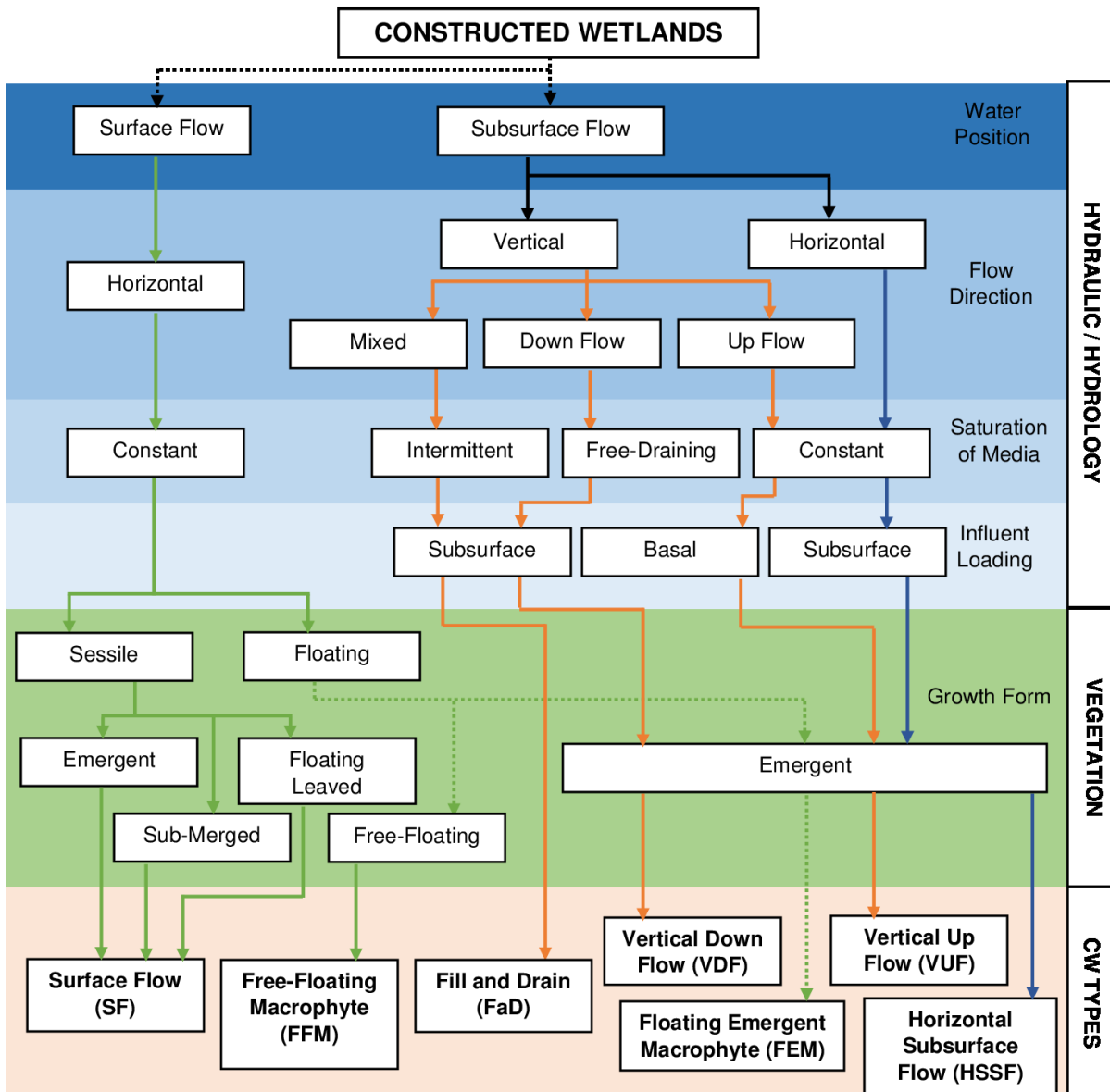
## 1 INTRODUCTION

Constructed wetlands (CWs) are artificial systems constructed in controlled operating conditions, in order to simulate biogeochemical cycles as observed in natural environments. Therefore, processes including vegetation, substrate (porous media) and microorganisms association (biofilm) assist in the wastewater treatment. The basic principle of these systems are the formation of biofilm attached to the porous media and the roots of plants, and the action of aerobic and anaerobic microorganisms, enabling the degradation of organic matter and the conversion of nitrogen by nitrification and denitrification processes (Platzer, 1999; Vymazal, 2000).

The CWs have been classified for a long time according to the hydraulic system into two groups: free water surface (FWS-CWs) and subsurface flow (SSF-CWs) constructed wetlands and, according to the flow direction, in horizontal subsurface flow (HSSF-CWs) and vertical subsurface flow (VSSF-CWs) constructed wetlands. Recently, a new approach was proposed, based not only on the hydraulic properties of the porous media (flow direction and saturation), but also in vegetative characteristics, being highlighted (Fonder & Headley, 2013) (Figure 2.1):

- a) Surface flow constructed wetlands, horizontal flow, dominated by emergent herbaceous macrophytes (SF);
- b) Surface flow constructed wetlands, horizontal flow, containing free-floating vascular aquatic plants growing on the water surface (FFM);
- c) Surface flow constructed wetlands, horizontal flow, with emergent macrophytes growing on a buoyant structure (FEM);
- d) Subsurface flow constructed wetlands, vertical flow, in which the flow direction is mixed, often periodically alternating between up and down flow (FaD);
- e) Subsurface flow constructed wetlands, vertical flow, with free-draining substrate and subsurface loading (without surface flooding) (VDF);
- f) Subsurface flow constructed wetlands, vertical flow, with a flooded surface for outflow (VUP), and;
- g) Subsurface flow constructed wetlands, horizontal flow, with subsurface loading (without intentional surface flooding) (HSSF).

Figure 2.1 – Classification of constructed wetlands for wastewater treatment



Adapted by Fonder & Headley (2013).

The first research evidences with CWs are dated from the 1950s and were developed by biologist Dr. Kathe Seidel at the Max Planck Institute, in Germany (Kadlec & Knight, 1996). Dr. Seidel used vertical filters to treat domestic wastewater, phenol-contaminated wastewater and agricultural wastewater. Later, in the 1970s, Reinhold Kickuth developed the Root Zone Method concept, to reference horizontal flow systems in porous media, used to allow the development of macrophytes and the biological activities (Verhoeven et al., 2006). In Brazil, the first attempt to use the CWs systems was in the 1980s, when Salati and Rodrigues constructed an artificial lake near by a highly polluted stream in Piracicaba (São Paulo) (Salati et al., 1999).

In the last 21 years, a third of the world's countries have made use CWs for wastewater treatment, being mainly countries in Europe, North America, Far East and Oceania (Zhi & Ji, 2012). Moreover, it is highlighted that the research related to this kind of treatment in developing countries are still incipient (Zhang et al., 2014).

Experiments involving CWs in Brazil began to be published in the 1990s. The first studies used this technology to treat wastewater from rural areas (Conte et al., 1992), pointed out the benefits of using the macrophyte *Typha* spp. in the treatment of domestic wastewater (Amorim et al., 1997) and showing efficiency in the treatment of effluents after the septic tank (Philippi et al., 1999). The studies about CWs have been intensified in the 2000s, with several arrangements regarding the shape, the layout of the constructed project and the system operation (Sezerino et al., 2015).

The acknowledgement of the relevant factors involved in the treatment of effluents by CWs allows assessing the performance of each system. However, traditional studies on the CWs focuses on the efficiency of contaminants removal look at systems as a "*black-boxes*" from empirical approaches and do not distinguish between the different active removals processes (e.g., Pastor et al., 2003, Tomenko et al., 2007). In addition, the non-uniformity of the projects design and the operational system leads to gaps and differences results on the treatment process. Despite the large number of investigations, design and optimization of the CWs are still based, mainly, on empirical equations, which results in an incomplete understanding of the functioning of the systems that sometimes can hinder the performance of the treatment processes about the functionality of the system performance.

In Brazil, there are no standards regarding to the CWs systems, which difficult the uniformity of the parameters and criteria for the design and operation. In the case of HSSF-CWs, the international literature is focused on the removal process of organic matter, and considers the system as a biological reactor of attached biomass with a first-order kinetic removal (Hammer, 1989; Conley et al., 1991; Crites, 1994; Cooper et al., 1996). In the case of VSSF-CWs, the models and the empirical criteria are focused on the balance of oxygen needed for the cleaning activities of organic matter and nitrogen transformation (Johansen & Brix, 1996; Platzer, 1999).

The design of the CWs is also made base on the estimation of the required area according to the demand per inhabitant. Data from the literature suggest a range of 0.5 to 3.0 m<sup>2</sup> per inhabitant, to calculate the needed area for treatment of domestic wastewater with HSSF-CWs (Shrestha et al., 2001). In the case of VSSF-CWs is recommended 1 m<sup>2</sup> per inhabitant for BOD removal or 2.0 m<sup>2</sup> per inhabitant to improve nitrification process (Cooper et al., 1996). The

Brazilian experience with HSSF-CWs, used to treat domestic wastewater, shows that this relationship can range between 0.14 m<sup>2</sup> (Avelar et al., 2009) and 8.0 m<sup>2</sup> (Borges et al., 2008) per inhabitant.

A simplified computer-based design tool for subsurface flow constructed wetlands simulation, allowed to improve the CWs processes, by testing parameters as the inflow of the system, the size and geometry design, the particle size of the porous media, the type of macrophytes, the clearance kinetics, the transfer of oxygen and the structure and metabolism of the biofilm. The development and application of process-based numerical models made possible simulating a large number of physical, chemical and biological processes that occur in parallel and affect each other. By representing the conditions in terms of flow and transport of pollutants, numerical models allow to simulate the CWs behavior for long-term forecasts and for the time life evaluation. The models could also help to improve the engineering design and the effects of processes as the clogging in porous media.

This paper presents the state of the art on the application of numerical models to simulate flow, transport and transformation/degradation of pollutants in subsurface flow constructed wetlands, highlighting, also, the Brazilian's research experience on that.



## 2 NUMERICAL SIMULATION IN SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS

The application of numerical models for CWs simulation system allows to describe the processes in progress (such as water flow and oxygen transfer) and to compare the performance between similar systems and their behavior under different conditions (such as the effect of loading quality, different plant species or the seasonality). Also, makes possible to predict the performance of a system for the improvement of the design and to assist in operational control.

The following factors, related to modeling, affect the biochemical transformation and degradation processes in the CWs systems: the microbial community (with the resulting biofilm), the vegetation (influence the water balance, the oxygenation and the nutrient cycling) and the physical properties (porosity, hydraulic conductivity and the particle size of the porous media) (Langergraber, 2001).

Different authors highlight the contribution of each one of the intervening factor. For some authors, biological processes, originated from microbial metabolism, are considered a key to describe the overall operation of the CWs (Samsó & García, 2013; Campà, 2014). On the other hand, some authors highlight the importance of identifying the influence of water distribution mechanisms in order to better understand the systems performance (Brovelli et al., 2007). On that matter, they believe that for a good model calibration the hydraulic properties of the porous media have more influence than the biokinetic parameters, since for reactive transport simulation there is already a good set of experimental biokinetic data to be used as input parameters (Langergraber, 2001).

Models to simulate subsurface flow in SSF-CWs can being classified into the following groups: (a) flow and biokinetic reactions models: for saturated flow (Brovelli et al., 2007; Ojeda et al., 2008) and for variable saturated flow (Langergraber & Šimůnek, 2005; Langergraber et al., 2009; Giraldi et al., 2010); (b) models for a single process or phenomena: to simulate degradation/transfer of a compound or a family compounds (such as organic matter, total nitrogen, oxygen, etc.), and; (c) models to support CWs design: for improving the engineering projects approach. In this study, we present the state of the art on the use of software for flow and biokinetic reaction simulations, in saturated and variable saturated subsurface flow constructed wetlands (Table 2.1).

Among the software selected, FITOVERT is the only one that does not use the biokinetic models *Constructed Wetlands 2D* (CW2D) or *Constructed Wetlands Model 1*

(CWM1). This software is based on the mathematical formulation of the *IWA Activated Sludge Models* (ASM) (Henze et al., 2000), including fractions of organic matter and nitrogen.

Table 2.1 – Software for flow and biokinetic reaction simulations in subsurface flow constructed wetlands (SSF-CWs)

Main characteristics*	Software					
	FITOVERT	HYDRUS-CW2D	HYDRUS-CWM1	CWM1-RETRASO	PHWAT	
<b>Simulation platform</b>	MATLAB	HYDRUS-2D	HYDRUS-2D	<i>RetradoCodeBright</i>	PHWAT	
<b>Biokinetic model</b>	Their Own	CW2D	CWM1	CWM1	CW2D	
<b>Dimension</b>	1D	2D	2D	2D	1D, 2D and 3D	
<b>Availability</b>	No	Commercialized	Commercialized	Free of charge	Free of charge for noncommercial use	
<b>Numerical method</b>	Finite elements	Finite elements	Finite elements	Finite elements	Finite differences	
<b>Hydraulic and hydrodynamic</b>	<b>Saturation conditions</b>	Variably saturated	Variably saturated	Variably saturated	Saturated	Saturated
	<b>HSSF-CW / VSSF-CW</b>	VSSF-CW	VSSF-CW	VSSF-CW / HSSF-CW	HSSF-CW	HSSF-CW
	<b>Feeding strategy</b>	Feeding-emptying cycles	Batch	Continuous	Continuous	-
	<b>Clogging</b>	Yes	No	Yes	Yes	Yes
<b>Biokinetic</b>	<b>Types</b>	C, N and O	C, N, O and P	C, N, O and S	C, N, O and S	C, N, O and P
	<b>Functional bacterial groups</b>	-	3	6	6	3
	<b>Bacterial growth</b>	Yes	Yes	Yes	No	Yes
	<b>Biomass</b>	Attached	Attached	Attached	Suspended	Attached / suspended
	<b>Growth limitations</b>	Substrates	Temperature and substrates	Temperature and substrates	-	Temperature and substrates
	<b>Processes</b>	Atmospheric oxygen transfer, gas transport, transport of particulate components and filtration	Atmospheric oxygen transfer, gas transport and sorption	Atmospheric oxygen transfer, gas transport, transport of particulate components and sorption	Atmospheric oxygen transfer, gas transport, chemical equilibrium and transport of particulate components	Atmospheric oxygen transfer, gas transport, pH, redox, chemical equilibrium, transport of particulate components and attachment/detachment of biomass
<b>Main publications</b>	Giraldi et al. (2010)	Langergraber & Šimunek (2005), Morvannou et al. (2014)	Langergraber et al. (2009), Rizzo et al. (2014), Pálffy & Langergraber (2014)	Ojeda et al. (2008), Llorens et al. (2011a,b)	Brovelli et al. (2007), Brovelli et al. (2009)	

Adapted by Meyer et al. (2015) and Samsó et al. (2015).

The CW2D software is based on the mathematical formulation of the ASM and is specifically designed to simulate the most common processes in VSSF-CWs, including dissolved oxygen (O<sub>2</sub>), three fractions of organic matter (readily and slowly biodegradable and inert), four compounds of nitrogen (NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and N<sub>2</sub>N), inorganic phosphorus, heterotrophic microorganisms (considered responsible for hydrolysis, mineralization of organic matter and denitrification) and autotrophic microorganisms (considered responsible for nitrification).

The CWM1 software is based on the mathematical formulation of the ASM and the *Anaerobic Digestion Model* (ADM) (Batstone et al., 2002) and include fractions of organic matter, O<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, in addition to sulfur fractions (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> and H<sub>2</sub>S) and fermentation products. The model can be applied to HSSF-CWs and VSSF-CWs.

## 2.1 FITOVERT

FITOVERT is a 1D model developed in MATLAB (MathWorks Corp<sup>®</sup>) specifically for descending flow VSSF-CWs simulation, only in one-dimensional flow from the top to the base of the system, neglecting horizontal flows. The software is able to process the flow of water through a variably saturated porous media. Also, considers the effect of evapotranspiration, besides simulating the transport of dissolved and particulate compounds.

The clogging can be simulated as a reduction of porosity on the porous media by modifying the hydraulic conductivity, on the modified Carman-Kozeny equation (Boller & Kavanaugh, 1995). One limitation is that the model does not considers the adsorption of pollutants and the uptake of nutrients and metals by plants (Giraldi et al., 2010; Campà, 2014).

The performance of FITOVERT was evaluated through the verification model. Modeling results were compared with hydrodynamic field tests resulting from a pilot project of VSSF-CW (Giraldi et al., 2010). The VSSF-CW was built with 33 m<sup>2</sup> of surface area and 68 cm depth, fulfill with six gravel layers and planted with *Cyperus papyrus*, *Canna* sp., *Iris pseudacorus*, *Phragmites australis* and *Juncus ensifolius*. The hydrodynamic tests were performed by using tracers in three different saturation conditions: fully saturated, partially saturated and completely drained. According to the results, the FITOVERT proved to be able to accurately simulate the hydraulic behavior of the studied system in saturated and unsaturated conditions. However, there is still necessary to run additional experiments on the relationship between dispersibility and degree of saturation, to improve the input data for the mathematical models. That can help on the model calibration, based on reliable data of biochemical and transportation processes.

## 2.2 HYDRUS-CW2D

The CW2D (*Constructed Wetlands 2D*) consists on a biokinetic model of reactive transport simulation with biochemical degradation and transformation processes, developed as an extension of HYDRUS-2D (PC-Progress<sup>®</sup>). The nitrification is simulated as a two-step

process (from ammonia to nitrite and, after that, to nitrate), based on ASM (Henze et al., 2000) and other formulations (Nowak, 1996; Brouwer et al., 1998).

As a limitation, HYDRUS-CW2D only considers dissolved compounds, making unsuitable for researching clogging phenomena (García et al., 2010). In addition, takes as a constant the microorganisms concentration in each finite element and do not consider the thickness of the biofilm (Langergraber, 2001).

The HYDRUS-CW2D code was verified base on a data set from two VSSF-CWs constructed on a pilot scale (both of them with 1 m<sup>2</sup> of surface area and filled with 60 cm of sand) (Langergraber & Šimůnek, 2005). The numerical model was calibrated for reactive transport of a single and multiple components. According to the authors, the calibration showed accuracy between the model results and the experimental data.

Another research applied HYDRUS-CW2D to simulate a French VSSF-CW, with 28 m<sup>2</sup> of surface area, filled with gravel with a surface sludge layer of 20 cm and grown with *Phragmites australis* (Morvannou et al., 2014). The system, applied to the treatment of domestic wastewater, was fed with batches for 3.5 days and then rested 7 days. In addition to the hydraulic and biokinetic parameters, the model input included the ammonium adsorption coefficient. The software was applied to simulate the concentration of oxygen, biomass, COD, ammonium and nitrate in the effluent. One of the conclusion of the research was that, during the feeding period, the ammonium was significantly adsorbed in the organic matter being oxidized to nitrate during the rest of the period.

### 2.3 HYDRUS-CWM1

While the CW2D considers aerobic and anoxic processes of degradation and transformation of organic matter, nitrogen and phosphorus, the CWM1 (*Constructed Wetlands Model 1*) also includes anaerobic processes and the sulfur transformations, increasing the number of biochemical species from 12 to 16 (8 dissolved and 8 suspended species).

With HYDRUS-CWM1 is possible to simulate up to 17 processes and to run the tracking of 16 biochemical components, along with the hydrodynamics of porous media, the effect of macrophytes, adsorption and desorption processes, reaeration and the transport of particles and suspended matter (applied to simulate the clogging process) (Langergraber et al., 2009).

The HYDRUS-CWM1 software was run to simulate the operation of six HSSF-CWs experiments conducted in laboratory (each one with 0.8 m<sup>2</sup> of surface area and filled with 30

cm of gravel) receiving unsteady organic loads, and vegetated with *Phragmites australis*, *Scirpus* and without plants (Rizzo et al., 2014). The simulation results fit together with an almost perfect agreement with the experimental data, suggesting that the software is a powerful tool for modeling HSSF-CWs even when considering the temporal variability of the input loads of organic matter.

In another study, HYDRUS-CWM1 was run to simulate the experiment of synthetic wastewater loaded in vertical flow columns, some grown were with macrophytes (*Carex rostrata*, *Schoenoplectus acutus* and *Typha latifolia*) and some without plants (Pálffy & Langergraber, 2014). The experiment were conducted at different temperatures, in order to assess the influence of this parameter and use it on the calibration process. The authors attempt to the minimal adjustment of model parameters. For each column were set the initial bacteria concentrations, the adsorbed ammonium concentrations and the rates of oxygen loss from root. Some biokinetic parameters were adjusted iteratively for calibration purpose, to allow anaerobic, anoxic and aerobic processes in order to achieve the calibration target. According to the authors, the simulation of reaeration made possible to observe the behavior and dynamics of contaminants like  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  and COD.

A comparative study between the HYDRUS-CW2D and HYDRUS-CWM1 mathematical models was also performed (Langergraber & Šimůnek, 2012). According to the conclusion, the HYDRUS-CWM1 code is more suitable to simulate HSSF-CWs, because includes the anaerobic removal routine, while the HYDRUS-CW2D was considered better for the VSSF-CWs simulation.

## 2.4 CWM1-RETRASO

CWM1-RETRASO (Ojeda et al., 2006) consists on the implementation of the CWM1 module in the *RetrasoCodeBright* interface (RCB) (Olivella et al., 1996) aimed the simulation of reactive transport of dissolved and gaseous species.

The model enables the simulation of multi-phase flow, liquid and gaseous, heat transport, transport of chemical species in liquid and gas phase (advection, dispersion and diffusion) and simulation of chemical reactions, such as complexation (redox and acid-base), sorption (including cation exchange), minerals dissolution and precipitation and liquid/gas interaction (Saaltink et al., 2005).

An experiment of HSSF-CW, with a surface area of 54.5 m<sup>2</sup>, filled with gravel and grown with *Phragmites australis*, operating under variable flow rate, was simulated with

CWM1-RETRASO (Llorens et al., 2011a). The hydrodynamic conditions, reactive transport and biodegradation/transformation processes were simulated. The relevant rates of stoichiometric and kinetic coefficients were added to CWM1 module, on the reaction term of RCB transport equation. The result was the increase in the number of reactions from 17 in HYDRUS-CWM1 to 19 in CWM1-RETRASO. The biochemical calibration showed a good correlation between the model results and the experimental data. However, the authors highlights the need of testing the model performance, with new scenarios simulation.

The CWM1-RETRASO was also calibrated and validate for microbial reactions in the removal of organic matter (Ojeda et al., 2008). The observed data were collected from two HSSF-CWs, constructed for treating domestic wastewaters, each one with a surface area of 55 m<sup>2</sup> and planted with *Phragmites australis*, the first one filled with coarse granitic gravel and the second one with fine granitic gravel. According to the results, the anaerobic processes (as methanogenesis and sulfate reduction) are the main one to contribute for a higher COD removal rate, rather than the anoxic (denitrification) and aerobic reactions. In both cases, the methanogenesis was responsible for most of the COD removal rate (33-52%).

Another experiment with HSSF-CW (with a surface area of 54.5 m<sup>2</sup>, filled with gravel and grown with *Phragmites australis*) constructed for the domestic wastewater treatment, was simulated through CWM1-RETRASO (Llorens et al., 2011b). The model result transformation and biodegradation, also highlights the anaerobic processes in the contribution of COD removal (72 to 79%), followed by aerobic (20 to 27%) and anoxic processes (0 to 1%). In all the simulations, the methanogenesis was responsible for the largest COD removal rate (58 to 73%). The results were consistent with the scientific literature data and the experimental observations, suggesting a good performance and reliability of the model.

## 2.4 PHWAT

PHWAT is an interface with modules to simulate flow, transport and biochemical processes. MODFLOW code (McDonald & Harbaugh, 1988) is applied for flow simulation, MT3DMS code (Zheng & Wang, 1999) simulates solute transport and PHREEQC-2 code (Parkhurst & Appelo, 1999) simulates biochemical reactions.

The interface includes complex biogeochemical reactions, as microbial transformations in anoxic conditions, allow reactions with electron acceptors (as nitrate, iron and sulfur) and gas production (N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and H<sub>2</sub>S), making the PHWAT able to estimate greenhouse gases released in the treatment process (Mao et al., 2006; Brovelli et al., 2009). PHWAT is able

to simulate the clogging induced by bacterial growth, that leads to the decrease of porosity due to the biofilm growth and the detachment of the biofilm induced by the system flow (Campà, 2014).

PHWAT code was calibrated and validated based on experimental data from an HSSF-CW, with a surface area of 8.8 m<sup>2</sup> and 1.0 m depth, filled with gravel and planted with *Schoenoplectus tabernaemontani* (Brovelli et al., 2007). The model simulated pH changes, dissolution, sorption and precipitation processes. According to the authors, although it was calibrated for hydraulic conditions, and chemical and biological reactions, additional experimental data were needed to achieve validation target successfully.

Another study simulating the effects of growth and the decay of biomass in the hydraulic properties of the saturated porous media were conducted for PHWAT calibration and validation (Brovelli et al., 2009). Experimental data were resulting from laboratory tests with plastic columns and rectangular systems, both filled with sand. A set of simulations for 1D and 2D flow condition were run. For that, were run two scenarios for the initial biomass concentrations: homogeneous and heterogeneous distributions. It has been found that the velocities and clogging patterns are sensitive to the initial distribution of biomass and, therefore, the assumption of a uniform initial distribution may not be appropriate and induces a significant error in the model result. It was observed a good agreement between the simulated and experimental data, and the model behavior was rated as satisfactory in terms of discretization, errors and calibration. The software was, also, able to predict clogging. The authors reported difficulties on the calibration process.

## 2.5 BRAZILIAN EXPERIENCES

In Brazil, it is still incipient the application of numerical models for simulating flow and biokinetic process in subsurface flow constructed wetlands. Despite the large number of studies aimed at investigate hydraulic and hydrodynamic conditions and design criteria (Borges et al., 2009; Paulo et al., 2009; De Paoli & Von Sperling, 2013; Von Sperling & De Paoli, 2013; Matos et al., 2015; Baptestini et al., 2016) and exploiting modern molecular biology techniques (Pelissari et al., 2016), it's not well developed the use of models to achieve a detailed understanding of the processes on CWs taking into account the Brazilian's environmental conditions.

A VSSF-CW study was developed and the nitrification processes was simulated with AQUASIM (Sezerino et al., 2005). The authors used data from a VSSF-CW pilot experiment

build with 0.7 m depth and 0.55 m<sup>3</sup> volume, filled with sand and divided into 4 reactors. Eight different processes were simulated to predict the nitrogen transformation. All the simulations were based on the model developed for activated sludge systems, considering suspended biomass (ASM). The simulation was run for a period of 30 days. The best result was observed for NH<sub>3</sub>-N final concentration (62 g/m<sup>3</sup> for the measured and 65.6 g/m<sup>3</sup> for simulated data).

In another study, a numerical model was run to simulate coliform removal process (Amendola et al., 2007). The partial differential equation of diffusion-advection (Moreno-Grau et al., 1996) was solved through finite difference method implemented in MATLAB. The simulation was based on a data set from two HSSF-CWs build with 5 m length, 2 m width and 0.9 m height. One of the systems was filled with crushed stone, and the other one was filled with chopped tires up to 0.80 m height and fulfilled with crushed stone. In both cases, *Typha* sp. was planted. The results showed that the HSSF-CWs filled with crushed stone and chopped tire was more efficient in removing fecal coliforms, but they had not enough information to generate a detailed discussion on that. From the computer simulation the model was calibrated for  $K_{ef}$ , a kinetic constant for *Escherichia coli* and total coliforms mortality/day. The calibration results for the system filled with crushed stone and chopped tire were:  $K_{ef} = 46$  for total coliforms and  $K_{ef} = 40$  for *Escherichia coli*.



### 3 CONCLUSIONS

Numerical models have been applied successfully to simulate subsurface flow and biokinetic reactions in constructed wetlands. To select the software to simulate SSF-CWs is needed take into account the degree of saturation and the flow direction (hydraulic and hydrodynamic conditions of the porous media). The CWM1-RETRASO and PHWAT codes are suitable only for saturated conditions, while FITOVERT, HYDRUS-CW2D and HYDRUS-CWM1 run simulations for variably saturated conditions.

The HYDRUS-CWM1 is the only one that has been calibrated for both HSSF-CWs and VSSF-CWs, showing good simulation results. Among the software, the HYDRUS-CW2D simulates only dissolved components, being the only one unable to reproduce the effects of clogging.

To the simulation of VSSF-CWs, the FITOVERT code shows being a simplistic model, providing friendly use with fewer input data requirements. However, FITOVERT is restricted to 1D simulations and limited to the modeling of organic matter, nitrogen and oxygen, without including the transformation of S or P. A complete 2D simulation of VSSF-CWs can be made through the HYDRUS-CW2D model, in the case of available data, since the software input includes more species and additional processes such as adsorption of ammonia.

In the case of HSSF-CWs, both HYDRUS-CWM1 and CWM1-RETRASO run 2D simulations, taking into account the same species (C, N, O and S) and a similar number of reactions (17 and 19, respectively). An important difference between them is that CWM1-RETRASO is unable to simulate the effects of transpiration and ignores the limitations of bacterial growth, while the HYDRUS-CWM1 is able to simulate the effects of transpiration and the limitations of growth caused by the temperature and the substrate. To simulate P in HSSF-CWs, the only applicable software is the PHWAT.

About the biokinetic processes, stand out the HYDRUS-CWM1 model, because it can simulate the attached biomass, and the PHWAT model because it can simulate attached and suspended biomass. Besides the transport of dissolved and suspended species, PHWAT is able to account for growth-limiting expression, caused by factors related to temperature and the substrate. About the physical and chemical processes, the PHWAT is the most complete software, the only one that includes the production of gases generated on the treatment process.

All the software were calibrated with data from a CW's experimental system or a real scale CW's project (ranging from 28 m<sup>2</sup> for VSSF-CW simulated with HYDRUS-CW2D, to 55

m<sup>2</sup> for HSSF-CW simulated with CWM1-RETRASO). Most of the projects have used gravel as porous media and were vegetated with *Phragmites australis*.

In Brazil, very few studies address the subject of CWs simulation. This highlights the need to study CWs performance under Brazilian environments to take into account local factors as wastewater quality, climate, microorganism, macrophytes and local alternatives for porous media.

## REFERENCES

- Amendola, M., Souza, A.L. (2007) Investigação teórica do processo de redução de coliformes em leitos cultivados. *R Bras Eng Agríc Ambiental* **11**(6), 637-643.
- Amorim, R.F.C., Leopoldo, P.R., Conte, M.L. (1997) Sistemas de tratamento de esgotos domésticos utilizando taboa. In: *VI Congresso Brasileiro de Limnologia*, São Carlos, Brazil.
- Avelar, J.C., Cassini, P.S., Vieira, A.B., Gonçalves, R.F. (2009) Avaliação do tratamento de efluentes domésticos utilizando escória de aciaria LD como meio suporte em leitos cultivados e não-cultivados. In: *XXV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Recife, Brazil.
- Baptestini, G.C.F., Matos, A.T., Borges, A.C. (2016) Effect of reversal of the flow direction on hydrodynamic characteristics and plants cultivated in constructed wetland systems. *Acta Sci Technol* **38**(1), 49-56. Doi: 10.4025/actascitechnol.v38i1.27864
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhny, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A. (2002) Anaerobic digestion model No. 1 (ADM1). *Water Sci Technol* **45**(10), 65-73.
- Boller, M., Kavanaugh, M. (1995) Particle characteristics and headloss increase in granular media filtration. *Water Res* **29**(4), 1139-1149. Doi: 10.1016/0043-1354(94)00256-7
- Borges, A.C., Matos, A.T., Calijuri, M.C., Oliveira, G.H.H., Roldão, J.S.F. (2008) Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob clima tropical. In: *XXXI Congresso Interamericano AIDIS*, Santiago, Chile.
- Borges, A.C.L., Matos, A.T., Calijuri, M.C., Oliveira, G.H.H., Roldão, J.S.F. (2009) Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. *Eng Agric Jaboticabal* **29**(2), 301-310.
- Brouwer, H., Klapwijk, A., Keesman, K.J. (1998) Identification of activated sludge and wastewater characteristics using respirometric batch-experiments. *Water Res* **32**(4), 1240-1254. Doi: 10.1016/S0043-1354(97)00334-5
- Brovelli, A., Baechler, S., Rossi, L., Langergraber, G., Barry, D.A. (2007) Coupled flow and hydro-geochemical modelling for design and optimization of horizontal flow constructed wetlands. In: *Second International Symposium on "Wetland Pollutant Dynamics and Control WETPOL*, Tartu, Estonia.
- Brovelli, A., Malaguerra, F., Barry, D.A. (2009) Bioclogging in porous media: Model development and sensitivity to initial conditions. *Environ Modell Softw* **24**(5), 611-626. Doi: 10.1016/j.envsoft.2008.10.001
- Campà, R.S. (2014) Numerical modelling of Constructed Wetlands for wastewater treatment. PhD Thesis, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spanish.
- Conley, L.M., Dick, R.I., Lion, L.W. (1991) An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Res J Water Pollut C* **63**(3), 239-247.

- Conte, M.L., Leopoldo, P.R., Zuccari, M.L., Damasceno, S. (1992) Tratamento de águas servidas no meio rural através do processo fitopedológico: resultados preliminares. In: *XVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola*, Santa Maria, Brazil.
- Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E. (1996) *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. WRC Publications, Blagrove, UK.
- Crites, R.W. (1994) Design criteria and practice for constructed wetlands. *Water Sci Technol* **29**(4), 1-6.
- De Paoli, A.C., Von Sperling, M. (2013) Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction. *Water Sci Technol* **67**(6), 1345-1352. Doi: 10.2166/wst.2013.008
- Fonder, N., Headley, T. (2013) The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. *Ecol Eng* **51**, 203-211. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.011
- García, J., Rousseau, D.P.L., Morato, J., Lesage, E., Matamoros, V., Bayona, J.M. (2010) Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Crit Rev Env Sci Tec* **40**(7), 561-661. Doi: 10.1080/10643380802471076
- Giraldi, D., Vitturi, M.M., Iannelli, R. (2010) FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. *Environ Modell Softw* **25**(5), 633-640. Doi: 10.1016/j.envsoft.2009.05.007
- Hammer, D.A. (1989) *Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural*. Lewis Publishers, Chelsea, UK.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M. (2000) Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3. *IWA Scientific and Technical Report 9*.
- Johansen, N.H., Brix, H. (1996) *Design criteria for a two-stage constructed wetland*. Vienna, Austria: Wetland Systems for Water Pollution Control, Proceedings ICWS, Institute for Water Provision.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. (1996) *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Florida, USA.
- Langergraber, G. (2001) *Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands*. Wiener Mitteilungen, Vienna.
- Langergraber, G. (2001) *Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands*. Wiener Mitteilungen, Vienna, 169. 207 p.
- Langergraber, G., Rousseau, D.P.L., García, J., Mena, J. (2009) CWM1: a general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. *Water Sci Technol* **59**(9), 1687-1697. Doi: 10.2166/wst.2009.131

- Langergraber, G., Šimůnek, J. (2005) Modeling Variably Saturated Water Flow and Multicomponent Reactive Transport in Constructed Wetlands. *Vadose Zone J* **4**, 924-938. Doi: 10.2136/vzj2004.0166
- Langergraber, G., Šimůnek, J. (2012) Reactive Transport Modeling of Subsurface Flow Constructed Wetlands Using the HYDRUS Wetland Module. *Vadose Zone J* **11**(2). Doi: 10.2136/vzj2011.0104
- Llorens, E., Saaltink, M.W., Poch, M., García, J. (2011b) Bacterial transformation and biodegradation processes simulation in horizontal subsurface flow constructed wetlands using CWM1-RETRASO. *Bioresource Technol* **102**(2), 928-936. Doi: 10.1016/j.biortech.2010.09.038
- Llorens, E., Saaltink, W., García, J. (2011a) CWM1 implementation in RetrasoCodeBright: First results using horizontal subsurface flow constructed wetland data. *Chem Eng J* **166**(1), 224-232. Doi: 10.1016/j.cej.2010.10.065
- Mao, X., Prommer, H., Barry, D.A., Langevin, C.D., Pantelelid, B., Li, L. (2006) Three-dimensional model for multi-component reactive transport with variable density groundwater flow. *Environ Modell Softw* **21**(5), 615-628. Doi: 10.1016/j.envsoft.2004.11.008
- Matos, M.P., Von Sperling, M., Matos, A.T., Passos, R.G. (2015) Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Eng Agríc. Jaboticabal* **35**(6), 1137-1148.
- Mcdonald, M.G., Harbaugh, A.W. (1988) A Modular Three Dimensional Finite Difference Ground-Water Flow Model. *U.S. Geological Survey, Techniques of Water-Resources Investigations, Book 6(A1)*.
- Meyer, D., Chazarenc, F., Claveau-Mallet, D., Dittmer, U., Forquet, N., Molle, P., Morvannou, A., Pálffy, T., Petitjean, A., Rizzo, A., Campà, R.S., Scholz, M., Soric, A., Langergraber, G. (2015) Modelling constructed wetlands: Scopes and aims – a comparative review. *Ecol Eng* **80**, 205-213. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.10.031
- Moreno-Grau, A.S., García-Sánchez, A., Moreno-Clavel, J., Serrano-Aniorte, J., Moreno-Grau, M.D. (1996) Mathematical model for wastewater stabilization ponds with macrophytes and microphytes. *Ecol Model* **91**(1-3), 77-103. Doi: 10.1016/0304-3800(95)00168-9
- Morvannou, A., Choubert, J.M., Vanclooster, M., Molle, P. (2014) Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecol Eng* **70**, 379-386. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.06.034
- Nowak, O. (1996) *Nitrification in the activated sludge process with significant influence of industrial wastewater*. Wiener Mitteilungen, Vienna.
- Ojeda, E., Caldentey, J., García, J. (2006) 2D simulation model for evaluating biogeochemical pathways involved in organic matter removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *IWA Specialized Group Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 3(10).

- Ojeda, E., Caldentey, J., Saaltink, M.W., García, J. (2008) Evaluation of relative importance of different microbial reactions on organic matter removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands using a 2D simulation model. *Ecol Eng* **34**(1), 65-75. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.05.007
- Olivella, S., Gens, A., Carrera, J., Alonso, E.E. (1996) Numerical simulator for a simulator (CODE\_BRIGHT) for the coupled analysis of saline media. *Eng Computations* **13**(7), 87-112.
- Pálffy, T.G., Langergraber, G. (2014) The verification of the Constructed Wetland Model No. 1 implementation in HYDRUS using column experiment data. *Ecol Eng* **68**, 105-115. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.03.016
- Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J. (1999) User's guide to PHREEQC (version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations, Report 99-4259*.
- Pastor, R., Benqlilou, C., Paz, D., Cardenas, G., Espuña, A., Puigjaner, L. (2003) Design optimization of constructed wetlands for wastewater treatment. *Resour Conserv Recy* **37**(3), 193–204.
- Paulo, P.L., Begosso, L., Pansonato, N., Shrestha, R.R., Boncz, M.A. (2009) Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. *Water Sci Technol* **60**(8), 2001-2007. Doi: 10.2166/wst.2009.542
- Pelissari, C., Santos, M.O., Rousso, B.Z., Bento, A.P., Armas, R.D., Sezerino, P.H. (2016) Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland. *Ecol Eng* **95**, 180-188. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.079
- Philippi, L.S., Costa, R.H.R., Sezerino, P.H. (1999) Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Water Sci Technol* **40**(3), 125-131. Doi: 10.1016/S0273-1223(99)00455-2
- Platzer, C. (1999) Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Sci Technol* **40**(3), 257-263. Doi: 10.1016/S0273-1223(99)00420-5
- Rizzo, A., Langergraber, G., Galvão, A., Boano, F., Revelli, R., Ridolfi, L. (2014) Modelling the response of horizontal flow constructed wetlands to unsteady organic loads with HYDRUS-CWM1. *Ecol Eng* **68**, 209-213. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.03.073
- Saaltink, M.W., Ayora, C., Olivella, S. (2005) User's guide for RetrasoCodeBright (RCB). *Technical University of Catalonia (UPC) and Spanish Research Council (CSIC)*.
- Salati Jr., E., Salati, E., Salati, E. (1999) Wetlands projects developed in Brazil. *Water Sci Technol* **40**(3), 19-25. Doi: 10.1016/S0273-1223(99)00416-3
- Samsó, R., García, J. (2013) Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modelling results. *Sci Total Environ* **461-462**(1), 430-440. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.04.073

- Samsó, R., Meyer, D., García, J. (2015) Subsurface Flow Constructed Wetland Models: Review and Prospects. In: *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape* (ed. by J. Vymazal), Springer, Praha, Czech Republic, 149-174.
- Sezerino, P.H., Bento, A.P., Decezaro, S.T., Magri, M.E., Philippi, L.S. (2015) Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Eng San Amb* **20**(1), 151-158. Doi: 10.1590/S1413-41522015020000096615
- Sezerino, P.H., Bento, A.P., Wichern, M., Lindenblatt, C., Philippi, L.S. (2005) Simulação da nitrificação em filtros plantados com macrófitas (vertical flow constructed wetlands). In: *XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, Brazil.
- Shrestha, R.R., Haberl, R., Laber, J., Manandhar, R., Mader, J. (2001) Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. *Water Sci Technol* **44**(11-12), 381-386.
- Tomenko, V., Ahmed, S., Popov, V. (2007) Modelling constructed wetland treatment system performance. *Ecol Model* **205**(3-4), 355–364. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.02.030
- Verhoeven, J.T.A., Beltman, B., Bobbink, R., Whigham, D.F. (2006) *Wetlands and natural resources management*. Springer Verlag, New York, USA.
- Von Sperling, M., De Paoli, A.C. (2013) First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecol Eng* **57**, 205-209. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.04.036
- Vymazal, J. (2000) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water* **2**(3), 530-549. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2005.07.002
- Zhang, D.Q., Jinadasa, K.B.S.N., Gersberg, R.M., Liu, Y., Ng, W.J., Tan, S.K. (2014) Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000 - 2013): Review. *J Environ Manage* **141**(1), 116-131. Doi: 10.1016/j.jenvman.2014.03.015
- Zheng, C., Wang, P.P. (1999) MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. *Documentation and User's Guide, Contract Report SERDP-99-1*.
- Zhi, W., Ji, G. (2012) Constructed wetlands, 1991–2011: A review of research development, current trends, and future directions. *Sci Total Environ* **441**, 19-27. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.09.064





### **CHAPTER 3 – MODFLOW FOR HYDRODYNAMIC SIMULATION OF THE POROUS MEDIA IN HORIZONTAL SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS: A TOOL FOR DESIGN CRITERIA**

**Abstract:** Constructed wetlands are important alternatives for the decentralized wastewater treatment. In the last years, a large number of numerical models have been developed and refined in order to assist in the development and understanding of these facilities. In this study, a three-dimensional numerical modeling of flow in horizontal subsurface flow constructed wetlands is presented. The software MODFLOW and MODPATH, based on the finite difference method, were used for the numerical simulation of flow patterns in a HSSF-CWs according to the project design and changes in the porous media hydrodynamic and flow distribution. The model proved to be a powerful tool to 3D simulation, allowing the representation of the flow distribution, flow velocities, hydraulic head and particles trajectory. An interdependence of the hydrodynamics parameters and hydraulic characteristics in the porous media is presented. Changes in the hydraulic conductivity and mechanisms of flow distribution can improve the flow pattern inside the porous media, mainly because they contribute to the homogeneity of the flow and decrease of the zones of low velocities. Proper design is important to improve the treatment conditions in these facilities and to prevent the occurrence of damage to the treatment, such as clogging.

**Key words:** Constructed wetlands; finite difference method; three-dimensional numerical model; flow representation; wastewater treatment.



## 1 INTRODUCTION AND BACKGROUND

Constructed wetlands (CWs) are artificially engineered ecosystems designed and constructed to manipulate biological processes, in order to improve biogeochemical cycles as observed in natural environments. These systems are characterized by relatively low cost for installation, operation and maintenance, and thus provide an alternative treatment system for polluted waters in both developed and developing countries (Sundaravadivel & Vigneswaran, 2001; Vymazal, 2011). However, aiming to maximize the removal efficiency and minimize the size and cost of construction, proper design is essential.

According Zhi & Ji (2012), between 1991 and 2011 at least 80 countries have published articles about CWs, being Europe, North America, East Asia and Oceania the four dominant regions generating these publications. Brazil was listed in the 20th most productive countries, using these facilities to treat agro-industrial wastewater (Konrad et al., 2013; Pelissari et al., 2014; Baptestini et al., 2016; Santos et al., 2016), greywater (Paulo et al., 2009; Paulo et al., 2013), landfill leachate (Mannarino et al., 2006), domestic wastewater after preliminary or primary treatment (sandbox, septic tank or primary decanter) (Brasil & Matos, 2008; Almeida et al., 2010; Cota et al., 2011; Bueno et al., 2013; Lana et al., 2013; Silva et al., 2015), post-treatment of stabilization ponds (Sezerino et al., 2012), post-treatment of Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) (Sousa et al., 2004; Calijuri et al., 2009; De Paoli & Von Sperling, 2013; Matos et al., 2015), treatment of mercury-contaminated water (Gomes et al., 2014), treatment of effluent from a biodigester of solid organic waste (Sales Filho et al., 2015) and others. That way, CWs have been applied for the decentralized wastewater treatment, in areas not served by the sanitation services, like small and medium-sized communities, peripheral and rural areas or even universities' campus.

Horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CWs) is characterized by flow in a horizontal direction, in a gravel or sand bed planted with emergent macrophytes, having the inflow covered beneath the media surface (subsurface loading) (Fonder & Headley, 2013). In the HSSF-CWs, the inlet and outlet are horizontally opposed and the wastewater flows through the plants' rhizosphere. Typically, the porous media is permanently saturated, instead of cycles of saturation observed in vertical subsurface flow constructed wetlands (VSSF-CWs), where the wastewater is dosed through the system intermittently.

In Brazil, different operating elements in the treatment process in HSSF-CWs, such as the design and operation criteria, configuration of the CWs, composition of the porous media and macrophytes have particularities concerning the study location (Sezerino et al., 2015). In

addition, there are no standards regarding the CWs systems in Brazil, which requires the design to be based on empirical equations and parameters obtained from literature review (e.g., Hammer, 1989; Conley et al., 1991; Crites, 1994; Cooper et al., 1996). Therefore, the CWs design was defined by the “*black-box*” concept, in which important design factors (like the organic loading rate, hydraulic loading rate, granular medium size and water depth) are mostly defined from previous experiences.

Because of the great variety of CWs typologies and applications and the variety of processes (physical, chemical and biological) involved in the treatment, numerical models started being developed and refined in order to assist in the development and performance of these facilities (Langergraber & Šimůnek, 2005; Forquet et al., 2009 $a,b$ ; Langergraber et al., 2009 $a$ ; Petitjean et al., 2011; Claveau-Mallet et al., 2012; Petitjean et al., 2012; Meyer et al., 2013; Samsó & García, 2013; Sani et al., 2013; Zeng et al., 2013 $a,b$ ; Claveau-Mallet et al., 2014; Morvannou et al., 2014). At least seven review papers have been published in the last 12 years to summarize the state of the art of CWs models (Rousseau et al., 2004; Langergraber, 2008; Langergraber et al., 2009 $b$ ; García et al., 2010; Langergraber, 2010; Kumar & Zhao, 2011; Meyer et al., 2015). A mathematical description of processes concerning the hydraulic behavior in CWs is important, since it is useful for the optimal design of HSSF-CWs.

Numerical models have been increasingly used to predict the internal flow patterns and other processes to assess and optimize wetland functions. Despite their limitations, two-dimensional models are being widely adopted in HSSF-CWs studies to investigate the effect of geometric configuration on residence time, flow pattern and pollutants dynamics (Brovelli et al., 2007; Ojeda et al., 2008; Llorens et al., 2011 $a,b$ ; Rizzo et al., 2014; Rizzo & Langergraber, 2016). A smaller number of studies have applied three-dimensional (3D) numerical models for HSSF-CWs (Wang et al., 2011).

The present paper deals with the application of a three-dimensional numerical model as a tool for HSSF-CWs design. MODFLOW was used to simulate flow patterns according to the project design, changes in porous media and inflow distribution. This study aimed to simulate the porous media hydrodynamic in order to provide support for project design prior to the installation of these facilities.

## 2 MATERIALS AND METHODS

### 2.1 HSSF-CWs PROJECT

The development of this study was based on a HSSF-CWs designed to treat wastewater of the College Student House of the Federal University of Santa Maria, campus Frederico Westphalen (UFSM/FW), Rio Grande do Sul, southern Brazil (27°29'S and 53°25'W).

The HSSF-CWs was designed to treat the domestic wastewater produced by 35 people (150.0 L/day per inhabitant). The design took into consideration models originated from the first-order kinetics (Conley et al., 1991) assuming that the system will be used for secondary/tertiary treatment after a septic tank and VSSF-CWs (Table 3.1, Annex 1). For the porous media, crushed stone #2 will be use on the inflow and outflow wastewater zones (between 0.0-0.5 m and 15.5-16.0 m length) and crushed stone #1 in the center zone of the bed (between 0.5-15.5 m length).

Table 3.1 – Horizontal subsurface flow constructed wetland project design

<b>Parameter</b>	<b>Unit</b>	<b>Value</b>
Q inflow	m <sup>3</sup> /d	5.25
BOD removal	%	90.0
Require surface area	m <sup>2</sup>	96.0
Length	m	16.0
Width	m	6.00
Porous media depth	m	0.70
Porosity	%	40.0

### 2.2 SIMULATION APPROACHES

#### 2.2.1 Numerical model

In order to simulate the flow patterns in a HSSF-CW, the Groundwater Modeling System (GMS) version 9.0.3 (Aquaveo<sup>®</sup>, 2013) was used. GMS family code includes the Modular Three-Dimensional Groundwater Flow Model (MODFLOW) (McDonald & Harbaugh, 1988) and a particle-tracking model for MODFLOW (MODPATH) (Pollock, 1989), both applied in this study.

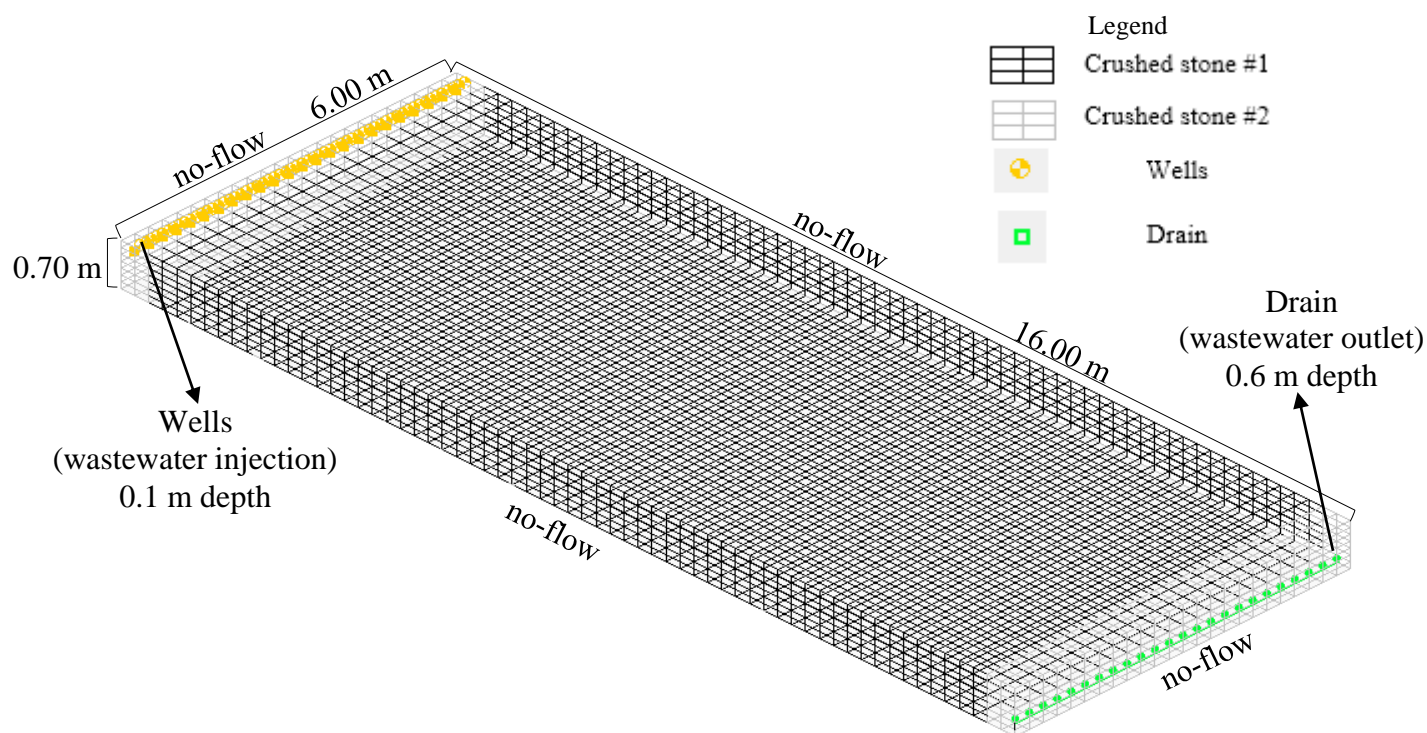
MODFLOW is a software based on the finite difference numerical method for the simulation of saturated medium 2D and 3D, used to simulate steady and nonsteady flow. The

governing 3D flow equation is a combination of water balance equation (principle of conservation of mass) and Darcy's Law, which allows it to represent the heterogeneous, anisotropic and transient state. MODPATH was developed to compute 3D pathlines based on output results from steady-state simulations obtained with MODFLOW, using a semi-analytical particle-tracking scheme, assuming that each directional velocity component varies linearly within a grid cell in its own coordinate direction. The complete description of the equations can be observed in McDonald & Harbaugh (1988) and Pollock (1989).

The space discretization of the model domain was performed by using 64 rows, 24 columns and 7 layers (0.25 m long, 0.25 m wide and 0.1 m deep for each cell), resulting in 10,752.00 cells.

Regarding the boundary conditions (Figure 3.1), the system is a no-flow boundary block with the process of wastewater injections simulated as *Specified flow boundary (Neumann)*, using the *Well* module (row 1, layer 1). The wastewater outlet was represented as *Head-dependent flow boundary (Cauchy)* using the *Drain* module, which allows the outflow as a function of the bed conductance ( $C$ ) of the pipe line (row 64, layer 6).

Figure 3.1 – Grid and boundary conditions for HSSF-CW project for the College Student House of the Federal University of Santa Maria, campus Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brazil



The *Block-Centered Flow* module (BCF) was applied to solve the flow equation. The BCF calculates, assuming the nodes located at the center of each cell, the components of flow between adjacent cells and the component flow released and/or stored in the system. The algebraic equations were solved by the *Preconditioned Conjugate Gradient Method* (PCG2) (Hill, 1990), which solve the matrix equations when the matrix is symmetric and positive-definite.

### 2.2.2 Recharge

The projected HSSF-CW was located in an open space, under natural recharge condition of precipitation and evapotranspiration. The water balance was calculated based on the historical data collected by the Automatic Weather Station of Frederico Westphalen (WMO code 86951, located at 27°23'43"S, 53°25'45"W and 489 m elev.).

The hourly precipitation data were grouped for the calculation of the mean annual rainfall (Annex 2). Double Mass Analysis (Searcy & Hardison, 1960) was applied to check the consistency of rainfall data in relation to the data recorded at the Weather Station of Iraí (WMO code 83881, located at 27°10'60"S, 53°13'60"W and 247 m elev.) (Annex 3 and 4). Such analysis was necessary due to the short data series recorded by the Automatic Weather Station of Frederico Westphalen (only eight years).

For the estimation of the crop evapotranspiration ( $EVT_C$ ), under standard conditions, the Thornthwaite (1948) method was applied. First, the potential evapotranspiration ( $EVT_0$ ) was calculated considering the mean monthly temperature, mean photoperiod and the number of days in each month. The result, applied for grass, was adapted for field crop by using the crop coefficient ( $K_C$ ). In this study, it was used the  $K_C$  determined by Vargas (2013) for *Typha domingensis*, which has been used in several CWs in Brazil (Gomes et al., 2014; Pelissari et al., 2014; Sales Filho et al., 2015) and in other countries (Maine et al., 2006; Hadad et al., 2010; Cortes-Esquivel et al., 2012; Shehzad et al., 2014; Schierano et al., 2016) (Annex 5). According to FAO (1998),  $K_C$  varies predominantly with the specific crop characteristics and only to a limited extent with climate. This enables the transfer of standard values for  $K_C$  between locations and between climates.

### 2.2.3 Initial parameters

For the simulation, the saturated hydraulic conductivity ( $K$ ), the porosity of the porous media and the conductance ( $C$ ) of the drain were estimated.

For the  $K$  values, a literature review was conducted in order to obtain the materials values marketed in Brazil and consistent with those presented by the international literature (e.g., USEPA, 2000). Regarding the  $K$ , it was assumed that an isotropic media ( $K_x = K_y = K_z$ ). The porosity was kept constant according to the project (40%).

The conductance of the drain was calculated by Darcy's Law (Anderson & Woessner, 1992), and adjusted through calibration process (successive simulations), in order to guarantee the ideal hydraulic head for the wetland. According to published data, it is recommended a water level between 0.05 m (Molle, 2003) and 0.25 m (Ucker et al., 2012) below the surface in order to avoid preferential flow paths and ensure a homogeneous flow. In this research, the initial hydraulic head was maintained at 0.6 m.

### 2.2.4 Model calibration and sensitivity analysis

The calibration process was done by trial-and-error adjustment of conductance so that simulated values for flow in and out and hydraulic head were in agreement with the project design. This study aimed to simulate the flow pattern prior to the HSSF-CW installation and, for that, there was no observed data, so the numerical model was considered calibrate when the flow budget and hydraulic head approximated the specified conditions in the project. In addition, when the percent discrepancy between inflow and outflow was less than 1% (Anderson & Woessner, 1992).

The sensitivity analysis was performed in order to identify the uncertainties resulting from the calibrated  $K$  and  $C$  parameters, changing each one at a time within the range of +99.9% and -99.9%. For this analysis, it was considered the calibrated model as the initial conditions for the HSSF-CWs.

### 2.2.5 Simulation scenarios

In order to verify the impacts and possible improvement in the flow patterns, four different scenarios with changes in porous media and inflow conditions were simulated (Table 3.2).



Scenario 01 was carried out using a *Specified head boundary* condition (*Dirichlet*) to evaluate the system maximum capacity in terms of flow (i.e., water surface control at the upper boundary of the porous media). This condition represents a wastewater supply into the HSSF-CW at a constant hydraulic head of 0.7 m, with full saturation of the porous media.

Table 3.2 – Simulation scenarios based on the HSSF-CW project for the College Student House of the Federal University of Santa Maria, campus Frederico Westphalen

Scenario	Porous media			Inflow conditions	
	Inflow (0.0-0.5 m)	Center (0.5-15.5 m)	Outflow (15.5-16.0 m)	Module	Position
01	Crushed stone #2	Crushed stone #1	Crushed stone #2	<i>Specific Head</i>	0.0 m depth
02	Crushed stone #2	Crushed stone #1	Crushed stone #2	<i>Well</i>	0.1 and 0.25 m depth
03	Crushed stone #2	Crushed stone #1	Crushed stone #2	<i>Well</i>	0.1 and 0.35 m depth
04	Crushed stone #2	Coarse sand	Crushed stone #2	<i>Well</i>	0.1 and 0.25 m depth

Scenarios 02 and 03 were simulation of alternatives in the inflow distribution of wastewater into the HSSF-CW. These scenarios were chosen because, according to Kadlec & Wallace (2008), one of the main design goals should be to distribute the flow as uniformly as possible across the wetland as well as the organic load, to delay flooding as long as possible. Two distribution pipes were simulated, located in 0.1 m and 0.25 m depth (in scenario 02) and 0.1 m and 0.35 m depth (in scenario 03). In all cases, the flow was distributed equally in the pipes. These scenarios were chosen in order to verify whether there is an improvement in flow patterns without changes in the porous media (no changes in  $K$  and porosity).

Scenario 04 simulated the system with changes in hydrodynamic characteristics and in wastewater inflow distribution. To test the filtration media performance was simulate coarse sand ( $K$ : 1000 m/d;  $d_{10}$ : 2 mm) in the center section of the bed (between 0.5-15.5 m length) based on common materials used in Brazilian HSSF-CWs. Also, was simulated two inflow pipes, located in 0.1 m and 0.25 m depth. As in the previous scenarios, this one was chosen to verify whether there is an improvement in flow patterns, considering changes in hydrodynamics characteristics and inflow distribution.

### 3 RESULTS AND DISCUSSIONS

#### 3.1 CONCEPTUAL MODEL

The input data for the conceptual model were acquired through published data (*K*), data from the Automatic Weather Station of Frederico Westphalen (recharge) and calculated with manual adjustment (*C*) (Table 3.3).

Table 3.3 – Input data for the conceptual model for the HSSF-CW simulations

Parameter	Unit	Value
Recharge	m/d	0.0151111
Hydraulic conductivity for crushed stone #1*	m/d	12,960.00
Hydraulic conductivity for crushed stone #2*	m/d	21,600.00
Conductance	(m <sup>2</sup> /d)/m	2.16
Porosity	%	40.00

\*considering grain size between 1.0-2.0 cm and 2.0-2.5 cm for crushed stones #1 and #2, respectively (Brasil, 2006)

#### 3.2 HSSF-CW MODEL CALIBRATION

The model was calibrated according to the project design. The result showed a flow budget with a very low discrepancy and achieved the expected flow and hydraulic head (Table 3.4, Annex 6). In relation to the hydraulic head, the model was calibrated for maximum and minimum values of 0.594372 m and 0.520268 m, respectively. The hydraulic head was controlled by the conductance of the drain (flow out), located at the system outlet.

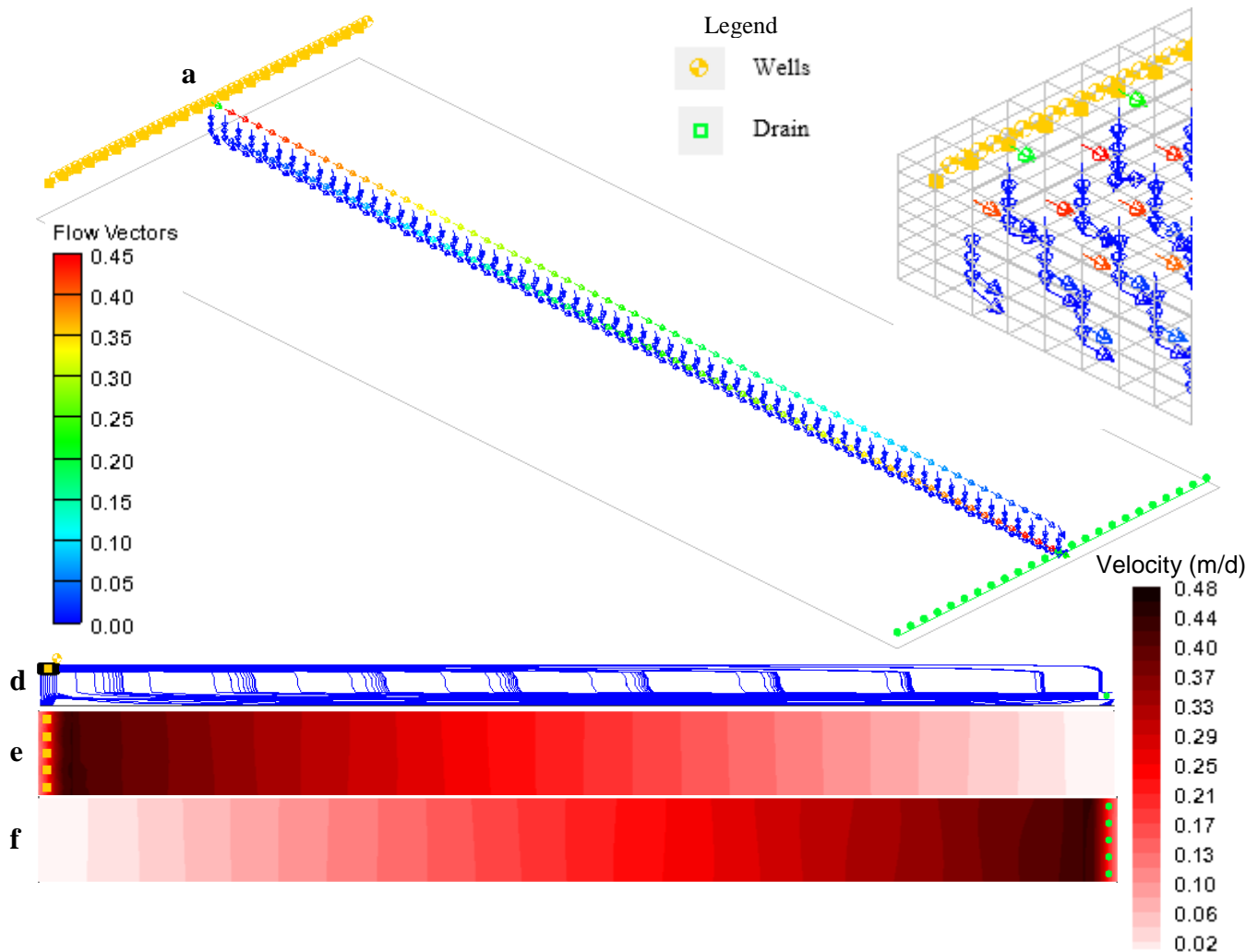
Table 3.4 – Results from MODFLOW and MODPATH simulation of HSSF-CW project

	Parameter	Unit	Result
Flow Budget	Flow in: Wells	m <sup>3</sup> /d	5.25000
	Flow in: Recharge	m <sup>3</sup> /d	0.01511
	Total flow in	m <sup>3</sup> /d	5.26511
	Flow out	m <sup>3</sup> /d	5.26515
	Discrepancy	%	-0.00079
Hydraulic head	Maximum	m	0.59437
	Minimum	m	0.52027
	Mean±Standard deviation	m	0.55122±0.02725
Flow velocity	Mean±Standard deviation	m/d	0.07475±0.12105
Pathlines*	Particle tracking time	d	6.28802

\*considering particles released from the inflow wells

The flow velocity in the inlet zone is higher near the surface (between 0.10-0.20 m depth, in the layer 2) where the inflow pipe line system is located (Figure 3.2, Table 3.5). However, close to the bottom (between 0.50-0.60 m depth, in the layer 6) and to the outlet zone (where is located the drain), the highest flow rate has been observed. The lowest flow velocities were below the pipe line level, at the bottom of the system (from 0.60-0.70 m depth, in the layer 7).

Figure 3.2 – Results from HSSF-CW model calibration, where: a) flow vectors along to the oblique view in the column 12; b) flow vectors at the inlet, with view of the injection wells; c) flow vectors along to the longitudinal profile in the column 12; d) pathlines along to the longitudinal profile in the column 12; e) velocities in plan view (layer 2), in the columns 10-14, and; f) velocities in plan view (layer 6), in the columns 10-14



According to the resulting flow vectors and flow distribution velocities, the inflow and outflow pipe lines locations are not favourable for a uniform wastewater distribution. Furthermore, due to the large difference in velocities, the particles may accumulate in the lower

velocities zones, increasing residence time and reducing treatment efficiency. This process can lead to clogging in porous media, resulting in a reduction of the effective free area for flow and increased headloss, which compromises the removal mechanisms.

Table 3.5 – Velocities and total flow in each layer for the HSSF-CW calibrated model

Layer	Depth (m)	Velocity (m/d)			Flow in (m <sup>3</sup> /d)	Flow out (m <sup>3</sup> /d)
		Maximum	Minimum	Mean±Stan. deviation		
Layer 1*	0.0-0.1 m	-	-	-	-	-
Layer 2	0.1-0.2 m	0.44360	0.00346	0.21290±0.12321	5.26511	5.26685
Layer 3	0.2-0.3 m	0.00718	0.00681	0.00702±0.00012	5.26685	5.26520
Layer 4	0.3-0.4 m	0.00686	0.00686	0.00686±0.10935	5.26520	5.26598
Layer 5	0.4-0.5 m	0.00718	0.00681	0.00702±0.00012	5.26598	5.26309
Layer 6	0.5-0.6 m	0.44339	0.00353	0.21335±0.12361	5.29139	5.29250
Layer 7**	0.6-0.7 m	0.00215	0.00006	0.00137±0.00064	0.02735	0.02830

\*top, with dry cells; \*\*bottom

The particles trajectory generated by MODPATH from the calibrated flow simulation model shows a large distribution of particles near the inlet wastewater pipe (in a horizontal and vertical descending directions), near the surface in the first centimeters of the bed and at the bottom of the porous media in the last centimeters. This behavior is in agreement with published data, which show that solids accumulation occurs near the surface of the bed (Tanner & Sukias, 1995), in its lower portion (Kadlec & Watson, 1993; Tanner et al., 1998) and in the inlet zone (Caselles-Osorio et al., 2007; De Paoli & Von Sperling, 2013).

Published data have already reported that the factors responsible for clogging lead to preferential clog matter accumulation near the inlet, where wastewater is more concentrated, which results in reduction of  $K$  (Knowles et al., 2010; Knowles et al., 2011; De Paoli & Von Sperling, 2013). This occurs because the greater pollutants removal occurs in the first meters of the bed (Shen et al., 2010). This fact demonstrates the importance of pre- and/or primary wastewater treatment prior to the HSSF-CWs, due to the need to remove suspended solids and settleable and macrocolloidal organic matter fraction.

However, contrary to what was already inferred (Conley et al., 1991; Bavor & Schulz, 1993; Blazjewski & Murat-Blazjewska, 1997), currently it is known that the clogging is not caused solely by the accumulation of inorganic solids. Tanner et al. (1998) state that 80% of accumulations in a dairy wastewater HSSF-CWs were volatile. This demonstrates that the clogging is not caused only by the difficulty of degradation of refractory solid, but also by

hydraulic problems, reflecting the need to improve the flow circulation inside the porous media. Because of this, simulating different mechanisms aiming a better flow pattern inside the porous media is essential for the optimization of these facilities.

It is clear, from the results obtained in the simulation, that there is a need to predict in the design new mechanisms to promote the homogeneous flow distribution in order to avoid high and low velocities zones, since they contribute to preferential flow paths and stagnation zones.

### 3.3 SENSIBILITY ANALYSIS

#### 3.3.1 Hydraulic conductivity

The sensibility analysis performed with the calibrated model showed that the changes in  $K$  values results in changes in the flow velocities, tracking time and hydraulic head (Table 3.6).

Table 3.6 – Sensibility analysis for hydraulic conductivity ( $K$ ) considering the HSSF-CW calibrated model

$K$ variation (%)	$K$ between 0.5-15.5 m length (m/d)	$K$ between 0.0-0.5 and 15.5-16.0 m length (m/d)	Flow Budget			Mean hydraulic head (m)	Mean velocity (m/d)	Particle tracking time*** (d)
			In (m <sup>3</sup> /d)	Out (m <sup>3</sup> /d)	Discrepancy (%)			
+99.9	25907.04	43178.40	5.26511	5.26512	-0.00030	0.55098	0.07513	6.27032
+99	25790.00	42984.00	5.26511	5.26512	-0.00026	0.55098	0.07513	6.27042
+90	24624.00	41040.00	5.26511	5.26512	-0.00028	0.55099	0.07513	6.27079
+80	23328.00	38880.00	5.26511	5.26513	-0.00037	0.55101	0.07510	6.27279
+60	20736.00	34560.00	5.26511	5.26512	-0.00032	0.55104	0.07508	6.27660
+40	18144.00	30240.00	5.26511	5.26513	-0.00045	0.55109	0.07505	6.27846
+20	15552.00	25920.00	5.26511	5.26514	-0.00058	0.55114	0.07491	6.28358
<b>0*</b>	<b>12960.00</b>	<b>21600.00</b>	<b>5.26511</b>	<b>5.26515</b>	<b>-0.00079</b>	<b>0.55122</b>	<b>0.07475</b>	<b>6.28802</b>
-20	10368.00	17280.00	5.26511	5.26516	-0.00107	0.55135	0.07466	6.29862
-40	7776.00	12960.00	5.26511	5.26519	-0.00167	0.55155	0.07461	6.31455
-60	5184.00	8640.00	5.26511	5.26528	-0.00337	0.55194	0.07407	6.34147
-80	2592.00	4320.00	5.26511	5.26553	-0.00806	0.55310	0.07329	6.43018
-90	1296.00	2160.00	5.26511	5.26606	-0.01803	0.55522	0.07228	6.59766
-99	130.00	216.00	5.26511	5.26798	-0.05453	0.58768	0.06102	16.29458
-99.9**	12.96	21.60	5.26511	5.26888	-0.07164	> 0.7**	-**	-**

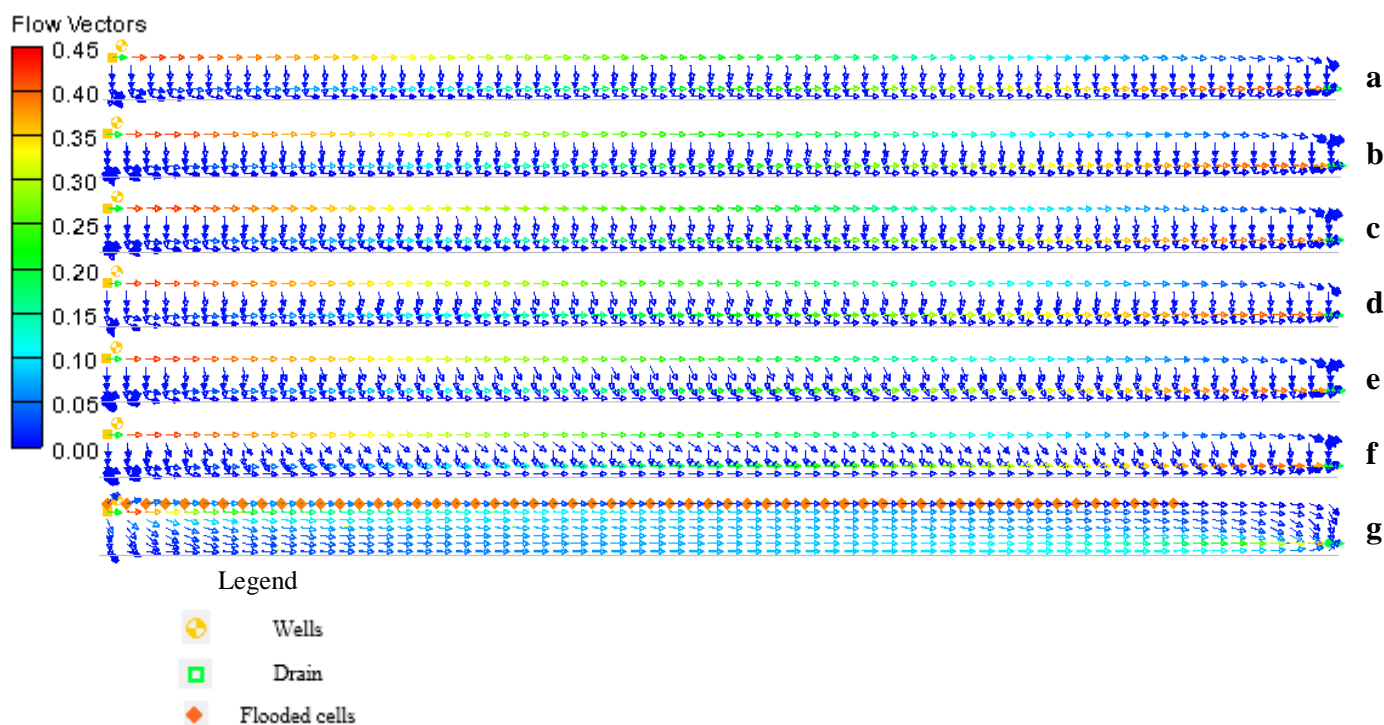
\*HSSF-CW calibrated model; \*\* flooded system – non-representative results; \*\*\* considering particles released from the inflow wells

A decrease in  $K$  values causes a decrease in the flow velocity and an increase in the tracking time and hydraulic head. Because of a greater percolation difficulty inside the porous media, this result was expected. With  $K$  -99.9% ( $K < 130.0$  m/d) the HSSF-CW floods

(hydraulic head  $> 0.7$  m), resulting in surface runoff. An increase in  $K$  values causes an increase in flow velocity and a consequent decrease in tracking time and hydraulic head, but the result are slight different from the calibrated model.

With lower  $K$ , more homogeneous are the flow vectors and more horizontal is the direction, with few vertical losses (Figure 3.3). But a  $K$  -99.9% results in the occurrence of surface runoff on the bed surface. In this study,  $K$  was homogeneously varied in the porous media. However, published data showed that even if  $K$  decreases only in the inflow zone (near the wastewater inflow pipe, due to accumulation of filtered solids, biofilm growth or hydraulic problems), the localized surface runoff may occur (e.g., De Paoli & Von Sperling, 2013). As explained by Knowles (2012), admitting the HSSF-CW has an ideal porous media with homogeneous  $K$ , the typical operation of these facilities results in variations in this parameter in all three dimensions, which leads to zones with changes in  $K$  values that can cause damage to the treatment.

Figure 3.3 – Flow vectors in the column 12 for the sensibility analysis for hydraulic conductivity ( $K$ ) considering the HSSF-CW calibrated model: a)  $K$  +99.9%; b)  $K$  +80%; c)  $K$  +40%; d) HSSF-CW calibrated model; e)  $K$  -40%; f)  $K$  -80%, and; g)  $K$  -99.9%

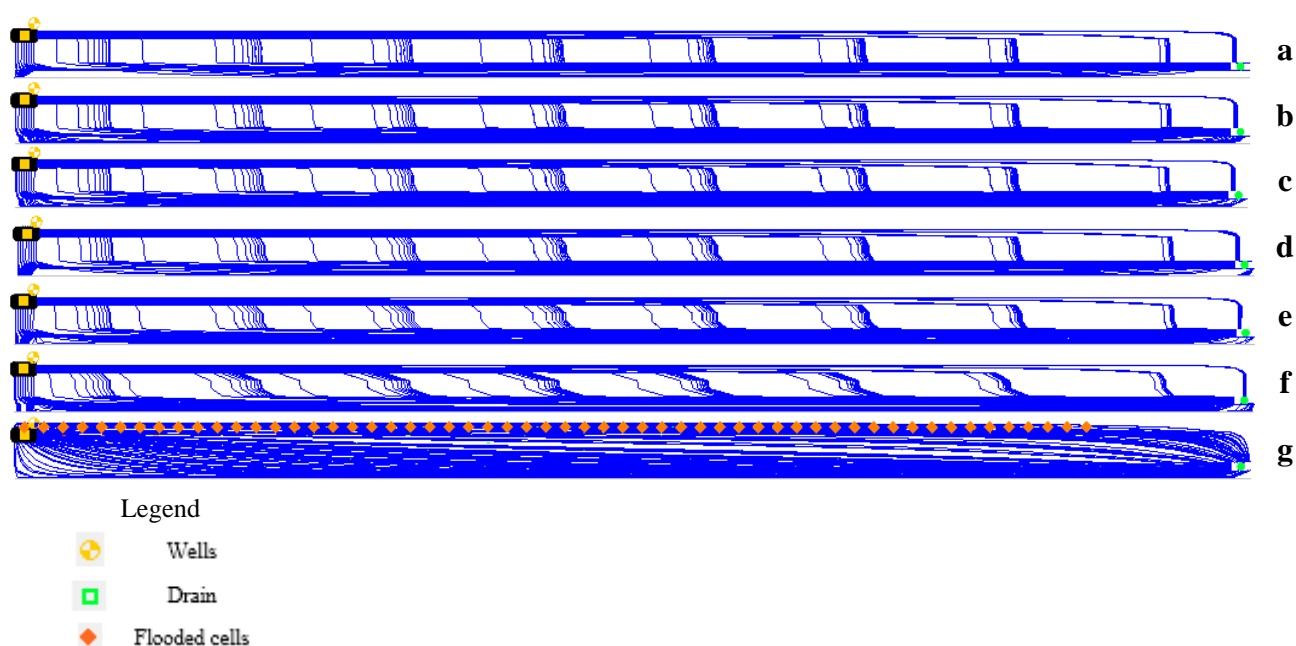


Published data also indicated surface runoff in full-scale HSSF-CWs in the same range of  $K$  where surface flow was observed in this simulations (less than 130.0 m/d), which indicates

that the model behaves similarly to real systems (Caselles-Osorio et al., 2007; De Paoli & Von Sperling, 2013; Butterworth et al., 2016).

Changes in  $K$  values also result in changes in the flow pathlines behavior (Figure 3.4). The changes are more pronounced when a decrease in  $K$  is detected. For  $K$  -99.9%, the upper layer shows flooding condition, which compromises the treatment since the water can leave the system without having contact with the rhizosphere and biofilm formed in subsurface.

Figure 3.4 – Flow pathlines in the column 12 for the sensibility analysis for hydraulic conductivity ( $K$ ) considering the HSSF-CW calibrated model: a)  $K$  +99.9%; b)  $K$  +80%; c)  $K$  +40%; d) HSSF-CW calibrated model; e)  $K$  -40%; f)  $K$  -80%, and; g)  $K$  -99.9%



The sensibility analysis with changes in the  $K$  values is important since it simulates the HSSF-CW behavior regarding the operation and the performance of different filling materials. For example, Brasil & Matos (2008) found a reduction in  $K$  higher than 55% in 5.5 months of operation of an HSSF-CW filled with crushed stone, used for treating domestic wastewater. Ferres (2012) found a reduction in  $K$  higher than 35% in only 60 days of operation of an HSSF-CW filled with crushed stone, used for treating swine wastewater. Furthermore, in HSSF-CWs it is common to use washed sand (e.g., Almeida et al., 2010; Pelissari et al., 2014), whose  $K$  values may be less than 1,000 m/d, which may contribute to the filtration process improvement, but can leave the HSSF-CW more susceptible to clogging.

### 3.3.2 Conductance

The HSSF-CWs calibrated model was the initial condition for the sensitivity analysis of the the drain conductance ( $C$ ) (Table 3.7).

Table 3.7 – Sensibility analysis for the drain conductance ( $C$ ) considering the HSSF-CW calibrated model

$C$ variation (%)	$C$ [(m <sup>2</sup> /d)/m]	Flow Budget			Mean hydraulic head (m)	Mean velocity (m/d)	Particle tracking time (d) <sup>***</sup>
		In (m <sup>3</sup> /d)	Out (m <sup>3</sup> /d)	Discrepancy (%)			
+99.9	4.318	5.26511	5.26513	-0.00036	0.34119	0.07496	6.28512
+99	4.298	5.26511	5.26512	-0.00035	0.34215	0.07493	6.28545
+90	4.104	5.26511	5.26513	-0.00036	0.35214	0.07487	6.28546
+80	3.888	5.26511	5.26513	-0.00038	0.36444	0.07479	6.28609
+60	3.456	5.26511	5.26513	-0.00041	0.39362	0.07479	6.28736
+40	3.024	5.26511	5.26513	-0.00048	0.43115	0.07478	6.28753
+20	2.592	5.26511	5.26514	-0.00058	0.48118	0.07478	6.28794
<b>0*</b>	<b>2.160</b>	<b>5.26511</b>	<b>5.26515</b>	<b>-0.00079</b>	<b>0.55122</b>	<b>0.07475</b>	<b>6.28802</b>
-20	1.728	5.26511	5.26520	-0.00178	0.66240	0.06422	136.84154
-40**	1.296	5.26511	5.26503	0.00139	> 0.7**	-**	-**

\*HSSF-CW calibrated model; \*\*flooded system – non-representative results; \*\*\* considering particles released from the inflow wells

The decrease in the drain conductance lowers the flow velocity and increases the tracking time and the hydraulic head.

With  $C$  -20%, the tracking time highly increases, because of the wastewater's difficulty in flowing out of the system. In this case, the model failed of ensuring the ideal hydraulic head, previously conditioned to 0.6 m. With  $C$  -40%, the porous media floods (hydraulic head > 0.7 m), resulting in surface runoff.

In opposition, the increase in the drain conductance also increase the flow velocity, lowering the tracking time and the hydraulic head (to less than 0.35 m for  $C \geq +99\%$ ), leaving more than 50% of the system unsaturated.

The increase in  $C$  values causes a faster flow and decreases the hydraulic head, because it facilitates the wastewater outflow. This demonstrates that the model is sensitive to changes in  $C$ , and that this parameter must be carefully controlled for the simulations.

In relation to the flow vectors and pathlines (Figures 3.5 and 3.6), the main changes in relation to the calibrated model were observed mainly when  $C$  value decreases. When  $C$  -20%, it is possible to observed the flow and pathlines above the distribution pipes level, in the layer that should be dry to ensure the saturation conditions. When  $C$  -40%, surface runoff occurs and the particles flow on the bed surface.



Figure 3.5 – Flow vectors in the column 12 for the sensibility analysis for conductance ( $C$ ) considering the HSSF-CW calibrated model: a)  $C +99.9\%$ ; b)  $C +80\%$ ; c)  $C +40\%$ ; d) HSSF-CW calibrated model; e)  $C -20\%$ , and; f)  $C -40\%$

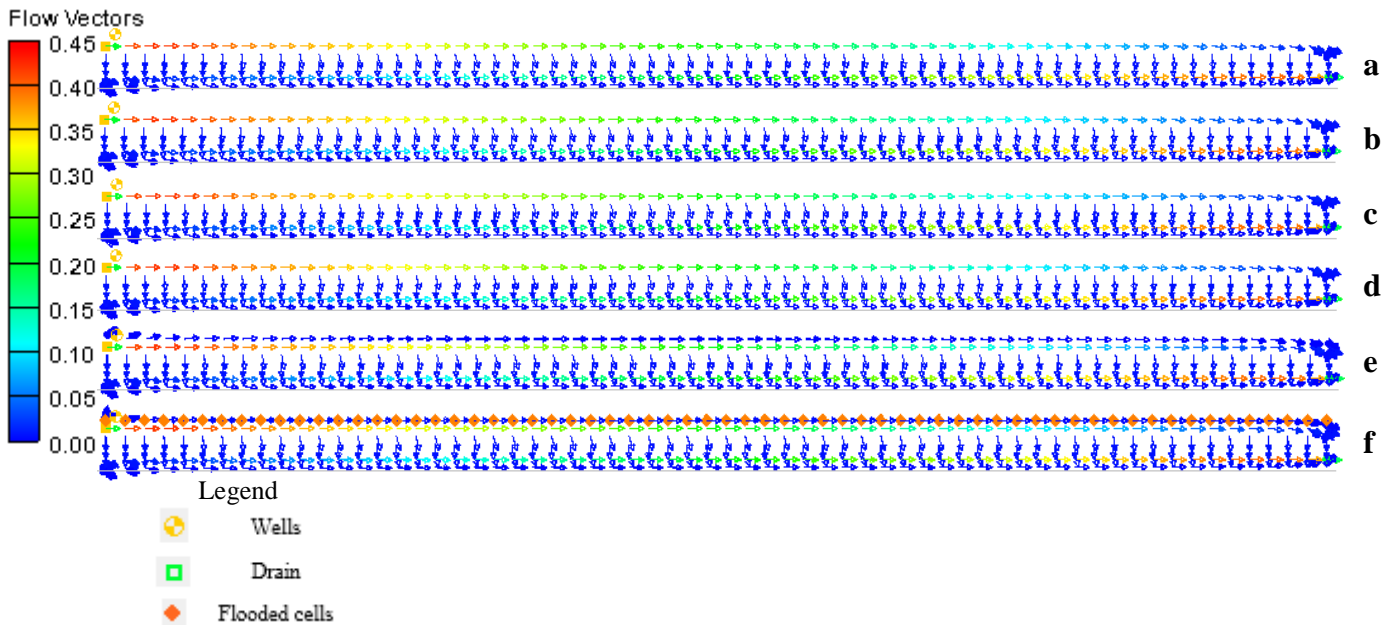
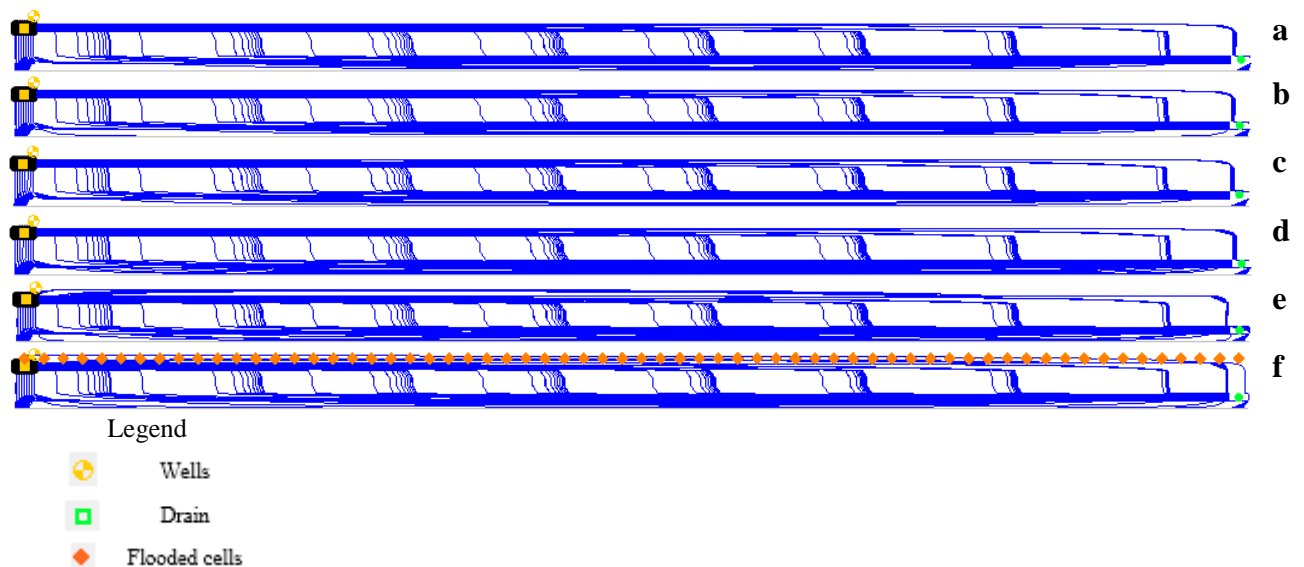


Figure 3.6 – Flow pathlines in the column 12 for the sensibility analysis for conductance ( $C$ ) considering the HSSF-CW calibrated model: a)  $C +99.9\%$ ; b)  $C + 80\%$ ; c)  $C +40\%$ ; d) HSSF-CW calibrated model; e)  $C -20\%$ , and; f)  $C -40\%$



The conductance functions as a hydraulic head controller in the system. When  $C$  values are too high, wastewater flows freely out of the HSSF-CW. When  $C$  values are too low, wastewater can get stuck into the system (flow stagnation). When the model calibration is

reached, the conductance of the drain allows the wastewater outflow at a rate in which the system saturation is reached, according to the project.

### 3.4 SIMULATION SCENARIOS

Different scenarios were simulated in order to verify the impacts and possible improvement in the flow pattern (Table 3.8). In all scenarios, an acceptable discrepancy (less than 1%) was observed between the inflow and outflow. In scenarios 02, 03 and 04, the *Well* module allowed to specify the inflow according in the project (5.25 m<sup>3</sup>/d) (Annex 7, 8 and 9). In scenario 01, the *Specific Head* simulates a constant wastewater level as an inflow to the system, allowing verifying the HSSF-CW maximum flow rate capacity (Annex 10).

Table 3.8 – Results from MODFLOW and MODPATH simulation, considering different scenarios for inflow and porous media

Scenarios*	Hydraulic head (m)			Particle tracking time (d)**	Flow velocity (m/d)
	Minimum	Maximum	Mean±Standard deviation		Mean±Standard deviation
00	0.52027	0.59437	0.55122±0.02725	6.28802	0.07475±0.12105
01	0.69599	0.69629	0.69613±0.00010	0.39748	0.52016±0.92954
02	0.52027	0.57621	0.54674±0.02149	10.43839	0.07313±0.09919
03	0.52027	0.56726	0.54227±0.01743	11.13120	0.07288±0.09984
04	0.52028	0.58375	0.55166±0.02155	11.49119	0.07207±0.08655

\*scenario 00: HSSF-CW calibrated model; scenario 01: *Specific Head* module to evaluate the maximum flow capacity; scenario 02: inflow pipes in 0.1 m and 0.25 m depth; scenario 03: inflow pipes in 0.1 m and 0.35 m depth, and; scenario 04: inflow pipes in 0.1 and 0.25 m depth with coarse sand in the porous media; \*\*considering particles released from the inflow cells

The simulation of the scenario 01, due to the use of the *Specific Head* module, which represents an inexhaustible wastewater supply, resulted in a 42 m<sup>3</sup>/d as the maximum flow rate capacity of the HSSF-CW. In that scenario, the porous media was saturated, with maximum and minimum hydraulic head of 0.69629 m and 0.69599 m, respectively. Due to the increased flow rate, the mean velocity in the system was higher than the one from the calibrated model, resulting in a smaller tracking time (0.39748 d).

Scenario 01 demonstrates that the system has a high flow capacity, for the specified porous media of crushed stone (considering the hydrodynamic conditions without modifications, with porosity and *K* of clean porous media). Knowing the maximum flow capacity is important to predict, for example, inflow as the rainfall. From the results of scenario 01, can be estimated that the projected system, with a surface area of 96.0 m<sup>2</sup> and a wastewater

supply of 5.25 m<sup>3</sup>/d, it could support a rainfall greater than 300 mm/d. However, this capacity must be considered as reflecting the capacity with the clean porous media, which can decrease as soon as the wastewater application is started.

Changes in the flow pattern were verified due to changes in the position of the inflow of wastewater supply (Figures 3.7 and 3.8). There was a change in the distribution of high and low velocities zones according to the scenarios. In scenario 01, the highest velocities were verified in layer 2 (between 0.10 m and 0.20 m depth). In scenarios 02 and 04, because of the two inflow pipes lines (at 0.10 m and 0.25 m depth), highest velocities were observed in layers 2 (between 0.10 m and 0.20 m depth) and 4 (between 0.30 m and 0.40 m depth). In scenario 03 the inflow pipes were located at 0.10 m and 0.35 m depth, and the highest velocities took place in layers 2 (between 0.10 m and 0.20 m depth) and 5 (between 0.40 m and 0.50 m depth). In all the scenarios, it has also been observed the highest flow rate close to the bottom of the HSSF-CW, in the layer 6 (between 0.50 m and 0.60 m depth) and to the outlet zone (where the drain is located). In scenario 04, unlike the others, the flow vectors had horizontal direction, along the porous media, with vertical direction only in the outlet zone, close to the drain.

Figure 3.7 – Flow vectors in the column 12 of the HSSF-CW, considering: a) scenario 01; b) scenario 02; c) scenario 03, and; d) scenario 04

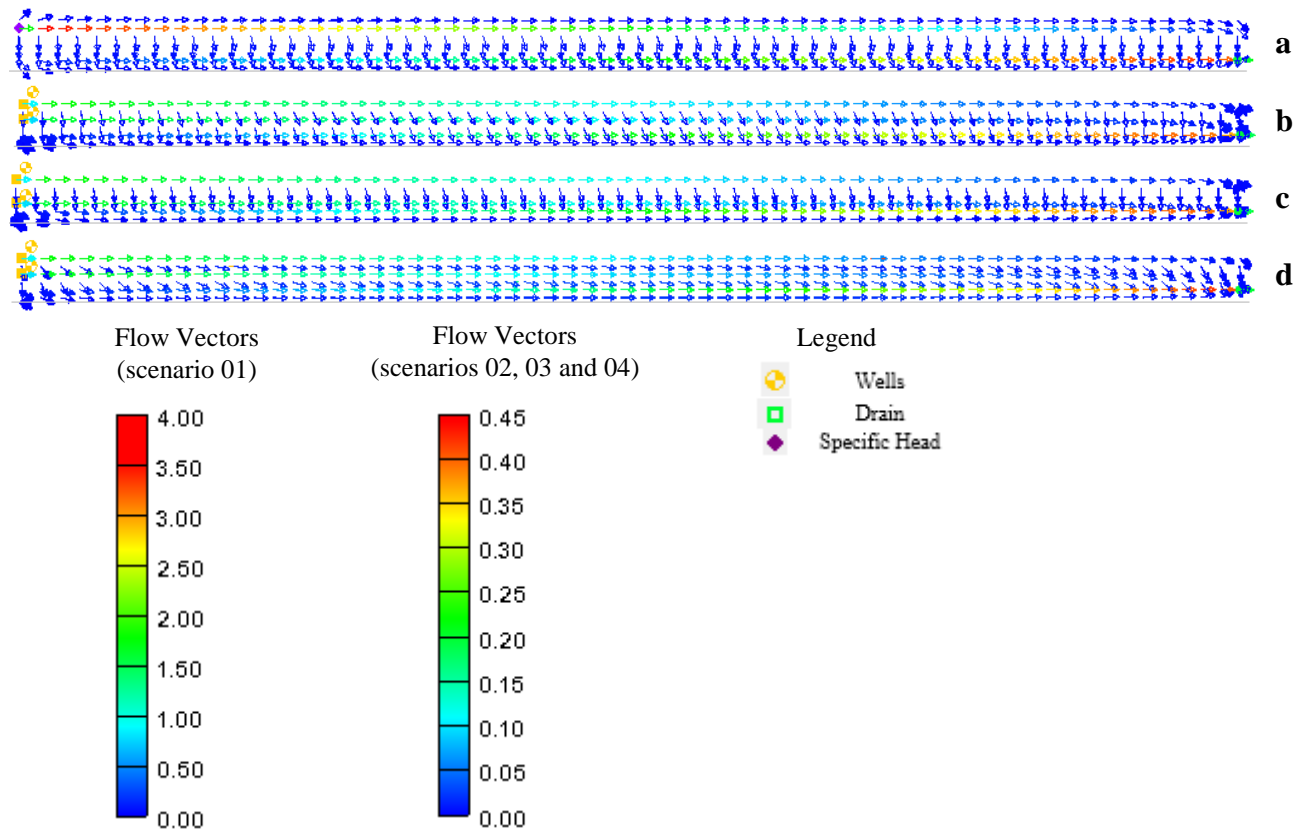
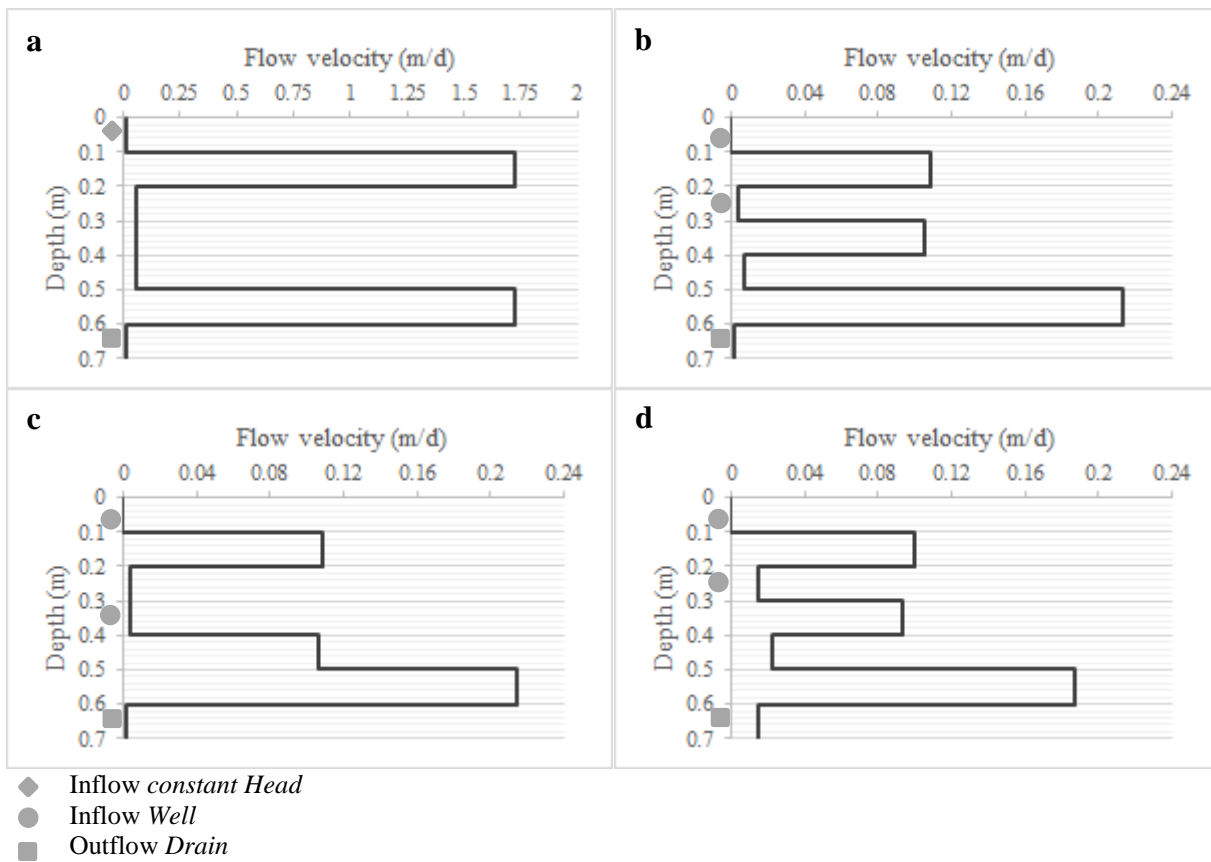


Figure 3.8 – Flow velocity according to the HSSF-CW porous media depth, considering: a) scenario 01; b) scenario 02; c) scenario 03, and; d) scenario 04



In relation to the hydraulic head, in all the simulated scenarios, the saturation of the porous media was maintained without changing the conductance of the drain. The mean hydraulic head ranged between 0.54227 m (scenario 03) to 0.69613 m (scenario 01).

As a consequence of the use of coarse sand, in scenario 04 an improvement in the flow pattern was observed in layer 7 (Figure 3.9). Considering the simulations performed with the *Well* module, in layer 7 the mean velocity ranged from 0.00137 m/d (from HSSF-CW calibrated model, with inflow of 0.02735 m<sup>3</sup>/d), 0.00138 m/d (in scenario 02, with inflow of 0.02832 m<sup>3</sup>/d), 0.00140 m/d (in scenario 03, with inflow of 0.02754 m<sup>3</sup>/d) to 0.01499 m/d (in scenario 04, with inflow of 0.27982 m<sup>3</sup>/d). This represents an increase higher than 900% in mean velocity and in total flow (in and out) in layer 7. Improving the flow velocity in layer 7 is important to prevent the flow and particles stagnation at the bottom of the system.

Changes in pathlines behavior can also be verified (Figure 3.10). In scenario 01, the behavior is the same as observed in the HSSF-CW calibrated model: highest flow distribution near the pipe line (in an horizontal and vertical directions), close to the surface and at the bottom of the porous media. However, in scenario 02, the particles also distribute in the middle zone

of the porous media, which also reflects the better distribution of the organic load along the cross section.

Figure 3.9 – Flow according to the HSSF-CW porous media depth, considering: a) scenario 01; b) scenario 02; c) scenario 03, and; d) scenario 04

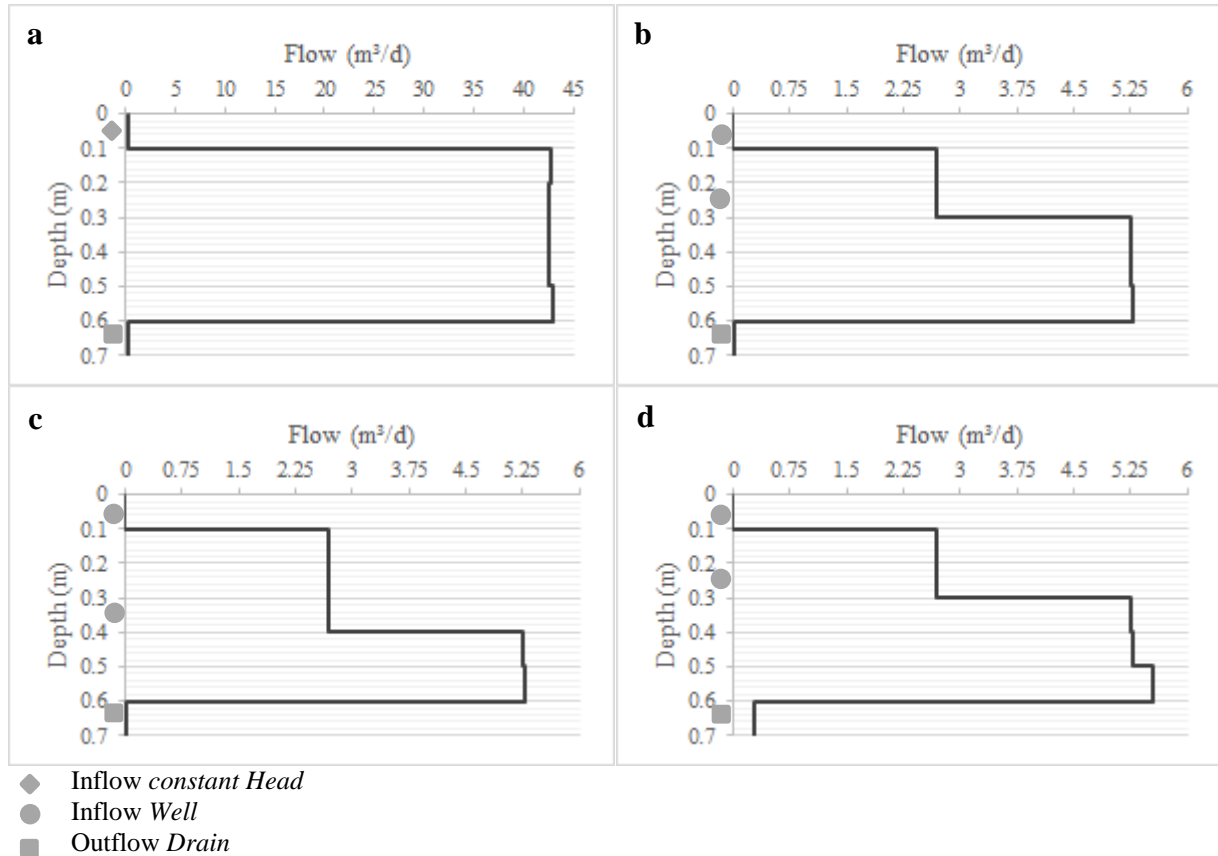


Figure 3.10 – Flow pathlines in the column 12 of the HSSF-CW, considering: a) scenario 01; b) scenario 02; c) scenario 03, and; d) scenario 04



In scenario 03, the flow pathlines concentrated mainly at the bottom of the porous media, from 0.4 m to 0.7 m depth. This indicate that the second pipe line position (located at 0.35 m

depth) contributes for the flow to reach the bottom of the bed, where the velocities are lower and, in consequence, it could be particle stagnation.

Finally, in scenario 04, because of the two flow distribution pipes and a porous media with lower  $K$ , the particles were better distributed along the whole bed, from the top until the bottom. This scenario had the better velocity distribution, with the higher flow rate observed in layer 7, which can help to prevent the stagnation.

The scenarios' results may contribute to design criteria and to increase the useful life of the HSSF-CW. The use of perforated pipes is the most common mechanism of HSSF-CWs flow distribution. However, published data shows that with this type of inflow the organic loading gets concentrated at the orifice distribution and the zone immediately adjacent to the orifice. That condition contributes to clogging (Kadlec & Wallace, 2008). Because of that, different strategies for flow distribution along the cross section are fundamental to prevent or delay the clogging process.

The tracking time increased in scenarios 02 (10.43839 d), 03 (11.13120 d) and 04 (11.49119 d), when compared to the HSSF-CWs calibrated model (6.28802 d) because of the lower flow velocities. This can be seen as a positive result, since it increases the contact time of the particles with the biofilm and rhizosphere, but also as a negative result, since it can provide conditions for flow stagnation. Therefore, when choosing the flow distribution mechanism, all the intervening factors in the treatment (flow direction and velocity, particle tracking, hydraulic head and others) should be evaluated, in order to find the best solution for a specific project.

Despite the flow pattern improvements, the use of filling materials with a low  $K$  value may result in quicker clogging. To prevent this, it is important to adopt good practices and adequate operational control, especially the control of wastewater pre- and/or primary treatment (solids reduction) and an adequate flow distribution along the cross section in order to optimize the organic load distribution. In addition, the use of strategies that allow the maintenance of the buried pipe is essential. An example of this is the use of stones packed in wire screens in the inlet zone, what could facilitate the removal of the structure for cleaning (USEPA, 2000). This strategy could be adopted if the use of two distribution pipes were chosen, as simulated in scenarios 02, 03 and 04.

## 4 SUMMARY AND CONCLUSIONS

The numerical simulation proved to be a powerful tool to a 3D flow pattern simulation in HSSF-CWs. For this, the correct choice of space discretization of the computation domain and the use of reliable data (hydraulic conductivity, conductance and porosity) are essential for the correct representation of the flow patterns through the porous media.

It is important to understand the parameters interdependence, since changes in  $K$  and in  $C$  affect the hydraulic head, flow distribution, flow velocities and tracking time. Therefore, the choice of the initial characteristics is crucial for the good performance of the model. The initial values chosen for to start the model must faithfully represent the characteristics of HSSF-CWs and should be originated from published data or field observations. Only in this way, the results of the simulations can be considered reliable.

The calibrated model according to the project design showed zones of high (near the wells and drain levels, between 0.10-0.20 m depth and 0.50-0.60 m depth) and low flow velocities (mainly below the pipe line level, between 0.60-0.70 m depth), which can contribute to the occurrence of flow stagnation. Through the scenarios simulated, it was possible to observe alternatives to improve the flow patterns, through changes in the inflow distribution and hydrodynamic characteristics of the porous media.

The sensibility analysis showed that the calibrated model is sensitive to changes in  $K$  and  $C$ . The changes were observed mainly when  $K$  and  $C$  values decreases (causing a decrease in the flow velocity and an increase in the tracking time and hydraulic head), resulting in flooded surface cells when  $K$  -99.9% and  $C$  -40%.

Changes in the porous media hydrodynamics characteristics, like the use of coarse sand, can benefit the flow patterns, but leaves the system more susceptible to clogging. Because of this, when choosing the porous media, the pre- and/or primary wastewater treatment should be taken into account.

The use of two pipes improves the flow distribution along the cross section. Along with good operational control, it can be a good alternative for a better flow distribution inside the HSSF-CW. In addition, this mechanism improves flow near the bottom of the bed, decreasing the chances of stagnation. However, strategies for the buried pipe maintenance should be considered.

According to the hydrodynamic simulations, scenario 04 (inflow pipes in 0.1 and 0.25 m depth with coarse sand in the center zone of the porous media) showed a better result. Compared to the other scenarios, in this an improvement in the flow pattern was observed, with

better flow and velocities distributions (mainly in the layer 7, with an increase higher than 900% in mean velocity and total flow) and pathlines (distributed along the whole bed, from the top until the bottom).



## REFERENCES

- Almeida, R.A., Pitaluga, D.P.S., Reis, R.P.A. (2010) Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. *Revista Biociências* **16**(1), 73-81.
- Anderson, M.P., Woessner, W.W. (1992) *Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport*. Academic Press, San Diego. 381 pp.
- Baptestini, G.C.F., Matos, A.T., Borges, A.C. (2016) Effect of reversal of the flow direction on hydrodynamic characteristics and plants cultivated in constructed wetland systems. *Acta Scientiarum, Technology Maringá* **38**(1), 49-56.
- Bavor, H.J., Schulz, T.J. (1993) *Sustainable suspended solids and nutrient removal in large-scale, solid-matrix, constructed wetland systems*. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 646-656.
- Blazejewski, R., Murat-Blazejewska, S. (1997) Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Science and Technology* **35**(5), 183-188.
- Brasil, M.S., Matos, A.T. (2008) Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. *Engenharia Ambiental e Sanitária* **13**(3), 323-328.
- Brasil. Departamento Nacional de Infra-Estrutura de Transportes. Diretoria de Planejamento e Pesquisa. Coordenação Geral de Estudos e Pesquisa. Instituto de Pesquisas Rodoviárias. (2006) *Manual de drenagem de Rodovias*. Rio de Janeiro. 304 pp.
- Brovelli, A., Baechler, S., Rossi, L., Langergraber, G., Barry, D.A. (2007) *Coupled flow and hydro-geochemical modelling for design and optimization of horizontal flow constructed wetlands*. In: Ü. Mander M. Kóiv & C. Vohla. Second International Symposium on “Wetland Pollutant Dynamics and Control WETPOL 2007”. Tartu, Estonia: University of Tartu, 393-395.
- Bueno, R.F., Fiore, F.A., Victoretti, M., Inácio, A.R., Capellari, B., Chagas, R.K. (2013) Implantação de wetlands construídas em escala real para o tratamento de esgoto sanitário em residências da Barra do Ribeira no município de Iguape – São Paulo. *Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade* **8**(2), 2-18.
- Butterworth, E., Richards, A., Jones, M., Mansi, M., Ranieri, E., Dotro, G., Jefferson, B. (2016) Performance of Four Full-Scale Artificially Aerated Horizontal Flow Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment. *Water* **365**(8), 1-15.
- Calijuri, M.L., Bastos, R.K.X., Magalhães, T.B., Capelete, B.C., Dias, E.H.O. (2009) Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. *Engenharia Sanitária e Ambiental* **14**(3), 421-230.
- Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segú, A., Vaello, N., Granés, F., García, D., García, J. (2007) Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research* **41**, 1388-1398.

Claveau-Mallet, D., Courcelles, B., Comeau, Y. (2014) Phosphorus Removal by Steel Slag Filters: Modeling Dissolution and Precipitation Kinetics to Predict Longevity. *Environmental Science and Technology* **48**(13), 7486-7493.

Claveau-Mallet, D., Wallace, S., Comeau, Y. (2012) Model of phosphorus precipitation and crystal formation in electric arc furnace steel slag filters. *Environmental Science & Technology* **46**(3), 1465-1470.

Conley, L.M., Dick, R.I., Lion, L.W. (1991) An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* **63**(3), 239-247.

Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E. (1996) *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Blagrove. UK: WRc Publications.

Cortes-Esquivel, J.A., Giacomán-Vallejos, G., Barceló-Quintal, I.D., Méndez-Novelo, R., Ponce-Caballero, M.C. (2012) Heavy Metals Removal from Swine Wastewater Using Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. *Journal of Environmental Protection* **3**(8A), 871-877.

Cota, R.S., Von Sperling, M., Penido, R.C.S. (2011) Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* **64**(5), 1056-1063.

Crites, R.W. (1994) Design criteria and practice for constructed wetlands. *Water Science and Technology* **29**(4), 1-6.

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

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1998) *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and drainage paper 56. Richard G. Allen. Luis S. Pereira. Dirk Raes. Martin Smith (Eds.). Rome.

Ferres, G.C. (2012) *Variabilidade da condutividade hidráulica e de formas do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa. 62 pp.

Fonder, N., Headley, T. (2013) The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. *Ecological Engineering* **51**, 203-211.

Forquet, N., Wanko, A., Molle, P., Mose, R., Sadowski, A. (2009a) Two-phase flow modelling for oxygen renewal estimation in vertical flow filter: luxury or necessity? *Water Science and Technology* **59**(12), 2311-2319.

Forquet, N., Wanko, A., Mose, R., Sadowski, A. (2009b) Diphasic modelling of vertical flow filter. *Ecological Engineering* **35**(1), 47-56.

García, J., Rousseau, D.P.L., Morato, J., Lesage, E., Matamoros, V., Bayona, J.M. (2010) Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **40**(7), 561-661.

Gomes, M.V., Souza, R.R., Teles, V.S., Mendes, É.A. (2014) Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. *Chemosphere* **103**, 228-233.

Hadad, H.R., Mufarrege, M.M., Pinciroli, M., Di Luca, G.A., Maine, M.A. (2010) Morphological Response of *Typha domingensis* to an Industrial Effluent Containing Heavy Metals in a Constructed Wetland. *Arch Environmental Contamination Toxicology* **58**(3), 666-675.

Hammer, D.A. (1989) *Constructed wetlands for wastewater treatment municipal, industrial and agricultural*. Chelsea, Lewis Publishers.

Hill, M.C. (1990) *Preconditioned Conjugate-Gradient 2 (PCG2), a computer program for solving ground-water flow equations*. USGS, Water-Resources Investigations Report 90-4048. 31 pp.

Kadlec, R.H., Wallace, S.D. (2008) *Treatment Wetlands*. Boca Raton, Florida, CRC Press.

Kadlec, R.H., Watson, J.T. (1993) *Hydraulics and solids accumulation in a gravel bed treatment wetland*. In: G.A. Moshiri (ed.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, pp. 227-235.

Knowles, P. (2012) *Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands*. Tese (Doctor of Philosophy) - Aston University. 502 pp.

Knowles, P.R., Griffin, P., Davies, P.A. (2010) *Clogging in horizontal subsurface flow treatment wetlands in the UK: Conclusions from a three-year investigation*. In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Venice, Italy, pp. 525-538.

Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J., García, J. (2011) Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering* **37**, 99-112.

Konrad, O., Lumi, F.J., Brietzke, B.T., Salviato, L.F. (2013) Eficiência no polimento do efluente de vinícola utilizando o sistema de “wetland” construído. *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal* **10**(3), 178-187.

Kumar, J.L.G., Zhao, Y.Q. (2011) A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. *Journal of Environmental Management* **92**(3), 400-406.

Lana, L.C.O., Moraes, D.C., Von Sperling, M., Morato, M.L.N., Vasconcellos, G.R., Paraense, M.O., Moreira, T.P.A. (2013) Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. *Water Science and Technology* **68**(7), 1599-606.

- Langergraber, G. (2008) Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands: A review. *Vadose Zone Journal* **7**(2), 830-842.
- Langergraber, G. (2010) *Water and nutrient management in natural and constructed wetlands*. In J. Vymazal (Ed.), *Process based models for subsurface flow constructed wetlands*. Dordrecht: Springer, pp. 21-36.
- Langergraber, G., Rousseau, D.P.L., García, J., Mena, J. (2009a) CWM1: A general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* **59**(9), 1687-1697.
- Langergraber, G., Šimůnek, J. (2005) Modeling Variably Saturated Water Flow and Multicomponent Reactive Transport in Constructed Wetlands. *Vadose Zone Journal* **4**, 924-938.
- Langergraber, G., Giraldo, D., Mena, J., Meyer, D., Peña, M., Toscano, A., Brovelli, A., Korkusuza, E.A. (2009b) Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment* **407**(13), 3931-3943.
- Llorens, E., Saaltink, M.W., Poch, M., García, J. (2011b) Bacterial transformation and biodegradation processes simulation in horizontal subsurface flow constructed wetlands using CWM1-RETRASO. *Bioresource Technology* **102**(2), 928-936.
- Llorens, E., Saaltink, W., García, J. (2011a) CWM1 implementation in RetrasoCodeBright: First results using horizontal subsurface flow constructed wetland data. *Chemical Engineering Journal* **166**(1), 224-232.
- Maine, M.A., Sune, N., Hadad, H., Sanchez, G., Bonetto, C. (2006) Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological engineering* **26**(4), 341-347.
- Mannarino, C.F., Ferreira, J.A., Campos, J.C., Ritter, E. (2006) Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). *Engenharia Sanitária e Ambiental* **11**(2), 108-112.
- Matos, M.P., Von Sperling, M., Matos, A.T., Passos, R.G. (2015) Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Engenharia Agrícola Jaboticabal* **35**(6), 1137-1148.
- McDonald, M.G., Harbaugh, A.W. (1988) A Modular Three Dimensional Finite Difference Ground-Water Flow Model. *Techniques of Water-Resources Investigations* **6**(A1).
- Meyer, D., Chazarenc, F., Claveau-Mallet, D., Dittmer, U., Forquet, N., Molle, P., Morvannou, A., Pálffy, T., Petitjean, A., Rizzo, A., Campà, R.S., Scholz, M., Soric, A., Langergraber, G. (2015) Modelling constructed wetlands: Scopes and aims - a comparative review. *Ecological Engineering* **80**, 205-213.
- Meyer, D., Molle, P., Esser, D., Troesch, S., Masi, F., Dittmer, U. (2013) Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment—comparison of German, French and Italian approaches. *Water* **5**, 1-12.

Molle, P. (2003) *Filtres plantes de roseaux: limites hydrauliques et retention du phosphore*. Tese (Docteur en énergétique, génie des procédés) - Université Montpellier II. 267 pp.

Morvannou, A., Choubert, J.M., Vanclooster, M., Molle, P. (2014) Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecological Engineering* **70**, 379-386.

Ojeda, E., Caldentey, J., Saaltink, M.W., García, J. (2008) Evaluation of relative importance of different microbial reactions on organic matter removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands using a 2D simulation model. *Ecological Engineering* **34**(1), 65-75.

Paulo, P.L., Azevedo, C., Begosso, L., Galbiati, A.F., Boncz, M.A. (2013) Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. *Ecological Engineering* **50**, 95-100.

Paulo, P.L., Begosso, L., Pansonato, N., Shrestha, R.R., Boncz, M.A. (2009) Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. *Water Science and Technology* **60**(8), 2001-2007.

Pelissari, C., Sezerino, P.H., Decezaró, S.T., Wolff, D.B., Bento, A.P., Carvalho Jr., O., Philippi, L.S. (2014) Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. *Ecological Engineering* **73**, 307-310.

Petitjean, A., Forquet, N., Wanko, A., Laurent, J., Mosé, R., Molle, P., Sadowski, A. (2012) Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: impact of operational considerations on oxygen transfer and bacterial activity. *Water Research* **46**, 2270-2280.

Petitjean, A., Wanko, A., Forquet, N., Mosé, R., Lawniczak, F., Sadowski, A. (2011) Diphasic transfer of oxygen in vertical flow filters: a modelling approach. *Water Science and Technology* **64**(1), 109-116.

Pollock, D.W. (1989) *Documentation of computer programs to compute and display pathlines using results from the U. S. Geological Survey nodular three dimensional finite-difference ground-water model*. USGS, Open File Report, 89-381. 81 pp.

Rizzo, A., Langergraber, G. (2016) Novel insights on the response of horizontal flow constructed wetlands to sudden changes of influent organic load: A modeling study. *Ecological Engineering* **93**, 242-249.

Rizzo, A., Langergraber, G., Galvão, A., Boano, F., Revelli, R., Ridolfi, L. (2014) Modelling the response of horizontal flow constructed wetlands to unsteady organic loads with HYDRUS-WCM1. *Ecological Engineering* **68**, 209-213.

Rousseau, D.P.L., Vanrolleghem, P.A., De Pauw, N. (2004) Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: A review. *Water Research* **38**(6), 1484-1493.

Sales Filho, I., Lima, H.C., Santos, S.M. (2015) Tolerância da *Typha domingensis* a Efluente de Alta Carga Orgânica. *Revista Brasileira de Geografia Física* **8**(3), 823-830.

- Samsó, R., García, J. (2013) Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modelling results. *Science of the Total Environment* **461-462**(1), 430-440.
- Sani, A., Scholz, M., Babatunde, A., Wang, Y. (2013) Impact of clogging on the outflow water quality of vertical-flow constructed wetlands treating urban wastewater. *Water, Air and Soil Pollution* **224**(3), 1488-1506.
- Santos, B.S., Costa, P.F., Eyng, E., Câmara, C.D. (2016) Avaliação da Eficiência de Um Sistema de Tratamento por Wetland Construído Aplicado ao Efluente de um Frigorífico de Suínos. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas* **37**(2), 13-22.
- Schierano, M.C., Maine, M.A., Panigatti, M.C. (2016) Dairy farm wastewater treatment using horizontal subsurface flow wetlands with *Typha domingensis* and different substrates. *Environmental Technology* **15**, 1-7.
- Searcy, J.K., Hardison, C.H. (1960) *Double-Mass Curves*, U.S.G.S. Water Supply Paper, 154 l-B. 66 pp.
- Sezerino, P.H., Bento, A.P., Decezaro, S.T., Carissimi, E., Philippi, L.S. (2012) Constructed wetlands and sand filter applied as on site post-treatment of anaerobic effluent. *Water Practice & Technology* **7**(3), 1-9.
- Sezerino, P.H., Bento, A.P., Decezaro, S.T., Magri, M.E., Philippi, L.S. (2015) Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental* **20**(1), 151-158.
- Shehzad, M., Afzal, M., Islam, E., Mobin, A., Anwar, S., Khan, Q.M. (2014) Enhanced degradation of textile effluent in constructed wetland system using *Typha domingensis* and textile effluent-degrading endophytic bacteria. *Water Research* **58**(1), 152-159.
- Shen, C., Yang, D., Dong, B. (2010) A new operation mode solving clogging problems of horizontal subsurface constructed wetlands. *Water Science and Technology* **62**(5), 1045-1051.
- Silva, S.C., Bernardes, R.S., Ramos, M.L.G. (2015) Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. *Engenharia Sanitária e Ambiental* **20**(4), 533-542.
- Sousa, J.T., Van Haandel, A., Lima, E.P.C., Henrique, I.N. (2004) Utilização de *wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental* **9**(4), 285-290.
- Sundaravadivel, M., Vigneswaran, S. (2001) Constructed wetlands for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **31**, 351-409.
- Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., Upsdell, M.P. (1998) Organic matter accumulation and maturation of gravel bed constructed wetlands treating dairy farm wastewaters. *Water Research* **32**(10), 3046-3054.
- Tanner, C.C., Sukias, J.P. (1995) Accumulation of organic solids in gravel bed constructed wetlands. *Water Science and Technology* **32**(3), 229-239.

Thornthwaite, C.W. (1948) An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* **38**(1), 55-94.

Ucker, F.R., Almeida, R.A., Kemerich, P.D.C. (2012) Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* **7**(3), 87-98.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. (2000) *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. USEPA, EPA 625/R-99/010. Office of Research and Development, Ohio. 166 pp.

Vargas, C.E. (2013) *Cuantificación de las tasas de evapotranspiración de seis coberturas del humedal Palo Verde, Parque Nacional Palo Verde, Costa Rica*. Monografía (Graduação em Engenharia Florestal) – Instituto Tecnológico de Costa Rica. 30 pp.

Vymazal, J. (2011) Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental Science and Technology* **45**(1), 61-69.

Wang, J., Huang, S., He, C., Ng, C. (2011) Numerical analysis of the performance of horizontal and wavy subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Hydrodynamics* **23**(3), 339-347.

Zeng, M., Soric, A., Ferrasse, J.H., Roche, N. (2013a) Interpreting hydrodynamic behaviour by the model of stirred tanks in series with exchanged zones: preliminary study in lab-scale trickling filters. *Environmental Technology* **34**(18), 2571-2578.

Zeng, M., Soric, A., Roche, N. (2013b) Calibration of hydrodynamic behavior and biokinetics for TOC removal modelling in biofilm reactors under different hydraulic conditions. *Bioresource Technology* **144**, 202-209.

Zhi, W., Ji, G. (2012) Constructed wetlands. 1991–2011: A review of research development, current trends, and future directions. *Science of the Total Environment* **441**, 19-27.





## CONCLUSÃO GERAL

*Wetlands* construídos são importantes alternativas para o tratamento de águas residuárias. Todavia, diminuir os custos de construção e operação, aumentar a eficiência e prevenir a ocorrência de danos ao tratamento são fundamentais. Nesse contexto, modelos numéricos de simulação são alternativas para melhorar a compreensão e otimizar o funcionamento desses sistemas.

Apesar da diversidade de *softwares* para simulação de *wetlands* construídos, a maioria se refere a modelos 1D ou 2D e foram até o momento calibrados com base em sistemas com características similares (preenchidos com areia ou cascalho, vegetados majoritariamente com *Phragmites australis* e operados em regiões de clima temperado ou mediterrâneo). Além de não refletirem o comportamento de sistemas com características distintas (vegetação e substrato), esses modelos ainda não foram aplicados para descrição do comportamento de WCs situados em regiões de clima tropical, como é o caso do Brasil. Fica nítida a importância e necessidade do desenvolvimento de pesquisas que contribuam para descrever as características particulares dos WCs brasileiros, visando auxiliar na operação e otimização desses sistemas.

Por meio do emprego dos *softwares* tridimensionais MODFLOW e MODPATH, foi possível realizar a simulação numérica das características de fluxo: direção e velocidade, nível hidráulico e tempo de percurso das partículas transportadas por advecção. O modelo numérico provou ser uma ferramenta importante para auxiliar na compreensão do WCFH projetado, uma vez que permitiu a visualização de zonas com baixas velocidades de escoamento e maior propensão à estagnação de fluxo, principalmente junto ao fundo do sistema.

Por meio dos cenários simulados, foi possível observar que o WCFH projetado pode ser aprimorado anteriormente a sua instalação, de forma a tornar mais uniforme a distribuição do fluxo no interior do substrato. Tanto o uso de duas tubulações para promoção da distribuição dos efluentes quanto o uso de substratos com menor condutividade hidráulica melhoram as condições de fluxo e, devido a isso, podem auxiliar na prevenção da estagnação e colmatação.

Modelos numéricos que possibilitem a descrição detalhada das características e processos atuantes no tratamento, e que auxiliem na compreensão através de abordagens conceituais, são importantes ferramentas para otimização dos WCFH. Conforme demonstrado por este trabalho, a simulação dos processos que ocorrem no interior do substrato é importante para prever as condições de fluxo e para possibilitar o planejamento e desenvolvimento de mecanismos que contribuam para evitar ou retardar a ocorrência de problemas hidráulicos.



## RECOMENDAÇÕES

i) Realizar a simulação de eventos pluviométricos diários extremos, a fim de verificar o impacto no sistema de fluxo devido à entrada intermitente de água ao longo de toda a área superficial e em sentido vertical de escoamento;

ii) Simular os efeitos da redução da condutividade hidráulica a fim de prever a colmatação do sistema e concomitantemente com a resposta quando da ocorrência de eventos pluviométricos extremos;

iii) Ampliar o estudo e realizar a simulação da advecção, dispersão e reações químicas dos constituintes dissolvidos, verificando também a influência da temperatura sobre o desempenho do sistema, e;

iv) Ampliar o estudo e desenvolver protocolos para a simulação numérica de outros sistemas de tratamentos de águas residuárias também baseados no escoamento em meios porosos, como é o caso de *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo vertical e filtros biológicos percoladores.



## REFERÊNCIAS GERAIS

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

BROVELLI, A.; BAECHLER, S.; ROSSI, L.; LANGERGRABER, G.; BARRY, D. A. Coupled flow and hydro-geochemical modelling for design and optimization of horizontal flow constructed wetlands. In: Second International Symposium on "Wetland Pollutant Dynamics and Control WETPOL, Tartu, Estonia, 2007.

CLAVEAU-MALLET, D.; WALLACE, S.; COMEAU, Y. Model of phosphorus precipitation and crystal formation in electric arc furnace steel slag filters. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 3, p. 1465-1470, 2012.

DUGAN P. J. **Wetland Conservation: A review of current issues and required action.** Switzerland: IUCN, Gland, 1990. 96 p.

GIRALDI, D.; VITTURI, M.; IANNELLI, R. FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. **Environmental Modelling & Software**, v. 25, n. 5, p. 633-640, 2010.

LANGERGRABER, G.; ROUSSEAU, D. P. L.; GARCÍA, J.; MENA, J. CWM1: A general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 9, p. 1687-1697, 2009.

LANGERGRABER, G.; ŠIMŮNEK, J. Modeling Variably Saturated Water Flow and Multicomponent Reactive Transport in Constructed Wetlands. **Vadose Zone Journal**, v. 4, p. 924-938, 2005.

MEYER, D.; MOLLE, P.; ESSER, D.; TROESCH, S.; MASI, F.; DITTMER, U. Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment—comparison of German, French and Italian approaches. **Water**, v. 5, p. 1-12, 2013.

MITSCH, W. J.; GOSSSELINK, J. G. **Wetlands.** New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 722 p.

MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; VANCLOOSTER, M.; MOLLE, P. **Which hydraulic model to use in vertical flow constructed wetlands?** Czech University of Life Sciences, Prague, Czech Republic. In: Šimůnek, J., Kodešová, R. (Eds.), Proceedings of the 4th International Conference HYDRUS Software Applications to Subsurface Flow and Contaminant Transport Problems, Dept. of Soil Science and Geology, 74, p. 978-980, 2013.

NALESSO, M. **Integrated Surface-Ground Water Modeling in Wetlands With Improved Methods to Simulate Vegetative Resistance to Flow.** 2009. 155 p. Tese (Doctor of Philosophy in Civil Engineering) - Florida International University, Miami, 2009.

OJEDA, E.; CALDENTY, J.; SAALTINK, M.; W.; GARCÍA, J. Evaluation of relative importance of different microbial reactions on organic matter removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands using a 2D simulation model. **Ecological Engineering**, v. 34, n. 1, p. 65-75, 2008.

PASTOR, R.; BENQLILOU, C.; PAZ, D.; CARDENAS, G.; ESPUÑA, A.; PUIGJANER, L. Design optimization of constructed wetlands for wastewater treatment. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 37, n. 3, p. 193-204, 2003.

PETITJEAN, A.; FORQUET, N.; WANKO, A.; LAURENT, J.; MOSÉ, R.; MOLLE, P.; SADOWSKI, A. Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: impact of operational considerations on oxygen transfer and bacterial activity. **Water Research**, v. 46, p. 2270-2280, 2012.

SANI, A.; SCHOLZ, M.; BABATUNDE, A.; WANG, Y. Impact of clogging on the outflow water quality of vertical-flow constructed wetlands treating urban wastewater. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 224, n. 3, p. 1488-1506, 2013.

TOMENKO, V.; AHMED, S.; POPOV, V. Modelling constructed wetland treatment system performance. **Ecological Modelling**, v. 205, n. 3-4, p. 355-364, 2007.

ZENG, M.; SORIC, A.; ROCHE, N. Calibration of hydrodynamic behavior and biokinetics for TOC removal modelling in biofilm reactors under different hydraulic conditions. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 202-209, 2013*b*.

## ANNEX

### Annex 1 – HSSF-CWs design

<b>Parameter</b>	<b>Unit</b>	<b>Value</b>
Q inflow	m <sup>3</sup> /d	5.25
BOD inflow	mg/L	1000
BOD outflow	mg/L	100
Porosity	%	40.0
Filter deep	m	0.7
Critical temperature	°C	12.5
Reaction constant of first-order kinetics 20°C	1/d	0.7
Reaction constant of first-order kinetics	1/d	0.45
Require surface area	m <sup>2</sup>	96.0

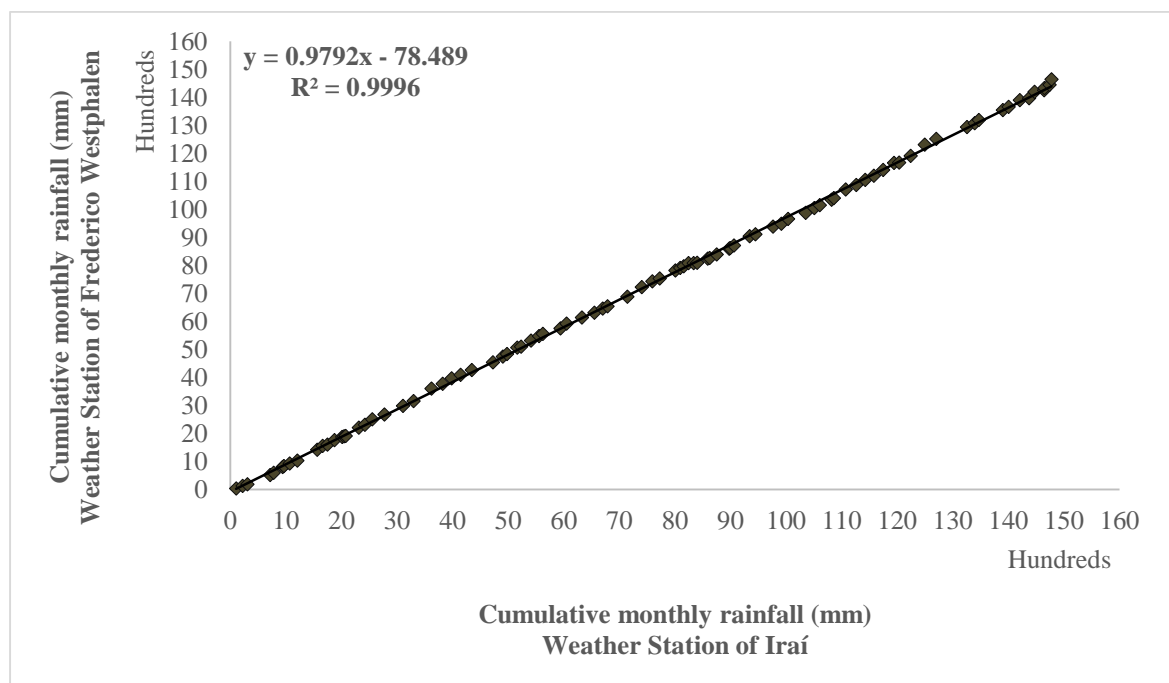
### Annex 2 – Total monthly precipitation registered in the Automatic Weather Station of Frederico Westphalen, Brazil (between 2008-2015)

<b>Month/year</b>	<b>Total monthly precipitation (mm)</b>							
	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>	<b>2015</b>
<b>Jan.</b>	36	156	196	177	115	106	246	233
<b>Feb.</b>	87	121	131	218	0	174	16	55
<b>Mar.</b>	67	14	170	163	19	219	236	82
<b>Apr.</b>	325	11	275	157	146	166	403	111
<b>May</b>	79	304	205	71	19	110	201	192
<b>Jun.</b>	203	97	93	350	126	191	429	104
<b>Jul.</b>	38	194	224	340	211	57	130	330
<b>Aug.</b>	94	172	32	205	16	305	112	33
<b>Sep.</b>	97	307	225	100	99	159	361	67
<b>Oct.</b>	388	178	155	285	327	183	113	187
<b>Nov.</b>	137	448	75	96	66	146	242	368
<b>Dec.</b>	51	163	197	53	272	214	62	575
<b>Annual total</b>	<b>1602</b>	<b>2166</b>	<b>1978</b>	<b>2215</b>	<b>1415</b>	<b>2029</b>	<b>2552</b>	<b>2336</b>

Annex 3 – Total monthly precipitation registered in the Weather Station of Iraí, Brazil (between 2008-2015)

Month/year	Total monthly precipitation (mm)							
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Jan.	104.6	126.6	163.6	109.1	90.4	146.6	194.7	98.6
Feb.	112.2	136.9	159.5	278.5	91.6	126.2	93.9	172.3
Mar.	87	37.7	199.9	224.8	60.8	316.8	208.2	3.6
Apr.	411.3	26.2	378.6	149.5	192.9	152.5	249.7	91.2
May	64.9	239.3	180.1	85.6	33.4	98.8	207.2	35.3
Jun.	156.9	108.5	76	357.1	123.8	210.1	555.2	-
Jul.	24.6	130	182.2	255.5	228.1	44.4	137.4	-
Aug.	104.8	221.6	72	190.1	16.1	212.9	77.7	-
Sep.	137	334.7	176.2	132.1	72.2	191.6	428.6	-
Oct.	356.5	188.9	145.4	283.4	281.5	157.7	106.2	-
Nov.	98.8	320.9	68.2	86.1	99.6	159.1	198.5	-
Dec.	85.7	202.9	318.5	62.7	319.3	164	170.9	-
<b>Annual total</b>	<b>1744.3</b>	<b>2074.2</b>	<b>2120.2</b>	<b>2214.5</b>	<b>1609.7</b>	<b>1980.7</b>	<b>2628.2</b>	<b>401</b>

Annex 4 – Double-Mass Curve of the cumulative monthly rainfall recorded in the Water Station of Frederico Westphalen and Iraí, Brazil (2008-2015)





Annex 5 – Estimation of the crop evapotranspiration, considering a HSSF-CWs vegetated with *Typha domingensis* and using Thornthwaite (1948) method

Month	Potential evapotranspiration unadjusted				Correction factor			$EVT_0$ (mm/month)	$K_C$	$EVT_C$ (mm/month)	
	$T$ (°C)	$P$ (mm)	$I$	$a$	$EVT_p$ (mm/month)	$\delta$	$N_j$				$f_c$
Jan.	23.6	158	11	2	106	-23.01	13.70	1.18	<b>125</b>	<b>2.15</b>	<b>270</b>
Feb.	24.1	100	11	2	111	-17.78	13.28	1.03	<b>115</b>	<b>2.15</b>	<b>246</b>
Mar.	21.8	121	9	2	90	-8.67	12.60	1.09	<b>98</b>	<b>2.15</b>	<b>210</b>
Apr.	19.5	199	8	2	71	3.62	11.75	0.98	<b>70</b>	<b>2.15</b>	<b>150</b>
May	16.2	148	6	2	49	14.59	10.97	0.94	<b>46</b>	<b>2.15</b>	<b>99</b>
Jun.	14.1	199	5	2	37	21.90	10.40	0.87	<b>32</b>	<b>2.15</b>	<b>68</b>
Jul.	14.4	190	5	2	38	23.18	10.29	0.89	<b>34</b>	<b>2.15</b>	<b>73</b>
Aug.	16.8	121	6	2	52	18.17	10.69	0.92	<b>48</b>	<b>2.15</b>	<b>104</b>
Sep.	17.5	177	7	2	57	8.10	11.44	0.95	<b>54</b>	<b>2.15</b>	<b>116</b>
Oct.	19.9	227	8	2	75	-3.82	12.26	1.06	<b>79</b>	<b>2.15</b>	<b>169</b>
Nov.	22.0	197	9	2	92	-15.06	13.07	1.09	<b>100</b>	<b>2.15</b>	<b>214</b>
Dec.	23.3	198	10	2	103	-21.97	13.61	1.17	<b>121</b>	<b>2.15</b>	<b>260</b>
$\Sigma$					880				<b>921</b>		<b>1979</b>

$T$ : temperature;  $P$ : mean monthly rainfall;  $I$ : mean thermal index;  $a$ :  $I$  cubic function;  $EVT_p$ : potential evapotranspiration unadjusted;  $\delta$ : declination of the Sun;  $N_j$ : photoperiod the 15<sup>th</sup> of each month;  $f_c$ : correction factor;  $EVT_0$ : potential evapotranspiration;  $K_C$ : crop coefficient;  $EVT_C$ : crop evapotranspiration.

## Annex 6 – Flow budget for the HSSF-CW calibrated model

Cells | Zones

Number of selected cells: 0 (data for all cells is displayed below)

	Flow In	Flow Out
Storage		
Constant heads	0.0	0.0
Drains	0.0	-5.265147998929
Drains (DRT)		
General heads		
Rivers		
Streams		
Streams (SFR2)		
Wells	5.2499999552965	0.0
Multi-Node Wells		
Recharge	0.0151064344682	0.0
Evapotranspiration		
Evapotranspiration (ETS)		
Lake		
<b>Total Source/Sink</b>	<b>5.2651063897647</b>	<b>-5.265147998929</b>
<b>Zone Flow</b>		
Top	0.0	0.0
Bottom	0.0	0.0
Left	0.0	0.0
Right	0.0	0.0
Back	0.0	0.0
Front	0.0	0.0
<b>Total Zone Flow</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>
<b>TOTAL FLOW</b>	<b>5.2651063897647</b>	<b>-5.265147998929</b>
<b>Summary</b>	<b>In - Out</b>	<b>% difference</b>
<b>Sources/Sinks</b>	<b>-0.000041609164</b>	<b>-0.000790278426</b>
<b>Cell To Cell</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>
<b>Total</b>	<b>-0.000041609164</b>	<b>-0.000790278426</b>

## Annex 7 – Flow budget for the scenario 02: flow distribution in 0.1 m and 0.25 m

Cells		Zones	
Number of selected cells: 0 (data for all cells is displayed below)			
	Flow In	Flow Out	
Storage			
Constant heads	0.0	0.0	
Drains	0.0	-5.265138864517	
Drains (DRT)			
General heads			
Rivers			
Streams			
Streams (SFR2)			
Wells	5.2500000372529	0.0	
Multi-Node Wells			
Recharge	0.0151064344682	0.0	
Evapotranspiration			
Evapotranspiration (ETS)			
Lake			
<b>Total Source/Sink</b>	<b>5.2651064717211</b>	<b>-5.265138864517</b>	
<b>Zone Flow</b>			
Top	0.0	0.0	
Bottom	0.0	0.0	
Left	0.0	0.0	
Right	0.0	0.0	
Back	0.0	0.0	
Front	0.0	0.0	
<b>Total Zone Flow</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>	
<b>TOTAL FLOW</b>	<b>5.2651064717211</b>	<b>-5.265138864517</b>	
<b>Summary</b>	<b>In - Out</b>	<b>% difference</b>	
<b>Sources/Sinks</b>	<b>-0.000032392796</b>	<b>-0.000615233456</b>	
<b>Cell To Cell</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>	
<b>Total</b>	<b>-0.000032392796</b>	<b>-0.000615233456</b>	

## Annex 8 – Flow budget for the scenario 03: flow distribution in 0.1 m and 0.35 m

Cells | Zones

Number of selected cells: 0 (data for all cells is displayed below)

	Flow In	Flow Out
Storage		
Constant heads	0.0	0.0
Drains	0.0	-5.265133202076
Drains (DRT)		
General heads		
Rivers		
Streams		
Streams (SFR2)		
Wells	5.2500000372529	0.0
Multi-Node Wells		
Recharge	0.0151064344682	0.0
Evapotranspiration		
Evapotranspiration (ETS)		
Lake		
<b>Total Source/Sink</b>	<b>5.2651064717211</b>	<b>-5.265133202076</b>
<b>Zone Flow</b>		
Top	0.0	0.0
Bottom	0.0	0.0
Left	0.0	0.0
Right	0.0	0.0
Back	0.0	0.0
Front	0.0	0.0
<b>Total Zone Flow</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>
<b>TOTAL FLOW</b>	<b>5.2651064717211</b>	<b>-5.265133202076</b>
<b>Summary</b>	<b>In - Out</b>	<b>% difference</b>
<b>Sources/Sinks</b>	<b>-0.000026730355</b>	<b>-0.000507687492</b>
<b>Cell To Cell</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>
<b>Total</b>	<b>-0.000026730355</b>	<b>-0.000507687492</b>

Annex 9 – Flow budget for the scenario 04: flow distribution in 0.1 m and 0.25 m and porous media with coarse sand

Cells		Zones	
Number of selected cells: 0 (data for all cells is displayed below)			
	Flow In	Flow Out	
Storage			
Constant heads	0.0	0.0	
Drains	0.0	-5.265280753374	
Drains (DRT)			
General heads			
Rivers			
Streams			
Streams (SFR2)			
Wells	5.2500000372529	0.0	
Multi-Node Wells			
Recharge	0.0151064344682	0.0	
Evapotranspiration			
Evapotranspiration (ETS)			
Lake			
<b>Total Source/Sink</b>	<b>5.2651064717211</b>	<b>-5.265280753374</b>	
<b>Zone Flow</b>			
Top	0.0	0.0	
Bottom	0.0	0.0	
Left	0.0	0.0	
Right	0.0	0.0	
Back	0.0	0.0	
Front	0.0	0.0	
<b>Total Zone Flow</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>	
<b>TOTAL FLOW</b>	<b>5.2651064717211</b>	<b>-5.265280753374</b>	
<b>Summary</b>	<b>In - Out</b>	<b>% difference</b>	
<b>Sources/Sinks</b>	<b>-0.000174281653</b>	<b>-0.003310071117</b>	
<b>Cell To Cell</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>	
<b>Total</b>	<b>-0.000174281653</b>	<b>-0.003310071117</b>	

Annex 10 – Flow budget for the simulation performed using the *Specific Head* module

Cells		Zones	
Number of selected cells: 0 (data for all cells is displayed below)			
	Flow In	Flow Out	
Storage			
Constant heads	42.585902094841	0.0	
Drains	0.0	-42.60959708691	
Drains (DRT)			
General heads			
Rivers			
Streams			
Streams (SFR2)			
Wells			
Multi-Node Wells			
Recharge	0.0151064344682	0.0	
Evapotranspiration			
Evapotranspiration (ETS)			
Lake			
<b>Total Source/Sink</b>	<b>42.601008529309</b>	<b>-42.60959708691</b>	
<b>Zone Flow</b>			
Top	0.0	0.0	
Bottom	0.0	0.0	
Left	0.0	0.0	
Right	0.0	0.0	
Back	0.0	0.0	
Front	0.0	0.0	
<b>Total Zone Flow</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>	
<b>TOTAL FLOW</b>	<b>42.601008529309</b>	<b>-42.60959708691</b>	
<b>Summary</b>	<b>In - Out</b>	<b>% difference</b>	
<b>Sources/Sinks</b>	<b>-0.008588557597</b>	<b>-0.020158424025</b>	
<b>Cell To Cell</b>	<b>0.0</b>	<b>0.0</b>	
<b>Total</b>	<b>-0.008588557597</b>	<b>-0.020158424025</b>	