

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**INFLUÊNCIA CLIMÁTICA EM MODELOS CINÉTICO-
HIDRODINÂMICOS PARA DIMENSIONAMENTO DE
WETLANDS CONSTRUÍDAS NO TRATAMENTO DE
ESGOTO DOMÉSTICO**

ÉDIO DAMÁSIO DA SILVA JÚNIOR

ORIENTADOR: MARCO ANTONIO ALMEIDA DE SOUZA

**TESE DE DOUTORADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO DE 2018

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**INFLUÊNCIA CLIMÁTICA EM MODELOS CINÉTICO-
HIDRODINÂMICOS PARA DIMENSIONAMENTO DE
WETLANDS CONSTRUÍDAS NO TRATAMENTO DE
ESGOTO DOMÉSTICO**

ÉDIO DAMÁSIO DA SILVA JÚNIOR

**TESE SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE
BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A
OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

APROVADA POR:

**Prof ° Marco Antonio Almeida de Souza, Dsc (ENC-UnB)
(Orientador)**

**Prof ° Ariuska Karla Barbosa Amorim, Dsc (ENC-UnB)
(Examinadora interna)**

**Prof ° Edson Aparecido Abdul Nour, Dsc (UNICAMP/FEC)
(Examinador externo 1)**

**Prof ° Luciano Matos Queiroz, Dsc (UFBA/Escola Politécnica)
(Examinador externo 2)**

BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO DE 2018

“Se o conhecimento pode criar problemas, não é através da ignorância que podemos solucioná-los”

Isaac Asimov

“Conhecereis a verdade e a verdade vos libertará!”

João 8:32

DEDICATÓRIA

A todos aqueles que acreditam na educação como único veículo promotor de uma sociedade com direitos igualitários, justa e em harmonia com a natureza.

AGRADECIMENTOS

“Gracias a la vida que me ha dado tanto ...”

Agradecimentos especiais ...

Ao Tao, Essência promotora da vida, do universo e das tão belas leis naturais que rejem nosso plano existencial.

À minha família que, compartilhando seus genes e ensinamentos culturais, me proporcionou condições de lutar pelos meus sonhos.

À minha amada companheira, Andriane de Melo Rodrigues, que sempre me amparou mentalmente, me dando forças para não desistir.

Ao meu orientador, Marco Antonio Almeida de Souza, exemplo de dedicação profissional, amizade e ser humano.

Aos professores componentes das bancas dos seminários, qualificação e defesa da tese, pela paciência e enorme cooperação no desenvolvimento dessa pesquisa: Ariuska Amorim, Yovanka Perez, Edson Aparecido e Luciano Queiroz.

Aos meus ex-alunos do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, por me auxiliarem na implantação, operação e monitoramento da estação de tratamento de esgoto. São eles: Andreza Borges, Cleidionaldo Furquim, Jéssica Xavier, Vitória Régia, Thalís Humberto, Mateus Costa e Rhayane Roque.

Ao meu querido “técnico em bombas”, Jeseel Rodrigues da Costa, pelos inúmeros amparos na instalação e manutenção do sistema de bombeamento.

Ao Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, pelo apoio no desenvolvimento da pesquisa e liberação (afastamento) das atividades docentes para conclusão do doutorado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq) pela concessão dos recursos financeiros utilizados para desenvolvimento da pesquisa.

A todos os professores e demais funcionários do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília.

Aos criadores e mantenedores do projeto “*Sci-Hub ... to remove all barriers in the way of science*”. Aliás, a ciência deve ser ferramenta de inclusão social, jamais exclusão.

E a todas as pessoas que porventura esqueci de citar, mas que possibilitaram, de forma direta ou indireta, o cumprimento de mais essa etapa em minha jornada.

Muito obrigado!

RESUMO

São raros os modelos matemáticos que consideram a precipitação (PCT) e evapotranspiração (EVT) no tratamento de esgoto. Esta pesquisa objetivou avaliar a influência desses fatores climáticos em cinco modelos de tratamento de esgoto doméstico em *wetlands* construídas (WCs). Foi construída uma estação de tratamento de esgoto doméstico composta por um sistema híbrido de WCs (uma célula de fluxo subsuperficial vertical – WC-FSSV, seguida de uma subsuperficial horizontal – WC-FSSH). Foi utilizado o meio suporte brita nº2 e a espécie vegetal *Crypsogon zizanioides* em ambas as células. Realizou-se um ensaio com traçador hidrodinâmico para avaliação do fluxo de esgoto nas WCs. Foram monitoradas, por 22 meses, as vazões diárias de entrada e saída de cada célula, o nível de esgoto e PCT diária para cálculo da EVT (método do balanço de massa) das WCs. Quantificou-se a concentração de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo do esgoto na entrada e saída de cada célula. Esses dados (exceto de fósforo) foram aplicados aos modelos cinéticos de 1ª Ordem, de Grau de 2ª Ordem, de Monod, de Monod Multi e de Stover-Kincannon, segundo os fluxos hidrodinâmicos de mistura completa (CSTR) e pistão (PFR), sem influência da PCT e EVT (considerando apenas a concentração dos poluentes) e com influência dessas variáveis climáticas (considerando nas equações as cargas poluentes e média das vazões afluente e efluente). A WC-FSSV apresentou hidrodinâmica com leve desvio ao fluxo CSTR ($d = 1,58$ e $N = 1,54$) e a WC-FSSH com elevado grau de dispersão ($d = 0,63$ e $N = 4,53$) do esgoto (alto desvio do fluxo PFR). As taxas médias de EVT nas WC-FSSV e WC-FSSH foram de 23,4 e 8,2 mm.d⁻¹, correspondendo à perda percentual média de água de 30,8 e 35,8% do volume de esgoto afluente, respectivamente. Na WC-FSSV, o modelo de Monod Multi (CSTR) foi o mais adequado para o comportamento de NH_4^+ , NO_3^- e DQO. Para DBO, o mais representativo foi o modelo de Stover-Kincannon-CSTR. Na WC-FSSH, o modelo de Monod Multi (fluxo CSTR) foi o que representou melhor a NH_4^+ e DBO. Stover-Kincannon foi a cinética mais adequada para a WC-FSSH descrevendo o NO_3^- (fluxo PFR) e DQO (fluxo CSTR). Concluiu-se que o uso da carga poluente nos modelos matemáticos representativos do tratamento de esgoto apresentou melhor performance ou insignificante diferença estatística (exceção da DBO na WC-FSSV) do que os modelos que consideraram apenas a concentração dos poluentes. Por fim, a DBO foi o parâmetro de qualidade da água que se mostrou mais adequado para o dimensionamento de WCs, considerando os modelos de Stover-Kincannon-CSTR (para WC-FSSV) e de Monod Multi-CSTR (para WC-FSSH).

Palavras-chave: Esgoto doméstico; *Wetlands* construídas; Cinética; Hidrodinâmica.

ABSTRACT

Mathematical models that consider precipitation (PCT) and evapotranspiration (EVT) in sewage treatment are rare. This research aimed to evaluate the influence of these climatic factors on five models of domestic sewage treatment in constructed wetlands (CWs). A domestic sewage treatment plant was constructed, consisting of a CW hybrid system (a subsurface vertical flow cell - CW-SSVF, followed by a horizontal subsurface CW-SSHF). Gravel support medium (#2) and *Cryspogon zizanioides* plant species were used in both cells. Hydrodynamic tracer test was performed to evaluate the flow of sewage in CWs. The daily outflows of influent and effluents from each cell were monitored for 22 months. Daily sewage and PCT levels were used to calculate EVT (mass flow rate). The concentration of organic matter, nitrogen and phosphorus of the sewage was quantified at the entrance and exit of each cell. These data (excepting phosphorus) were applied to 1° Order, Grau 2° Order, Monod, Monod Multi and Stover-Kincannon kinetic models, according to CSTR (continuous stirred-tank reactor) and PFR (plug-flow reactor), with no influence of PCT and EVT (considering only the concentration of pollutants) and with influences of these variables (considering the pollutant loads and the mean of the inflows and effluents in the equations). CW-SSVF presented hydrodynamics similar to CSTR ($d = 1.58$ and $N = 1.54$) and CW-SSHF with high dispersion ($d = 0.63$ and $N = 4.53$). The mean EVT rates in CW-SSVF and CW-SSHF were 23.4 and 8.2 mm.d⁻¹, corresponding to the mean percentage water loss of 30.8 and 35.8% of the influent sewage, respectively. In CW-SSVF, Monod Multi model (CSTR) was the most adequate to represent the behavior of NH₄⁺, NO₃⁻ and COD. For BOD, the most representative was Stover-Kincannon-CSTR model. In the CW-SSHF, Monod Multi model (CSTR flow) represented the best behavior of NH₄⁺ and BOD. Stover-Kincannon was the most suitable kinetics for CW-SSHF describing NO₃⁻ (PFR flow) and COD (CSTR flow). It was concluded that the use of the pollutant load in the mathematical models representative of the sewage treatment presented a better performance (or statistical insignificance), except for BOD in CW-SSVF, than the models that consider only the concentration of the pollutants. Finally, the most suitable parameter for the CWs design was BOD, considering the Stover-Kincannon-CSTR (for CW-SSVF) and Monod Multi-CSTR (for CW-SSHF) models.

Keywords: Domestic sewage; Constructed *wetlands*; Kinetics; Hydrodynamics.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	1
2 - OBJETIVOS	3
2.1 - GERAL	3
2.2 - ESPECÍFICOS	3
3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 - DEFINIÇÃO, ORIGEM E EVOLUÇÃO DAS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS.....	4
3.2 - CLASSIFICAÇÃO DAS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS	12
3.3 - TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS.....	32
3.4 - MECANISMOS DE REMOÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DE POLUENTES EM <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS	35
3.5 - INFLUÊNCIA CLIMÁTICA NO TRATAMENTO DE ESGOTO EM <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS	65
3.6 - MODELOS HIDRODINÂMICOS	69
3.7 - MODELOS CINÉTICOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES	73
3.8 - DIMENSIONAMENTO DE <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS.....	79
3.9 -DIMENSIONAMENTO DE <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS: QUAL O MELHOR CAMINHO?	84
4 - METODOLOGIA DE PESQUISA.....	85
4.1 - LOCAL DE ESTUDO E POPULAÇÃO CONTRIBUINTE	86
4.2 - CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	87
4.3 - MONITORAMENTO DO ESGOTO	97
4.4 - BALANÇO HÍDRICO DO SISTEMA.....	100
4.5 - AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA DO SISTEMA	100
4.6 – MODELOS AVALIADOS	105
4.7 – ANÁLISE ESTATÍSTICA	108
5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	110
5.1 – VAZÕES DO ESGOTO DOMÉSTICO	111
5.2 – BALANÇO HÍDRICO.....	112
5.3 – HIDRODINÂMICA DO SISTEMA DE TRATAMENTO	117
5.4 – QUALIDADE DO ESGOTO.....	131
5.5 - MODELOS CINÉTICO-HIDRODINÂMICOS	141
6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	163
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	165
APÊNDICE	191

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Exemplos de estudos brasileiros no uso de WCs para tratamento de águas residuárias.....	10
Tabela 3.2 – Exemplos de WCs, tamanhos e capacidade de operação no tratamento de águas residuárias de origens diversas.....	12
Tabela 3.3 – Vantagens e desvantagens das WC-FS no tratamento de águas residuárias.....	15
Tabela 3.4 – Vantagens e desvantagens das WC de fluxo vertical e horizontal.....	17
Tabela 3.5 – Exemplos de meios suportes utilizados em WCs no tratamento de águas residuárias.....	26
Tabela 3.6 – Exemplos de espécies vegetais utilizadas em WCs no tratamento de águas residuárias.....	29
Tabela 3.7 – Pesquisas que utilizaram WCs no tratamento de esgoto doméstico.....	33
Tabela 3.8 – Taxas de introdução de oxigênio em diversos tipos de WCs.....	39
Tabela 3.9 – Potencial de transformação do nitrogênio segundo o tipo de WC.....	45
Tabela 3.10 – Potencial de transformação do fósforo segundo o tipo de WC.....	59
Tabela 3.11 – Estudos de quantificação da taxa de EVT em WCs.....	68
Tabela 3.12 – Relação de carga orgânica ideal aplicada nas WCs.....	81
Tabela 4.1 – Parâmetros, valores adotados e calculados no dimensionamento do tanque séptico utilizado.....	88
Tabela 4.2 – Parâmetros, valores adotados e calculados no projeto de dimensionamento do poço de sucção.....	89
Tabela 4.3 – Parâmetros de avaliação, local de amostragem, periodicidade e tipo de amostragem, e método analítico adotado no estudo.....	99
Tabela 4.4 – Modelos cinético-hidrodinâmico avaliados segundo a associação do fluxo hidrodinâmico e cinética de remoção de poluentes.....	107
Tabela 4.5 – Modelos cinético-hidrodinâmico modificados para consideração da PCT e EVT segundo a associação do fluxo hidrodinâmico e cinética de remoção de poluentes.....	108
Tabela 5.1 – Estatística descritiva das vazões afluente e efluente das células de tratamento.....	114
Tabela 5.2 – Valores de EVT, PCT e temperatura mensal no período de outubro de 2016 a agosto de 2017.....	117

Tabela 5.3 – Valores de EVT, PCT e temperatura mensal no período de setembro de 2017 a junho de 2018.....	117
Tabela 5.4 – Valores da CAB (circunferência na altura da base) medidos nas touceiras das WCs ao longo da pesquisa.....	118
Tabela 5.5 – Estatística do nível de esgoto dentro das células de tratamento.....	120
Tabela 5.6 – Parâmetros hidrodinâmicos calculados a partir do ensaio com traçador nas WC-FSSV e WC-FSSH.....	132
Tabela 5.7 – Estatística dos valores de oxigênio dissolvido (OD) no esgoto das WCs.....	134
Tabela 5.8 – Estatística da temperatura do esgoto no monitoramento das WCs.....	135
Tabela 5.9 – Estatística do potencial hidrogeniônico (pH) do esgoto nas WCs.....	136
Tabela 5.10 – Estatística do potencial de oxirredução (Eh) do esgoto no monitoramento das WCs.....	136
Tabela 5.11 – Estatística dos valores de alcalinidade total do esgoto nas WCs.....	137
Tabela 5.12 – Valores estatísticos de DBO e DQO do esgoto nas WCs.....	138
Tabela 5.13 – Valores estatísticos de amônia e nitrato nas WCs.....	140
Tabela 5.14 – Valores estatísticos de ortofosfato e fosfato total nas WCs.....	142
Tabela 5.15 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV para transformação da NH_4^+	144
Tabela 5.16 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH para o comportamento da NH_4^+	147
Tabela 5.17 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV para transformação da NO_3^-	149
Tabela 5.18 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH para transformação da NO_3^-	150
Tabela 5.19 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV para transformação da DQO.....	152
Tabela 5.20 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH para transformação da DQO.....	154
Tabela 5.21 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV para transformação da DBO.....	155
Tabela 5.22 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH para transformação da DBO.....	157
Tabela 5.23 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos mais adequados para representação do comportamento dos poluentes nas WCs.....	160

Tabela 5.24 – Dados do redimensionamento, segundo a DBO, das WCs segundo os modelos de melhor eficiência obtidos.....	161
---	-----

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Classificação da WCs segundo o fluxo hidrodinâmico e tipo de vegetação....	13
Figura 3.2 – Representação de uma WC com fluxo superficial.....	14
Figura 3.3 – Representação de <i>wetland</i> construída de fluxo subsuperficial horizontal.....	16
Figura 3.4 – Representação de <i>wetland</i> construída de fluxo subsuperficial vertical.....	16
Figura 3.5 – Representação gráfica de um sistema híbrido de <i>wetland</i> construída.....	18
Figura 3.6 – Representação de plantas aquáticas flutuantes fixas.....	20
Figura 3.7 – Representação de plantas aquáticas flutuantes livres.....	20
Figura 3.8 – Representação de plantas aquáticas submersas.....	21
Figura 3.9 – Representação de plantas aquáticas emergentes.....	22
Figura 3.10 – Representação gráfica das estruturas físicas de uma WC.....	22
Figura 3.11 – WC-FSSV com meio suporte saturado (a) e instaurado (b).....	31
Figura 3.12 – WC de fluxo horizontal com sistema de aeração artificial.....	40
Figura 3.13 – Representação das zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias presentes em ambientes alagados.....	41
Figura 3.14 – Etapas sequenciais de degradação da matéria orgânica em ambiente anaeróbio.....	42
Figura 3.15 – Esquema das rotas de remoção de nitrogênio em WC-FSS.....	45
Figura 3.16 – Imagem ilustrativa do processo de transpiração das plantas.....	66
Figura 3.17 – Imagem representativa dos principais modelos de escoamento em reatores....	70
Figura 4.1 – Diagrama das fases de realização da pesquisa.....	85
Figura 4.2 – Estação experimental de tratamento de esgoto doméstico utilizando WCs.....	86
Figura 4.3 – Planta representativa da ETE-WC objeto dessa pesquisa.....	87
Figura 4.4 – Tanque séptico, poço de sucção e caixa de recepção de esgoto.....	90
Figura 4.5 – Perfil longitudinal do tanque séptico, poço de sucção e caixa de esgoto.....	91
Figura 4.6 – Curva granulométrica do meio suporte da WC-FSSV e WC-FSSH.....	93
Figura 4.7 – Imagem da WC-FSSV. Destaque para a tubulação superficial de distribuição do esgoto primariamente tratado.....	94
Figura 4.8 – Planta-baixa da WC-FSSV descendente implantada, com destaque para os PMI da direita (D) e esquerda (E), utilizados no ensaio com traçador hidrodinâmico e monitoramento da qualidade do esgoto.....	95
Figura 4.9 – Perfil longitudinal (vista lateral – em seção média) da célula WC-FSSV.....	95
Figura 4.10 – Perfil transversal (vista frontal – em seção média) da célula WC-FSSV.....	96

Figura 4.11 – Imagem da WC-FSSH implementada no presente estudo.....	96
Figura 4.12 – Planta-baixa da célula de tratamento de esgoto WC-FSSH.....	97
Figura 4.13 – Perfil longitudinal (em seção média) da célula WC-FSSH.....	97
Figura 4.14 – Fluxo do processo de tratamento de esgoto e pontos de amostragem de alíquotas para análise laboratorial.....	98
Figura 4.15 – Caixa de recepção de esgoto e piezômetro instalado para medição do nível de esgoto dentro da caixa.....	104
Figura 4.16 – Representação esquemática do cenário sem influência da PCT e EVT.....	106
Figura 4.17 – Representação esquemática do cenário com influência da PCT e EVT.....	106
Figura 4.18 – Exemplificação do processo de linearização do modelo de Monod-CSTR (segundo comportamento de DQO) para obtenção da cinética de degradação (K) do poluente.....	109
Figura 5.1 – Box-plot das vazões de esgoto doméstico afluente e efluente das WC-FSSV e WC-FSSH.....	114
Figura 5.2 – Variação da PCT média diária (mm), EVT média diária (mm.d ⁻¹) e vazão média (L.d ⁻¹) do esgoto afluente (A) e efluente (E) das WC-FSSV e WC-FSSH em função dos meses.....	116
Figura 5.3 – Tipo de ambientes hidrodinâmicos nas WC-FSSV (raízes totalmente saturadas - a) e WC-FSSH (raízes parcialmente saturadas - b).....	119
Figura 5.4 – Correlação do nível de esgoto na caixa de recepção e tempo de esvaziamento em função da limpeza do Hidrômetro I.....	122
Figura 5.5 – Hidrômetro I e válvula utilizada como by-pass (e para aplicação do transiente hidráulico no Hidrômetro D).....	123
Figura 5.6 – Variação da condutividade hidráulica (Ks) média e mediana mensal na WC-FSSH no período da pesquisa.....	124
Figura 5.7 – Variação da condutividade elétrica nos pontos esquerdo (a) e direito (b) na WC-FSSV em função do tempo do ensaio, nas profundidades H1 (20cm), H2 (40 cm) e H3 (70 cm).....	126
Figura 5.8 – Variação da condutividade elétrica no E-WC-FSSV, PMII, PMIII e E-WC-FSSH em função do tempo do ensaio.....	128
Figura 5.9 – Variação da condutividade elétrica na WC-FSSV em função do tempo do ensaio e modelo hidrodinâmico (Curva Log-Gauss) mais aproximado à realidade.....	130
Figura 5.10 – Variação da condutividade elétrica na WC-FSSH em função do tempo do ensaio e modelo hidrodinâmico (Curva de Gauss) mais adequado aos pontos medidos.....	131

Figura 5.11 – Variação do comportamento da DBO ao longo do período da pesquisa.....	139
Figura 5.12 – Comportamento da DQO nas WCs em função do período do estudo.....	139
Figura 5.13 – Valores de nitrogênio – amônia nas WCs em função do período de estudo...	141
Figura 5.14 – Comportamento dos valores de nitrogênio – nitrato no esgoto das WCs em função do tempo de pesquisa.....	141
Figura 5.15 – Variação da concentração de fosfato total no esgoto das WCs em função do período de estudo.....	143
Figura 5.16 – Concentração de ortofosfato no esgoto das WCs em função do tempo de estudo.....	143

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

DBO: demanda bioquímica de oxigênio

DQO: demanda química de oxigênio

NH_4^+ : íon amônio

NT: nitrogênio total

NO_3^- : nitrato

PO_4^{3-} : fosfato

PT: fósforo total

SS: sólidos suspensos

Temp: temperatura do esgoto

pH: potencial hidrogeniônico

Eh: potencial de oxirredução

OD: oxigênio dissolvido

ETE-WC: estação de tratamento de esgoto por *wetlands* construídas

WCs: *wetlands* construídas

WC-FSS: *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial

WC-FS: *wetlands* construídas de fluxo superficial

WC-FSSV: *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial vertical

WC-FSSH: *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial horizontal

A-WC-FSSV: esgoto afluyente da *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical

E-WC-FSSV: esgoto efluente da *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical

E-WC-FSSH: esgoto efluente da *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal

PMI: ponto de monitoramento I

PMII: ponto de monitoramento II

PMIII: ponto de monitoramento III

AI: amostrador de esgoto I

AII: amostrador de esgoto II

AIII: amostrador de esgoto III

PFR: *Plug Flow Reactor*

CSTR: *Continuous Stirred Tank Reactor*

TIS: *Tank-in-series*

RTD: curva *Residence Time Distribution*

Θ : tempo de detenção hidráulica do modelo
 Θ_m : tempo de detenção hidráulica médio do modelo
 C_a : concentração afluenta
 C_e : concentração efluente
 L_a : carga poluente da entrada
 L_e : carga poluente de saída
 k_v : constante cinética volumétrica de degradação do poluente
 k_a : constante cinética superficial de degradação do poluente
 k_s : constante cinética de meia saturação do substrato limitante
 k_b : constante de saturação do modelo de Stover-Kincannon
 k_{max} : taxa máxima de degradação do poluente para o modelo de Monod e de Monod Multi e Stover-Kincannon
 X : concentração de biomassa no reator
 Q : vazão de esgoto
TDHr: tempo de detenção hidráulica real
TDHn: tempo de detenção hidráulica nominal
 E_v : eficiência volumétrica do reator
ICC: índice de curto-circuito do reator
 λ : eficiência hidráulica do reator
 d : número de dispersão do modelo de fluxo disperso
 N : número de tanques-em-série do modelo TIS
PCT: precipitação
EVT: evapotranspiração
 K : taxa cinética genérica de reação
 R^2 : coeficiente de correlação de Pearson
REQMR: raiz dos erros quadráticos médios relativos

1 - INTRODUÇÃO

Apenas 51,9% do esgoto gerado pela população brasileira (urbana e rural) é coletado. Desse total, cerca de 74,9% é tratado. Nas regiões norte e nordeste do país, a situação é ainda mais alarmante, com apenas 10,5 e 26,8% do esgoto doméstico sendo coletado, respectivamente, e cerca de 80% dessa totalidade sendo tratado (SNIS, 2016).

Diante das dificuldades (econômicas, estruturais, políticas e outras) do poder público brasileiro em atuar na gestão do saneamento de regiões urbanas e rurais, surge como necessidade o incentivo a alternativas tecnológicas descentralizadas e de baixo custo para elevação dos índices sanitários nesses locais. A utilização de *wetlands* construídas (WCs) no tratamento de esgoto doméstico se enquadra nessa perspectiva.

As vantagens das WCs estão relacionadas principalmente à sua alta eficiência na remoção de matéria orgânica, e aos baixos custos de implantação e operação, sendo recomendadas principalmente para pequenos núcleos populacionais desprovidos de condições sanitárias adequadas (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

O dimensionamento convencional de WCs para remoção de poluentes em esgoto foi adaptado a partir de outros sistemas de tratamento, como as lagoas de estabilização, lodos ativados e trincheiras filtrantes, não apresentando então, identidade própria. A falta de padronização de metodologia de dimensionamento de WCs pode ser um dos empecilhos para a disseminação de seu uso no País.

No Brasil, os três principais métodos de dimensionamento de WCs utilizados são: modelos de remoção de poluentes segundo a cinética de 1º Ordem; especificação de área de leito de tratamento *per capita*; consideração de carga hidráulica e/ou orgânica aplicada. Como principal vantagem desses métodos, a matemática do dimensionamento das WCs torna-se simplificada. Por outro lado, muitas variáveis importantes podem ser desprezadas no tratamento do esgoto em WCs, podendo torná-las ineficientes.

O método de dimensionamento de WCs mais utilizado no Brasil é o que combina cinética de remoção de poluentes (geralmente cinética de 1º Ordem) e hidrodinâmica. As WCs com fluxo hidráulico horizontal, por exemplo, são majoritariamente dimensionadas segundo o modelo cinético de remoção de poluente de 1ª Ordem para reator de fluxo pistão – equação de Kickuth ou modelo K-C* (Kadlec, 2000; Sezerino *et al.*, 2015). Por outro lado, muitas

das células de tratamento de WCs podem apresentar hidrodinâmica com comportamento diferente de reator de fluxo de pistão, como por exemplo, as unidades com fluxo vertical. Também, as equações de remoção de poluentes em cinética de 1ª Ordem podem não representar a realidade (Kadlec, 2000; Saeed e Sun, 2011). Tais equívocos podem gerar WCs superdimensionadas ou com dimensões inferiores às necessárias.

Os modelos atuais que combinam hidrodinâmica e cinética de remoção de poluentes são os mais variados, desde equações matemáticas simples (com solução analítica) a complexos sistemas de equações com solução numérica (Brasil *et al.*, 2007; Giraldi *et al.*, 2010; Huang *et al.*, 2014). Modelos matemáticos complexos tendem a apresentar maior capacidade de descrição (melhor ajuste estatístico) dos mecanismos de tratamento, todavia apresentam complexas resoluções, tornando-as inacessíveis para alguns profissionais. Por outro lado, modelos simplificados podem não representar a realidade de forma adequada.

Para que sejam desenvolvidos métodos padrões para projeto de WCs, o que produziria maior difusão do uso da tecnologia, esses modelos deveriam apresentar no mínimo as seguintes características: alta representatividade na descrição do comportamento de poluentes; abrangência no número de parâmetros de poluição retratados pelo modelo (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo); relativa facilidade na resolução analítica.

Para que a representatividade dos processos de remoção de poluentes em WCs seja elevada, a influência de variáveis importantes como a evapotranspiração (EVT) e precipitação (PCT) não pode ser negligenciada.

São raros os modelos matemáticos utilizados para representação de WCs que consideram a EVT e PCT nos processos de tratamento de esgoto. Em geral, as equações de dimensionamento de WCs levam em conta apenas as concentrações de poluentes na entrada e saída da unidade de tratamento (desconsiderando as perdas ou ganhos de água durante os processos de tratamento). Entretanto, elevados índices de PCT e de EVT podem alterar a qualidade (modificando a concentração do poluente) e a hidrodinâmica (incluindo o tempo de detenção hidráulica – TDH) do esgoto na WC.

Conjectura-se que a inserção (mesmo que de forma indireta) dos parâmetros EVT e PCT nos modelos cinético-hidrodinâmicos possa elevar a representatividade dos processos de remoção de poluentes e contribuir para padronizar o dimensionamento de WCs.

2 - OBJETIVOS

2.1 - GERAL

Avaliar a influência da evapotranspiração e precipitação em modelos cinético-hidrodinâmicos utilizados no dimensionamento de *wetlands* construídas para tratamento de esgoto doméstico.

2.2 - ESPECÍFICOS

1. Caracterizar a hidrodinâmica dos sistemas de *wetlands* construídas;
2. Avaliar o uso de modelos cinéticos (1º Ordem, Grau de 2º Ordem, Monod, Monod Multi e Stover-Kincannon) e hidrodinâmicos (mistura completa e fluxo em pistão) na representação da remoção (e/ou transformação) de matéria orgânica e nitrogênio nas *wetlands* construídas;
3. Comparar os resultados dos ajustes dos modelos cinético-hidrodinâmicos com e sem influência da evapotranspiração e precipitação;
4. Avaliar o redimensionamento do sistema de *wetlands* construídas segundo o modelo cinético-hidrodinâmicos mais adequado.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - DEFINIÇÃO, ORIGEM E EVOLUÇÃO DAS WETLANDS CONSTRUÍDAS

3.1.1 - Definição de *wetlands* construídas

De acordo com a terminologia genérica utilizada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2013, p.10), *wetlands* são ambientes naturais caracterizados por “áreas em condições inundadas ou saturadas, de superfície ou subterrânea, com frequência e duração suficiente, que suportam e propiciam circunstâncias de prevalência de vegetação tipicamente adaptada à vida em condições de solo saturado”. Reed *et al.* (1995, p.173) possui definição similar: “*wetlands* naturais são ecossistemas nos quais o nível do lençol freático situa-se na superfície ou acima do nível do solo com duração suficiente para manter condições de solo saturado e crescimento de vegetação adaptada aos ambientes inundados”.

Conforme Kadlec e Knight (1996), as *wetlands* são na maioria das vezes ambientes de transição entre sistemas terrestres e aquáticos, podendo ser formadas também por depressões topográficas ou solos com baixa permeabilidade. Para esses autores, a definição de *wetlands* parte do princípio de que são áreas úmidas o suficiente para alterar as propriedades do solo em função das mudanças físicas, químicas e biológicas acarretadas pelos períodos de inundação, e que excluem a presença de plantas não adaptadas à solos inundados.

Uma das mais reconhecidas definições para *wetlands* naturais foi elaborada pela “Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional” ou Convenção Ramsar em 1971. *Wetlands* são “áreas de pântano, charco, turfa ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas de água marítima com menos de seis metros de profundidade na maré baixa.” (Ramsar, 1971, p.07).

Complementarmente à definição proposta pela Convenção Ramsar, o Conselho Nacional de Zonas Úmidas (CNZU), órgão vinculado ao Ministério de Meio Ambiente brasileiro, recomenda a adoção do critério para identificar a extensão de uma área úmida:

“... o limite da inundação rasa ou do encharcamento permanente ou periódico, ou no caso de áreas sujeitas aos pulsos de inundação, pelo limite da influência das inundações médias máximas, incluindo-se aí, se existentes, áreas permanentemente secas em seu interior, habitats vitais para a

manutenção da integridade funcional e da biodiversidade das mesmas. Os limites externos são indicados pelo solo hidromórfico e/ou pela presença permanente ou periódica de hidrófitas e/ou de espécies lenhosas adaptadas a solos periodicamente encharcados" (Junk *et al.*, 2013, p.08).

Como exemplos de *wetlands* naturais podem ser citados os pântanos, charcos, brejos, turfeiras, veredas, mangues, além dos demais ambientes úmidos que possuam as características anteriormente apresentadas. Cada ambiente natural alagado possui particularidades baseadas nas diferenças de solo, topografia, clima, hidrologia, química da água, vegetação e outros fatores. As *wetlands* naturais são encontradas desde as tundras até os trópicos, e em todos os continentes, com exceção da Antártida (USEPA, 2013). Segundo estudo de Lehner e Döll (2004), as *wetlands* naturais compreendiam no ano de 2004 entre 8,3 e 10,1 milhões de km² de superfície no globo terrestre.

As zonas úmidas naturais, como também podem ser denominadas as *wetlands* naturais, são consideradas as mais biologicamente diversificadas e produtivas de todos os ecossistemas da Terra e suas principais funções incluem a retenção e reciclagem de nutrientes (proporcionando habitats para a vida selvagem – mamíferos, aves, anfíbios, répteis, insetos e peixes), amortização de enchentes, zona de recarga de águas subterrâneas, bem como podem propiciar a degradação de poluentes presentes na água (Braddock e Hennessey, 2018).

Em muitos casos, o desenvolvimento de civilizações humanas ocorreu às margens de corpos hídricos ricos em nutrientes e em condições alagadas (de forma intermitente ou perene), servindo como fonte nutricional para o cultivo de alimentos. São exemplos de povos que fizeram isso os egípcios, mesopotâmicos, sumérios, babilônicos, entre diversos outros. Atualmente, muito da produtividade mundial de alimentos vem de regiões nas quais o cultivo se dá em áreas alagadas, como o caso de países do sudeste asiático (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Devido à elevada taxa de atividade biológica, as *wetlands* naturais podem transformar muitos dos poluentes presentes nas águas residuárias das atividades humanas em subprodutos menos nocivos ao meio ambiente ou em nutrientes essenciais para serem utilizados pelos seres vivos dentro do próprio ecossistema (Kadlec e Knight, 1996). Assim, *wetlands* naturais são ambientes que apresentam características de autodepuração, tendendo sempre ao

reestabelecimento do equilíbrio ecológico caso esse venha a ser modificado por fatores externos, como a introdução de material poluente (Kadlec e Wallace, 2009).

Devido a essas características autorresilientes que promovem, em grande parte, a degradação de poluentes externos presentes no meio, o ser humano passou a utilizar, desde séculos atrás, as *wetlands* naturais como destino final de alguns de seus poluentes, principalmente, aqueles contidos nas águas residuárias de atividades diversas (Ezeah *et al.*, 2015). Tantos foram seus usos para despejos de resíduos líquidos que as *wetlands* foram pejorativamente apelidadas de “*wastelands*” ou terras de resíduos (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Águas pluviais urbanas e agrícolas, esgoto doméstico e industrial, águas residuárias geradas na atividade mineradora, bem como outros tipos de águas poluídas foram e são ainda comumente encaminhadas às *wetlands* naturais como forma de tratamento e destinação final. Entretanto, nem todos poluentes (principalmente os recalcitrantes – fármacos, hormônios sintéticos, etc) presentes nas águas residuárias são degradados nesses sistemas. Tais poluentes podem ficar retidos ou acumulados, podendo gerar graves consequências ambientais ao ecossistema e à própria saúde humana. A elevada concentração de nutrientes e matéria orgânica presente nas águas residuárias lançadas nesses ambientes (sem adequado tratamento prévio) também pode alterar o ciclo natural do ecossistema local (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Nesse contexto, a preservação dos ambientes alagados naturais tornou-se assunto importante nas agendas ambientais dos países em desenvolvimento. No Brasil, o Decreto Federal nº 1.905 (Brasil, 1996) promulgou o acordo assinado pelo país na Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Convenção de Ramsar). Já as resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 e nº 430/2011 regulamentaram o enquadramento (classificação) de corpos hídricos e padrões de lançamento de efluentes em ambientes aquáticos, respectivamente, incluindo as *wetlands* naturais (Brasil, 2005; Brasil, 2011). Em países como os Estados Unidos, as *wetlands* naturais são consideradas “águas dos Estados Unidos”, e são concebidas aos mesmos níveis de proteção do que outras águas superficiais, incluindo os mínimos padrões de qualidade para lançamento de águas residuárias em sua extensão (USEPA, 2012). Tornou-se então, necessária a criação de ambientes de tratamento de águas residuárias controlados (artificiais), para que a disposição final de águas residuárias fosse realizada de maneira segura, sem comprometer o equilíbrio dos ambientes aquáticos naturais.

Conscientes de que os sistemas naturais de *wetlands* podem melhorar a qualidade da água e reduzir a carga de poluentes no ambiente, engenheiros e cientistas têm reproduzido em ambiente controlado as funções das zonas úmidas naturais, criando-se então o conceito de *wetlands* construídas (WCs). Esses são sistemas de engenharia concebidos e construídos para aproveitar os processos naturais que envolvem a vegetação de zonas úmidas, os solos, além da comunidade microbiana, para tratar águas residuárias de fontes diversas (Nikolić *et al.*, 2009).

As WCs possuem como vantagens, quando comparadas aos ambientes naturais, o melhor controle dos processos que ocorrem dentro do sistema (reduzindo a possibilidade de contaminação do meio externo), maior flexibilidade na seleção do local de implantação e dimensões do sistema, e melhor controle do fluxo hidrodinâmico e do tempo de detenção hidráulica (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Além da denominação *wetlands* construídas, existem diversos outros termos relacionados a esse sistema de tratamento utilizando vegetação. São alguns dos exemplos: fitodepuração edáfica (Salati, 1987), sistemas fitopedológicos (Salati, 1987), sistema hidrobotânico (Crites e Tchobanoglous, 1998), zona de raízes (Philippi *et al.*, 1999), leito de macrófitas (Roston e Mansor, 1999), fitolagunagem (Almeida, 2005), leito cultivado (Mazzola *et al.*, 2005), alagados construídos (Brasil *et al.*, 2007), banhados construídos (Bidone, 2007), jardins filtrantes (Leonel *et al.*, 2013), bacia de evapotranspiração, filtro rocha-junco, filtro rocha-planta-microrganismo, leito submerso vegetado, leito pantanoso, e outros. Entretanto, não há na literatura um padrão que diferencie tais nomenclaturas, sendo a denominação escolhida a critério do autor da pesquisa segundo as características do ambiente estudado. Por outro lado, os princípios e mecanismos de remoção e transformação de poluentes em águas residuárias são praticamente os mesmos em todas as variantes de sistemas (naturais ou construídos), mudando apenas a magnitude em cada um.

As WCs são compostas basicamente pela associação interativa de vegetação, meio suporte e comunidade microbiana em ambiente saturado de água. São exemplos de meios suportes para a vegetação o cascalho, solo, brita, areia, etc. Dentro desse ambiente, podem ocorrer processos de natureza física, química e microbiana que, em contato com as águas residuárias, promovem sua purificação (Kadlec e Wallace, 2009).

No que diz respeito ao aspecto hidrológico, as WCs geralmente possuem fluxo lento com profundidades rasas, proporcionando tempo de contato prolongado entre a água e o ambiente, promovendo interações entre as matérias orgânica e inorgânica, a microbiota que se desenvolve e o sistema radicular da vegetação (Brasil e Matos, 2008).

3.1.2 - Origem e evolução do uso de *wetlands* construídas

Wetlands naturais têm sido utilizadas como ambientes para descarga de águas residuárias há pelo menos 100 anos em algumas regiões do mundo. Já os sistemas construídos (WCs) possuem histórico de utilização pelo ser humano bem mais recente (Kadlec e Wallace, 2009).

Um dos primeiros experimentos objetivando avaliar as possibilidades do uso de *wetlands* construídas no tratamento de águas residuárias foi realizado por Käthe Seidel, no início da década de 1950 no Instituto Max Planck em Plön, Alemanha. Ela realizou o plantio de macrófitas (vegetação adaptada ao ambiente aquático) em valas escavadas no solo. Nesse ambiente foi realizada a disposição do esgoto sanitário a ser tratado. Seidel denominou inicialmente este sistema de “método hidrobotânico” de tratamento de águas residuárias (Seidel, 1955).

Após isso, durante as décadas de 1960 e 1970, Seidel, junto a seus colaboradores e parceiros, como Reinhoud Kickuth, da Universidade de Göttingen, realizou diversos outros experimentos com o uso de WCs no tratamento de várias tipologias de águas residuárias (Seidel, 1955, 1965, 1966 e 1976). Reinhoud Kickuth foi o responsável pela criação e expansão do denominado “método de zona de raízes” (Kickuth e Könemann, 1987). Käthe Seidel e Reinhoud Kickuth são considerados os pioneiros do uso de WCs para tratamento de águas residuárias.

No continente americano, as pesquisas com uso de WCs para o tratamento de águas residuárias iniciaram-se durante a década de 1970 com Robert Kadlec e colaboradores na Universidade de Michigan, Estados Unidos (Kadlec e Wallace, 2009).

A partir de 1985, a implementação dessa tecnologia no tratamento de águas residuárias de fontes diversas se estendeu pelo mundo, incluindo países da Ásia, Oceania, Américas, África e Europa (Kadlec e Wallace, 2009). O trabalho de Vymazal (2011) descreve com mais detalhes a evolução do uso de WCs pelo mundo.

No Brasil, as pesquisas utilizando WCs para a melhoria da qualidade da água iniciaram-se na década de 1980, intensificando-se após o ano 2000 (Tabela 3.1). Água para abastecimento humano (proveniente de corpos hídricos superficiais), esgoto sanitário urbano e efluentes industriais foram os primeiros tipos de águas usadas. Nesses estudos, os pesquisadores utilizaram a “depuração hídrica com solos” (terminologia adotada na época), constituída por uma camada filtrante de solo sobreposta a camadas de rochas, para tratar a água por meio da interação solo-planta-micro-organismos. Canais com macrófitas aquáticas flutuantes (Águapé - *Eichhornia crassipes*, por exemplo) também foram amplamente utilizados (Salati Júnior *et al.*, 1999). Posteriormente, outros estudos começaram a ser realizados no tratamento de vários tipos de águas residuárias, principalmente ao final da década de 1990.

Os dados da Tabela 3.1 destacam o crescimento da aplicação de WCs no tratamento de água e esgoto no Brasil a partir de 1998. Em sua grande maioria, nota-se que foram pesquisas realizadas por instituições de ensino superior (universidades) em nível de mestrado ou doutorado. Destaca-se também que esses estudos foram realizados em escala experimental, tratando esgoto doméstico, sanitário urbano (municipal), universitário ou industrial, em sua grande maioria, em escala piloto. Faz-se notar ainda que a maioria desses estudos foram realizados nas regiões sul, sudeste e centro-oeste, com destaque para as instituições: Universidade de Campinas (UNICAMP), Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Universidade Federal de Viçosa (UFV), Universidade Estadual Paulista (UNESP) e Universidade de São Paulo (USP). Recomenda-se a leitura de Sezerino *et al.* (2015) e Machado *et al.* (2017) para melhor orientação sobre o “estado da arte” do uso de WCs no tratamento de águas residuárias no Brasil.

No contexto global, há centenas de estudos. São exemplos: Alemanha, Áustria, França, Grécia, Holanda, Reino Unido, Sérvia (Haberl *et al.*, 1995; Akratos e Tsihrintzis, 2007; Nikolić *et al.*, 2009), Austrália e Nova Zelândia (Greenway, 1997; Vymazal e Kröpfelová, 2008), Estados Unidos e Canadá (USEPA, 2000), México (Zurita *et al.*, 2011), China, Índia, Japão, América Latina e África (Vymazal e Kröpfelová, 2008), dentre outros. De forma geral, é uma tecnologia bem difundida e presente em diferentes regiões do planeta.

Entre as décadas de 1950 e 1980, as pesquisas eram focadas principalmente na avaliação da efetividade do uso de WCs no tratamento de águas residuárias. A partir do início da década de 1990, os estudos passaram a ser mais aprofundados e com outros focos, tais como: avaliação dos parâmetros de dimensionamento, métodos de operação e manutenção,

otimização da eficiência de tratamento, estudo do comportamento do sistema ao longo do tempo, mecanismos atuantes na remoção de poluentes, micro-organismos influentes no sistema de tratamento, modelagem do comportamento de poluentes no sistema, entre outros (Saeed e Sun, 2012; Stefanakis e Tsihrintzis, 2012; Wu *et al.*, 2014).

Tabela 3.1 – Exemplos de estudos brasileiros no uso de *wetlands* construídas para tratamento de águas residuárias.

Estado	Fonte de água residuária	Escala	Fonte
São Paulo	Rio	Real	Salati e Rodrigues (1982)
São Paulo	Rio	Real	Manfrinato (1989)
São Paulo	Universidade	Piloto	Mansor (1998)
São Paulo e Paraná	Rio	Real	Salati Júnior <i>et al.</i> (1999)
Pernambuco	Industrial	Real	Salati Júnior <i>et al.</i> (1999)
Santa Catarina	Doméstico	Piloto	Philippi <i>et al.</i> (1999)
São Paulo	Universidade	Piloto	Valentim (1999)
Paraíba	Municipal	Piloto	Sousa <i>et al.</i> (2000)
Santa Catarina	Suinocultura	Piloto	Sezerino <i>et al.</i> (2003)
Paraíba	Municipal	Piloto	Sousa <i>et al.</i> (2004)
São Paulo	Universidade	Piloto	Mazzola <i>et al.</i> (2005)
Goiás	Municipal	Piloto	Almeida (2005)
Minas Gerais	Doméstico	Piloto	Brasil <i>et al.</i> (2007)
Distrito Federal	Doméstico	Piloto	Silva (2007)
Minas Gerais	Municipal	Piloto	Dornelas <i>et al.</i> (2009)
Goiás	Municipal	Piloto	Abrantes (2009)
Goiás	Doméstico	Piloto	Almeida <i>et al.</i> (2010)
Minas Gerais	Laticínios	Piloto	Matos <i>et al.</i> (2010)
Goiás	Lodo de esgoto	Piloto	Bufáical (2010)
Goiás	Indústria	Piloto	Mendonça (2010)
Minas Gerais	Doméstico	Piloto	Chagas <i>et al.</i> (2011)
São Paulo	Doméstico	Bancada	Paterniani <i>et al.</i> (2011)
Minas Gerais	Suinocultura	Piloto	Fia <i>et al.</i> (2011)
Santa Catarina	Doméstico	Piloto	Sezerino <i>et al.</i> (2012)
Goiás	Municipal	Piloto	Ucker (2012)
Goiás	Municipal	Piloto	Quege <i>et al.</i> (2013)
Minas Gerais	Industrial	Piloto	Rossmann <i>et al.</i> (2013)
Minas Gerais	Doméstico	Piloto	Lana <i>et al.</i> (2013)
Goiás	Municipal	Piloto	Colares e Sandri (2013)
Rio Grande do Sul	Laticínios	Piloto	Pelissari <i>et al.</i> (2014)
Mato Grosso do Sul	Doméstico	Piloto	Teodoro <i>et al.</i> (2014)
Minas Gerais	Represa	Bancada	Gomes <i>et al.</i> (2014)
Minas Gerais	Municipal	Piloto	Costa <i>et al.</i> (2015)
Santa Catarina	Doméstico	Real	Trein <i>et al.</i> (2015)
Minas Gerais	Municipal	Piloto	Von Sperling (2015)
São Paulo	Doméstico	Piloto	Queluz (2016)
São Paulo	Doméstico	Piloto	Coasaca (2016)
Goiás	Lodo séptico	Piloto	Silva Júnior <i>et al.</i> (2017)
Minas Gerais	Suinocultura	Piloto	Fia <i>et al.</i> (2017)
Minas Gerais	Suinocultura	Piloto	Ramos <i>et al.</i> (2017)

Como escala real, adotaram-se os estudos que utilizaram a totalidade da água residuária gerada para tratamento nas WCs. Consideraram-se em escala piloto as pesquisas que não trataram integralmente a água residuária (mas apenas parcela da vazão disponível) a partir de sua fonte de geração e apresentaram área superficial de leito de tratamento superior a 1 m². Tamanhos de WCs inferiores ou iguais a 1 m² de área foram considerados como estudos de bancada.

Ao longo desses anos, tanto em nível nacional como internacional, houve evolução quanto aos tipos e configurações das WCs. Simples filtros com a presença de macrófitas passaram a ser estudados junto a configurações mais sofisticadas, utilizando aeração mecanizada e recirculação do efluente, por exemplo. Além disso, não apenas matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos patogênicos foram alvos de pesquisas, mas também micropoluentes emergentes, como os fármacos, perturbadores endócrinos, pesticidas e outros (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Muitas das pesquisas atuais ainda são realizadas em escala piloto e laboratorial, embora existam diversas estações de tratamento de águas residuárias do tipo WCs em escala real operando pelo mundo. Estima-se que atualmente haja mais de 50.000 WCs na Europa e mais de 10.000 WCs na América do Norte, em escalas piloto e real (Kadlec e Wallace, 2009; Vymazal, 2011; Yan e Xu, 2014), além de inúmeras outras espalhadas pelo globo terrestre. A Tabela 3.2 apresenta informações sobre área ocupada e capacidade de algumas WCs estudadas no mundo.

Há grande variação de tamanho (área superficial) e capacidade de operação (vazão média de tratamento) nas WCs (Tabela 3.2). Área superficial e vazão de tratamento de 250.000 m² e 60.000 m³.d⁻¹, respectivamente, foram as maiores observadas no levantamento realizado. As variações de tamanho e vazão podem depender da fonte e do tipo de água residuária tratada, das configurações adotadas (tipo de WCs), dos parâmetros e critérios de projeto utilizados no dimensionamento, entre outros fatores (Kadlec e Wallace, 2009). Além das unidades de WCs apresentadas na Tabela 3.2, existem reportadas na literatura centenas de outras WCs com variadas capacidades e tamanhos de operação.

Tabela 3.2 – Exemplos de WCs, tamanhos e capacidade de operação no tratamento de água residuária de origens diversas.

Local	Água residuária	Área superficial (m ²)	Capacidade (m ³ .d ⁻¹)	Fonte
Sudão	Industrial	250.000,0	60.000,0	Vymazal e Kröpfelová (2008)
Hungria	Sanitário	100.000,0	8,0	Lakatos (1998)
Malásia	Drenagem	12.500,0	21.600,0	Shaharuddin <i>et al</i> (2014)
República Tcheca	Sanitário	4.495,0	176,0	Vymazal e Kröpfelová (2008)
Lituânia	Sanitário	3.780,0	180-400,0	Gasiunas e Strusevicius (2003)
EUA	Sanitário	3.400,0	1.250,0	Kadlec e Wallace (2009)
EUA	Doméstico	2.035,0	14,9,0	Watson (1990)
Taiwan	Drenagem	1.200,0	85,0	Kao <i>et al</i> (2001)
Índia	Sanitário	750,0	80,0	Sundaravadivel e Vigneswaran (2001)
Brasil	Doméstico	450,0	6,6	Philippi <i>et al</i> (1999)
Itália	Doméstico	340,0	17,0-33,0	Masi e Martinuzzi (2007)
Brasil	Doméstico	189,0	12,2	Trein <i>et al.</i> (2015)
Alemanha	Sanitário	150,0	12,0-18,0	Bruch <i>et al</i> (2011)
Brasil	Doméstico	96,0	8,9	Chagas <i>et al</i> (2011)
Grécia	Doméstico	24,5	1,2	Stefanakis e Tsihrintzis (2012)
Alemanha	Industrial	5,6 -13,2	0,1-2,1	Nivala <i>et al.</i> (2013)
México	Doméstico	3,2	0,1	Zurita <i>et al.</i> (2009)
China	Sintética	0,2	0,05	Fan <i>et al.</i> (2013)

As WCs são muitas vezes diferenciadas na literatura em escala, segundo seu tamanho e capacidade de operação: real, piloto ou mesocosmo (Sezerino *et al.*, 2015). Entretanto, nota-se que ainda não há padronização ou critérios técnicos quanto ao uso dessa escala pela comunidade científica. Surgem então questões como: a escala da WC pode influenciar nos mecanismos predominantes no tratamento do esgoto? Espera-se que em WCs com grandes áreas, os mecanismos de remoção e transformação de poluentes possam se comportar de forma diferente das de pequeno porte? Além disso, todas as WCs (desde centenas a poucos m² de área superficial) deveriam receber a mesma denominação, independente da escala e capacidade de operação? Tais questões ainda estão carentes de respostas tanto na literatura nacional como internacional.

3.2 - CLASSIFICAÇÃO DAS WETLANDS CONSTRUÍDAS

De acordo com Vymazal e Kröpfelová (2008), as WCs podem ser classificadas segundo os tipos de escoamento e de vegetação predominante, conforme apresentado na Figura 3.1.



Figura 3.1 – Classificação das WCs segundo o fluxo hidrodinâmico e tipo de vegetação.
 Fonte: Vymazal e Kröpfelová (2008).

3.2.1 – Tipo de escoamento

Conforme o comportamento do fluxo hídrico, as WCs podem ser classificadas em:

- *wetlands* construídas de escoamento superficial (WC-FS);
- *wetlands* construídas de escoamento subsuperficial (WC-FSS) horizontal ou vertical (ascendente, descendente ou com ciclos de inundação e esvaziamento);
- Sistemas híbridos de *wetlands* construídas (em que se utiliza uma combinação dos sistemas verticais e horizontais).

3.2.1.1 - *Wetlands* construídas de escoamento superficial

As WCs com fluxo hídrico superficial (WC-FS) são caracterizadas principalmente por serem ambientes em que a água está sempre em contato direto com a atmosfera (Figura 3.2). Elas possuem vegetação flutuante, submersa e/ou emergente, num ambiente em que predominam os processos de sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação de poluentes presentes na água (Kadlec e Wallace, 2009). Além disso, outros fenômenos de remoção de poluentes, como a absorção de nutrientes pelas plantas ou micro-organismos, podem estar atuantes (Wu *et al.*, 2015b). As WC-FS são ambientes de tratamento de esgoto similares aos sistemas de lagoas de estabilização, principalmente as facultativas, nos quais há a predominância de condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Por outro lado, há

predominância de plantas aquáticas no lugar de algas, muito embora possa haver a presença de ambas no ambiente de tratamento (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

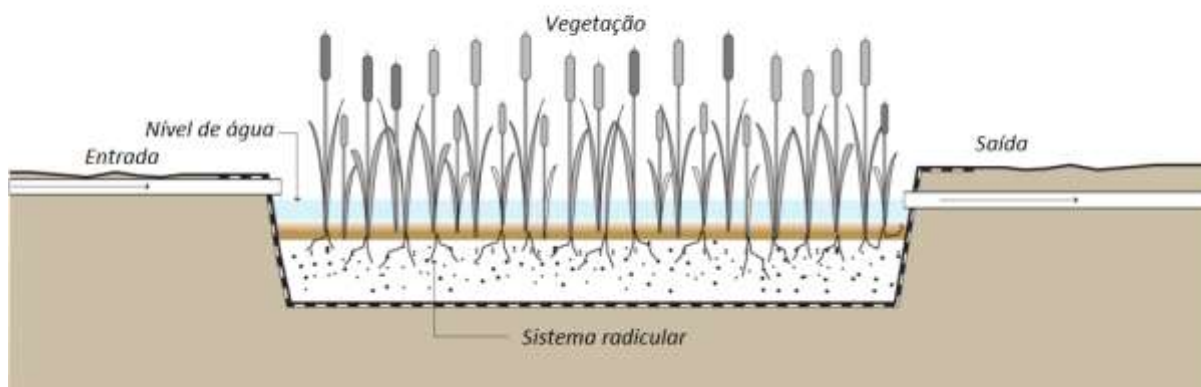


Figura 3.2 - Representação de uma *wetland* construída com fluxo superficial.
Fonte: Adaptado de Tilley *et al.* (2014)

Para Vymazal (2010), uma típica WC-FS, também conhecida como *wetland* construída de superfície livre (*Free Water Surface* – FWS, termo utilizado em inglês), possui plantas emergentes com sistema radicular de 20-30 cm de comprimento, fixadas no solo, tendo como profundidade da camada líquida 20-40 cm. A densidade das plantas emergentes cobre significativa fração da superfície da WC, maior do que 50% do leito de tratamento.

No contexto geral, esse tipo de WC é a que mais se assemelha às *wetlands* naturais, devido ao contato direto da lâmina d'água com a atmosfera e por propiciar maior atração de animais, aumentando a biodiversidade local. Além disso, os fenômenos e mecanismos envolvidos na remoção e transformação de poluentes nos ambientes naturais e construídos de fluxo superficial também são similares (Kadlec e Wallace, 2009).

As principais vantagens e desvantagens do uso de WC-FS no tratamento de águas residuárias são apresentadas na Tabela 3.3. Como aspecto positivo, destaca-se a eficiência intermediária na remoção de sólidos suspensos totais - SST (66,1%) e matéria orgânica (65,3%, como Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO e 44,9%, como Demanda Química de Oxigênio - DQO). Como limitante, ressalta-se a baixa eficiência na remoção de nitrogênio total - NT (43%) e fósforo total - PT (49,2%) (Zhang *et al.*, 2014).

Tabela 3.3 – Vantagens e desvantagens das WC-FS no tratamento de águas residuárias.

Vantagens	Desvantagens
1. Introdução considerável de oxigênio no meio líquido por difusão atmosférica e produção fotossintética pelas algas; 2. Eficiência intermediária na remoção de SST e matéria orgânica; 3. Estímulo aos processos de nitrificação e degradação aeróbia da matéria orgânica; 4. Não gera problemas de colmatação do leito de tratamento; 5. Requer menor área do que as WCs de escoamento subsuperficial.	1. Baixa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo; 2. Eleva a proliferação de mosquitos e outros vetores de doenças, principalmente em regiões tropicais; 3. Possui maior risco de contaminação de pessoas e animais pela água residuária em tratamento do que as WCs de escoamento subsuperficial.

Fonte: Vymazal (2010)

O aspecto mais importante do uso de WC-FS no tratamento de esgoto pode ser sua capacidade em introduzir oxigênio atmosférico no meio líquido por meio da difusão molecular. Por outro lado, o contato direto “atmosfera-esgoto” possibilita a atração de vetores de doenças, como mosquitos, além de aumentar os riscos de contaminação de pessoas e animais pelo esgoto em tratamento.

3.2.1.2 - *Wetlands* construídas de escoamento subsuperficial

As WCs com escoamento subsuperficial (WC-FSS) são unidades em que a lâmina de esgoto não possui contato direto com a atmosfera e, sim, abaixo da zona insaturada do meio suporte em que a vegetação está fixada. Dentro dessa classificação, a direção predominante do fluxo da água pode ser horizontal – WC-FSSH (Figura 3.3) ou vertical – WC-FSSV (Figura 3.4), sendo essa última em fluxo ascendente ou descendente (Vymazal, 2010). Nesses ambientes, ocorre apenas a predominância de vegetação emergente, uma vez que o nível de água está abaixo da superfície (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Em função do esgoto não estar exposto à atmosfera de maneira direta nesse tipo de WC, o risco associado à contaminação de seres humanos ou animais por organismos patogênicos presentes na água residuária em tratamento é minimizado. Além disso, a atração de vetores como mosquitos também é reduzida (Kadlec e Wallace, 2009).

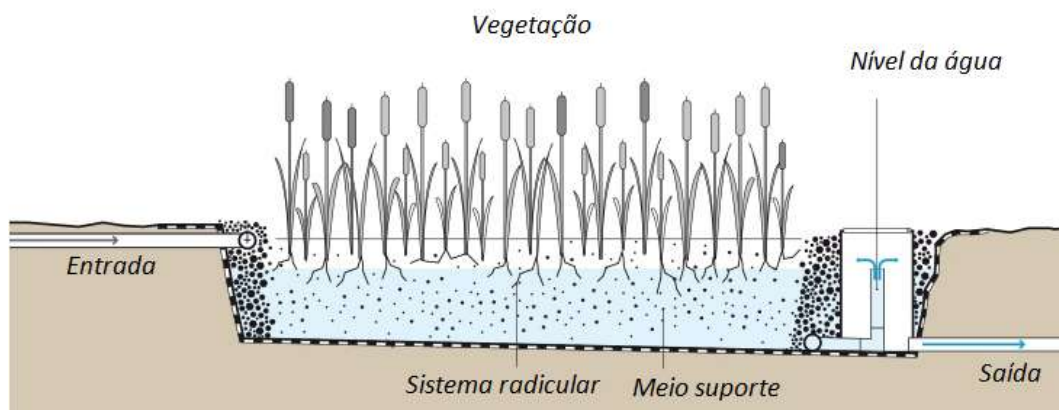


Figura 3.3 - Representação de *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal. Fonte: Adaptado de Tilley *et al.* (2014)

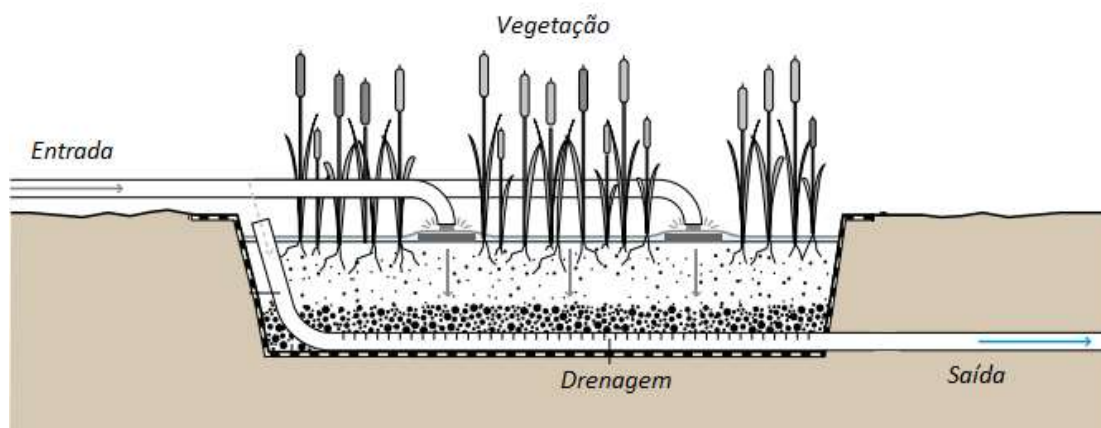


Figura 3.4 - Representação de uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical. Fonte: Adaptado de Tilley *et al.* (2014)

As WC-FSSV são mais comumente utilizadas segundo fluxo hidráulico com alimentação contínua ou em bateladas (também possível nas WC-FSSH), com meio suporte saturado permanente ou em ciclos de inundação e esvaziamento (Sezerino *et al.*, 2015).

Ciclos de inundação e esvaziamento propiciam variação no nível da água residuária no meio filtrante, geralmente submetido a períodos curtos de alimentação, seguidos por períodos elevados de descanso, permanecendo não saturado a maior parte do tempo, o que estimula a introdução de oxigênio dissolvido no ambiente, favorecendo a ocorrência da degradação aeróbia da matéria orgânica e nitrificação do esgoto. Por outro lado, o emprego de meio suporte saturado permanente, com alimentação contínua ou intermitente, é adequado para estímulo dos processos de desnitrificação do esgoto, principal via de remoção de nitrogênio (Nivala *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2015a).

Nos sistemas de fluxo horizontal, o esgoto flui vagarosamente pelo meio suporte no sentido horizontal, desde a entrada até a saída do sistema. Segundo Vymazal e Kröpfelová (2008), durante esse percurso, o efluente passa por zonas aeróbias (camada próxima à zona insaturada do meio suporte e áreas próximas às raízes das plantas, onde ocorre a liberação de oxigênio), uma grande zona anaeróbia (parte inferior do sistema onde há a presença de sulfatos e CO₂) e zona anóxica (parte intermediária entre as zonas aeróbias e anaeróbias, onde há presença de nitratos).

As WC-FSSH são satisfatórias para a remoção de sólidos suspensos, micro-organismos e matéria orgânica (Cooper, 1999), e possuem limitação no fornecimento de oxigênio, uma vez que as macrófitas podem não suprir a taxa de oxigênio requerida pela carga do esgoto. Assim, os sistemas de fluxo horizontal tendem ser capazes de nitrificar em altas taxas. Essas taxas de nitrificação são melhores nos sistemas de fluxo vertical, que possuem maior capacidade de transferência de oxigênio (Hussar, 2001). Por outro lado, as WC-FSSH são ambientes nos quais reações bioquímicas redutoras prevalecem, como a desnitrificação do nitrato, possibilitando a remoção de nitrogênio do esgoto (Saeed e Sun, 2012).

A Tabela 3.4 resume as vantagens e desvantagens no uso de WC-FSSV e WC-FSSH no tratamento de águas residuárias.

Tabela 3.4 – Vantagens e desvantagens das WC de fluxo vertical e horizontal.

Tipo	Vantagens	Desvantagens
Vertical	<ol style="list-style-type: none"> 1. Menor demanda de área; 2. Maior fornecimento de oxigênio; 3. Estímulo à nitrificação e remoção de matéria orgânica. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Curtas distâncias do fluxo; 2. Pobre desnitrificação e baixa remoção de nitrato; 3. Baixa remoção de fósforo.
Horizontal	<ol style="list-style-type: none"> 1. Longas distâncias de fluxo; 2. Eficiente remoção de SST e matéria orgânica; 3. Capacidade de desnitrificação; 4. Formação de ácidos húmicos para remoção de nitrogênio e fósforo. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Elevada demanda de área; 2. Problemas com colmatção do leito; 3. Baixa remoção de fósforo; 4. Baixa disponibilidade de oxigênio; 5. Dificuldade de fluxo uniforme.

Fonte: Saeed e Sun (2012)

As WC-FSSV apresentam alta remoção de sólidos suspensos SST (85,2%) e matéria orgânica (89,3% para DBO e 64,1% para DQO) e remoção intermediária para NT (50,5%) e PT (59,6%). As WC-FSSH possuem eficiências de tratamento similares: SST (79,9%), matéria orgânica (75,1%, como DBO e 66,0%, para DQO), NT (51,9%) e PT (65,9%)

(Zhang *et al.*, 2014). De modo geral, as WCs com escoamento subsuperficial apresentam eficiência superior quando comparadas com as com fluxo superficial.

3.2.1.3 – Sistemas híbridos de *wetlands* construídas

Combinando os tipos de escoamento apresentados anteriormente, têm-se as denominadas *wetlands* construídas híbridas (WC-H). Tais combinações são usualmente realizadas para se obter melhores desempenhos no tratamento do esgoto, como na remoção de nitrogênio, por exemplo (Vymazal, 2005).

Podem ser utilizadas combinações em que se varie tanto o fluxo hidrodinâmico (superficial ou subsuperficial, vertical ou horizontal) quanto o número de estágios de tratamento (uni ou multiestágios) (Kadlec e Wallace, 2009). Muitos dos sistemas híbridos utilizados atualmente são derivados dos originais desenvolvidos por Seidel (1965, 1976, 1978) no Instituto Max Planck, Alemanha. O design proposto por esta autora apresentou 2 estágios em série de WC-FSSV seguidos de 2 ou 3 estágios de WC-FSSH. A partir de então, o conceito de WC-H com uni ou multi estágios passou a ser utilizado em diversos países da Europa (Vymazal, 2005).

Um dos tipos de WC-H (Figura 3.5) para tratamento de águas residuárias é a combinação de uma unidade WC-FSSV descendente, seguida de uma WC-FSSH (Molle *et al.*, 2005).

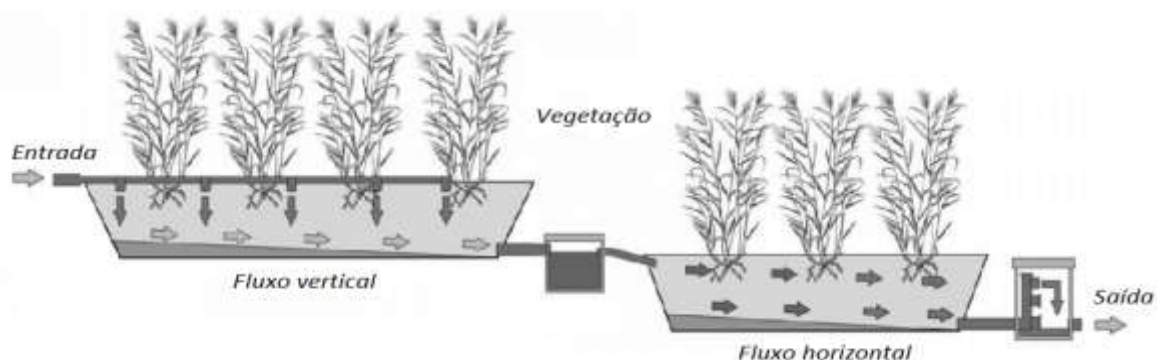


Figura 3.5 - Representação gráfica de uma *wetland* construída híbrida.

Fonte: Adaptado de Masi e Martinuzzi (2007)

O fluxo vertical do esgoto na célula WC-FSSV propicia maior introdução de oxigênio dissolvido no ambiente de tratamento, favorecendo as reações aeróbias no meio, incluindo a nitrificação da amônia (produzindo nitrato) e degradação heterotrófica da matéria orgânica.

Já o fluxo horizontal da WC-FSSH subsequente favorece predominância de ambiente anóxico/anaeróbico, estimulando então a desnitrificação do nitrato produzido na WC-FSSV (Vymazal, 2005). A combinação de diferentes ambientes de tratamento eleva a remoção de poluentes do esgoto. A remoção média de SST (93,8%), matéria orgânica (84,1% - DBO, 85,6% - DQO), NT (66,9%) e PT (54,7%) em WC-H é geralmente superior ao uso das WC-FSSV e WC-FSSH individualmente (Zhang *et al.*, 2014).

3.2.2 – Tipo de vegetação

Conforme Brix (2003) e Sezerino *et al.* (2015), as WCs podem ser classificadas segundo os tipos de espécies vegetais nelas predominantes:

- plantas com folhas flutuantes;
- plantas flutuantes;
- plantas submersas;
- plantas emergentes.

As funções da vegetação no tratamento de esgoto em WCs serão apresentadas no item 3.2.3.4 deste estudo. A seguir são descritas as classes de classificação de wcs segundo os tipos de espécies vegetais.

3.2.2.1 - Plantas aquáticas com folhas flutuantes

As plantas aquáticas com folhas flutuantes consistem na vegetação adaptada à vida em ambientes aquáticos (hidrófitas) rasos (0,5 – 3,0 m de profundidade) que ocorrem livremente na superfície da água, tendo suas raízes submersas fixas aos sedimentos de fundo e sistema foliar flutuante (Figura 3.6) exposto diretamente aos raios solares. Tal vegetação é típica e exclusiva de WC-FS (Kadlec e Wallace, 2009).

A Figura 3.6 ilustra exemplos de espécies de plantas aquáticas com folhas flutuantes fixas utilizadas em WCs para tratamento de esgoto: *nymphaea alba* (a), *Potamogeton gramineus* (b) e *Hydrocotyle vulgaris* (c).

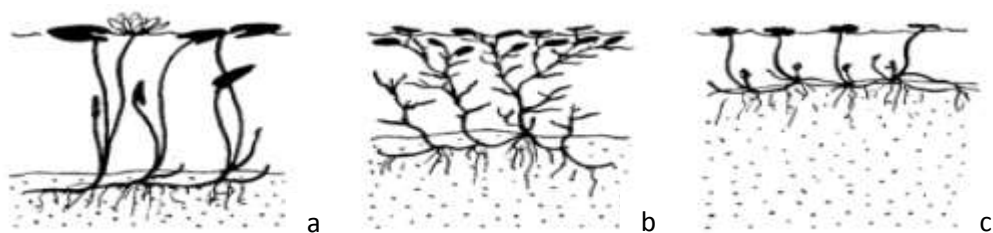


Figura 3.6 - Representação de plantas aquáticas flutuantes fixas.
Fonte: Kadlec e Wallace (2009)

3.2.2.2 - Plantas aquáticas flutuantes

As plantas aquáticas flutuantes são espécies hidrófitas, não fixas em sedimentos ou solo, e predominantes em águas de pouca turbulência, preferencialmente, ambientes lânticos. Elas exibem grande diversidade de formas e tamanhos, tanto das raízes, como do sistema foliar. Elas também são vegetação típica e exclusiva de WC-FS (Kadlec e Wallace, 2009).

Em WC-FS, há predominância das espécies *Eichhornia crassipes* (Figura 3.7a), *Pistia stratiotes* e *Lemna minor* (Figura 3.7b). *Salvinia natans*, *Lemna gibba*, *Lemna trisulca* e *Wolffia spp.* são também utilizadas (Vymazal e Kröpfelová, 2008; Machado *et al.*, 2017).

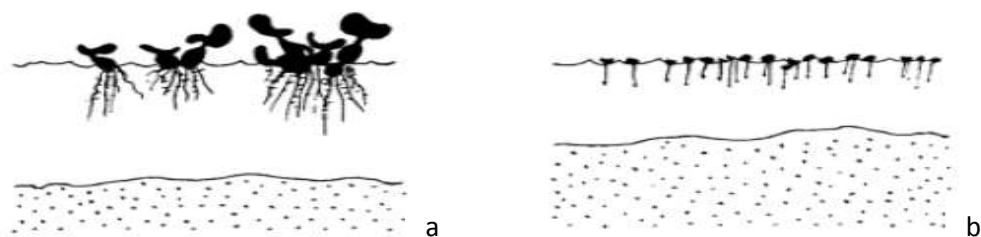


Figura 3.7 - Representação de plantas aquáticas flutuantes livres.
Fonte: Kadlec e Wallace (2009)

3.2.2.3 - Plantas aquáticas submersas

As plantas aquáticas submersas são aquelas que possuem adaptabilidade para sobreviver abaixo da superfície da água (em variadas profundidades, mas sempre dentro da zona fótica do ambiente aquático), sem contato direto com a atmosfera. São espécies vegetais que têm suas raízes fixadas nos sedimentos do fundo. Também são típicas e exclusivas de WC-FS (Nikolic *et al.*, 2009).

Por serem submersas em ambientes muitas das vezes com alta turbidez, a incidência de radiação solar nessas espécies é limitada, o que reduz consideravelmente sua produção fotossintética e crescimento (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Exemplos de plantas aquáticas submersas incluem (Vymazal e Kröpfelová, 2008): *Cacomba caroliniana*, *Ceratophyllum spp.*, *Eggeria densa*, *Elodea spp.*, *Hydrilla verticillata*, *Isoëtes spp.*, *Myriophyllum spp.*, *Najas spp.*, *Utricularia spp.*, *Potamogeton crispus* (Figura 3.8a) e *Littorella uniflora* (Figura 3.8b).

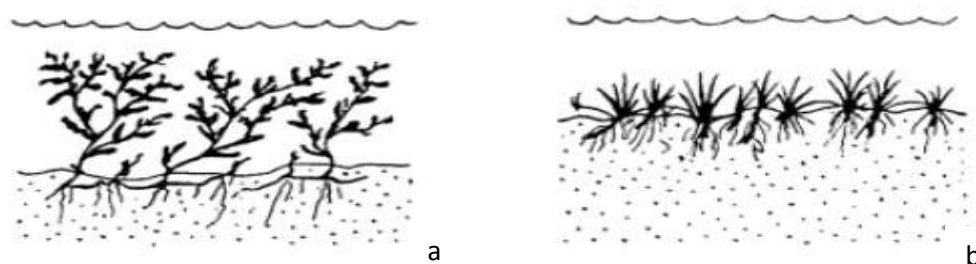


Figura 3.8 - Representação de plantas aquáticas submersas.
Fonte: Kadlec e Wallace (2009)

3.2.2.4 - Plantas aquáticas emergentes

As plantas aquáticas emergentes são o tipo mais comum de vegetação utilizada na implantação das WC-FSSV e WC-FSSH, mesmo podendo também serem utilizadas em WC-FS. Nas pesquisas realizadas no Brasil, elas são as espécies vegetais mais adotadas (Sezerino *et al.*, 2015; Machado *et al.*, 2017).

As plantas aquáticas emergentes são caracterizadas por terem suas raízes ancoradas no fundo do leito aquático, possuírem longos talos ou caules e suas folhas estarem acima da superfície da água (Vymazal, 2011). Tais características favorecem a captação de radiação solar, produção e transferência de oxigênio para o meio líquido, uma vez que através do sistema foliar, essas plantas fazem a fotossíntese e depois transportam o gás para seu sistema radicular. O excedente de O₂ que não foi utilizado pela respiração das raízes das plantas é difundido para o ambiente aquático, possibilitando o desenvolvimento de zona aeróbia nas proximidades das raízes das plantas (Brix, 1997).

São exemplos de plantas aquáticas emergentes (Vymazal e Kröpfelová, 2008): *Acorus calamus*, *Baumea articulata*, *Bolboschoenus*, *Eleocharis spp.*, *Glyceria maxima*, *Juncus spp.*, *Phalaris arundinacea*, *Panicum hemitomon*, *Pontederia cordata*, *Sagittaria spp.*,

Sparganium spp., *Scirpus lacustris* (Figura 3.9a), *Phragmites australis* (Figura 3.9b) e *Typha latifolia* (Figura 3.9c).

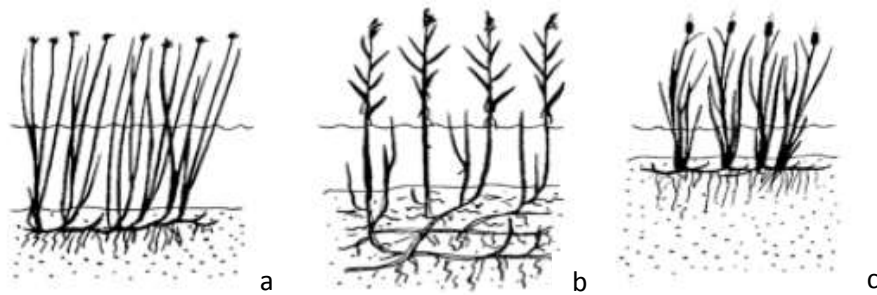


Figura 3.9 - Representação de plantas aquáticas emergentes.
Fonte: Kadlec e Wallace (2009)

3.2.3 - Estrutura das *wetlands* construídas

Além da vegetação, as WCs possuem outros componentes básicos (Figura 3.10): célula de tratamento, material impermeabilizante, meio suporte e sistema de alimentação (entrada) e sistema de drenagem e saída do esgoto.

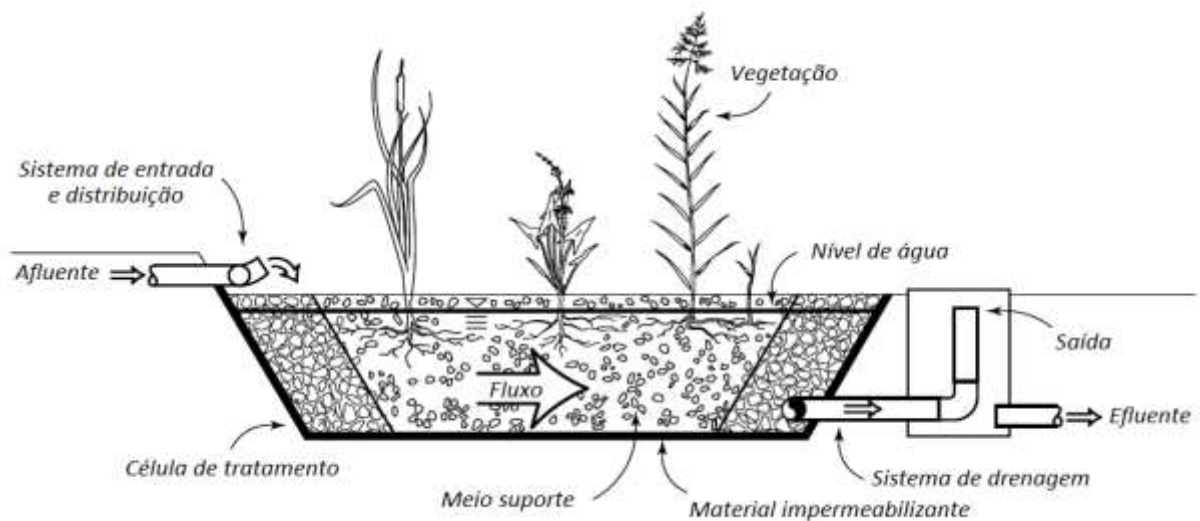


Figura 3.10 - Representação gráfica das estruturas físicas de uma *wetland* construída.
Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009)

3.2.3.1 - Célula de tratamento

A partir da estrutura de base (apoio) da célula de tratamento são implantados os demais componentes de uma WC. A base da célula é a delimitação da unidade de tratamento com o

ambiente exterior, podendo ser escavada no solo ou ser apoiada no terreno (Un-Habitat, 2008).

As WCs que são escavadas no solo necessitam de adequado controle de processos erosivos e de compactação para sua posterior impermeabilização. Geralmente são recobertas com argila compactada para que haja baixa condutividade hidráulica, reduzindo os riscos de contaminação do solo e águas subterrâneas próximas ao local de implantação da WC. Essa configuração tem como desvantagem principal o custo econômico relativo à escavação e compactação do solo. Por outro lado, pode ser vantajosa pois sua implantação no solo pode reduzir gastos com sistema de bombeamento do esgoto, por exemplo. Quando escavadas em solo, recomenda-se que as WCs não sejam profundas a nível de se atingir o lençol freático, reduzindo a possibilidade de sua contaminação (Un-Habitat, 2008).

Já as células de tratamento apoiadas sobre o terreno podem ser construídas a partir de material como fibra de vidro ou carbono, alvenaria, metal, plástico, entre outros. Nesse caso, têm-se como principais vantagens a maior flexibilidade de escolha do local de implantação da WC e reduzidos custos com escavação de solo. Em contrapartida, geralmente se necessita de implantação de sistema de bombeamento do esgoto para tratamento na célula.

A geometria das células de tratamento pode variar bastante: retangular, circular, quadrada, tronco de pirâmide invertida, entre outras. Também, existe variação na profundidade adotada. Tudo isso depende do tipo de WC, bem como dos parâmetros de projeto adotados. A escolha da geometria da célula depende do tipo de fluxo hidrodinâmico (pistão, mistura completa, disperso, etc) desejado para o sistema de tratamento, tentando-se evitar a formação de curto-circuitos ou zonas mortas, que alteram o tempo de detenção real das células (Kadlec e Wallace, 2009).

3.2.3.2 - Material impermeabilizante

Sob o ponto de vista ambiental, o material de impermeabilização é uma das mais importantes estruturas dentro de uma WC, pois é responsável por isolar o sistema de tratamento do ambiente externo, evitando sua contaminação. Possui a função de restringir o tratamento de determinado tipo de água residuária àquele ambiente de controle (Un-Habitat, 2008).

O material impermeabilizante pode tanto estar incorporado à base da célula de tratamento, quando se utilizam caixas de polietileno ou alvenaria como base da célula, por exemplo, ou também podem ser locados posteriormente à escavação. Nesse segundo caso, há a necessidade de utilização de material específico, como as mantas geossintéticas, por exemplo. A argila compactada também pode ser utilizada como material impermeabilizante, porém com riscos baixos de contaminação do solo local com a introdução do esgoto durante o tratamento.

Tanto a base da célula como o material impermeabilizante não possuem qualquer função de tratamento das águas residuárias, mas são apenas estruturas de base e isolamento do ambiente de tratamento com o ecossistema exterior, respectivamente.

3.2.3.3 - Meio suporte

O meio suporte é um material de fundamental importância ao funcionamento das WCs, principalmente nas de fluxo subsuperficial, pois possui tanto a função de fixar a vegetação submersa ou emergente, como também auxiliar no tratamento do esgoto (Un-Habitat, 2008). Sistemas que não possuem meio suporte para fixação das raízes das plantas geralmente têm a presença de vegetação flutuante, não podendo então, ser denominado de *wetlands*, mas apresentando-se na nomenclatura técnica como “sistemas de plantas aquáticas flutuantes” (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998). Por outro lado, nesta tese, adotou-se a classificação proposta por Vymazal e Kröpfelová (2008) e Kadlec e Wallace (2009), os quais enquadram os “sistemas de plantas aquáticas flutuantes” como WC-FS.

Divergências na definição à parte, como apresentado no item 3.2.1, é consenso na comunidade científica que o nível da água residuária junto ao meio suporte é que define o tipo de fluxo e enquadramento da WC em sistema de fluxo superficial ou subsuperficial. O nível da água estando abaixo da superfície do meio suporte, pode-se classificar a WC com de fluxo subsuperficial. Caso o meio suporte esteja totalmente submerso no líquido, a WC será de fluxo superficial (Kadlec e Wallace, 2009).

O meio suporte pode atuar no tratamento de águas residuárias por princípios físicos, como a filtração, e químicos como a adsorção. Além disso, o meio suporte possui fundamental importância por propiciar ambiente adequado para desenvolvimento de micro-organismos

(que aderem ao meio suporte) que promovem a degradação de poluentes no meio aquático (Akratos e Tsihrintzis, 2007). Sem a presença da vegetação, as WC-FSS apresentam comportamento similar ao de filtros biológicos com crescimento aderido de microorganismos (Reed *et al.*, 1995).

Para que o processo de adsorção de poluentes no meio suporte seja consideravelmente efetivo, a composição química deste meio deverá ser propícia: apresentar elevada capacidade de troca catiônica (CTC), o que pode ser obtido em meios suportes com consideráveis quantidades de minerais, como a argila, por exemplo (Vymazal e Kröpfelová, 2008). Maiores detalhes sobre o processo de adsorção de poluente nas WCs serão apresentados nos itens 3.4.2.9 e 3.4.3.2.

São diversos os tipos de meio suporte que podem ser usados em WCs. Da mesma forma, sua granulometria também é bastante variada. Faz-se importante destacar que a escolha do tipo de meio suporte e sua granulometria seja feita para reduzir os efeitos da colmatagem das WCs ao longo do tempo de operação do sistema de tratamento. Meios suportes com baixa granulometria e porosidade são mais facilmente obstruídos (colmatados) do que os que possuem granulometrias maiores. Geralmente existe a adoção de granulometria maior na região de entrada do esgoto nas WCs (principalmente nas WC-FSSH) do que ao longo do leito de tratamento, com a finalidade de remover parte dos sólidos responsáveis pela colmatagem do meio suporte na parte inicial da WC e reduzir a possibilidade de obstrução dos poros na região de granulometria menor.

São exemplos de material suporte utilizado: brita, areia, cascalho, solo natural, carvão, resíduos de mineração, entre diversos outros (Kadlec e Wallace, 2009). A Tabela 3.5 apresenta os principais meios suporte utilizados em WCs.

Destaca-se que, em nível nacional, o meio suporte mais utilizado é a brita, seguido da areia e da combinação de ambos (Machado *et al.*, 2017). Conforme levantamento realizado por Sezerino *et al.* (2015), cerca de 64% dos estudos brasileiros utilizam brita como meio suporte. A principal vantagem do uso de brita é sua maior porosidade (consequentemente condutividade hidráulica maior), em relação a outros meios como a areia e argila (que apresentam menor condutividade hidráulica). Além disso, o uso da brita reduz a possibilidade de colmatagem do leito de tratamento, estimula a difusão de oxigênio dissolvido da atmosfera para o ambiente de tratamento, promovendo a remoção de nitrogênio e matéria

orgânica das águas residuárias, e também apresentam menor custo de aquisição e facilidade de obtenção. Por outro lado, tanto a brita quanto a areia tem pequena capacidade de troca de cátions (CTC), o que reduz a capacidade do sistema de tratamento de remover fósforo (Kadlec e Wallace, 2009).

Tabela 3.5 – Exemplos de meios suportes utilizados em WCs no tratamento de águas residuárias.

Local	Meio suporte	Fonte
Brasil	Brita	Lana <i>et al.</i> (2013), Meira <i>et al.</i> (2013), Prata <i>et al.</i> (2013), Sarmiento <i>et al.</i> (2013), Gomes <i>et al.</i> (2014); Fia <i>et al.</i> (2015)
Brasil	Areia	Sousa <i>et al.</i> (2004), Sezerino <i>et al.</i> (2003, 2012), Meira <i>et al.</i> (2013), Pelissari <i>et al.</i> (2014)
Brasil	Areia e brita	Platzer <i>et al.</i> (2007), Trein <i>et al.</i> (2015), Silva Júnior (2017)
Brasil	Escória de mineração	Von Sperling <i>et al.</i> (2015), Barreto <i>et al.</i> (2015)
Brasil	Solo	Almeida (2005), Silva (2007)
Brasil	Pneu picado	Collaço e Roston (2006)
Europa	Brita	Herrera-Melián <i>et al.</i> (2012), Pedescoll <i>et al.</i> (2014), Sultana <i>et al.</i> (2016)
Europa	Areia e brita	Foladori <i>et al.</i> (2013), Paing <i>et al.</i> (2015)
Europa	Areia	Bruch <i>et al.</i> (2011)
Ásia	Escória de mineração	Dong <i>et al.</i> (2011)
Ásia	Areia	Zhao <i>et al.</i> (2010)
Ásia	Areia e brita	Zhang <i>et al.</i> (2012), Li <i>et al.</i> (2014), Wu <i>et al.</i> (2015)
Ásia	Brita	Ghosh e Gopal (2010), Fan <i>et al.</i> (2013)
Ásia	Solo	Zhou e Hosomi (2008)
América do Norte	Brita	Cortes-Esquivel <i>et al.</i> (2012)
América do Norte	Orgânico	Manyin (1997)
Oceania	Brita	Kadlec <i>et al.</i> (2005), Headley <i>et al.</i> (2012)

Meio suporte como argila e escória de mineração possuem alta CTC (o que significa alta capacidade de remoção de fósforo no esgoto), mas, por outro lado, possuem baixa porosidade e alto risco de colmatação de leito (Matos *et al.*, 2017), por isso, são pouco utilizadas.

Além da brita e areia (mais comumente utilizados), pode-se citar o uso de meios suportes como: escória de mineração, solo, conchas de moluscos, bambu, palha de café, carvão, turfa, isopor, pneu picado, casca de arroz e outros.

3.2.3.4 - Vegetação

A vegetação é o elemento que diferencia as WCs de outros sistemas de tratamento de esgoto, como os filtros biológicos e lagoas de estabilização, por exemplo. A vegetação normalmente utilizada nas WCs também é comumente denominada de “macrófita aquática”. Esse termo caracteriza plantas vasculares que possuem tecidos vegetais (xilema e floema) facilmente visíveis e em condições de adaptação à ambiente alagado. Grande variedade de macrófitas aquáticas ocorrem naturalmente em *wetlands* naturais e são passíveis de serem utilizadas nas WCs (Kadlec e Wallace, 2009; Vymazal, 2011). Mais de 150 espécies de macrófitas aquáticas possuem potencial para serem usadas no tratamento de esgoto. Entretanto, poucas espécies são realmente utilizadas na prática (Vymazal, 2013).

A presença da vegetação nas WCs é tão importante que Reed *et al.* (1995) sugeriram que, para o dimensionamento das WCs, a profundidade do leito de tratamento deve ser escolhida em conformidade com o comprimento vertical da raiz da macrófita utilizada, para se garantir maior contato possível do poluente do esgoto com o sistema radicular da vegetação.

No dimensionamento de uma WC, a escolha da macrófita deve ser baseada segundo os aspectos de sanidade, resistência e adaptabilidade da planta, eficiência de remoção dos poluentes, viabilidade de aquisição e cultivo em longo prazo, e função estética ao sistema de tratamento (Brix, 1997).

São propriedades das macrófitas aquáticas essenciais aos processos de tratamento de esgoto nas WCs (Brix, 1994; Kadlec e Wallace, 2009; Vymazal, 2011):

- Absorção de nutrientes: para seu crescimento e reprodução, as macrófitas aquáticas possuem determinada demanda por nutrientes. Esse requerimento nutricional é suprido nas WCs através da absorção de nitrogênio (principalmente nas formas de amônia e nitrato) e fósforo (ortofosfato) presentes no esgoto. A capacidade de absorção de nutrientes, que serão transformados em biomassa vegetal, pode variar entre espécies, estações climáticas, idade da planta e outros fatores.

- Fornecimento de oxigênio ao meio líquido: a principal característica anatômica das plantas aquáticas é a presença de aerênquimas, ou seja, tecidos (folhas, caule, raízes e rizomas) com espaços preenchidos com ar, o que faz com que essas plantas sejam capazes de sobreviver em ambientes anaeróbios e anóxicos. Esses tecidos servem como condutores do oxigênio

molecular atmosférico para a respiração das raízes da vegetação. Nem todo O₂ é utilizado pelas raízes da vegetação, sendo o excedente perdido para a rizosfera e difundido para o ambiente líquido no entorno das raízes, criando microzonas aeróbias.

- Estímulo ao crescimento de organismos vivos: através da liberação de fontes de carbono pelos exudatos e criação de microzonas aeróbias, a rizosfera das macrófitas é importante meio suporte para adesão e crescimento de micro-organismos que promovem a degradação de poluentes no esgoto.

- Fornecimento de carbono biodegradável: a degradação das folhas e raízes da vegetação (senescência) das WCs é importante fonte de carbono biodegradável para estímulo do processo de desnitrificação do nitrogênio. Por outro lado, a carga de matéria orgânica no esgoto em tratamento também aumenta.

- Liberação de substâncias que podem degradar compostos poluentes: o sistema radicular das plantas pode liberar outras substâncias além do oxigênio. Compostos orgânicos, como metabólitos anaeróbios, ácidos orgânicos, fitometalofores, peptídeos, alcaloides, fenóis e esteroides, podem auxiliar na degradação de poluentes no esgoto.

- Proteção climática: as folhas da vegetação são fundamentais para proteção das WCs contra a radiação solar direta, influência do vento e das variações brutas de temperatura, criando um microclima com maior estabilidade.

A Tabela 3.6 destaca exemplos de macrófitas que foram utilizadas em pesquisas com tratamento de águas residuárias em WCs.

Sezerino *et al.* (2015) verificaram que o gênero *Typha spp* foi o mais utilizado nas pesquisas brasileiras, em 60% dos trabalhos avaliados. Machado *et al.* (2017) e Zinato e Guimarães (2017) também avaliaram que esse gênero constituiu o mais adotado nas pesquisas avaliadas, com 36% e 21%, respectivamente.

Os principais motivos da escolha do gênero *Typha spp* são: facilidade de obtenção (por apresentarem alta distribuição geográfica em climas tropicais), simplicidade no plantio e manutenção, rápido crescimento e adaptação ao ambiente de tratamento (incluindo resistência à presença de compostos tóxicos para outras plantas), além de alta produção de biomassa e remoção de poluentes (Mazzola *et al.*, 2005; Fia *et al.*, 2011; Fia *et al.*, 2017).

Tabela 3.6 – Exemplos de espécies vegetais utilizadas em WCs no tratamento de águas residuárias.

Local	Planta	Tipo de WC	Fonte
Brasil	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	FSSH	Matos <i>et al.</i> , 2010
Brasil	<i>Alpinia purpurata</i>	FSSV	Paulo <i>et al.</i> , 2013
Brasil	<i>Brachiaria decumbens</i>	FSSV	Mant <i>et al.</i> , 2006
Brasil	<i>Cyperus papyrus</i>	FSSH	Sezerino <i>et al.</i> , 2012
Brasil	<i>Eichhornia crassipes</i>	FS	Borges <i>et al.</i> , 2009
Brasil	<i>Typha domingensis</i>	FSSH	Pelissari <i>et al.</i> , 2014
Brasil	<i>Oryza sativa</i>	FSSH	Meira <i>et al.</i> , 2013
Turquia	<i>Iris australis</i>	H	Tunçsiper <i>et al.</i> (2009)
Itália	<i>Typha latifolia</i>	FSSH	Ranieri <i>et al.</i> (2011)
Espanha	<i>Typha latifolia</i>	FSSH	Ciria <i>et al.</i> (2005)
EUA	<i>Scirpus validus</i>	FSSH	Fraser <i>et al.</i> (2004)
Sri Lanka	<i>Typha angustifolia</i>	FS	Jinadasa <i>et al.</i> (2006)
Bangladesh	<i>Phragmites australis</i>	FSSH	Saeed <i>et al.</i> (2012)
China	<i>Phragmites australis</i>	FS	Ji <i>et al.</i> (2007)
Sri Lanka	<i>Scirpus grossus</i>	FSSH	Tanaka <i>et al.</i> (2013)
Costa Rica	<i>Coix lacryma-jobi</i>	FSSH	Dallas e Ho (2005)
China	<i>Typha orientalis</i>	FSSV	Chang <i>et al.</i> (2012)
México	<i>Strelitzia reginae</i>	FSSV	Zurita <i>et al.</i> (2011)
Canadá	<i>Phragmites australis</i>	FSSH	Maltais-Landry <i>et al.</i> (2009)
Quênia	<i>Cyperus papyrus</i>	FSSH	Mburu <i>et al.</i> (2013)
Uganda	<i>Cyperus papyrus</i>	FSSV	Kyambadde <i>et al.</i> (2004)
México	<i>Typha latifolia</i>	H	Rivas <i>et al.</i> (2011)
Grécia	<i>Typha latifolia</i>	FSSH	Akratos & Tsihrintzis (2007)

Espécies do gênero *Cyperus spp.* são bem indicadas pela sua adaptabilidade a ambientes aquáticos e principalmente pela sua aparência estética (Travaini-Lima e Sipaúba-Tavares, 2012; Sezerino *et al.*, 2012). No estudo de Sezerino *et al.* (2015), o gênero *Cyperus spp.* compôs apenas 7% dos trabalhos avaliados, correspondendo apenas à quarta posição, atrás dos gêneros *Typha spp.* (60%), *Eleocharis spp.* (14%) e *Zizaniopsis spp.* (12%). Já Zinato e Guimarães (2017) contabilizaram apenas 8% de espécies desse gênero em sua pesquisa.

A espécie flutuante *Eichhornia crassipes* é escolhida principalmente porque apresenta rápido crescimento, alta produção de biomassa e alta capacidade na remoção de poluentes (Henry-Silva e Camargo, 2008; Travaini-Lima e Sipaúba-Tavares, 2012).

Espécies ou gêneros diferentes podem ser encontrados na literatura que, além de auxiliarem no tratamento do esgoto, possuem outras funções, tais como alimentação animal (*Alternanthera philoxeroides*, *Brachiaria spp.*, *Cynodon spp.*, *Urochloa mutica* e outras), consumo humano (*Zea mays* - milho, *Oryza sativa* - arroz e *Colocassia esculenta* - inhame), fabricação de produtos de beleza (*Chrysopogon zizanioides*), paisagismo (*Cyperus spp.*,

Hedychium coronarium, *Zingiber spectabile*, *Hemerocallis flava* e outros), uso medicinal (*Polygonum punctatum*, *Mentha aquática* e outros), aquarismo (*Elodea densa*, *Cabomba caroliniana*, *Vallisneria spirallis*) e outros fins.

3.2.3.5 - Sistema de alimentação (entrada) e saída

O sistema de aplicação e saída do esgoto nas WCs pode apresentar diversas formas e configurações. Entretanto, de forma geral, são elementos correspondentes às funções de introdução, distribuição, condução e remoção do esgoto tratado em uma WC. Esse sistema não possui qualquer função de tratamento do esgoto, mas seu adequado projeto e implantação em uma WC é fundamental para que a remoção de poluentes se torne efetiva. Isso se dá principalmente em virtude de que tal sistema influencia na hidrodinâmica do leito de tratamento. Para que a eficiência de remoção de poluentes seja otimizada, há a necessidade de adequada distribuição e fluxo do esgoto dentro da WC, seguindo o comportamento hidrodinâmico projetado (Borges *et al.*, 2009).

O modo de alimentação (entrada) do esgoto na WC também consiste em importante componente a ser levado em consideração no projeto da unidade de tratamento. O esgoto pode ser aplicado na WC segundo fluxo de batelada (intermitente) ou contínuo, o que influencia na hidrodinâmica, nas condições de oxirredução, transferência e difusão de oxigênio pelo leito de tratamento, conseqüentemente, modificando a eficiência de tratamento (Zhang *et al.*, 2014).

Junto ao modo de alimentação (batelada ou contínuo), o projeto da estrutura de saída (posicionamento da tubulação de saída do esgoto tratado) também influencia na hidrodinâmica da WC, podendo apresentar meio suporte parcial (Figura 3.11a) ou totalmente saturado, ou ainda, ciclos de inundação (saturação) e esvaziamento (meio insaturado, Figura 3.11b). Também, dependendo do posicionamento das tubulações de alimentação e saída do esgoto, as WCs verticais podem apresentar fluxo ascendente ou descendente (Sezerino *et al.*, 2015).

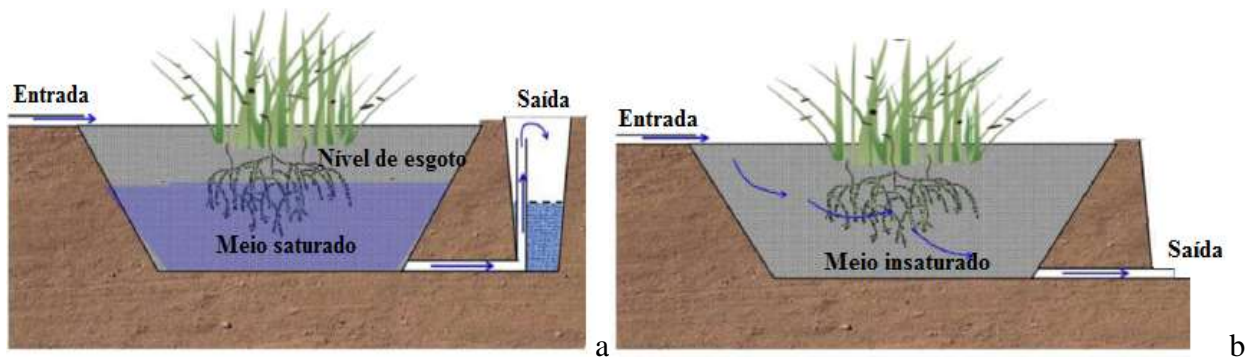


Figura 3.11 – WCs-FSSV com meio suporte saturado (a) e insaturado (b).
 Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009)

3.2.3.6 - Estruturas para tratamento avançado

Elementos estruturais para elevar a eficiência de remoção de poluentes do esgoto podem ser introduzidos nas WCs. Alterações em suas características convencionais podem ocorrer dependendo do nível de tratamento desejado. Destacam-se: aeração artificial e recirculação do esgoto tratado (Foladori *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2015a).

A aeração artificial tem sido utilizada para elevar a eficiência de remoção de nitrogênio e matéria orgânica presente no esgoto nas WCs. Como a introdução de oxigênio molecular de forma natural nas WCs convencionais é bastante limitada, esses ambientes são pobres em O_2 , fazendo que mecanismos como a nitrificação e degradação heterotrófica da matéria orgânica estejam pouco presentes. Assim, o suprimento artificial de O_2 para o esgoto (principalmente pela aplicação de ar pressurizado) contido nas WCs eleva os níveis de degradação heterotrófica da matéria orgânica e de nitrificação da amônia, que, se combinada com ambientes anóxicos, promove a desnitrificação e remoção de nitrogênio do esgoto de forma elevada (Fan *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2015a).

A recirculação do esgoto tratado tem sido bastante adotada, principalmente em WC-H. A concepção dessa alternativa é que parte ou total do esgoto tratado volte para o sistema de tratamento, fornecendo carbono para o ambiente, e elevando os níveis de desnitrificação, por exemplo. Além disso, a recirculação do esgoto tratado favorece a elevação do tempo de contato entre o poluente, zona de raízes e micro-organismos, aumentando a eficiência de remoção de poluentes (Lavrova e Koumanova, 2010; Foladori *et al.* 2013).

Tanto a aeração artificial como a recirculação do esgoto tratado nas WCs possuem como principal desvantagem o uso de equipamentos eletromecânicos e energia elétrica, o que eleva os custos de implantação e operação do sistema de tratamento.

Outras estruturas ou técnicas de construção/operação que visem aumentar a eficiência de tratamento podem ser adotadas, tais como (Wu *et al.*, 2015):

- Aumento da temperatura do esgoto dentro da WC através da retenção da radiação solar (uso de estufa, por exemplo);
- Direcionamento planejado do fluxo hidrodinâmico do esgoto pelo meio suporte, criando ambientes de agitação (cascata, por exemplo), de forma a introduzir O₂ na WC;
- Introdução de fontes externas de carbono biodegradável para estimular a desnitrificação;
- Adição (inoculação) de micro-organismos pré-adaptados à degradação de poluentes;
- Realização da poda periódica das plantas;
- Construção de células de tratamento com fluxo circular e em chicanas;
- Utilização de técnicas eletroquímicas para transformar os poluentes em formas mais facilmente biodegradáveis;
- Utilização conjunta de vermicompostagem dentro das WCs.

3.3 - TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM WETLANS CONSTRUÍDAS

A utilização de WCs no tratamento de esgoto doméstico tem sido bastante abordada ao redor do mundo nas últimas décadas. Na Tabela 3.7 estão resumidas algumas pesquisas e seus resultados quanto à eficiência de remoção de poluentes presentes no esgoto doméstico em diversos países no mundo.

A partir da análise da Tabela 3.7 verifica-se o uso da tecnologia para tratamento de esgoto doméstico em todos os continentes do planeta, exceto a Antártida, desde países desenvolvidos àqueles em desenvolvimento. Destaca-se que os principais tipos de fluxos adotados nas WCs avaliadas foram FSSH, FSSV e sistemas híbridos, enquanto que as WC-FS foram pouco utilizadas.

Tabela 3.7 - Pesquisas que utilizaram WCs no tratamento de esgoto doméstico.

Local	Eficiência média de remoção (%)*					Espécie vegetal	Tipo de WC	Referência
	DBO	DQO	SST	NT	PT			
Sri Lanka	68,2	-	71,9	-	19,0	<i>Scirpus grossus / Typha angustifolia</i>	FS	Jinadasa <i>et al.</i> (2006)
El Salvador	80,8	65,2	-	58,6	66,5	<i>Typha angustifolia</i>	FS	Katsenovich <i>et al.</i> (2009)
Egito	70,3	65,9	82,2	36,0	32,4	<i>Phragmites australis</i>	FSSH	Abdel-Shafy <i>et al.</i> (2009)
Quênia	60,7	42,7	75,3	-	42,9	<i>Cyperus papyrus</i>	FSSH	Mburu <i>et al.</i> (2013)
México	77,9	76,3	81,6	52,8	40,2	<i>Strelitzia reginae / Anthurium andreanum</i>	FSSH	Zurita <i>et al.</i> (2011)
Sri Lanka	65,7	40,8	65,8	-	61,2	<i>Scirpus grossus / Hydrilla verticillata</i>	FSSH	Tanaka <i>et al.</i> (2013)
Vietnã	81,0	57,0	95,0	62,0	85,0	<i>Phragmites vallatoria</i>	FSSH	Trang <i>et al.</i> (2010)
República Tcheca	97,0	97,0	99,0	35,0	38,0	<i>Iris pseudacorus / Iris sibirica</i>	FSSH	Vymazal (2005)
Índia	88,2	-	72,1	66,8	74,2	<i>Typha latifolia / Polygonum hydropiper</i>	FSSH	Upadhyay <i>et al.</i> (2017)
Austrália	69,0	-	97,0	-	26,0	<i>Arundo donax / Phragmites australis</i>	FSSH	Idris <i>et al.</i> (2012)
Grécia	89,0	-	-	65,0	-	<i>Phragmites Australis / Typha latifolia</i>	FSSH	Akratos e Tsihrintzis (2007)
Cuba	85,0	90,0	98,0	83,0	76,0	<i>Cyperus alternifolius</i>	FSSV	Pérez <i>et al.</i> (2014)
China	96,0	-	97,0	-	88,0	<i>Salix babylonica</i>	FSSV	Wu <i>et al.</i> (2011)
Paquistão	77,0	90,0	97,0	-	-	<i>Paspalidium flavidum</i>	FSSV	Seah <i>et al.</i> (2013)
Brasil	93,5	86,8	-	-	90,5	<i>Vetiveria zizanioides</i>	FSSV	Ucker (2012)
México	83,3	83,0	69,8	50,5	50,6	<i>Zantedeschia aethiopic / Strelitzia reginae</i>	FSSV	Zurita <i>et al.</i> (2009)
China	-	95,6	-	85,8	-	<i>Phragmites australis</i>	FSSV	Fan <i>et al.</i> (2016)
Índia	88,0	90,0	-	50,0	58,0	<i>Typha angustata / Canna indica</i>	FSSV	Yadav <i>et al.</i> (2018)
México	-	85,8	86,0	72,6	-	<i>Phragmites communis</i>	H	Belmont <i>et al.</i> (2004)
Nepal	89,1	89,1	97,5	-	30,0	<i>Phragmites karka / Canna latifolia</i>	H	Singh <i>et al.</i> (2009)
Tailândia	91,6	-	90,0	38,9	46,4	<i>Canna, Heliconia / Cyperus papyrus</i>	H	Brix <i>et al.</i> (2011)
Itália	95,0	94,0	84,0	60,0	94,0	<i>Phragmites australis</i>	H	Masi e Martinuzzi (2007)
Espanha	86,0	80,0	96,0	-	-	<i>Phragmites australis / Scirpus sp</i>	H	Melián <i>et al.</i> (2010)
Brasil	80,0	60,0	70,0	-	-	<i>Brachiaria arrecta / Typha angustifolia</i>	H	Calijuri <i>et al.</i> (2009)
Média	82,1	76,4	85,5	59,0	56,2	-	-	-

*Eficiência de remoção de poluentes obtida apenas pelas células de tratamento das WCs.

Característica de sistemas biológicos de tratamento de esgoto, os valores médios de remoção de poluentes indicam que as WCs possuem alta eficiência para remoção de matéria orgânica (DBO – 82,1% e DQO – 76,4%) e SST (85,5%) e intermediárias para NT (59,0%) e PT (56,2%). Tais valores percentuais de remoção de poluentes consideraram apenas o desempenho das células de WCs. A associação das WCs com unidades preliminares ou posteriores de tratamento podem mostrar-se como adequada alternativa para aumento da eficiência de remoção de poluentes do esgoto.

As WCs utilizadas nos trabalhos analisados foram aplicadas principalmente em nível de tratamento terciário (51,4%), após unidades de tratamento secundário, incluindo processos anaeróbios, como Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB), Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), filtro anaeróbio e lagoa anaeróbia, e processos aeróbios (lodos ativados, filtro aeróbio, fotobiorreatores, contator biológico rotativo, lagoas aeradas e facultativas).

Aproximadamente 21% dos estudos utilizaram WCs como unidades de tratamento no nível secundário, com a remoção de sólidos grosseiros, sedimentáveis e material flutuante nas unidades anteriores. As WCs foram implantadas após unidades como tanques sépticos, decantador primário, flutuador e sistema de coagulação/floculação.

Apenas 5,5% das pesquisas implementaram as WCs como unidades de tratamento no nível primário, com tratamento apenas preliminar (grade e/ou caixa de areia) anteriormente.

Já em 21% dos estudos analisados não foi adotado nenhum tipo de pré-tratamento, aplicando-se o esgoto doméstico *in natura* diretamente nas células de tratamento. A não adoção de unidades preliminares às WC-FSSV no tratamento do esgoto é conhecido como “Sistema Francês”. Segundo estudo de Molle *et al.* (2015), quando bem dimensionado, o sistema Francês de tratamento de esgoto (que apresenta mais de um único estágio – célula) pode obter desempenho superior a 90% na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nitrogênio. A grande vantagem dessa configuração de sistema de tratamento é que não é necessário construir nenhuma unidade precedente. O primeiro estágio do “Sistema Francês” já funciona como tratamento preliminar/primário (Yadav *et al.*, 2018).

Dependendo do nível de tratamento (preliminar, primário, secundário ou terciário) adotado para a WC, a eficiência na remoção de determinado poluente pode variar. Isso é devido à natureza (maior ou menor biodegradabilidade) do poluente que adentra na WC. O “Sistema

Francês”, por exemplo, trata esgoto bruto com matéria orgânica de alta biodegradabilidade, implicando em elevada eficiência de remoção. Por outro lado, unidades de WCs em nível de tratamento terciário (pós reatores UASB e lagoas de estabilização, por exemplo) possuem eficiência de tratamento reduzidas, pois a matéria orgânica facilmente biodegradável está em menor quantidade (Von Sperling, 2014).

A eficiência das WCs na remoção de nitrogênio, embora seja de forma geral limitada, pode apresentar variações em função da configuração da célula de tratamento. Unidades de fluxo vertical, com ciclos de inundação e esvaziamento, favorecem a introdução de oxigênio no meio líquido, estimulando a nitrificação da amônia. Já unidades de fluxo horizontal são ambientes adequados para desnitrificação do nitrato. A combinação de WCs de fluxo vertical e horizontal pode elevar a remoção de nitrogênio do esgoto (Saeed e Sun, 2012). Também, a associação de WCs com outros processos preliminares de tratamento de esgoto, como lodos ativados, lagoas de aeração ou facultativas, pode elevar a remoção de nitrogênio pelas WCs.

3.4 - MECANISMOS DE REMOÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DE POLUENTES EM WETLANDS CONSTRUÍDAS

Fenômenos de remoção e transformação de poluentes são apresentados na literatura no intuito de explicar o comportamento das WCs no tratamento de esgoto. São fenômenos que incluem processos físicos, químicos e biológicos. Neste item, é apresentada a descrição dos principais mecanismos atuantes na transformação e remoção de poluentes (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo) presentes no esgoto durante tratamento nas WCs.

Dentro das WCs, macro e micro gradientes de potencial de oxirredução suportam o desenvolvimento de alta diversidade de micro-organismos capazes de atuar no tratamento de esgoto. Particularmente, a rizosfera é de fundamental importância no processo de remoção de poluentes devido à disponibilidade de oxigênio e matéria orgânica das plantas para o ambiente em torno às raízes. Na rizosfera, várias transformações microbiológicas ocorrem simultaneamente em pequena escala, tais como a mineralização do carbono orgânico, nitrificação e desnitrificação (Wu *et al.*, 2013).

3.4.1 – Matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica dos esgotos ocorre por meio de dois processos de desassimilação: oxidação e fermentação. Na desassimilação oxidativa, também conhecida como respiração, a matéria orgânica é oxidada por um acceptor de elétrons presente no meio líquido (oxigênio, nitrato ou sulfato). Na fermentação, não há receptor de elétrons externo, e o processo ocorre devido ao rearranjo dos elétrons na molécula fermentada (Von Sperling, 2014).

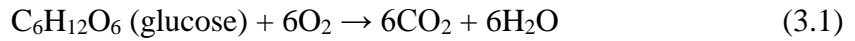
3.4.1.1 – Oxidação

Quando vários aceptores de elétrons (agentes oxidantes) estão disponíveis no meio, o sistema utiliza aquele que produz maior quantidade de energia. Por isso, o oxigênio dissolvido é utilizado primeiramente em um ambiente aeróbio. Caso haja nitratos disponíveis no meio líquido e ausência de oxigênio dissolvido (ambiente anóxico), os organismos específicos passam a utilizar o nitrato na respiração, convertendo-o a nitrogênio gasoso (desnitrificação). Na ausência de nitrato e oxigênio dissolvido (condições anaeróbias), o sulfato é reduzido a sulfeto e o dióxido de carbono é convertido em metano (Chernicharo, 1997).

O processo bioquímico que apresenta maior potencial energético e eficiência na degradação da matéria orgânica contida no esgoto ocorre na presença de oxigênio dissolvido, um acceptor universal de elétrons. Nisto, os ambientes aeróbios são os mais desejáveis no tratamento de esgoto que contenha matéria orgânica (Von Sperling, 2014).

Parte da matéria orgânica presente no esgoto está na forma dissolvida (solúvel). Essa parte solúvel e a matéria suspensa de pequenas dimensões não são passíveis de serem removidas do esgoto pelo processo de sedimentação. Assim, permanecem na massa líquida e podem apenas ser retiradas por outros processos, como a oxidação bioquímica (Jordão e Pessôa, 2011).

A oxidação da matéria orgânica no tratamento aeróbio do esgoto ocorre mediante a respiração dos micro-organismos decompositores, principalmente das bactérias quimio-heterotróficas, na presença de oxigênio molecular. A Equação (3.1) apresenta de forma simplificada (usando a molécula de glucose representando a matéria orgânica) tal reação (Saeed e Sun, 2012).



As bactérias, na presença de oxigênio, convertem a matéria orgânica a compostos simples e estáveis, como água e dióxido de carbono. Concomitantemente, verifica-se a produção de biomassa, gerando mais bactérias, enquanto houver disponibilidade de matéria orgânica e oxigênio no meio. A Equação (3.1) também expressa uma reação de oxidação, uma vez que o estado de oxidação do carbono se eleva na conversão da matéria orgânica a dióxido de carbono (Von Sperling, 2014).

Em WC-FSS para tratamento de esgoto, a demanda de oxigênio (carbonácea e nitrogenada) promovida pelo esgoto a ser tratado geralmente excede a quantidade disponibilizada pelo sistema (Kadlec e Wallace, 2009). Como resultado, a transferência de oxigênio tende a ser um dos principais fatores limitantes da eficiência do tratamento.

As vias convencionais de transferência de oxigênio para as WC-FSS são: difusão atmosférica, liberação pelas plantas e fluxo convectivo do ar (Nivala *et al.*, 2013). Em WC-FS ainda pode existir a entrada de oxigênio no ambiente pela ação fotossintética de algas presentes. Nas WC-FSS tal fenômeno é praticamente nulo (Kadlec e Wallace, 2009)

A difusão de oxigênio da atmosfera para o meio líquido depende de fatores como a temperatura ambiente, pressão atmosférica e salinidade do esgoto, além das condições hidráulicas (turbulência, por exemplo) do sistema que venham a favorecer a introdução de ar no meio líquido. Em WC-FS, a difusão atmosférica ao meio líquido é facilitada, uma vez que existe maior contato entre os meios aquoso e gasoso. Já nos ambientes de fluxo subsuperficial, esse contato é limitado (o ar geralmente necessita atravessar a camada insaturada para chegar à camada líquida), dificultado assim o fenômeno de difusão (Dong *et al.*, 2011; Nivala *et al.*, 2013).

Há redução de pelo menos 60% da área superficial (dependendo do meio suporte) de WC-FS para as WC-FSS, reduzindo assim, a interface água-ar, e conseqüentemente a taxa de difusão (Nivala *et al.*, 2013).

Enquanto as taxas de difusão atmosférica em sistemas convencionais de FSSH possuem baixos valores, a difusão pode ser significativa em outros tipos de WC, como os sistemas com fluxo vertical insaturado (Schwager e Boller, 1997). Em sistemas como os de Schwager e Boller (1997), maiores taxas de oxigênio são transferidas para o meio líquido através de

aplicações intermitentes em fluxo vertical não-saturado ou pela variação frequente no nível do líquido (ciclos de enchimento e esvaziamento), o que acarreta maior circulação do ar no ambiente de tratamento (Kadlec e Wallace, 2009).

Da mesma forma que a difusão atmosférica, a transferência de oxigênio das raízes das plantas para o ambiente líquido também depende de diversos fatores, tais como: época do ano (variação de temperatura e níveis de radiação solar), espécie vegetal utilizada, entre outros (Brix, 1997). Para Metcalf e Eddy (2016), a taxa de transferência de oxigênio por plantas emergentes ao ambiente de WCs varia de 5 a 45 g O₂.m⁻².dia⁻¹, com valor médio de 20 g O₂.m⁻².dia⁻¹. Já Dong *et al.* (2011) observaram em sua pesquisa que a taxa de produção de oxigênio pelas raízes variou de 20,3 a 58,3 g O₂.m⁻².dia⁻¹, atingindo seus níveis máximos ao meio da tarde (após o período de máxima radiação solar).

Outros estudos indicam ainda que a taxa de transferência de oxigênio das plantas para o ambiente de tratamento pode variar de 0,005 a 12 g O₂ m⁻² d⁻¹ (Nivala *et al.*, 2013).

De acordo com Brix (1994), o movimento interno do oxigênio molecular das folhas para as partes inferiores das plantas serve não apenas para suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, mas também para oxigenar sua rizosfera (sistema de raízes da planta). A liberação de oxigênio pelas raízes no ambiente líquido cria condições de oxidação que estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, o crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às plantas. Esta camada aeróbia é situada apenas próximo às raízes da vegetação, não sendo, portanto, responsável pela oxigenação de todo o ambiente das WCs.

Observa-se que, como conclusão geral sobre o transporte de oxigênio pelas plantas ao ambiente de tratamento, as atuais taxas de transferência do gás não são suficientes para suprir a demanda provocada pelo esgoto doméstico sob condições de carga normais (Tanner e Kadlec, 2003; Bezbaruah e Zhang, 2005). Tais demandas podem ser contabilizadas em termos de oxidação da matéria orgânica carbonácea e do consumo de oxigênio pelo processo de nitrificação (Fan *et al.*, 2013).

A implementação de técnicas e configurações diferentes das convencionais busca elevar as taxas de introdução de oxigênio nas WCs para suprir as demandas do meio. Algumas destas técnicas incluem implementação de aeração artificial (com dispositivos eletromecânicos) e manipulação do fluxo hidrodinâmico do esgoto dentro da célula de tratamento.

A Tabela 3.8 apresenta um resumo de diversas pesquisas quanto ao fornecimento de oxigênio segundo o tipo de WC implantada.

Tabela 3.8 – Taxas de introdução de oxigênio em diversos tipos de WCs.

Tipo	Escala	Introdução de oxigênio (g O ₂ m ⁻² d ⁻¹)	Fonte
FSSH	Laboratório	0,3 – 5,0	Tyroller <i>et al.</i> (2010)
FSSH	Real	3,87 – 11,6	Gasiunas (2011)
FSSH	Real	7,3	Headley <i>et al.</i> (2001)
FSSH	Real	0,5 – 12,9	Nivala <i>et al.</i> (2013)
FSSV	Laboratório	147,0 – 156,0	Ye <i>et al.</i> (2012)
FSSV	Laboratório	73,0	Ortigara <i>et al.</i> (2010)
FSSV	Real	5,7 – 18,4	Gasiunas (2011)
FSSV	Real	92,0	Johansen <i>et al.</i> (2002)
FSSV	Real	3,5 – 58,6	Nivala <i>et al.</i> (2013)
FSSV + FSSH	Real	40,0 – 79,0	Cooper (2003)
FSSH + aeração*	Real	50,0 – 100,0	Kadlec e Wallace (2009)
FSSV (Fluxo intermitente)	Laboratório	482,0	Sun <i>et al.</i> (2005)
FSSV + recirculação	Real	87,0	Noorvee (2007)
FSSV + aeração*	Real	1027,0	Wallace e Liner (2011)
FSSV + aeração*	Real	10,9 – 62,2	Nivala <i>et al.</i> (2013)

* WC com aeração artificial. Demais sistemas de tratamento possuem apenas aeração natural.

Destaca-se que a introdução de oxigênio no ambiente de tratamento de FSSV é, normalmente, bastante superior às WC-FSSH. Além disso, o uso de aeração artificial eleva a introdução de O₂ no ambiente de tratamento.

Diversos são os trabalhos que buscam avaliar o uso da aeração mecânica em WC-FSS (tanto horizontal como vertical), no intuito de suprir a demanda de oxigênio no processo de tratamento de esgoto (Landry *et al.*, 2009; Jia *et al.*, 2010; Ong *et al.*, 2010; Fan *et al.*, 2013; Zhu *et al.*, 2013). A Figura 3.12 demonstra um exemplo de sistema de aeração por meio de difusores mecanizados que introduzem ar na forma de microbolhas pressurizadas em uma WC de fluxo horizontal subsuperficial.

Foladori *et al.* (2013) obtiveram, operando uma WC-FSSV com aeração artificial e recirculação intermitente, remoção de 85% da matéria orgânica (em termos de DQO) em tempo de detenção de uma hora. Nas configurações estudadas, houve remoção de carga orgânica da ordem de 54-70 g DQO m⁻² d⁻¹. Com a aeração artificial da WC e recirculação do efluente tratado, o tempo de detenção do esgoto pode ser reduzido a poucas horas.

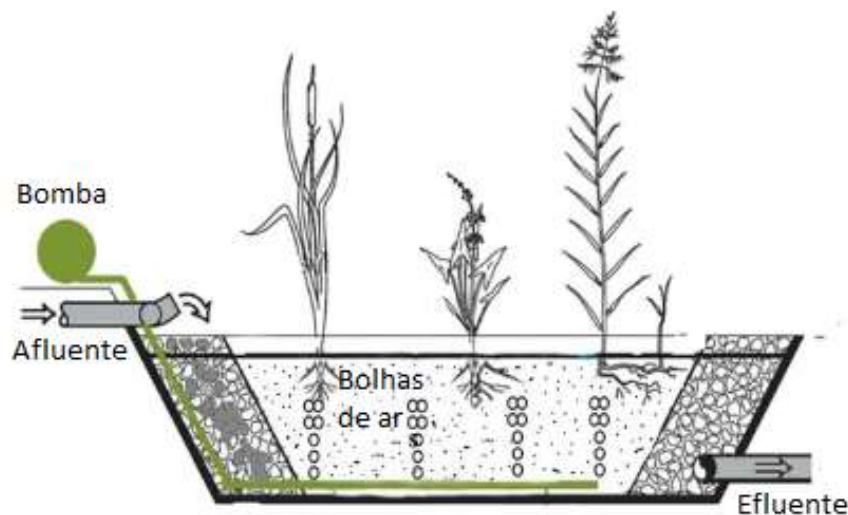


Figura 3.12 – WC de fluxo horizontal com sistema de aeração artificial.
 Fonte: Wu *et al* (2014)

3.4.1.2 – Digestão anaeróbia

Conforme a Figura 3.13, em um ambiente de WCs existem tipicamente 3 zonas separadas: aeróbia, anóxica e anaeróbia. Também dependendo do tipo de WC (superficial, subsuperficial vertical ou horizontal), podem ocorrer zonas variadas segundo a predominância do aceptor de elétrons. Na superfície de uma WC-FS, por exemplo, há predominância de ambiente aeróbio, enquanto em WC-FSSH existem ambientes anaeróbios (Kadlec e Wallace, 2009).

Em WC-FSS, a zona aeróbia (com a presença de oxigênio molecular) é situada nas proximidades do sistema radicular da vegetação (em WC-FS também haverá uma zona aeróbia nas proximidades da superfície do líquido). Já a região anóxica é aquela intermediária entre as zonas com e sem a presença de oxigênio dissolvido. Ambas regiões podem ser consideradas bastante pequenas em comparação com a terceira região: a anaeróbia. Nessa região, não há presença de oxigênio dissolvido, prevalecendo apenas reações anaeróbias e redutoras. Essas são as condições prevalecentes na maior parte dos ambientes de WCs (Vymazal, 2008).

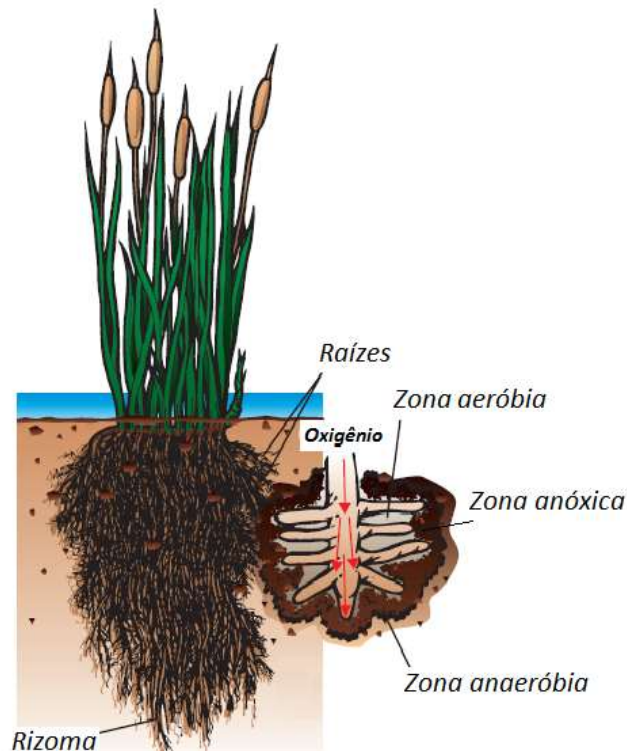


Figura 3.13 - Representação das zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias presentes em ambientes alagados (Un-Habitat, 2008)

A digestão anaeróbia da matéria orgânica representa um delicado sistema ecológico balanceado, envolvendo processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais: hidrólise, acidogênese (ou fermentação), acetogênese e metanogênese (Figura 3.14). A hidrólise é realizada por enzimas extracelulares produzidas por diversos organismos anaeróbios facultativos e obrigatórios, convertendo compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em outros compostos mais simples (açúcares, aminoácidos e peptídeos). Posteriormente, outro grupo de bactérias (acidogênicas) fermenta esses compostos e os transformam em ácidos orgânicos (acético, propiônico e butírico, entre outros), hidrogênio e dióxido de carbono. Os micro-organismos acetogênicos convertem estes ácidos orgânicos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Por fim, o acetato e o hidrogênio produzidos são convertidos em metano e dióxido de carbono na etapa de metanização (Metcalf e Eddy, 2016).

Segundo Chernicharo (1997), a primeira etapa da degradação anaeróbia é a hidrólise de materiais particulados complexos em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), os quais podem atravessar a parede celular das bactérias fermentativas. Essa conversão ocorre através da liberação de exoenzimas excretadas por bactérias fermentativas hidrolíticas.

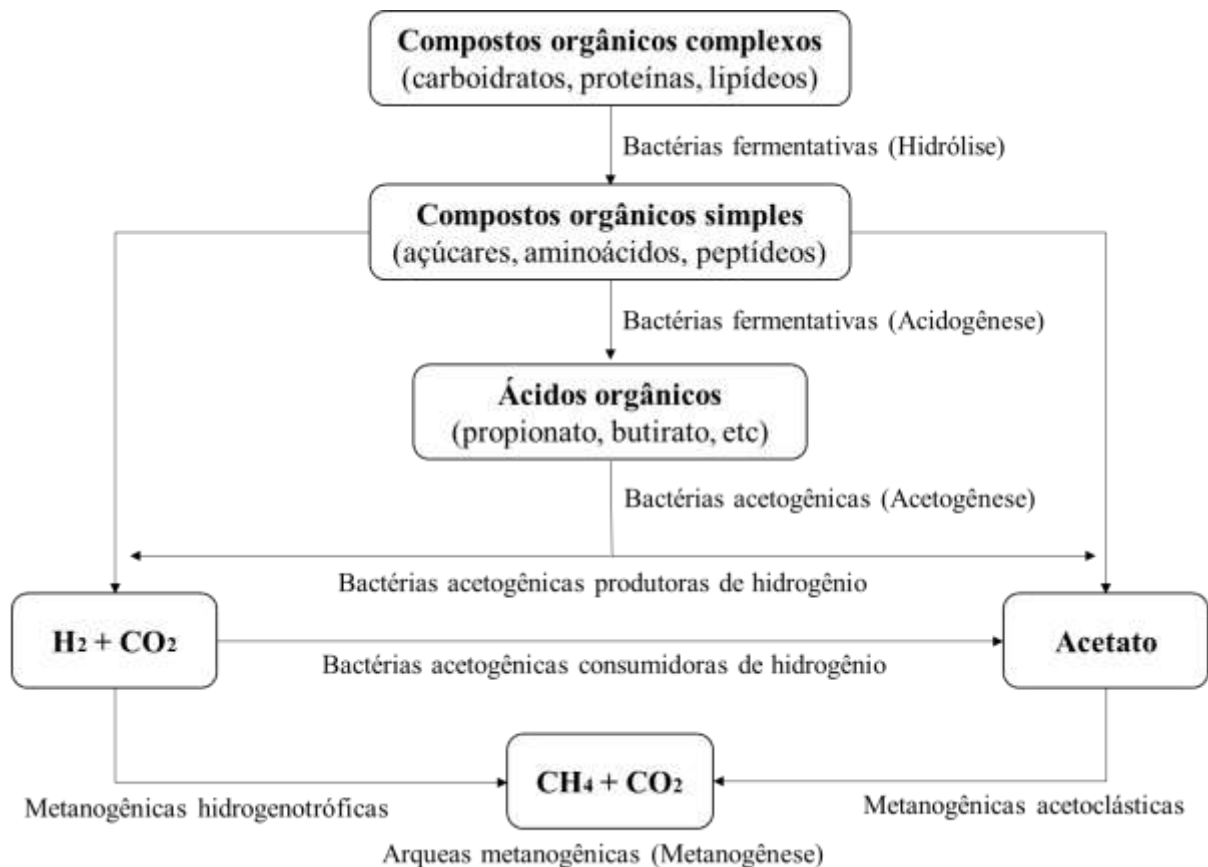


Figura 3.14 – Etapas sequenciais de degradação da matéria orgânica em ambiente anaeróbio.
Fonte: adaptado de Lettinga *et al.* (1996)

Dentre os gêneros de bactérias com capacidade de realizar a hidrólise de compostos orgânicos complexos na digestão anaeróbia, estão: *Clostridium*, *Micrococcus* e *Staphylococcus*, que são produtores de lípases, para degradação de lipídeos a ácidos graxos; *Bacteroides*, *Butyvirio*, *Clostridium*, *Selenomonas*, *Streptococcus*, *Proteus*, *Peptococcus* e *Bacillus*, que produzem proteases, para degradação de proteínas a aminoácidos; *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Acetivirio* e *Eubacterium*, que são produtores de amilases, que transformam polissacarídeos em açúcares menores (Chernicharo, 1997).

A segunda etapa da degradação anaeróbia é a acidogênese (ou fermentação), na qual os produtos solúveis, produzidos na hidrólise, são metabolizados no interior das células de bactérias fermentativas acidogênicas. Esses micro-organismos fermentam açúcares, aminoácidos e ácidos graxos, produzindo compostos mais simples, como ácidos orgânicos (principalmente acético, propiônico e butírico), álcoois, cetonas, dióxido de carbono e hidrogênio, além de novas células bacterianas (Metcalf e Eddy, 2016).

Os grupos mais comuns de bactérias que realizam acidogênese são: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* e *Escherichia* (Chernicharo, 1997).

Na etapa de produção de acetato, as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos compostos orgânicos intermediários (propionato e butirato) produzidos na etapa de acidogênese e conversão destes a acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, substratos apropriados para os micro-organismos metanogênicos. Os gêneros mais conhecidos de bactérias acetogênicas são *Syntrophobacter* e *Syntrophomonas*.

A etapa final do processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica é a metanogênese, realizada por organismos do domínio *Archaea* (*Methanobacteriales*, *Methanococcales*, *Methanomicrobiales*, *Methanosarcinales* e *Methanopyrales*).

As arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos principais: acetoclásticas, que usam acetato ou metanol como fonte de carbono e energia, para produzir CO₂ e CH₄; e hidrogenotróficas, que utilizam dióxido de carbono como fonte de carbono eceptor final de elétrons, e o hidrogênio, como fonte de energia, produzindo também CH₄.

As arqueas são um grupo de micro-organismos anaeróbios estritos que prevalecem em ambientes onde aceptores de elétrons, como O₂, NO₃⁻, Fe³⁺ e SO₄⁻, são ausentes ou em baixas concentrações (Chernicharo, 1997).

As bactérias anaeróbias possuem taxa metabólica e de reprodução mais lenta do que as aeróbias. Assim, para um mesmo tempo de tratamento, a decomposição da matéria orgânica no esgoto é apenas parcial e menos efetiva nas reações anaeróbias do que nas aeróbias (Von Sperling, 2014).

Segundo Saeed e Sun (2012), há uma grande variedade de bactérias anaeróbias nas WCs, promovendo diferentes rotas de biodegradação. Bactérias do gênero *Pseudomonas* e *Bacillus* utilizam nitrato (NO₃⁻) comoceptor final de elétrons, produzindo nitrito (NO₂⁻), óxido nitroso (N₂O) ou gás nitrogênio (N₂). Bactérias *Desulfovibrio* utilizam sulfato comoceptor final de elétrons, produzindo H₂S. Arqueias metanogênicas usam carbonato para formar gás metano.

A existência simultânea de zonas de oxidação, redução e anóxica nas WCs provoca a interação entre os diferentes tipos de processos de degradação microbiológica, que é essencial para a eficiência da decomposição da matéria orgânica e remoção de nutrientes no tratamento de esgoto em WCs (Brix, 1987).

Ojeda *et al.* (2008) investigaram a relativa importância dos processos de degradação de matéria orgânica anaeróbia *versus* anóxica/aeróbia, e sugeriu que entre 60 e 70% se deve às reações anaeróbias (principalmente metanogênese e redução de sulfato). Esses autores sugerem que os processos anaeróbios de metanogênese e redução de sulfato ocorrem simultaneamente nas WCs.

3.4.2 – Nitrogênio

Conforme Vymazal (2007), o nitrogênio possui complexo ciclo biogeoquímico com múltiplas transformações bióticas e abióticas envolvendo sete estados de valência (-3 a 5). Os compostos de nitrogênio incluem uma variedade de formas orgânicas e inorgânicas de nitrogênio que são essenciais para sobrevivência de todas as formas de vida.

Nos sistemas de tratamento de esgoto por WCs, as formas de nitrogênio inorgânico de maior importância são: amônia (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (N_2O_4), gás nitrogênio (N_2), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Já as formas orgânicas de maior destaque incluem os aminoácidos, aminas, uréia e pirimidinas. Todas essas formas são bioquimicamente interconvertíveis e são componentes do complexo ciclo do nitrogênio. A quantidade de cada composto dependerá do tipo de água residuária em tratamento (Kadlec e Wallace, 2009).

Os processos de transformação do nitrogênio nas WCs incluem: nitrificação, desnitrificação, volatilização da amônia, fixação, assimilação por plantas e micro-organismos, mineralização (amonificação), redução desassimilatória do nitrato, oxidação anaeróbia da amônia (ANAMMOX), adsorção, sedimentação, nitrificação-desnitrificação parcial, completa remoção autotrófica de nitrito sobre nitrato (CANON), entre outros. Entretanto, apenas alguns desses processos são responsáveis pela remoção do nitrogênio no tratamento de esgoto em geral.

A Figura 3.15 apresenta os principais mecanismos atuantes na transformação do nitrogênio presente no esgoto.

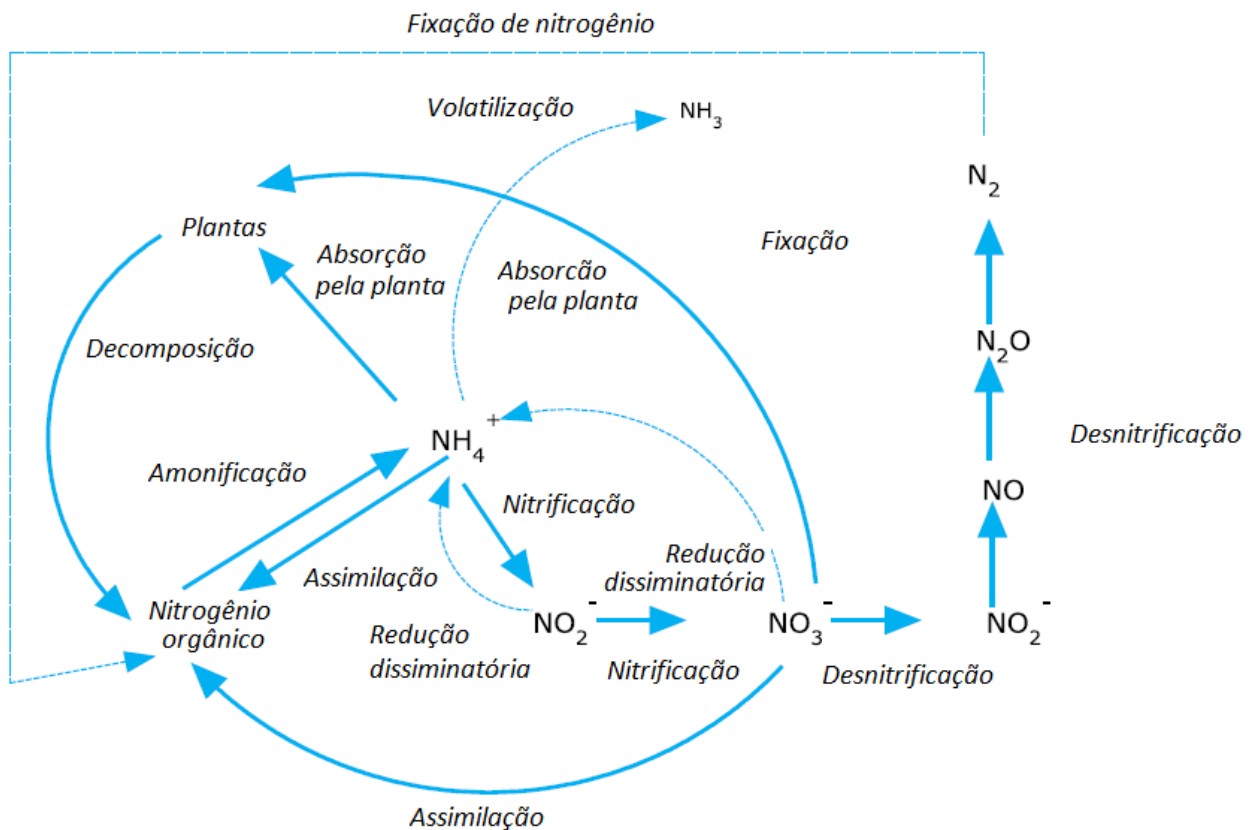


Figura 3.15 - Esquema das rotas de remoção de nitrogênio em *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial. Fonte: adaptado de Saeed e Sun (2012)

Segundo Vymazal (2007), apenas os mecanismos de volatilização, desnitrificação, assimilação pelas plantas (com rotineira poda da vegetação) e micro-organismos, adsorção da amônia, ANAMMOX e sedimentação removem nitrogênio do esgoto. A Tabela 3.9 sintetiza o potencial de transformação do nitrogênio segundo o tipo de WC.

Tabela 3.9 – Potencial da transformação do nitrogênio segundo o tipo de WC.

Processo	WC-FS	WC-FSSH	WC-FSSV
Volatilização	Média	Zero	Zero
Amonificação	Alta	Alta	Alta
Nitrificação	Média	Muito baixa	Muito alta
Redução desassimilatória	NE	NE	NE
Desnitrificação	Média	Muito alta	Muito baixa
Fixação	NE	NE	NE
Assimilação por micro-organismos	Baixa	Baixa	Baixa
Assimilação por plantas ^a	Baixa	Baixa	Baixa
Adsorção da amônia	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa
Enterro do nitrogênio orgânico	Baixa	Baixa	Muito baixa
Anammox	NE	NE	NE

^a com a rotineira poda da vegetação

NE: potencial não estipulado

Fonte: Vymazal (2007)

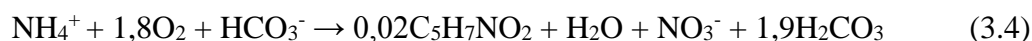
Os processos de mineralização (amoniificação), redução desassimilatória, decomposição ou nitrificação apenas convertem o nitrogênio para outras formas. Nem todos os processos ocorrem em todos os tipos de WCs. Além disso, eles podem apresentar magnitudes diferentes para cada situação.

3.4.2.1 - Nitrificação

A nitrificação é um processo no qual o íon amônio (NH_4^+) na presença de oxigênio dissolvido é primeiramente convertido a nitrito (NO_2^-) por bactérias quimioautotróficas (estritamente aeróbias), como as dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrospira*, e então para nitrato (NO_3^-) por bactérias quimioautotróficas facultativas, como as dos gêneros *Nitrospira* e *Nitrobacter* (Saeed e Sun, 2012). A nitritação e nitratação podem ser expressas simplificadamente segundo as Equações (3.2) e (3.3), respectivamente.



A Equação (3.4), segundo Reddy e Patrick (1984), apresenta as reações de nitrificação, levando em consideração a síntese de biomassa celular ($\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$):



Além de organismos autotróficos, heterótrofos nitrificantes também podem produzir NO_3^- . Diferentes gêneros e espécies como *Actinomycetes*, *Arthrobacter globiformis*, *Aerobacter aerogenes*, *Algae*, *Bacillus*, *Fungi*, *Mycobacterium phlei*, *Streptomyces griseus*, *Thiosphaera* e *Pseudomonas* também podem realizar a nitrificação (Gerardi, 2002; Vymazal, 2007). Entretanto, a taxa de nitrificação dos grupos *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* é substancialmente maior (1000 a 10.000 vezes superior), quando comparadas com outras espécies (Gerardi, 2002).

Segundo Vymazal (2007), a ocorrência da nitrificação é influenciada por fatores ambientais como temperatura, pH, alcalinidade, fonte inorgânica de carbono, umidade, população microbiana e concentração de amônia e oxigênio dissolvido.

Existem diferentes opiniões a respeito da temperatura adequada para que ocorra o processo de nitrificação (Sun *et al.*, 2005). De forma geral, acredita-se que a faixa ótima de

temperatura para nitrificação em meio líquido seja de 25 a 35°C e em solos de 30 a 40°C (Vymazal, 2007).

Para Paul e Clark (1996), a faixa de pH adequada para ocorrência do processo é de 6,6 a 8,0.

Conforme a Equação (3.4), a nitrificação exige o consumo de oxigênio e alcalinidade do meio. A necessidade de oxigênio dissolvido é de cerca de 4,3 mg O₂ por mg de NH₄⁺ oxidada. Já a quantidade de alcalinidade consumida é de aproximadamente 8,64 mg de HCO₃⁻ por mg de amônia (Cooper *et al.*, 1996). Segundo Kadlec e Knigth (1996), 7,14 mg.L⁻¹ de CaCO₃ de alcalinidade são consumidas por cada mg.L⁻¹ de NH₄⁺ nitrificada. Já o consumo de oxigênio dissolvido exigido para a oxidação completa da amônia varia entre 4,2 – 4,5 mg O₂ por mg de N.

Com base na necessidade de oxigênio dissolvido para oxidação do nitrogênio amoniacal, sugere-se que a nitrificação ocorra provavelmente nos microambientes aeróbios adjacentes às raízes nas WCs (Vymazal e Kröpfelová, 2008). De acordo com Nivala *et al.* (2013), o balanço de oxigênio dissolvido dentro de uma WC poderá ser bastante variável segundo as características do ambiente de tratamento. O seu teor pode ser desde nulo até condições de saturação em ambiente líquido.

O balanço de oxigênio realizado dentro de um ambiente de WC leva em consideração a liberação desta molécula pelas raízes das plantas, a respiração das raízes, o consumo heterotrófico da matéria orgânica, a oxidação da amônia (nitrificação), o oxigênio presente no esgoto afluente e efluente à WC, o oxigênio retido no meio líquido, o produzido pelas algas e o inserido no ambiente por difusão atmosférica (Dong *et al.*, 2011).

Nas condições anaeróbias preponderantes nas WCs nas quais não há raízes da vegetação (apenas meio suporte), em condições de saturação, o processo de nitrificação não ocorre. A ineficiência do sistema na remoção do nitrogênio amoniacal ocorre devido à baixa taxa de nitrificação (Vymazal, 2005).

Dong *et al.* (2011) relataram que a taxa de consumo de oxigênio vinculada à nitrificação variou de 0,8 a 7,6 g O₂.m⁻².dia⁻¹. Além disso, avaliou-se que de todo o oxigênio produzido pelas raízes das plantas, 35% foi utilizado para degradação da matéria orgânica, apenas 8,7% para nitrificação e 55,8% para própria respiração da planta.

A remoção de nitrogênio em WCs convencionais é limitada pela insuficiente disponibilidade de oxigênio no ambiente de tratamento, reduzindo os níveis de nitrificação (Landry *et al.*, 2009).

Conforme Vymazal e Kröpfelová (2008), a remoção de nitrogênio em WCs convencionais comumente varia entre 40% e 55%, devido às dificuldades de se promoverem ambientes em condições aeróbias e anóxicas para a nitrificação e desnitrificação, respectivamente. Já em WCs com aeração artificial, Li *et al.* (2014) destacaram que o processo de nitrificação não foi fator limitante na remoção efetiva de nitrogênio, pois em condições aeradas (oxigênio dissolvido superior a 3,0 mg L⁻¹), a remoção de amônia foi em média superior a 93,5%.

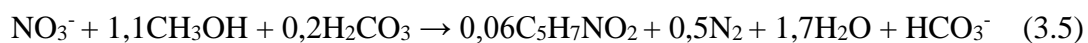
3.4.2.2 - Desnitrificação

A desnitrificação heterotrófica é considerada o maior mecanismo de remoção de nitrogênio total em WCs (Chung *et al.*, 2008; Matheson e Sukias, 2010). Conforme Zhou e Hosomi (2008), o fenômeno de desnitrificação corresponde a cerca de 31% da remoção do nitrogênio total em WCs.

Esse é um processo realizado por bactérias heterotróficas no qual o nitrato serve como acceptor terminal de elétrons e os compostos orgânicos funcionam como doadores de elétrons (Vymazal, 1995).

Em configurações típicas de WCs (FS sem aeração ou FSS) geralmente ocorre deficiência de doadores de elétrons durante a desnitrificação biológica, o que limita a remoção de nitrogênio nestes ambientes em aproximadamente 50% de eficiência, sendo na maioria dos casos a taxa de remoção de cerca de 0,6 a 2 g N m⁻² d⁻¹ (Hu *et al.*, 2012)

Como produtos das reações, a desnitrificação heterotrófica gera nitrogênio gasoso (N₂), óxido nitroso (N₂O) ou óxido nítrico (NO). Este processo envolve grupo de bactérias como: *Bacillus*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* e *Spirillum* (Kadlec e Knight, 1996). O processo de desnitrificação com geração de N₂ é expresso pela Equação (3.5):



Essa reação é irreversível e ocorre na presença de meios suportes orgânicos sob condições anaeróbias ou anóxicas (Eh entre +350 e +100 mV), na qual o nitrogênio é usado como um acceptor de elétrons no lugar do oxigênio (Vymazal, 2007). Concentrações adequadas de oxigênio dissolvido para realização do processo de redução do nitrato giram em torno de valores abaixo de 0,5 mg.L⁻¹ (Bertino, 2010).

Outra forma gasosa de nitrogênio (óxido nitroso – N₂O) que pode ser formada pela desnitrificação heterotrófica é dada pela Equação (3.6):



O óxido nitroso, ou dióxido de nitrogênio, é um dos subprodutos da desnitrificação. Ele é um gás estufa, com capacidade 300 vezes superior ao CO₂ em reter radiação infravermelha na atmosfera, contribuindo bastante para o efeito estufa global. Também é um dos compostos causadores da depleção do ozônio estratosférico (Bortoli, 2012).

São fatores ambientais que influenciam a taxa de desnitrificação heterotrófica: ausência de O₂, potencial redox, temperatura, pH, presença de organismos desnitrificantes e concentração de matéria orgânica e de nitrato (Vymazal, 2007). Conforme é mostrado pelas Equações (3.5) e (3.6), ao contrário da nitrificação, a desnitrificação produz alcalinidade.

A remoção de nitrogênio nas WCs pelo mecanismo de nitrificação exige adequada concentração de oxigênio dissolvido. Já para ocorrência da desnitrificação heterotrófica, deve-se ter ambientes anóxicos e com adequada relação entre matéria orgânica (fonte de carbono) e nitrato (Saeed *et al.*, 2012). Uma relação DQO/N apropriada e aeração intermitente podem, simultaneamente, elevar a remoção de amônia e nitrogênio total nas WCs. A aeração promove a elevação dos níveis de OD, o que eleva a nitrificação. A adequada quantidade de fonte de carbono fornece aumento da taxa de desnitrificação, quando a aeração é interrompida (Fan *et al.*, 2013).

Para alguns tipos de águas residuárias, é necessária a adição de adequadas quantidades de carbono, para estímulo da desnitrificação. Nesse aspecto, a adoção de medidas como a recirculação do efluente pode fornecer essencial fonte de carbono ao sistema (Arias *et al.*, 2005; Ayaz *et al.*, 2012; Foladori *et al.*, 2013). Além disso, a introdução de material orgânico (como casca de arroz) na célula de tratamento (junto ao meio suporte) funciona como fonte de carbono para o processo (Tee *et al.*, 2012). A alimentação escalonada do sistema de

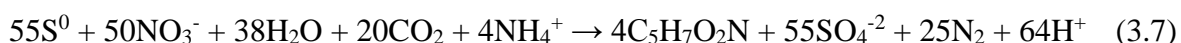
tratamento também se demonstra outra técnica utilizada para introduzir carbono no ambiente (Li *et al.*, 2014).

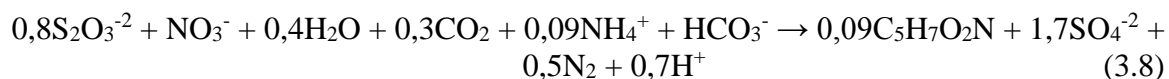
Considerando a necessidade de manutenção de ambientes aeróbios e anaeróbios/anóxicos para realização dos processos de nitrificação e desnitrificação, respectivamente, o uso de WC-FSSV seguida de WC-FSSH propicia condições adequadas para estímulo de ambos os processos (Vymazal, 2005). Segundo Fan *et al.* (2013), a alternância entre ambiente aeróbio – anaeróbio – aeróbio resulta em simultâneas remoções de material orgânico e nitrogênio.

Em seu estudo, Li *et al.* (2014) obtiveram 88,1% de eficiência de remoção de nitrogênio total na configuração da WC que possuía um compartimento aerado, seguido de outro sem aeração e com posterior ambiente anóxico, seguido novamente por aeração. Nesse trabalho, os autores observaram que a elevada remoção de nitrogênio se deu devido à aeração do primeiro estágio, estimulando a nitrificação, e baixa concentração de OD no estágio anóxico, favorecendo a desnitrificação. Além disso, a desnitrificação só ocorreu a elevadas taxas em virtude da alta relação entre carbono e nitrogênio no ambiente. Os valores médios da relação DQO e NO_3^- foi de 14,3.

Para Fan *et al.* (2013), a nitrificação quase completa (remoção de 99% de amônia e 90% de nitrogênio total) foi obtida em WC-FSSV com aeração intermitente (com período de descanso do sistema), propiciando condições alternadas entre ambientes aeróbios e anaeróbios para estimular a nitrificação e desnitrificação, respectivamente. Elevada eficiência de remoção de nitrogênio total do efluente resultou do adequado suprimento de fonte de carbono no esgoto (relação DQO/nitrogênio total = 10).

Além da desnitrificação heterotrófica, há também aquela promovida por bactérias autotróficas, que se utilizam de enxofre na forma elementar (S^0) ou tiosulfato ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) como doador de elétrons, papel desenvolvido pela matéria orgânica na desnitrificação heterotrófica, para realizar as reações de redução de NO_3^- (aceptor de elétrons) a N_2 . A desnitrificação autotrófica é excelente alternativa para tratamento de esgoto com elevados níveis de nitrato e enxofre, e baixos teores de matéria orgânica. As Equações 3.7 e 3.8 apresentam as reações genéricas da desnitrificação autotrófica a partir de enxofre elementar e tiosulfato, respectivamente (Campos *et al.*, 2008; Sahinkaya e Dursun, 2015).





A principal desvantagem da desnitrificação autotrófica em relação à heterotrófica é a geração de sulfato (SO_4^{2-}) e ácidos como subprodutos. Por outro lado, a desnitrificação autotrófica não gera óxido nitroso (gás de efeito estufa), remove amônia do esgoto, produz menor quantidade de biomassa (diminuindo a produção de lodo) e não necessita da introdução de fontes externas de carbono (Wu *et al.*, 2013).

A desnitrificação autotrófica é promovida por bactérias como *Thiobacillus denitrificans* e *Thiomicrospira denitrificans*. Além do enxofre elementar e do tiosulfato, a energia requerida por esses organismos vivos pode ser proveniente de reações de oxirredução de compostos doadores de elétrons como sulfeto de hidrogênio (H_2S), tetrionato ($S_4O_6^{2-}$) e sulfito (SO_3^{2-}). Como fonte de carbono para crescimento, esses organismos utilizam o CO_2 e HCO_3^{2-} (Campos *et al.*, 2008).

A atuação conjunta dos processos de desnitrificação heterotrófica e autotrófica (denominada de desnitrificação mixotrófica) nas WCs possui diversas vantagens sobre quando atuantes separadamente. A desnitrificação mixotrófica reduz a produção de SO_4^{2-} e os requisitos de alcalinidade e matéria orgânica, bem como eleva a taxa de remoção de NO_3^- e de NH_4^+ (Sahinkaya e Dursun, 2015). O nitrato presente em esgoto doméstico (gerado previamente pela nitrificação em etapas preliminares), que possui geralmente baixa carga de material orgânico, pode ser removido com maior efetividade pelos processos da desnitrificação mixotrófica do que pela heterotrófica.

Como apresentado nas Equações (3.7) e (3.8), a desnitrificação autotrófica pode ser excelente via de remoção de nitrogênio, matéria orgânica e enxofre do esgoto. Segundo estudo de Chen *et al.* (2009), a associação dos processos de desnitrificação heterotrófica e autotrófica apresentou remoção de nitrato de 91-99%.

3.4.2.3 – Volatilização

Outro mecanismo responsável pela remoção de nitrogênio no esgoto em ambientes de WCs é a volatilização da amônia. Esse mecanismo consiste em um processo físico-químico no

qual o íon amônio (NH_4^+) dissolvido em meio líquido se transforma em amônia molecular gasosa (NH_3) que pode ser transferida da massa líquida para a atmosfera. É um processo conhecido pelo equilíbrio entre a forma gasosa e iônica (Vymazal, 2007).

Esse processo depende fortemente do pH do ambiente (aumenta para valores de $\text{pH} > 9,3$) e pode elevar a alcalinidade do esgoto (Cooper *et al.*, 1996; Bialowiec *et al.*, 2011). Podem-se considerar insignificantes as perdas de nitrogênio por volatilização em WC-FSS na qual os valores de pH estejam abaixo de 8,0 (Reddy e Patrick, 1984).

Em ambientes com elevados valores de pH ($> 9,3$), significativas perdas por volatilização podem ser contabilizadas. Em WC-FS, a presença de algas fotossintéticas pode elevar o valor de pH do ambiente (através da produção de CO_2 e conseqüentemente de HCO_3^{-2}), elevando as taxas de volatilização da amônia (Vymazal, 2007).

3.4.2.4 – Fixação

A fixação do nitrogênio consiste na conversão, por parte de micro-organismos, do nitrogênio gasoso (N_2) da atmosfera para amônia. Em ambientes alagados, a fixação biológica de nitrogênio ocorre principalmente no sistema radicular das plantas, em regiões aeróbias e anaeróbias (Vymazal, 2007).

Existem várias espécies de organismos vivos (heterotróficos e autotróficos) que fixam nitrogênio: bactérias fotossintéticas (*Rhodospirillum rubrum*), bactérias anaeróbias (*Clostridium spp.*), microaeróbias (*Azospirillum spp.*, *Herbaspirillum spp.*, *Acetobacter diazotrophicus*, *Azorhizobium caulinodans*, *Azoarcus spp.*, *Burkholderia spp.*, etc), bactérias aeróbias (*Azotobacter spp.* e *Derxia spp.*) e também alguns representantes das cianobactérias (algas verdes-azuladas) e actinomicetos. Uma grande variedade de actinomicetos simbióticos (associados com os nódulos das raízes das plantas), bactérias heterotróficas e cianobactérias assimbióticas (livres) são responsáveis por fixar nitrogênio nas *wetlands* (Johnston, 1991).

Mesmo que a habilidade em fixar nitrogênio esteja distribuída em bactérias aeróbias, facultativas e estritamente anaeróbias, muitos estudos indicam que a fixação de nitrogênio no solo seja maior em ambientes anaeróbios do que aeróbios. Maiores atividades de fixação de nitrogênio são observadas em condições redox entre -200 e -260 mV (Vymazal, 2007).

3.4.2.5 - Assimilação

A assimilação de nitrogênio refere-se à variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas de nitrogênio em compostos orgânicos, que servem como blocos construtores para as células. As duas formas mais usadas para assimilação são amônia e nitrato. A amônia é energeticamente mais reduzida do que o nitrato, o que a torna mais prioritária para assimilação (Kadlec e Knight, 1996).

Em ambiente de WCs, as plantas não são as únicas com potencial de assimilação biológica. Micro-organismos e algas também são responsáveis pela assimilação do nitrogênio (Vymazal, 2007).

A taxa potencial de assimilação pelas plantas é limitada pela produtividade líquida (taxa de crescimento) e pela concentração de nutrientes na planta (Vymazal, 2007).

Diferentes estudos comparativos utilizando ambientes plantados e não plantados (Landry *et al.*, 2009; Cui *et al.*, 2010; Dan *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2010), atestaram a maior eficiência de remoção de poluentes na presença de plantas. Isso indica a necessidade do uso de vegetação para aumentar a remoção de poluentes no esgoto.

Conforme Vymazal e Kröpfelová (2008), além de propiciar condições para reações de nitrificação e desnitrificação nas WCs, a vegetação ainda é responsável pela absorção de compostos nitrogenados como o NH_4^+ e NO_3^- .

A absorção de nitrogênio pela planta varia de acordo com a configuração do sistema de tratamento, da carga aplicada, das condições ambientais e do tipo de água residuária. A contribuição da vegetação em termos de remoção de nitrogênio total tem sido reportada a variar de 0,5 a 40% do total removido (Shamir *et al.*, 2001; Healy e Cawley, 2002; Meers *et al.*, 2008; Kantawanichkul *et al.*, 2009; Bialowiec *et al.*, 2011). Vale salientar que o mecanismo de absorção de nitrogênio pelas plantas das WC só pode ser considerado removedor caso o sistema foliar (ou raízes) da vegetação for retirado antes do período da senescência e degradação da vegetação (nitrogênio na forma orgânica que retorna ao ambiente de tratamento).

3.4.2.6 - Amonificação

Mineralização ou amonificação é o processo no qual o nitrogênio orgânico é biologicamente convertido à amônia. Esse é um complexo processo bioquímico no qual os aminoácidos são oxidados para produção de amônia (NH_4^+) (Vymazal, 2007). Esse é um mecanismo no qual ocorre apenas a transformação da forma de nitrogênio e não a sua remoção do esgoto.

Cineticamente, a amonificação ocorre de forma mais rápida do que a nitrificação. Dentro de uma WC, a taxa de mineralização é mais rápida nas zonas oxigenadas, decrescendo da região de maior concentração de oxigênio para ambiente anaeróbios facultativos ou obrigatórios (Saeed e Sun, 2012).

Variadas taxas de amonificação ($0,004 - 0,357 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ de nitrogênio) foram reportadas por Martin e Reddy (1996), o que indica que tal fenômeno é função de diversos fatores, como temperatura, pH, relação C/N e disponibilidade de nutrientes (Vymazal, 2007). A faixa ideal de pH gira em torno de 6,5 a 8,5, enquanto a temperatura ótima está entre 40 e 60°C.

3.4.2.7 – Redução desassimilatória

Os primeiros processos anóxicos que ocorrem após a depleção do oxigênio no ambiente de tratamento são a redução do nitrato para nitrogênio molecular (desnitrificação) ou amônia (redução desassimilatória). A redução desassimilatória ocorre também pela transformação do nitrito a amônia (Vymazal, 2007).

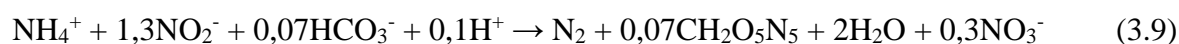
A redução desassimilatória do nitrato é um processo que ocorre em ambientes ricos em carbono e em condições ambientais limitadas de nitrato. O íon formiato é o maior doador de elétrons neste processo, facilitando a redução do nitrito e nitrato (Saeed e Sun, 2012).

A redução de nitrito e nitrato à amônia é geralmente realizado por bactérias fermentativas que não são dependentes da presença de nitrato para crescimento sob condições anaeróbias (Vymazal, 2007).

A ocorrência de redução desassimilatória tem sido reportada em WC-FSSH, na qual observou-se a elevação dos níveis de NH_4^+ no efluente após tratamento nas células (Vymazal e Kropfelová, 2008).

3.4.2.8 – Oxidação anaeróbia da amônia

A oxidação anaeróbia da amônia (ANAMMOX - *Anaerobic Ammonium Oxidation*) consiste na conversão anaeróbia de nitrito (NO_2^-) e amônia (NH_4^+) a nitrogênio gasoso (N_2). No processo ANAMMOX, o nitrito é usado como acceptor de elétrons (Vymazal, 2007). Jetten *et al.* (2000) apresentam o balanço redox do processo por meio da seguinte relação estequiométrica na Equação (3.9).



No processo ANAMMOX ocorre o consumo de alcalinidade e elevação do pH, havendo também a exigência de amônia e nitrito no meio líquido para ocorrência do fenômeno. Tal processo ocorre sob condições anaeróbias na presença do grupo de bactérias *planctomycete* (Saeed e Sun, 2012).

Comparado com os mecanismos convencionais de nitrificação e desnitrificação para remoção de nitrogênio do esgoto, o processo ANAMMOX apresenta as seguintes vantagens: não requer fonte externa de carbono, possui baixa demanda de oxigênio e baixo consumo energético (Saeed e Sun, 2012).

O processo ANAMMOX é extremamente dependente de vários parâmetros. A relação $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ deve ser de 1/1,32 para completa remoção de amônia no processo (Jetten *et al.*, 2000). A taxa de crescimento das bactérias ANAMMOX é extremamente baixa (0,04 – 0,06 d^{-1} , a 35°C), segundo Strous *et al.* (1997). Além disso, a presença excessiva de substâncias como sulfeto, amônia e nitrito no esgoto pode inibir o crescimento dessas bactérias. A faixa adequada de pH para desenvolvimento do fenômeno é de 6,7 – 8,3, e de temperatura é de 30 – 37°C (Strous *et al.*, 1997).

Segundo Paredes *et al.* (2007), as bactérias ANAMMOX foram descobertas em WCs no final dos anos 1990, mas são de difícil cultivo e crescimento. A atuação conjunta e em sequência de bactérias nitrificantes e ANAMMOX é a mais forma efetiva para a remoção de nitrogênio do esgoto, considerando que as primeiras se utilizam de concentrações médias-baixas de oxigênio dissolvido (transformando amônia em nitrato) e as segundas de condições anaeróbias (convertendo amônia e nitrito em nitrato e nitrogênio molecular gasoso).

Tao e Wang (2009) avaliaram em seu estudo que a reação ANAMMOX foi responsável por 27 a 49% da remoção de amônia e produção de 15 a 18% do nitrato. Wang e Li (2011)

reportaram elevada remoção de nitrogênio (superior a 93%) em WC-FSSH, a qual atribuíram ao processo ANAMMOX. O destaque do experimento desses autores foi a baixa relação DBO/N no esgoto a ser tratado, contribuindo para a hipótese de que tenha ocorrido tal processo, uma vez que não requer fontes de carbono elevadas.

3.4.2.9 – Outros mecanismos

Outros mecanismos de remoção e transformação de nitrogênio no esgoto também estão presentes nas WCs. São alguns destes: filtração, sedimentação, precipitação, adsorção e processo CANON (*Completely autotrophic nitrite removal over nitrate*).

A filtração e sedimentação são processos físicos em que contaminantes nitrogenados presentes no esgoto são retidos nas WCs (não ocorre transformação, mas apenas retenção de poluentes), melhorando a qualidade da água residuária após tratamento. Ambos processos apresentam pouca ou quase nenhuma contribuição efetiva para a retirada de nitrogênio presente no esgoto tratado em WCs (Kadlec e Wallace, 2009).

A filtração ocorre principalmente nas WC-FSS, nas quais o esgoto escoar através do meio suporte, que neste caso atua como filtro retentor de partículas de maior tamanho (Vymazal, 2005).

A capacidade de filtração em uma WC também depende das características do meio suporte, tais como o tamanho das partículas, o tempo de operação do meio suporte na WC, a direção e comportamento hidrodinâmico do fluxo do esgoto no leito de tratamento, entre outros (Stefanakis e Tsihrintzis, 2012).

A sedimentação nas WCs ocorre com a deposição no fundo da unidade de tratamento ou no meio suporte dos compostos poluentes constituintes do esgoto. Esse processo ocorre em virtude da diferença de densidade entre a água e os poluentes presentes (mais pesados) (Kadlec e Wallace, 2009). Certas frações de nitrogênio orgânico incorporadas aos detritos nas WCs podem se tornar indisponíveis temporariamente ao ciclo do nitrogênio por meio dos processos de formação de turfa e aterramento nos sedimentos (Vymazal, 2007).

De acordo com Vymazal e Kröpfelová (2008), processos físicos como a sedimentação e filtração não atuam isoladamente nas WCs. Ocorrem em conjunto com reações bioquímicas,

como a oxidação da matéria orgânica por micro-organismos, ou químicas, como a precipitação de compostos insolúveis.

Conforme Metcalf e Eddy (2016), durante a digestão anaeróbia, magnésio, amônia e fosfato são liberados. Se as concentrações dos íons magnésio (Mg^{2+}), amônia (NH_4^+) e ortofosfato solúvel (PO_4^{3-}) excederem os limites de solubilidade e estiverem em pH adequado (próximo a 10) ocorrerá a formação de um precipitado denominado de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$). O processo de formação de estruvita dependerá de fatores como a força iônica, pH, alcalinidade e temperatura do esgoto.

Outro mecanismo físico-químico responsável pela a remoção específica de contaminantes presentes no esgoto, como a amônia, é a adsorção. Entretanto, a natureza do meio suporte constituinte dos ambientes de WCs é fundamental para desenvolvimento do processo de adsorção de contaminantes do meio (Kadlec e Knight, 1996).

A adsorção consiste na forma de interação entre moléculas, em que os contaminantes (presentes no esgoto) se aderem e são adsorvidos na superfície de uma substância (meio suporte). Essa interação entre adsorvido e adsorvato pode ocorrer por meio de forças de interações físicas ou químicas (Reddy e D'angelo, 1997).

Na adsorção física, as moléculas ou átomos se aderem à superfície do adsorvente, em geral, através de forças de Van der Waals, que são ligações intermoleculares de longo espectro, porém, muito fracas e incapazes de formar ligações químicas. Por esse motivo, a adsorção física é um processo reversível (quando revertido, o processo se chama dessorção) (Sakadevan e Bavor, 1998). Neste processo há limite de saturação e, caso esse valor seja ultrapassado, esses sistemas tornam-se incapazes de retê-lo por sorção.

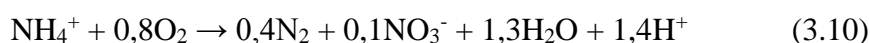
Quando o processo de adsorção se dá por meio de interações de natureza química, é chamada de quimiossorção. Nesse tipo de interação, a adesão do adsorvato à superfície do adsorvente se estabelece por ligações químicas, em geral, covalentes (o tipo de ligação depende muito das substâncias que participam do sistema). Uma vez que há a formação de ligações químicas, trata-se de um processo exotérmico e irreversível (Kadlec e Wallace, 2009).

Em uma WC, a amônia ionizada pode ser adsorvida em reações com troca iônica com detritos, sedimentos inorgânicos ou com o solo. O íon amônia (NH_4^+) é geralmente adsorvido

como um íon permutável em argilas e/ou quimioadsorvido por substâncias húmicas (Vymazal, 2007).

Ling *et al.* (2011) testaram diversos meios suportes (zeolita, brita, vermiculita, turfa, solo, escória de forno e outros) no tratamento de esgoto em WC e estimaram que a zeolita foi o meio mais efetivo na retenção de amônia pelo processo de adsorção. Esses autores estimaram a capacidade de adsorção de NH_4^+ de 7.203,83 mg.kg⁻¹ de zeolita e eficiência de remoção de amônia do efluente entre 72 e 97,1%.

O processo CANON consiste no fenômeno de ocorrência simultânea de nitrificação parcial (conversão de NH_4^+ a NO_2^-) e o processo ANAMMOX. O princípio fundamental desse mecanismo de remoção de nitrogênio do esgoto é a coexistência mútua de organismos oxidantes aeróbios da amônia e bactérias anaeróbias ANAMMOX. Tal situação pode ocorrer devido às baixas condições oxidantes do meio (para inibir a ocorrência apenas do processo ANAMMOX ou para estimular a nitrificação parcial). A Equação (3.10) descreve o processo CANON.



Conforme Equação (3.10), a amônia é oxidada sob limitadas condições de oxigênio, gerando nitrogênio gasoso (N_2) e nitrato, reduzindo o pH do meio. Tal processo é extremamente vinculado a condições anaeróbias (Saeed e Sun, 2012). Sun e Austin (2007) encontraram 52% de remoção de nitrogênio em WC-FSSV, remoção que foi atribuída ao processo CANON.

3.4.3 – Fósforo

Fósforo em ambientes alagados ocorre na forma de fosfato orgânico (incorporado à biomassa viva ou morta) e inorgânico (polifosfato e ortofosfato). O ortofosfato livre, forma mineralizada do fósforo, é o único que pode ser utilizado diretamente pelas algas e macrófitas aquáticas, representando assim a principal ligação entre o fósforo orgânico e inorgânico no ciclo desse elemento (Vymazal, 2007).

O ciclo do fósforo é diferente do nitrogênio. Não há mudanças de valência durante a assimilação biológica do fósforo inorgânico ou pela decomposição do fósforo orgânico por micro-organismos (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Segundo Vymazal (2007), os mecanismos de transformação do fósforo nas WCs podem ser: sedimentação, adsorção/dessorção, precipitação, assimilação por plantas e micro-organismos, e mineralização.

Os únicos mecanismos responsáveis pela remoção de fósforo nas WCs são a adsorção, a assimilação por plantas e micro-organismos e a sedimentação. Entretanto, os dois primeiros processos são considerados saturáveis, o que acarreta capacidade limitada a longo-prazo para remoção desse poluente (Kadlec e Knight, 1996).

O potencial de transformação do fósforo, segundo mecanismos atuantes e os tipos de WCs, é apresentado na Tabela 3.10.

Tabela 3.10 – Potencial de transformação do fósforo segundo o tipo de WC.

Processo	WC-FS	WC-FSSH	WC-FSSV
Sedimentação	Alta	Zero	Zero
Adsorção	Baixa	Alta ^a	Alta ^a
Precipitação	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa
Assimilação ^b	Baixa	Baixa	Baixa

^a quando meios suportes especiais são utilizados

^b com rotineira poda da vegetação

Fonte: Vymazal (2007)

3.4.3.1 – Sedimentação

O acúmulo de fósforo nos sedimentos é considerado um dos maiores sumidouros desse elemento nas *wetlands*, representando significativa forma de remoção. Craft e Richardson (1998) observaram taxas de acúmulo de fósforo em *wetlands* naturais no Estados Unidos da ordem de 0,06 a 0,90 g.m⁻².ano⁻¹.

A sedimentação é um mecanismo com atuação considerável em WC-FS, com comportamento similar às lagoas de estabilização e de decantação, ambientes no qual o comportamento das partículas é descrito pela teoria de sedimentação. Em ambientes de tratamento com escoamento subsuperficial, tal processo pode ser desconsiderado ou muito baixo (Vymazal, 2007).

O fósforo orgânico pode sedimentar naturalmente (principalmente quando assimilados por micro-organismos ou detritos de plantas – fósforo orgânico) a baixas taxas. Entretanto, para que ocorra a sedimentação do fósforo solúvel no esgoto, é necessário que outros processos auxiliares se desenvolvam, como por exemplo, a precipitação, que será apresentada posteriormente (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

3.4.3.2 – Adsorção/dessorção

A adsorção refere-se ao movimento do fósforo solúvel inorgânico no esgoto para a superfície mineral do meio suporte por meio de interações físico-químicas. É um mecanismo atuante em WC-FSS, porém pouco presente em WC-FS, pois necessita da presença de meio suporte para ocorrer. Nesse meio ocorre a retenção do fósforo sem a penetração na superfície. A capacidade adsorviva de um meio suporte aumenta conforme a concentração de argila ou componentes minerais cresce (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Em WC-FSS, materiais ricos em alumínio, ferro, carbonato de cálcio e argilas especialmente preparadas (com elevada Capacidade de Troca Catiônica – CTC), podem ser empregados para melhorar esse mecanismo de remoção. O uso de meio suporte contendo zeolita, um mineral aluminossilicato cristalino com elevada capacidade de sorção apresentou eficiência de remoção de fósforo total de até 95% em WC-FSSV (Bruch *et al.*, 2011).

Além da constituição química do meio suporte, fatores como a temperatura e pH do esgoto são responsáveis por acelerar ou diminuir a capacidade de reação sorviva. A granulometria do meio suporte também é fator importante nesse mecanismo de remoção de poluentes. Material mais fino possui maior área específica, o que resulta em maior capacidade de sorção de fósforo. Por outro lado, menor granulometria reduz a condutividade hidráulica da WC, implicando na colmatação do leito de tratamento e criação de problemas no fluxo de escoamento do esgoto no sistema (Kadlec e Wallace, 2009).

Em solos ácidos, o fósforo inorgânico é adsorvido por óxidos de Fe e Al. Em pH's maiores do que 8,0, os compostos com Ca e Mg são dominantes para ocorrência da sorção (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

O balanço entre a adsorção e dessorção de fósforo mantém o equilíbrio entre as fases adsorvidas no meio suporte e livre na água. A capacidade de sorção é controlada por esse

equilíbrio. Caso o meio suporte esteja saturado, a sorção reduz-se, elevando a dessorção do fósforo. Esse fenômeno é definido como a capacidade tampão do fosfato, análoga ao pH em meio líquido (Vymazal, 2007).

Uma vez que a capacidade de adsorção do meio seja alcançada (saturada), não ocorre mais remoção de fósforo do esgoto, tornando-se então um processo de limitada capacidade de tratamento a longo prazo. Uma vez saturado, o meio suporte deve ser trocado ou lavado, o que implica em custos na manutenção da WC (Kadlec e Wallace, 2008).

3.4.3.3 – Precipitação

Mecanismos de remoção de poluentes por reações químicas, como a precipitação de compostos insolúveis, estão presentes nas WC-FSS e WC-FS. Segundo as características químicas do esgoto e do ambiente de tratamento no qual está inserido (principalmente do meio suporte), podem ocorrer reações de formação de precipitados (Reddy e D'angelo, 1994).

No caso do fósforo, a precipitação se refere à reação de íons fosfato com cátions metálicos, tais como Fe, Al, Ca ou Mg, formando cristais sólidos amorfos (precipitados). Tais reações ocorrem tipicamente em altas concentrações de fosfato ou dos metaloides (Vymazal, 2007). Uma variedade de cátions pode precipitar fosfato sob certas condições. O importante potencial mineral de precipitados no ambiente de WCs inclui a apatita ($\text{Ca}_5(\text{Cl},\text{F})(\text{PO}_4)_3$) e a hidroxiapatita ($\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$) (Reddy e D'angelo, 1994).

Além desses precipitados, conforme já comentado anteriormente, a presença de íons magnésio (Mg^{2+}), amônia (NH_4^+) e ortofosfato solúvel (PO_4^{3-}), em adequado pH, temperatura e alcalinidade pode acarretar na formação de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), havendo então a precipitação e remoção conjunta de N e P do esgoto. A formação de estruvita pode ser descrita pela genérica Equação (3.11) (Metcalf e Eddy, 2016).



Segundo Metcalf e Eddy (2016), os íons Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} e Ca^{2+} são os principais responsáveis pela formação de precipitados insolúveis de fósforo no esgoto. A presença desses íons no esgoto pode remover fósforo de maneiras diferentes: formação de hidratos

férricos ou óxidos de alumínio que servem como substrato para adsorção do fósforo; incorporação de fosfato em estruturas de óxidos hidratados; formação de fosfato férrico ou de alumínio.

Os íons metálicos apresentados anteriormente formam precipitados insolúveis principalmente com o fósforo na forma de ortofosfato. Fósforo orgânico e polifosfatos são, também, parcialmente removidos da coluna líquida por reações mais complexas e por adsorção em partículas floculentas (Metcalf e Eddy, 2016).

Após a formação desses precipitados, a remoção do fósforo no esgoto se dará por filtração ou sedimentação, tornando-o momentaneamente indisponível no esgoto. De qualquer forma, esse poluente não deixará de existir no ambiente de WC, mas apenas estará indisponível na forma solúvel. Variando as condições ambientes (pH ou Eh, por exemplo), o precipitado poderá dissolver-se e tornar o fósforo solúvel no meio novamente (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

O fosfato férrico ocorre a pH próximo a 3,5, e não ocorre acima de 5. Para o fósforo formar hidroxiapatita como precipitado, há necessidade de que o pH do meio seja superior a 9, possibilitando a reação entre os íons de cálcio e fosfato (Metcalf e Eddy, 2016).

Segundo Vymazal e Kröpfelová (2008), os processos químicos de adsorção e precipitação de fósforo em WCs são mais importantes do que a absorção desse elemento pelas plantas.

Alguns dos fatores intervenientes na formação/dissolução de precipitados insolúveis no ambiente de WC são pH, temperatura, potencial de oxirredução, concentração de fósforo e de outros compostos que possam reagir com esse (Kadlec e Wallace, 2009).

A solubilidade do fósforo no ambiente de tratamento é influenciada pelo pH e Eh. Com pH variando de 5 - 8 e Eh próximo a 300 mV, a solubilidade do fósforo é baixa. Entretanto, se o valor de Eh decair para - 250 mV, a solubilidade do fósforo aumenta para todos os níveis de pH, resultando em altas concentrações de P no meio líquido. De forma geral, a solubilidade do fósforo é elevada sob condições de baixo pH e Eh (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

3.4.3.4 – Assimilação

A assimilação (transformação de fósforo inorgânico em orgânico) em ambiente de WCs se dá por meio da ação de micro-organismos e plantas. A comunidade microbiana (biofilme) aderida ao meio suporte e às raízes da vegetação é a responsável pela fixação de amônia (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e fosfatos (PO_4^{3-}) (Sun *et al.*, 2005).

A assimilação por micro-organismos é muito rápida e ocorre a baixíssimas magnitudes. Isso decorre em virtude de que o crescimento e multiplicação dos micro-organismos ocorre em altas taxas. No tratamento de esgoto em WCs, a influência da assimilação de fósforo por micro-organismos na remoção deste poluente pode ser praticamente desconsiderada (Vymazal, 2007).

Além da biomassa, a vegetação também é capaz de absorver fósforo presente no esgoto, também em pequenas quantidades. Em seu trabalho, Brasil *et al.* (2007) notaram que a vegetação foi responsável pela absorção de 1,64% do total de fósforo presente no esgoto que adentrou na WC em estudo.

Segundo levantamento realizado por Vymazal e Kröpfelová (2008), a carga média removida de fósforo total de águas residuárias pela espécie *Eichhornia crassipes* em WC-FSS foi de $73 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Já a carga de remoção de nitrogênio total por esta planta foi de $407 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Tais autores sugerem que há proporção direta entre a assimilação de P e a disponibilidade de N no ambiente, o que implica que, para absorção de fósforo pelas plantas, deve-se ter adequada relação N:P.

O fósforo é nutriente necessário para o crescimento das plantas e sua ocorrência em águas naturais e residuárias dá-se quase que exclusivamente na forma de fosfatos (PO_4^{3-}), que podem ser classificados como ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Para Hussar (2001), estes ortofosfatos estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem a necessidade de conversões a formas mais simples.

O fósforo solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares da vegetação. Em contrapartida, a fração pouco solúvel pode associar-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio (formando precipitados insolúveis), dificultando a sua assimilação pelas plantas e micro-organismos (Sousa *et al.*, 2004).

A maior parte do fósforo é absorvida pelas plantas através de seu sistema radicular. A assimilação pelas folhas e brotos é restrita a espécies submersas, e mesmo assim, em quantidade muito baixa. A absorção de fósforo pelas plantas ocorre em maior quantidade durante o início do crescimento. Entretanto, o aumento da biomassa não deve ser contabilizado como parte de um sistema removedor de fósforo a longo prazo (Kadlec e Knight, 1996). Além disso, o fósforo absorvido pode retornar ao ambiente de *wetlands* após a morte e decomposição da planta (Vymazal, 2007).

De acordo com Vymazal e Kröpfelová (2008), a acidez do ambiente afeta a disponibilidade de fósforo e, conseqüentemente, a sua disponibilidade para as plantas. Em geral, com pH baixo (condições ácidas), o fósforo liga-se fortemente às partículas do meio suporte e forma compostos insolúveis (precipitados), não absorvíveis pela vegetação.

Com poda rotineira do sistema foliar, a assimilação de fósforo pela vegetação de WC pode ser considerada um processo de remoção desse poluente do esgoto. Caso as folhas da vegetação não sejam retiradas, ao fim de sua vida, essas podem tornar-se detritos e “redistribuir” o fósforo ao meio líquido através de sua degradação biológica (mineralização) (Kadlec e Wallace, 2009).

3.4.3.5 - Mineralização

Dentro das WCs, ocorre a mineralização de folhas, raízes e biomassa mortas, além dos próprios compostos orgânicos presentes no esgoto. O processo de mineralização do fósforo consiste na transformação da fração orgânica em compostos inorgânicos (ortofosfato, por exemplo) por micro-organismos específicos. Esse não é um mecanismo de remoção de fósforo, mas apenas de transformação (Kadlec e Wallace, 2009).

A decomposição do fósforo orgânico e sua transformação (mineralização) em fósforo inorgânico é realizado por bactérias. Esses micro-organismos são também responsáveis por regular o fluxo de fósforo na interface sedimentos-coluna d'água (Vymazal, 2007).

Embora não seja um processo de remoção de fósforo, a mineralização é de fundamental importância no tratamento de esgoto, pois transforma o fósforo orgânico em formas disponíveis (ortofosfato, por exemplo) para serem assimiladas por micro-organismos e plantas, adsorvidas ou precipitadas (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

3.5 - INFLUÊNCIA CLIMÁTICA NO TRATAMENTO DE ESGOTO EM WETLANDS CONSTRUÍDAS

Além das diversas funções descritas no item 3.2.3.4, as macrófitas aquáticas ainda apresentam uma característica peculiar: liberação de água para a atmosfera, denominada transpiração. Associando à evaporação da água (apenas por princípios físicos) com a transpiração das plantas, tem-se a evapotranspiração (EVT), importante fenômeno presente nas WCs que pode interferir nos processos de tratamento de esgoto, principalmente quando a EVT possui elevada taxa (Białowiec *et al.*, 2007; Headley *et al.*, 2012).

A evaporação é um processo físico endotérmico no qual o líquido, nesse caso a água, é vaporizado (mudança de estado líquido para gasoso). Diferentemente da ebulição, não há necessidade de se atingir a temperatura de 100°C para que a mudança de estado físico ocorra. É influenciada principalmente pela incidência de radiação solar (fonte de calor), temperatura, umidade e incidência de ventos. A exposição da camada aquosa aos raios solares e à atmosfera é fator preponderante para ocorrência da evaporação da água em ambientes de WCs. WC-FS possuem taxa de evaporação de água maior do que WC-FSS com as mesmas condições climáticas e tamanho dos leitos de tratamento, uma vez que o contato esgoto-atmosfera é maior em WC-FS (Kadlec e Wallace, 2009).

Perdas por evaporação são consideravelmente grandes em reservatórios de água (seja para abastecimento humano ou hidroelétricas) devido principalmente à enorme área superficial exposta aos raios solares. Em estudo de Curtarelli *et al.* (2013), realizado no reservatório da hidroelétrica de Itumbiara, Goiás (clima tropical subúmido), estimou-se que durante um ano cerca de 2.300 mm de água foi evaporada, correspondendo a cerca de 10% do volume total de água do reservatório. WC-FS possuem comportamento similar, pois apresentam grandes áreas de contato esgoto-atmosfera. Entretanto, com a presença de macrófitas aquáticas, as perdas de água para atmosfera são ainda maiores (Białowiec *et al.*, 2007).

A transpiração das macrófitas consiste em um processo que permite regular a quantidade de água presente no interior da planta. Quando em excesso, a água é liberada sob a forma de vapor através de pequenos poros (estômatos) existentes nas folhas das plantas. Esse processo possibilita a eliminação do excesso de água presente na planta, impedindo a destruição de seus tecidos. A transpiração também auxilia na manutenção do equilíbrio da temperatura (evitando o aquecimento dos tecidos) e na fotossíntese da planta. A perda de água por meio dos estômatos é fundamental para o surgimento de um gradiente negativo que favorece a

subida da água e sais minerais pelos vasos do xilema até às folhas, essenciais para o desenvolvimento das funções vitais da planta (Figura 3.16) (Kerbaudy, 2008).

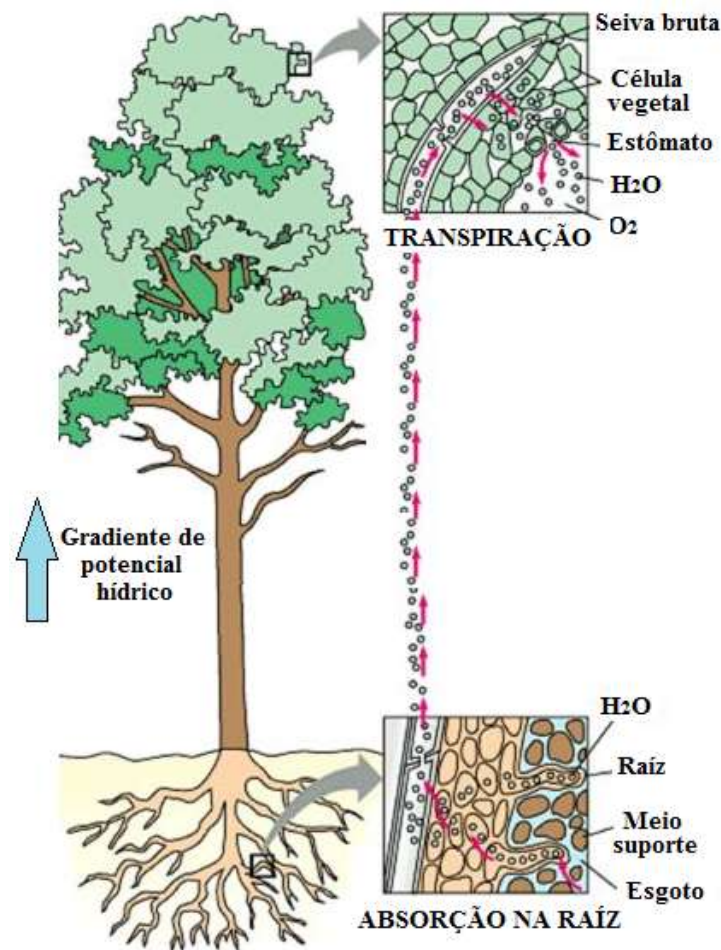


Figura 3.16 Imagem ilustrativa do processo de transpiração das plantas.
Fonte: Adaptado de Biogeogilde (2009).

O processo de transpiração de espécies vegetais é regulado pelos estômatos, que abrem e fecham (regulam) consoante a existência de maior ou menor concentração de água presente na planta. Os estômatos também possuem em seu interior pequenas estruturas de clorofila, o que permite as plantas controlarem a quantidade de água liberada para a atmosfera conforme a luminosidade do ambiente (Jones, 1998; Kerbaudy, 2008).

Fatores ambientais como umidade, luminosidade, temperatura e intensidade do vento são preponderantes para a estimativa da taxa de transpiração nas plantas. Quando o ambiente circundante apresenta umidade relativamente alta e não há presença de vento, ocorre menor taxa de transpiração, enquanto num ambiente com baixa umidade, a taxa de transpiração será maior. Plantas que habitam ambientes muito quentes e áridos possuem adaptações que lhes

permitem diminuir a taxa de transpiração de forma a evitar a perda de água necessária à sua sobrevivência (Jones, 1998; Kerbaui, 2008).

Devido às características específicas de cada estômato, os seus mecanismos de controle dependem não só das condições abióticas (umidade, temperatura, vento e luminosidade), mas também das características fisiológicas que caracterizam cada espécie vegetal. Nem todas as plantas possuem a mesma quantidade de estômatos e, conseqüentemente, cada espécie apresenta demanda hídrica diferente (Jones, 1998).

A estimativa da EVT em WCs ocorre geralmente através do uso de modelos matemáticos ou do cálculo do balanço hídrico no sistema. Modelos numéricos baseados na equação de Penman-Monteith são bastante utilizados para quantificação da EVT de referência (ET_o). Entretanto, o uso desses modelos requer o entendimento dessas complexas equações e necessita de grande quantidade de dados (Equação 3.12).

$$ET_o = \frac{0,408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \cdot \frac{900}{T + 273} \cdot u \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot u)} \quad (3.12)$$

Sendo:

R_n : saldo de radiação à superfície da vegetação ($MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$); G : densidade do fluxo de calor do solo ($MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$); T : temperatura do ar a 2 m de altura ($^{\circ}C$); u : velocidade de vento a 2 m de altura ($m \cdot s^{-1}$); e_s : pressão de vapor de saturação (kPa); e_a : pressão parcial de vapor (kPa); Δ : declividade da curva de pressão de vapor de saturação ($kPa \cdot ^{\circ}C^{-1}$); γ : coeficiente psicrométrico ($kPa \cdot ^{\circ}C^{-1}$).

O cálculo da ET_o é um método recomendado pela FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*) para estimativa da EVT de referência de determinada cultura, porém, para ser utilizado em áreas agrícolas abertas, mas que pode ser aplicado para WCs (Milani e Toscano, 2013; Beebe *et al.*, 2014). Por outro lado, um método com maior facilidade de obtenção e processamento dos dados é o balanço de massa. Nesse método, as entradas e saídas de um sistema de controle são quantificadas, considerando a EVT como mecanismo de “saída” de água da WC. É um método bastante utilizado devido ao baixo número de variáveis requeridas e facilidade de cálculo (Białowiec e Wojnowska-Baryla, 2007; Chazarenc *et al.*, 2010).

Alguns estudos que quantificaram as taxas de EVT em ambientes de WCs podem ser encontrados na literatura, conforme alguns deles são apresentados na Tabela 3.11.

Tabela 3.11 – Estudos de quantificação da taxa de EVT em WCs.

WC	EVT (mm/ano)	Perdas ^a (%)	Espécie vegetal	Autor
FSSV	496 – 1.102	28 – 46	<i>Salix amygdalina</i>	Białowiec <i>et al.</i> (2007)
FSSV	978 – 1.818	31 – 63	<i>Phragmites australis</i>	Białowiec e Wojnowska-Baryła (2007)
FSSH	3.048 – 3.899	ND	<i>Phragmites australis</i>	Borin <i>et al.</i> (2011)
FSSH	3.874	9 – 27	<i>Phragmites australis</i>	Headley <i>et al.</i> (2012)
FSSH	4.438	ND	<i>Phragmites australis</i>	Milani e Toscano (2013)
FSSV	357 – 1.682	30 – 92	<i>Phragmites australis</i>	Białowiec <i>et al.</i> (2014)
FSSV	2.534	8 – 67	<i>Chrysopogon zizanioides</i>	Silva Júnior <i>et al.</i> (2015)

^aperdas em relação ao volume de esgoto de água residuária na WC

ND: informação não disponível

Segundo a Tabela 3.11, as taxas de EVT em WCs podem corresponder a valores superiores a 90% da carga hidráulica aplicada no leito de tratamento. Isso significa que, dependendo das condições climáticas, tipo de vegetação e características hidráulicas da WC, a disposição final do efluente tratado nas WCs pode ser reduzido significativamente. Por outro lado, a “perda” de água para a atmosfera aumenta a concentração de poluentes no esgoto sendo tratado em WCs, fato que muitas das vezes não é considerado no dimensionamento desses sistemas de tratamento (Headley *et al.*, 2012).

Além da EVT, a precipitação (PCT) é elemento importante nos processos de tratamento de esgoto em WCs. Ao contrário da EVT, que promove a retirada, a PCT introduz determinado volume de água no ambiente de tratamento, o que implica na redução da concentração de poluente no esgoto em tratamento. A consideração do balanço hídrico (EVT e PCT) é de fundamental importância, mas muitas vezes negligenciado nos estudos dos mecanismos de remoção de poluentes e no dimensionamento nas WCs.

Normalmente, a eficiência (E) de tratamento em WCs é calculada com base somente nas concentrações (geralmente em mg.L⁻¹) afluyente (Ca) e efluente (Ce) dos poluentes no esgoto (Equação 3.13), desconsiderando as contribuições da EVT e PCT no balanço hídrico do sistema de tratamento. A negligência quanto à consideração dos parâmetros climáticos EVT e PCT no cálculo da remoção de poluentes em WCs pode subestimar a eficiência dos processos (Almeida e Ucker, 2011).

$$E (\%) = \frac{(C_a - C_e) \times 100}{C_a} \quad (3.13)$$

Considerando a EVT nos processos de remoção de poluentes em WCs, utiliza-se a carga poluente, concentração (C) x vazão (Q), no cálculo da eficiência (E) do sistema de tratamento (Equação 3.14).

$$E (\%) = \frac{(C_a \times Q_a - C_e \times Q_e) \times 100}{C_a \times Q_a} \quad (3.14)$$

Na Equação 3.13, as perdas por EVT e os ganhos por PCT não são considerados na estimativa da eficiência do tratamento da WC. Já pela Equação 3.14, o volume líquido “perdido” para a atmosfera, ou “ganho” pela PCT é incorporado ao cálculo da eficiência (Almeida e Ucker, 2011).

Mesmo com a Equação 3.14, que considera os efeitos climáticos (EVT e PCT) no tratamento do esgoto em WCs, são escassos os trabalhos que contribuam para o entendimento de como a EVT e PCT realmente influenciam nos mecanismos de remoção dos poluentes. A Equação 3.14 considera a WC como um sistema de “caixa-preta”, calculando apenas sua eficiência global, e desconsiderando as interações “entremeio”, principalmente das cinéticas de remoção de poluentes segundo a hidrodinâmica da WC.

3.6 - MODELOS HIDRODINÂMICOS

O modelo hidrodinâmico de uma WC, considerando-a como um reator bioquímico, importante estimador da forma como o poluente é transportado dentro do reator, é função do tipo de alimentação (batelada ou contínuo) e do padrão de mistura (Von Sperling, 2014).

O entendimento do modelo hidráulico que melhor representa o fluxo de esgoto dentro de uma WC é fundamental para otimização dos processos de remoção de poluentes, pois possibilita maior interação microrganismo-planta-meio suporte-poluente (Kadlec e Wallace, 2009).

Levenspiel (2000) classifica os principais modelos de escoamento (Figura 3.17): Reator em fluxo pistão (a); Reator de mistura completa (b); Modelo de fluxo disperso; Modelo de tanques-em-série (c). Os modelos de reatores em fluxo pistão e de mistura completa são idealizados, não representando exatamente o comportamento do elemento de fluido no reator. Entretanto, são modelos de fácil representação matemática, o que não acontece com os demais modelos não-idealizados.

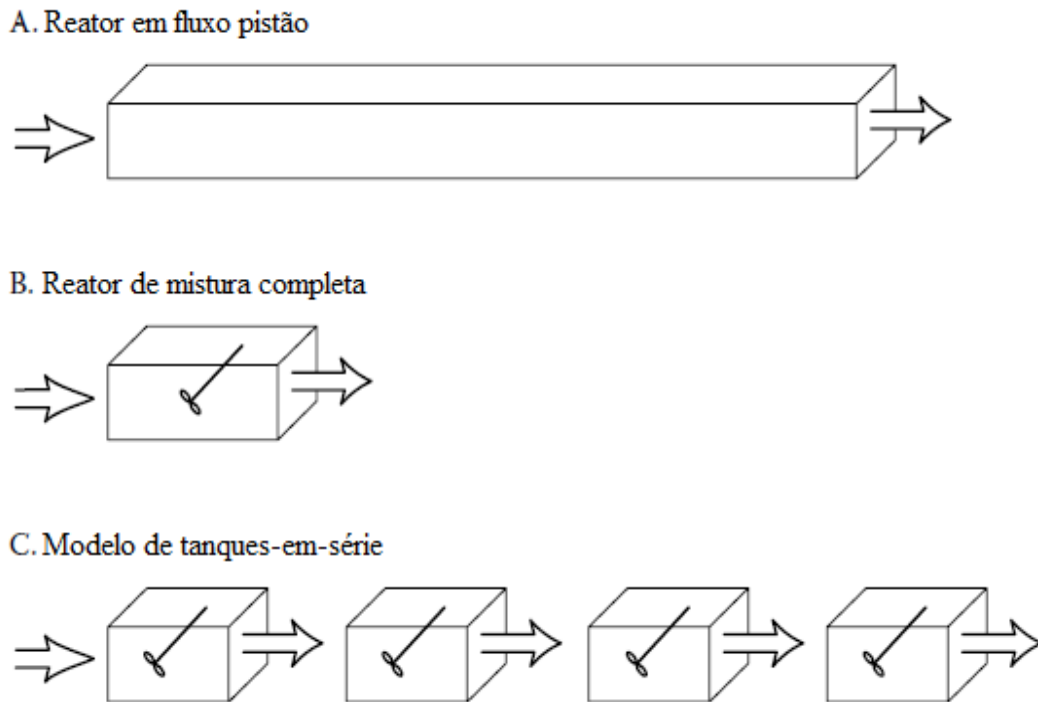


Figura 3.17 Imagem representativa dos principais modelos de escoamento em reatores. Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

3.6.1 – Reator em fluxo pistão

Em reatores de fluxo pistão (PFR – *Plug Flow*), os elementos de fluido entram continuamente em uma extremidade, escoam através do meio suporte (no caso das WC-FSS) e são descarregadas na saída, na mesma sequência em que entraram. O fluxo se comporta como um êmbolo ou pistão, sem mistura ou dispersões longitudinais. Os elementos de fluido mantêm sua identidade e permanecem no reator por período igual ao tempo de detenção hidráulica (Von Sperling, 2014).

O comportamento hidráulico de poluentes em reator PFR pode ser descrito pela Equação (3.15).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + r \quad (3.15)$$

Sendo, Q: vazão de entrada no reator ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), A: área superficial do reator (m^2), $\frac{\partial C}{\partial t}$: variação da concentração do poluente em função do tempo, $\frac{\partial C}{\partial x}$: variação da concentração do poluente em função do comprimento do reator, r: taxa cinética de degradação do poluente.

O fluxo pistonado é bastante adotado para caracterizar WC-FSSH (principalmente para o seu dimensionamento) com longos comprimentos, tendo elevada relação comprimento/largura, caracterizando-se como reator no qual a dispersão longitudinal é mínima ou de pequena extensão (Sezerino *et al.*, 2015). Por apresentarem elevada dispersão, as WC-FSSV não são consideradas como reatores PFR.

3.6.2 – Reator de mistura completa

Nos reatores de mistura completa, também denominados CSTR – *Continuous Stirred Tank Reactor*, os elementos de fluido que entram na WC são imediatamente dispersos (em mistura completa) em todo o corpo do reator. Tanto o fluxo de entrada como o de saída são contínuos e as partículas deixam o reator em proporção à sua distribuição estatística (geralmente, uma curva ou função Log-Gauss ou exponencial) (Von Sperling, 2014).

O comportamento hidráulico de poluentes em reator CSTR em estado estacionário pode ser expresso conforme a Equação (3.16).

$$\frac{dC}{dt} + \frac{Ca}{\theta} = \frac{Ce}{\theta} \quad (3.16)$$

Sendo, $\frac{dC}{dt}$: variação concentração do poluente em função do tempo, Ca: concentração afluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), Ce: concentração efluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), θ : tempo de detenção hidráulica (d).

Também é um modelo hidráulico idealizado, pois não existe mistura completa em WCs reais. Porém, é bastante utilizado para representar o comportamento hidrodinâmico em WC-FSSV. Dependendo da configuração das estruturas de aplicação e saída do esgoto, e das dimensões do reator, as WC-FSSV podem aproximar-se de reatores de mistura completa (Saeed e Sun, 2011).

3.6.3 – Modelo de fluxo disperso

O modelo hidráulico de fluxo disperso representa um modo de escoamento em que ao modelo de fluxo de pistão se superpõe um certo grau de dispersão. Na realidade, a maior parte das WCs apresentam comportamento hidrodinâmico de fluxo disperso. Entretanto, como são difíceis de serem modelados (obtenção difícil do parâmetro denominado número de dispersão – d – Equação 3.17) usualmente se fazem aproximações para um dos modelos idealizados (pistão ou mistura completa) (Metcalf e Eddy, 1991; Levenspiel, 2000).

$$d = \frac{D}{\mu L} \quad (3.17)$$

Sendo, D : coeficiente de dispersão longitudinal; μ : velocidade do escoamento ($m.s^{-1}$); L : comprimento do reator (m).

Valores do número de dispersão do reator próximos a zero indicam tendência de escoamento pistonado, enquanto valores com grande dispersão (tendendo ao infinito) sugerem escoamento com mistura completa (Levenspiel, 2000).

Dependendo das características estruturais da WC, seu fluxo hidrodinâmico pode estar mais próximo ao de um reator de mistura completa ou de fluxo pistão. WC-FSSH e WC-FS com elevada relação comprimento/largura tendem a apresentar comportamento hidrodinâmico mais próximo ao reator do tipo pistão. Já as WC-FSSV com geometria quadrada ou cilíndrica (a aplicação e saída de esgoto distribuída de maneira uniforme) possuem comportamento hidrodinâmico com tendência ao reator de mistura completa (Kadlec e Wallace, 2009).

As características do fluxo hidrodinâmico de uma WC, principalmente as das WC-FSS, podem apresentar variações ao longo do tempo. Efeitos decorrentes da colmatação (entupimento) dos leitos de tratamento e crescimento do sistema radicular das plantas podem ser responsáveis pelas mudanças no fluxo das WCs, promovendo a criação de “caminhos preferenciais”, “zonas mortas” e outros problemas que afetam o comportamento hidráulico do esgoto na célula de tratamento (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

3.6.4 – Modelo de tanques-em-série

O modelo de tanques-em-série (TIS – *Tanks-In-Series*), pode ser utilizado em substituição ao modelo hidrodinâmico de fluxo disperso, mais difícil de ser modelado matematicamente. O modelo TIS (com entrada e saída de esgoto contínuo) é usado para descrever o regime hidrodinâmico existente entre os fluxos idealizados de pistão e mistura completa. No modelo TIS, a WC é representada por determinado número (N) de CSTR em série. Caso a série de tanques seja composta por apenas um único tanque, o sistema reproduzirá um reator de mistura completa. Se o sistema apresentar infinitos reatores em série, o fluxo pistão será reproduzido (Kadlec e Wallace, 2009).

A família de curvas que representa o comportamento do modelo TIS pode ser descrito pela Equação 3.18.

$$F(t) = \frac{N^N \cdot t^{N-1}}{TDHr^N \cdot (N-1)!} e^{-\frac{Nt}{TDHr}} \quad (3.18)$$

Sendo, F(t): função descritiva da concentração do traçador hidrodinâmico em função do tempo, N: número de tanques-em-série representativo do escoamento, TDHr: tempo de detenção hidráulica real do reator (d).

É um modelo bastante utilizado para representar a hidrodinâmica de WC-FSSH e WC-FS, mas que também pode ser aplicado às WC-FSSV. Conforme Kadlec e Wallace (2009), a obtenção do número de tanques (N) representativo do modelo é importante parâmetro na descrição do comportamento de substâncias reativas e não reativas nas WCs.

3.7 - MODELOS CINÉTICOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES

Os modelos cinéticos de reações em WCs podem ser considerados como de dois grupos: os de estado estacionário (permanente) e os de estado dinâmico. O estado estacionário é aquele no qual não há acúmulo de composto no sistema, ou seja, a concentração do poluente e vazões (entrada e saída) do esgoto na WC são constantes, fato que não ocorre na realidade. No estado dinâmico ou de transição, há variação da concentração e vazões em função do tempo. O estado dinâmico é o prevaiente em sistemas de tratamento de esgoto por WCs, porém modelos matemáticos de estado dinâmico são mais difíceis de serem aplicados por que não possuem solução analítica (Metcalf e Eddy, 2016).

As reações de produção e consumo de compostos do esgoto em WCs podem ser descritas segundo modelos cinéticos. Os principais modelos utilizados para compreensão do comportamento dos poluentes nas WCs são: cinética de 1ª Ordem, cinética de Grau de 2ª Ordem, cinética de Monod, cinética de Monod Multi e cinética de Stover-Kincannon (Saeed e Sun, 2011; Huang *et al.*, 2014; Von Sperling, 2014).

3.7.1 - Cinética de 1ª Ordem

Na cinética de 1ª ordem, a taxa de reação (r) bioquímica em um reator (WC) é diretamente proporcional à concentração (C_e) do poluente no reator (Equação 3.19).

$$\frac{dC}{dt} = \frac{-K_v \cdot C_e}{1} \quad (3.19)$$

Onde, K_v é a constante de degradação volumétrica do poluente (d^{-1}).

A cinética de 1ª Ordem é a mais utilizada na representação dos fenômenos de remoção de poluentes em WCs por processos biológicos. Entretanto, reações de “produção” de poluentes (por isso o sinal \pm) também podem ser descritos por essa cinética. Esse modelo sugere que reações irreversíveis ocorrem nos processos de tratamento de esgoto com taxa proporcional à concentração do poluente (Kadlec, 2000).

Modelos que combinam a cinética de 1ª Ordem de remoção de matéria orgânica com reator do tipo de pistão são os mais utilizados no Brasil para dimensionamento de WC-FSSH e WC-FS (Sezerino *et al.*, 2015). WC-FSSV também são dimensionadas segundo a cinética de 1ª Ordem, porém, considerando outro tipo de fluxo hidrodinâmico (CSTR, por exemplo).

Em sistemas de tratamento de esgoto, bem como na natureza, os processos envolvendo reações bioquímicas podem ser explicados pela cinética de 1ª Ordem: remoção de matéria orgânica, decaimento de organismos patogênicos, introdução de oxigênio dissolvido, entre outros. No entanto, o comportamento do nitrogênio, fósforo e outros poluentes do esgoto nas WCs não são bem representados por esse modelo cinético (Von Sperling, 2014).

Essa cinética considera que a taxa de reação ou remoção (r) de determinado poluente em WC é variável em função da concentração (C) em um dado tempo (t). Entretanto, como a maioria dos dados disponíveis para reatores são apenas das concentrações afluente (C_a) e

efluente (C_e), tem-se apenas a taxa de remoção global (r_g) do reator. Reações intermediárias são difíceis de serem verificadas em WCs em escala real (Kadlec, 2000).

Os modelos cinéticos de 1ª Ordem podem ser expressos segundo o coeficiente de área (k_a) ou volume (k_v) do reator, baseado na premissa de como o poluente pode ser degradado (em função da área ou volume, respectivamente). WC-FSSV são geralmente representadas em termos de k_v e WC-FSSH por k_a (Kadlec e Wallace, 2009). Sezerino *et al.* (2015) analisaram dados da literatura brasileira para WC-FSSH em que a constante k_a apresentou variação entre 0,36 e 1,69 d^{-1} na degradação de matéria orgânica (DBO e DQO). Valores de k_v em torno de 0,3 $m.d^{-1}$ foram obtidos por Saeed e Sun (2011) para remoção de DQO do esgoto por WC-FSSV.

O valor do coeficiente de degradação (k_a ou k_v) do poluente depende de fatores como temperatura do esgoto, tipo de fluxo hidrodinâmico, carga de poluente aplicada, dimensões da WC, entre outros fatores (Von Sperling, 2014; Sezerino *et al.*, 2015).

3.7.2 - Cinética de Grau de 2ª Ordem

A cinética de remoção de poluentes de 2ª Ordem é descrita pela Equação 3.20, na qual a taxa de reação (r) bioquímica em um reator é diretamente proporcional ao quadrado da concentração (C) do poluente.

$$r = \pm k.C^2 \quad (3.20)$$

A cinética de Grau de 2ª Ordem foi inicialmente proposta por Grau *et al.* (1975), a partir de modificações na Equação 3.20, em que se acrescentou a participação da concentração de biomassa (X) dentro do reator nos processos de remoção de poluentes. Assim, a taxa de degradação (ou produção) de poluentes no reator será proporcional à concentração de biomassa e ao quadrado da remoção relativa (C_a/C_e) do poluente pela WC. De forma similar ao modelo cinético de 1ª Ordem, a cinética de Grau de 2ª Ordem pode ser expressa segundo o coeficiente de degradação de área (k_a) ou de volume (k_v). A cinética de remoção de substrato de Grau 2ª Ordem é descrita pela Equação (3.21).

$$\frac{dC}{dt} = \frac{-K_v \cdot X}{1} \left(\frac{C_e}{C_a} \right)^2 \quad (3.21)$$

Onde k_v é a constante de remoção de poluente (d^{-1}) e X é a concentração de biomassa no reator ($mg\ SS.L^{-1}$). Os outros termos permanecem como anteriormente explicado para as equações anteriores.

Reações com cinéticas de 2ª Ordem geralmente não são muito utilizadas na descrição dos processos de tratamento de esgoto, com exceção de alguns despejos industriais específicos (Von Sperling, 2014). Por outro lado, estudos como Ni *et al.* (2010) e Padilla-Gasca e López (2010) observaram alta capacidade na cinética de Grau de 2ª Ordem de representar os processos de remoção de nitrogênio e matéria orgânica, respectivamente, em reatores biológicos. Estudos sobre cinética de Grau de 2ª Ordem em WCs ainda são bastante limitados.

3.7.3 - Cinética de Monod

A cinética de Monod foi inicialmente proposta por Jacques Monod (Monod, 1949), baseada nos princípios da cinética das reações enzimáticas desenvolvidos por Michaelis e Menten, aplicados ao crescimento bacteriano e degradação de poluentes do esgoto (Von Sperling, 2014). A taxa de reação (r) na cinética de Monod é dada pela Equação 3.22.

$$r = k_{max} \frac{C}{K_s + C} \quad (3.22)$$

Sendo, k_{max} : taxa máxima da reação ($mg.L^{-1}.d^{-1}$), C : concentração do substrato limitante ($mg.L^{-1}$) e K_s : constante de saturação ($mg.L^{-1}$). K_s também pode ser descrita como a concentração de substrato limitante de meia saturação. O substrato limitante é aquele em que, caso seja reduzida sua concentração, ocorrerá decréscimo da taxa de crescimento populacional bacteriano (Von Sperling, 2014).

A cinética de Monod, também conhecida como reação de saturação, é amplamente utilizada nos estudos do tratamento biológico de esgoto, pois representa aproximadamente as cinéticas de ordem zero e um, bem como a transição entre elas, dependendo da concentração do substrato limitante no meio. A grande vantagem do modelo de Monod é a sua estrutura, que permite representar de forma contínua a faixa de variação entre os extremos de escassez e abundância do nutriente no meio. Altas concentrações de substrato limitante fazem a

equação tender à cinética de ordem zero, enquanto que em baixas concentrações a cinética tende a ser de 1ª Ordem (Von Sperling, 2014).

A reação de saturação fornece melhor representatividade da interrelação entre a disponibilidade de substrato (poluente a ser degradado) e o crescimento da biomassa no reator (WC) do que os modelos cinéticos de ordem zero e um (Saeed e Sun, 2011). Essa cinética assume que apenas um único substrato é fator limitante no processo de remoção de poluente, seja a matéria orgânica (DBO ou DQO) ou algum nutriente, por exemplo.

Estudos desenvolvidos por Sun e Saeed (2009) e Saeed e Sun (2011) chegaram à conclusão de que o modelo de Monod foi mais adequado na representação dos fenômenos de remoção de matéria orgânica e nitrogênio do que a cinética de 1ª Ordem em WC-FSSV e WC-FSSH.

3.7.4 - Cinética de Monod Multi

A cinética de Monod Múltipla (ou Multi) é uma extensão da cinética de Monod, pois assume que mais do que um substrato (poluente) pode limitar a taxa de degradação de poluentes do esgoto nas WCs (Equação 3.23).

$$r = r_{\max} \frac{C_1}{K_{s1} + C_1} \cdot \frac{C_2}{K_{s2} + C_2} \quad (3.23)$$

Sendo: C_1 = concentração do substrato 1 (mg.L^{-1}), K_{s1} = constante de saturação do substrato 1 (mg.L^{-1}), C_2 = concentração do substrato 2 (mg.L^{-1}) e K_{s2} = constante de saturação do substrato 2 (mg.L^{-1}).

A cinética de Monod Multi é baseada na cinética de Monod, todavia, com a presença de mais de um substrato como fator limitante do processo de crescimento bacteriano e degradação de poluentes. No processo de desnitrificação, por exemplo, os substratos limitantes são a concentração de NO_3^- e matéria orgânica (geralmente considerada como DBO ou DQO). Assim, a cinética de Monod Multi consideraria nitrato e DBO (ou DQO) como os dois substratos limitantes. Já na degradação da matéria orgânica em WCs, os substratos limitantes são DBO (ou DQO) e OD (Saeed e Sun, 2011). Mais do que dois substratos também podem ser utilizados como limitantes pelo uso da cinética de Monod Multi.

Como a cinética de Monod Multi leva em consideração mais dados, teoricamente apresenta melhores resultados (em termos de representatividade de determinado fenômeno) do que a cinética de Monod convencional. A descrição da remoção de nitrogênio e matéria orgânica pela cinética de Monod Multi apresentou melhores resultados do que as cinéticas de Monod e de 1ª Ordem segundo estudo de Saeed e Sun (2011) em WC-FSSH.

3.7.5 - Cinética de Stover-Kincannon

A cinética de Stover-Kincannon (Equação 3.24) tem sido bastante utilizada na modelagem de sistemas com crescimento microbológico aderido (leitos fixos). Foi inicialmente proposta por Stover e Kincannon (1982) para representação de contator biológico rotativo.

$$r = \frac{Q.(Ca-Ce)}{V} = \frac{U_{max} \cdot \left(Q \cdot \frac{Ca}{A}\right)}{K_b + \left(Q \cdot \frac{Ca}{A}\right)} \quad (3.24)$$

Sendo: U_{max} : máxima taxa de remoção do substrato ($mg.L^{-1}.d^{-1}$) e K_b : constante de saturação do substrato ($mg.L^{-1}.d^{-1}$). Q : vazão afluente ($L.d^{-1}$); A : secção de escoamento do esgoto no reator (m^2); V : volume útil do reator (L).

Nesse modelo, a taxa de consumo de substrato é expressa em função da taxa de carga orgânica aplicada à cinética monomolecular (único substrato) em reatores de biomassa aderida. WC-FSS são sistemas de tratamento com essa característica e podem ser representados por essa cinética (Farzadkia *et al.*, 2015).

A cinética de Stover-Kincannon pode ser expressa em termos do volume do reator (mais adequada para WC-FSSV) ou da área superficial (WC-FSSH). Ela tem sido bastante utilizada para representação do tratamento de vários tipos de águas residuárias em diversos sistemas de tratamento de esgoto (além das WC), todavia, que possuem crescimento aderido de micro-organismos (Davutluoglu e Seckin, 2014).

Farzadkia *et al.* (2015) e Gholizadeh *et al.* (2015) observaram melhor adequação da cinética de Stover-Kincannon, em relação às cinéticas de 1ª e 2ª Ordens para tratamento de esgoto em WC-FSS.

3.8 – DIMENSIONAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS

O dimensionamento de WCs pode ser realizado por três classes de métodos: (1) modelagem cinética-fluxo; (2) especificação de carga aplicada; e (3) equações empíricas de regressão (Kadlec e Wallace, 2009).

3.8.1 - Modelagem cinética-fluxo

Esse método é um dos mais amplamente utilizados e efetivos para calcular as dimensões (área superficial ou volume) necessárias para a realização do tratamento de esgoto em WCs. Considera a associação entre determinada cinética de remoção de poluentes e o fluxo hidrodinâmico adotado para a WC.

Para facilidade no dimensionamento, em WC-FSSH ou WC-FS considera-se geralmente fluxo hidrodinâmico do tipo pistão. Em WC-FSSV, considera-se fluxo de mistura completa. A cinética de degradação de poluentes mais adotada no dimensionamento das WCs em geral é a cinética de 1ª Ordem (Vymazal e Kröpfelová, 2008; Kadlec e Wallace, 2009). Outras cinéticas (Grau de 2ª Ordem, de Monod, de Monod Multi, etc.) e tipos de fluxo hidrodinâmico (fluxo disperso, tanques-em-séries) são raramente utilizados, porém, passíveis de serem adotados.

A partir da cinética de 1ª Ordem, dependendo do fluxo hidrodinâmico adotado para a WC, obtém-se sua área (para WC-FSSH e WC-FS) ou seu volume (em WC-FSSV) considerando a carga poluente aplicada e a concentração efluente almejada. A profundidade (h) da WC geralmente é adotada, sendo em torno de 0,8 m para WC-FSSV e 0,4 m em WC-FSSH e WC-FSS (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

O método de modelagem cinética-fluxo é baseado nos modelos aplicados ao tratamento de esgoto por lagoas de estabilização, no qual, em geral, considera-se apenas a remoção de matéria orgânica carbonácea como critério de dimensionamento das WCs, negligenciando a remoção de nutrientes (como nitrogênio e fósforo, por exemplo) (Kadlec e Wallace, 2009; Sezerino *et al.*, 2015). Modelos que consideram a máxima remoção conjunta de matéria orgânica e nutrientes são pouco avaliados, muito embora a legislação ambiental brasileira estabeleça padrões de qualidade de nitrogênio e fósforo em água e esgoto (Brasil, 2005; Brasil, 2011). Caso as atenções do projetista estejam apenas focadas na remoção de matéria

orgânica, o sistema de WCs pode não atender às exigências legais da qualidade do esgoto tratado ou exigir algum processo de tratamento complementar.

Uma das principais dificuldades no dimensionamento das WCs é a obtenção das equações de referências para elaboração do projeto. Não há um roteiro de cálculo de dimensionamento que seja consenso na comunidade científica. Cada autor utiliza seu próprio critério e equações referenciais para calcular as dimensões e configuração de determinada WC. Essa falta de padronização sobre o método de dimensionamento mais adequado das WCs é algo visível, considerando o levantamento bibliográfico realizado.

Segundo Sezerino *et al.* (2015), o dimensionamento de WC-FSSH no Brasil é feito predominantemente considerando-se a cinética de 1ª Ordem e o fluxo hidrodinâmico pistonado. A grande vantagem desse método é sua simplicidade matemática, exigindo-se poucos cálculos e variáveis a serem utilizadas. Por outro lado, a representatividade da cinética de 1º Ordem associada ao reator em fluxo pistão no comportamento de determinados poluentes do esgoto pode muitas das vezes ser bastante baixa, tornando o projeto de dimensionamento ineficiente.

Modelos que combinam a cinética de 1º Ordem e fluxo disperso, como proposto por Wehner e Wilhem (1956), podem descrever melhor o comportamento de certos poluentes nas WCs, porém apresentam equacionamento matemático um pouco mais complicado, todavia com solução analítica. Já a combinação de modelo de fluxo disperso (ou modelo TIS, por exemplo) com cinéticas de remoção de ordem superior a um geram equações com soluções apenas numéricas, tornando-as menos acessíveis aos engenheiros e projetistas das WCs.

Outra limitação da modelagem cinética-fluxo é que o modelo não é capaz de considerar oscilações horárias ou diárias nas concentrações afluentes ao sistema de tratamento (esse dimensionamento considera sistema operando em estado estacionário). Além disso, o modelo não considera a possibilidade de variações nas condições ambientais (temperatura e precipitação, por exemplo) e ecológicas do ambiente de tratamento (Kadlec e Wallace, 2009).

3.8.2 - Especificação da carga aplicada

Outro método de dimensionamento de WCs bastante utilizado é a especificação de valores de cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas. Por meio da obtenção de relações empíricas, pode-se estimar a área superficial (ou volume) requerido para o leito de tratamento. Esse método parte da especificação de certa área de carregamento (orgânico ou hidráulico) ou da população equivalente (PE) adequada para dimensionamento da WC (Kadlec e Wallace, 2009).

Baseado em avaliações empíricas preliminares, obtêm-se valores recomendados de taxa de aplicação superficial ($\text{g DBO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), volumétrica ($\text{g DBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) ou hidráulica ($\text{L esgoto} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, por exemplo) para dimensionamento de uma nova WC. Pode-se ainda, por meio da obtenção do equivalente populacional, estimar a área requerida para tratar o esgoto gerado por cada indivíduo (m^2 de leito. habitante^{-1}).

Esse método baseia-se em considerar a wc como uma “caixa-preta”, em que não são consideradas as interações ou processos que ocorrem dentro das WCs, mas apenas as recomendações de valores observados em experiências prévias de sucesso, fato que negligencia muitas variáveis importantes no tratamento do esgoto (Rousseau *et al.*, 2004).

A maioria dos valores encontrados na literatura nacional reportam o carregamento orgânico em termos de DBO e DQO, com grande faixa de amplitude, conforme Tabela 3.12.

Tabela 3.12 – Relação de carga orgânica ideal aplicada nas WCs.

Carga ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Autor
2,08 ^a	Calijuri <i>et al.</i> (2009)
66,0 ^a	Olijnyk <i>et al.</i> (2007)
5,0 ^b	Olijnyk (2008)
909,2 ^b	Fia <i>et al.</i> (2008)
1,9 ^c	Olijnyk (2008)
41,0 ^c	Olijnyk <i>et al.</i> (2007)

^a carga orgânica medida em termos de DBO

^b carga orgânica medida em termos de DQO

^c carga medida em termos de SST

Em termos de taxa hidráulica superficial, a faixa de aplicação varia entre $19,0 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (Meira *et al.*, 2001) a $720,0 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (Cassini *et al.*, 2010). Ao contrário do método de modelagem cinética-fluxo, o método de especificação de carga possui abrangência tanto para remoção de nutrientes como para matéria orgânica (Rousseau *et al.*, 2004).

Matos *et al.* (2010) verificaram que as maiores taxas de remoção de material orgânico em WC-FSSH ocorrem com cargas de aplicação de 25-40 g DBO.m⁻².dia⁻¹. Já Matos *et al.* (2013) reportaram que variações de taxa de aplicação de material orgânico de 5,2 a 25,3 g DQO.m⁻² d⁻¹ apresentaram eficiência de remoção de DQO de 86 a 90%. Estudos como esses indicam quais as taxas de carregamento de poluentes mais adequadas para obtenção de determinada eficiência. A partir dessas taxas, a área ou volume do leito de tratamento é obtido.

A relação entre área e população equivalente (m².PE⁻¹) é empregada no dimensionamento expedito e, em muitos casos, como único critério de dimensionamento, notadamente para unidades residenciais unifamiliares. Para afluentes com características de esgoto doméstico e/ou sanitário, as faixas de aplicação encontram-se variando de 1 a 5 m².PE⁻¹, quando as WC são empregadas como tratamento secundário precedidos, na maioria dos casos, de decantodigestores (Philippi e Sezerino, 2004).

O método de especificação de carga é um dos mais robustos que pode ser utilizado para dimensionamento de WC, pois baseia-se na simples observação das melhores condições de operação de um conjunto de experimentos que, na maioria das vezes, possui condições climáticas e configurações de leitos totalmente diferentes. Tal variabilidade de condições de operação também eleva a faixa de valores recomendados como adequados (Rousseau *et al.*, 2004). Variações de 0,14 a 42 m².PE⁻¹ podem ser encontradas na literatura referente aos valores utilizados para relação área *per capita* empregadas em WC implantadas no Brasil (Sezerino *et al.*, 2015).

Como observado na literatura e apresentando anteriormente, há elevada variação dos valores de carga recomendados para projeto, o que torna difícil a confiabilidade do uso desse método para dimensionamento de WCs. Cada valor recomendado por determinado autor refere-se à sua específica configuração de WC. A mudança das características dessa estação de tratamento pode comprometer totalmente a eficiência de remoção dos poluentes, não valendo mais a carga recomendada. São fatores que podem alterar substancialmente o valor da carga de referência para projeto das WCs: tipo de unidade de tratamento preliminar; variação do clima; característica do esgoto (doméstico ou industrial); tipo de WC adotada e condições de operação e manutenção.

3.8.3 - Equações empíricas de regressão

O dimensionamento de WC pode ser realizado também por meio de equações empíricas, obtidas por métodos de regressão (linear ou múltipla) utilizando dados de instalações existentes que operam com sucesso. Em estudos preliminares, variáveis de entrada são relacionadas com as de saídas, obtendo-se equações que representem o comportamento do sistema de tratamento, dando informações sobre os valores ótimos para dimensionamento adequado da WC (Kadlec e Wallace, 2009).

Gumbrecht (1993) obteve boa correlação ($R^2 = 0,92$) entre a concentrações de entrada (C_o) e saída (C_e), junto ao tempo de detenção nominal (t) do esgoto, de nitrogênio total em WC-FS utilizando o método de regressão. Com a expressão obtida (Equação 3.25), é possível estipular a concentração de saída de nitrogênio total desejada baseando-se apenas nos valores de concentração de entrada e de t da WC.

$$C_e = 1,63 + 0,78.C_o - 1,7.\ln(t) \quad (3.25)$$

Kadlec e Knight (1996), analisando uma WC-FS, obtiveram uma expressão (Equação 3.26) com correlação muito baixa ($R^2 = 0,35$) das concentrações de entrada (C_o) e saída (C_e) de nitrato em WC com a carga hidráulica (q) aplicada ao sistema. Caso essa expressão apresentasse boa correlação, seria possível estipular a carga hidráulica adequada (e conseqüentemente as dimensões do leito de tratamento) para obter a concentração de saída de nitrato desejada.

$$C_e = 0,093.C_o^{0,474}.q^{0,745} \quad (3.26)$$

Já Tunçsiper *et al.* (2006), encontraram correlação intermediária, porém insatisfatória, de $R^2 = 0,67$ entre as variáveis concentrações de entrada (C_o) e saída (C_e) de amônia na WC-FSSH, pH e carga hidráulica (q). A expressão obtida possibilita o dimensionamento do sistema baseado nessas variáveis (Equação 3.27).

$$\frac{C_o - C_e}{C_o} = 0,371.pH - 0,0048.q + 0,080.C_o - 2,286 \quad (3.27)$$

Esse não é um método muito utilizado no dimensionamento das WCs devido a suas limitações. Ele também considera as WCs como “caixas-preta”. A WC que é um sistema complexo, com diversas interações, é simplificado e reduzido a dois ou três parâmetros apenas. Importantes fatores como o clima, tipo de meio suporte e configuração do leito de

tratamento, as vezes são negligenciados. Muitas das equações geradas pela regressão não contemplam variáveis importantes, como a EVT e PCT, por exemplo. Além disso, nem sempre as equações geradas pela regressão apresentam adequada representatividade da WC (baixo R^2 , por exemplo) (Rousseau *et al.*, 2004).

3.9 – DIMENSIONAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS: QUAL O MELHOR CAMINHO?

Dadas todas as limitações e dificuldades na escolha do melhor método de dimensionamento de WCs, o uso de modelos cinético-hidrodinâmicos se sobressai como mais adequado, pois esses modelos são baseados na tentativa de representação do tipo de escoamento e taxa de degradação dos poluentes no esgoto. Todavia, muitos modelos ainda carecem de adequações para elevar a representatividade dos fenômenos de tratamento de esgoto estudados nas WCs. Já as equações com maior capacidade de descrição (melhor ajuste estatístico) dos mecanismos de tratamento podem apresentar complexas resoluções, tornando-as inacessíveis para alguns profissionais. Essas são apenas algumas das dificuldades encontradas pelos projetistas (engenheiros e demais profissionais) no uso de WCs no tratamento de esgoto.

Trabalhos em escala real, considerando a influência direta dos fatores climáticos EVT e PCT podem contribuir para elevar o entendimento e descrição do comportamento de poluentes nas WCs, tornando o dimensionamento dessas unidades padronizado e de fácil resolução analítica.

Para que sejam elaboradas equações padrão para projeto de WCs, o que produziria maior difusão do uso da tecnologia em casos reais, esses modelos deveriam apresentar no mínimo as seguintes características: alta representatividade na descrição do comportamento de poluentes; abrangência no número de parâmetros de poluição retratados pelo modelo (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo); relativa facilidade na resolução analítica dessas equações.

Partindo dessa ideia, o presente trabalho pode contribuir para o desenvolvimento de modelos matemáticos que se enquadram nessa proposta de padronização e acessibilidade dos métodos de dimensionamento de WCs.

4 - METODOLOGIA DE PESQUISA

A metodologia desta pesquisa envolveu as etapas de concepção, projeto, construção, operação, monitoramento e modelagem de poluentes em uma estação experimental de tratamento de esgoto doméstico utilizando *wetlands* construídas (ETE-WC). Na etapa de monitoramento, foram obtidos dados qualitativos e quantitativos do esgoto afluente e efluente às células de tratamento para posterior aplicação aos modelos (cenários) estudados, conforme a Figura 4.1.

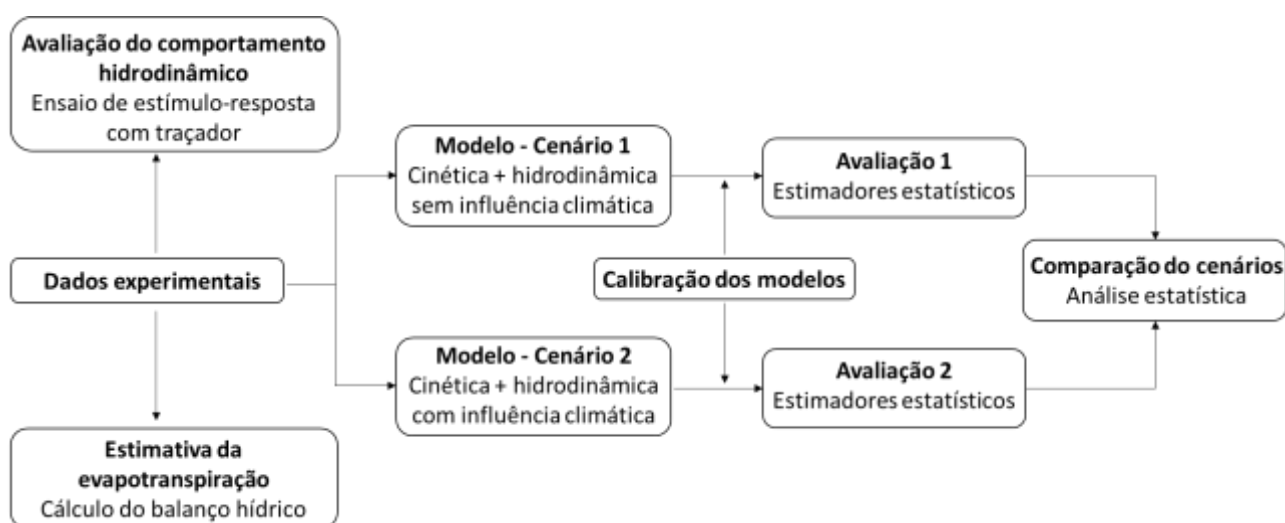


Figura 4.1 - Diagrama das fases de realização da pesquisa.

A concepção e projeto da ETE-WC foi baseada em referências bibliográficas obtidas por meio da revisão literária. Foi adotado o sistema híbrido de WC-FSS de tratamento de esgoto (Kadlec e Knight, 1996; Kadlec e Wallace, 2009). Esse sistema é composto por duas células arranjadas em série: célula de fluxo vertical (WC-FSSV) seguida de fluxo horizontal (WC-FSSH).

Com base no projeto desenvolvido, foi realizada a construção da ETE-WC. As características operacionais do sistema também foram baseadas em critérios obtidos em referências específicas do assunto (Kadlec e Knight, 1996; Kadlec e Wallace, 2009).

Desde o início da operação do sistema, foi realizado o monitoramento quantitativo e qualitativo do esgoto em tratamento. A etapa de monitoramento do esgoto envolveu a coleta e análise (laboratorial e campo) das características físico-químicas do esgoto antes, durante e pós-tratamento. O comportamento hidráulico e hidrológico do sistema também foi monitorado paralelamente.

Os dados de qualidade e quantidade de esgoto doméstico tratado na WC-FSSV e WC-FSSH foram aplicados a cinco modelos cinéticos, apresentando dois comportamentos hidrodinâmico ideais (PFR e CSTR), considerando dois cenários diferentes: com e sem os efeitos climáticos de PCT e EVT. Foram utilizados estimadores estatísticos para avaliar a representatividade dos modelos e cenários considerados. Detalhes dessas etapas são descritas na sequência.

4.1 - LOCAL DE ESTUDO E POPULAÇÃO CONTRIBUINTE

A etapa experimental da pesquisa foi realizada nas dependências do Instituto Federal Goiano – Campus de Rio Verde, no sudeste goiano. Foi designada uma área de 500 m² dentro do campus dessa instituição de ensino para construção da ETE-WC (Figura 4.2). Essa área foi delimitada e cercada com arame farpado e tela metálica para evitar a entrada de pessoas e animais.



Figura 4.2 - Estação experimental de tratamento de esgoto doméstico utilizando *wetlands* construídas.

O local selecionado é próximo às residências de servidores que moram nas dependências da instituição. Ao todo foram cinco moradias que tiveram seus esgotos coletados para posterior tratamento na estação experimental.

4.2 - CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

A ETE-WC possui uma WC-FSSV, seguida por WC-FSSH (Figura 4.3). Tal configuração foi planejada para estímulo dos processos de nitrificação e desnitrificação no esgoto, bem como remoção de matéria orgânica (Kadlec e Wallace, 2009).

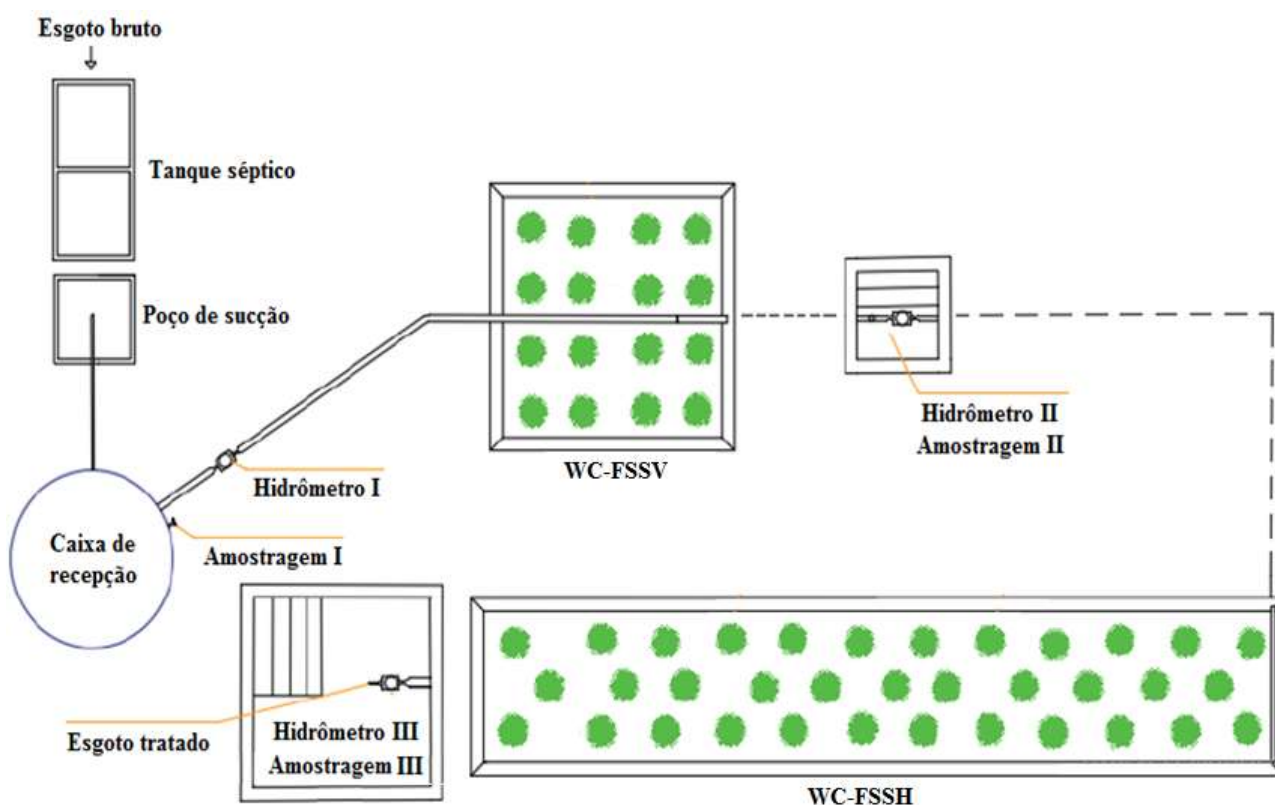


Figura 4.3 - Planta representativa da ETE-WC objeto desta pesquisa.

A ETE-WC contém, além de um tanque séptico e das células para tratamento do esgoto, estruturas de amostragem e medição do volume de entrada e saída do esgoto de cada célula, bem como de um sistema de bombeamento, poço de sucção e recepção do esgoto.

Nos itens a seguir é apresentada e discutida detalhadamente a configuração de cada unidade componente da ETE-WC.

4.2.1 - Geração do esgoto

O esgoto doméstico tratado na ETE-WC era gerado em cinco residências, contabilizando 12 contribuintes. Após a geração, o esgoto era coletado (por gravidade) para o sistema de tratamento por uma rede coletora (de aproximadamente 50 m de extensão), que foi instalada

para essa finalidade. Apenas o esgoto gerado nessas residências foi destinado ao sistema de tratamento, sem sofrer nenhuma segregação.

Considerando a geração *per capita* de 100 L.hab⁻¹.dia⁻¹ (ocupantes permanentes – padrão baixo), recomendado pela NBR 7.229 (ABNT, 1993), estimou-se inicialmente a produção de cerca de 1.200 L.d⁻¹, muito embora esse valor tenha sido variável ao longo do período de estudo. Essa foi a vazão de projeto adotada para dimensionamento do sistema de tratamento.

4.2.2 - Tratamento preliminar e bombeamento

O sistema de tratamento primário do esgoto foi composto por um tanque séptico de dupla câmara construído em alvenaria (revestido em argamassa e cimento polimérico impermeabilizante), com dimensões de 2,2 metros de comprimento, 1,2 metros de largura e 1,2 metros de profundidade, totalizando o volume de 3,432 m³ e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1 dia. Tais valores foram obtidos baseados nas condições fixadas para projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos da NBR 7.229 (ABNT, 1993). A Tabela 4.1 apresenta os parâmetros e valores adotados no dimensionamento do tanque séptico usado.

Tabela 4.1 - Parâmetros, valores adotados e calculados no dimensionamento do tanque séptico.

Parâmetro de projeto	Valor adotado	Valor calculado
N (hab)	12,0	-
C (L.hab ⁻¹ .d ⁻¹)	100,0	-
T (d)	1,0	-
K (d)	97,0	-
Lf (L.hab ⁻¹ .d ⁻¹)	1,0	-
Período de limpeza (anos)	2	-
Volume necessário (L)	-	3.364,0
Geometria do tanque	Prismático	-
C/L	2/1	-
Profundidade do tanque (m)	1,3	-
Comprimento do tanque (m)	-	2,2
Largura do tanque (m)	-	1,2
Volume do tanque (L)	-	3.432,0

N: número de pessoas contribuintes; C: contribuição de esgoto *per capita*; T: período de detenção; K: taxa de acúmulo de lodo digerido; Lf: contribuição de lodo fresco; C/L: relação comprimento e largura do tanque.

Foi utilizada a configuração de tanque séptico como unidade de tratamento primário para a remoção de sólidos grosseiros, inertes e sedimentáveis presentes no esgoto. Essa opção de tratamento preliminar foi adotada por ser economicamente mais barata e com relativa eficiência em comparação com outras tecnologias. O processo de tratamento preliminar-primário do esgoto é fundamental para melhor efetividade de tratamento em WCs e também para evitar danos ao sistema de bombeamento implantado sequencialmente (Jordão e Pessôa, 2011).

Após o tratamento preliminar-primário, o esgoto era destinado (também por gravidade) a um poço de sucção (com 0,978 m³ de capacidade útil, construído em alvenaria, revestido em argamassa e cimento polimérico impermeabilizante). O poço de sucção não foi projetado para regularizar a vazão do esgoto afluyente, mas apenas para receber e possibilitar a sucção do líquido que chegava em profundidade da rede de esgoto (cerca de 1,1m). A não adoção de poço de sucção e sistema de bombeamento implicaria em WCs com elevada profundidade e alto custo de implantação. A capacidade volumétrica útil de 0,978 m³ foi adotada para este poço de sucção, no intuito de que todo o esgoto gerado diariamente fosse destinado às células de tratamento com TDH médio em início de projeto de 0,81 d. Ao longo do tempo, como a vazão de esgoto foi reduzida devida à baixa geração, o TDH no poço de sucção passou a ser próximo a 24 h. A Tabela 4.2 apresenta as dimensões do tanque de bombeamento.

Tabela 4.2 - Parâmetros, valores adotados e calculados no projeto de dimensionamento do poço de sucção.

Parâmetro de projeto	Valor adotado	Valor calculado
N (habitantes)	12,0	-
C (L.hab ⁻¹ .d ⁻¹)	100,0	-
Vazão média diária (L.d ⁻¹)	-	1.200,0
Geometria do tanque	Prismático	-
C/L	1/1	-
Profundidade do tanque (m)	1,5	-
Profundidade útil do tanque (m)	0,8	-
Comprimento do tanque (m)	1,1	-
Largura do tanque (m)	1,1	-
Volume útil do tanque (L)	-	978,0
TDH (d)	-	0,81

N: número de pessoas contribuintes; C: contribuição de esgoto *per capita*; C/L: relação comprimento e largura do tanque.

4.2.3 - Aplicação do esgoto

Antes de ser aplicado nas WCs, o esgoto acumulado no poço de sucção era recalcado para uma caixa de recepção (Figura 4.4). A partir dessa caixa, o esgoto era drenado por gravidade (passando pelo hidrômetro I) para a WC-FSSV.

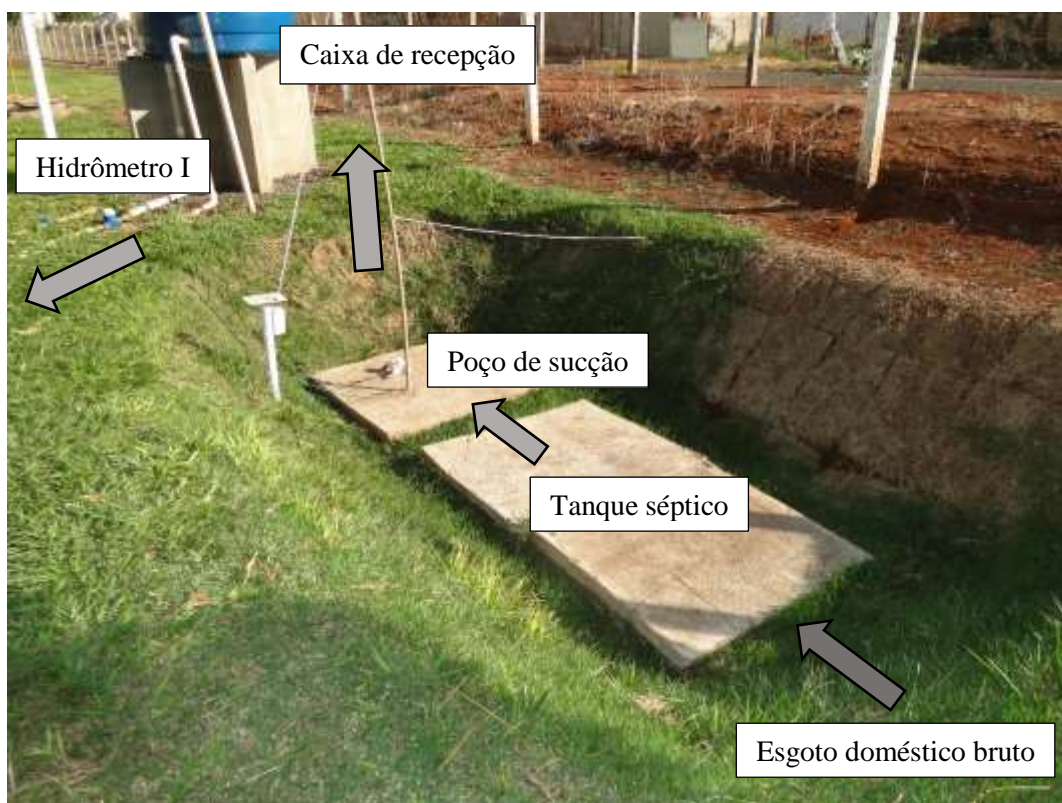


Figura 4.4 – Tanque séptico, poço de sucção e caixa de recepção de esgoto implantados.

O recalque do esgoto a partir do poço de sucção era feito de modo intermitente, conforme acionamento automático da bomba pelo nível do esgoto dentro do poço. A intermitência no fluxo ocorreu em virtude da geração descontínua de esgoto nas residências e que era amortecida no tanque séptico e no poço de sucção.

O sistema de bombeamento foi constituído por uma bomba submersa (marca Anauger) de 1,0 CV de potência, com acionamento controlado por uma boia de nível d'água automática instalada dentro do poço de sucção (Figura 4.5).

Uma vez que o nível máximo de esgoto no poço de sucção fosse atingido, a bomba era acionada, fazendo a sucção e recalque do esgoto pré-tratado para uma caixa de recepção de polietileno de 1.000 L, cuja base foi disposta 1 metro acima do nível do solo. Ao topo dessa caixa havia uma tubulação de escape para extravasão do esgoto que excedesse a capacidade

da caixa. O esgoto excedido era direcionado ao sistema coletor de esgoto da instituição. A Figura 4.5 apresenta um esquema representativo do funcionamento do sistema de bombeamento instalado.

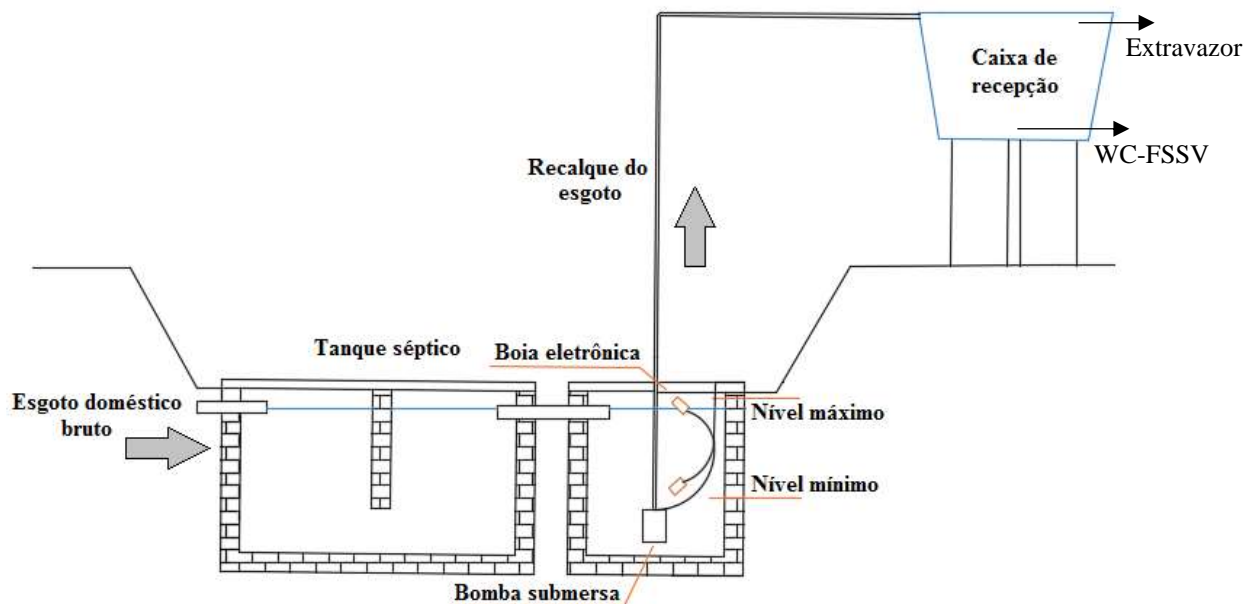


Figura 4.5 – Perfil longitudinal do tanque séptico, poço de sucção e caixa de recepção de esgoto.

A opção da caixa de recepção, ao invés da aplicação direta do esgoto na WC-FSSV, ocorreu pelos seguintes motivos:

- Maior facilidade de medição (pelo nível piezométrico) da perda de carga do fluxo de esgoto no Hidrômetro I;
- Maior facilidade de coleta do esgoto (diretamente da caixa) para análise laboratorial;
- Redução da entrada de ar na tubulação ligada ao Hidrômetro I; e
- Maior flexibilidade em variar taxas de aplicação de esgoto na WC-FSSV.

A intenção inicial durante a escolha da implantação da caixa de recepção de esgoto era que não houvesse tempo de detenção hidráulica (TDH) do esgoto dentro da caixa. Todo o esgoto bombeado deveria apenas passar por ela, ser quantificado pelo Hidrômetro I e ser drenado diretamente para a WC-FSSV. Entretanto, o escoamento do esgoto pelo Hidrômetro I (Figura 4.3) acarretava elevada perda de carga, retendo parcialmente o fluxo do esgoto. Assim, o líquido sempre ficou certo período de tempo dentro da caixa de esgoto. O TDH da

caixa de recepção tornou-se então variável em função da perda de carga no escoamento do esgoto no hidrômetro.

O valor do TDH médio do esgoto dentro da caixa de recepção e a perda de carga do escoamento pelo Hidrômetro I foi mensurado, conforme apresentado no item 5.3.1.

Todo esgoto gerado nas residências foi direcionado ao sistema de tratamento, sem controle da vazão aplicada. Ou seja, a vazão tratada na ETE-WC foi variável em função apenas da geração de esgoto pelos habitantes. Embora a vazão de projeto tenha sido de 1.200 L.dia⁻¹, valores superiores e inferiores foram aplicados ao sistema de tratamento.

4.2.4 - Células de tratamento

Foram implantadas duas células (WCs) de operação em série para tratamento do esgoto doméstico proveniente do sistema preliminar-primário.

As células possuem formato de tronco de pirâmide invertida. Foram escavadas no solo e impermeabilizadas com manta geotêxtil de polietileno de alta densidade (PEAD) de 1,5 mm de espessura. A manta foi recortada e selada (por vulcanização) segundo os moldes das células escavadas. As células foram preenchidas com camada de meio suporte (Brita #2) e posteriormente vegetadas com a espécie Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). A escolha da Brita #2 foi decorrente de sua facilidade de aquisição no mercado e baixo custo econômico, além de ser amplamente utilizada nas pesquisas com WCs no Brasil (Sezerino et al., 2015). Já o uso da espécie vegetal é justificado pela experiência prévia do autor deste trabalho com essa vegetação. Além do Capim Vetiver ser resistente à pragas, doenças, déficit hídrico, geadas e fogo, também possui capacidade de adaptação a diversos ambientes, sejam eles secos ou encharcados, quentes ou frios e é tolerante a valores extremos de pH, salinidade, toxicidade e baixos índices de nutrientes no solo (TRUONG, 1999).

4.2.4.1 – Porosidade e granulometria do meio suporte

Foram realizados ensaios para avaliação da porosidade inicial (ao longo do tempo a porosidade pode variar em função da biomassa acumulada no meio suporte ou mesmo da

colmatação dos leitos) do meio suporte das WCs. Nesses ensaios, preencheram-se dois recipientes cilíndricos de 12,08 L cada com o meio suporte das WC-FSSV e WC-FSSH (um para cada recipiente, pois houve dois fornecedores diferentes de brita, o que pode ter acarretado em pequena variação da porosidade e granulometria do material). As amostras de brita foram coletadas em parcelas de forma aleatória em cada célula de tratamento. Após o preenchimento do recipiente com o material suporte, adicionou-se determinado volume de água até saturação total do meio (até a borda superior do recipiente). A relação percentual do volume de água gasto para saturar o meio e o volume do recipiente corresponde à porosidade do meio suporte da WC analisada. Na WC-FSSV, a porosidade do meio foi de 45,12%, enquanto na WC-FSSH, 46,69%.

Realizou-se o ensaio granulométrico do meio suporte usando o método da NBR 7.217/1987 (ABNT, 1987) para obtenção da curva granulométrica e do coeficiente de uniformidade ($C_u = D_{60}/D_{10}$) de cada WC. D_{60} e D_{10} são os diâmetros (D) das peneiras que permitem passar 60% e 10% do meio suporte (mm), respectivamente. Conforme mostrado na Figura 4.6 e no ensaio de porosidade, a WC-FSSH possui meio suporte com granulometria um pouco maior do que da WC-FSSV. Isso decorreu do fato da brita usada em cada célula de tratamento ter sido obtida de fornecedores diferentes.

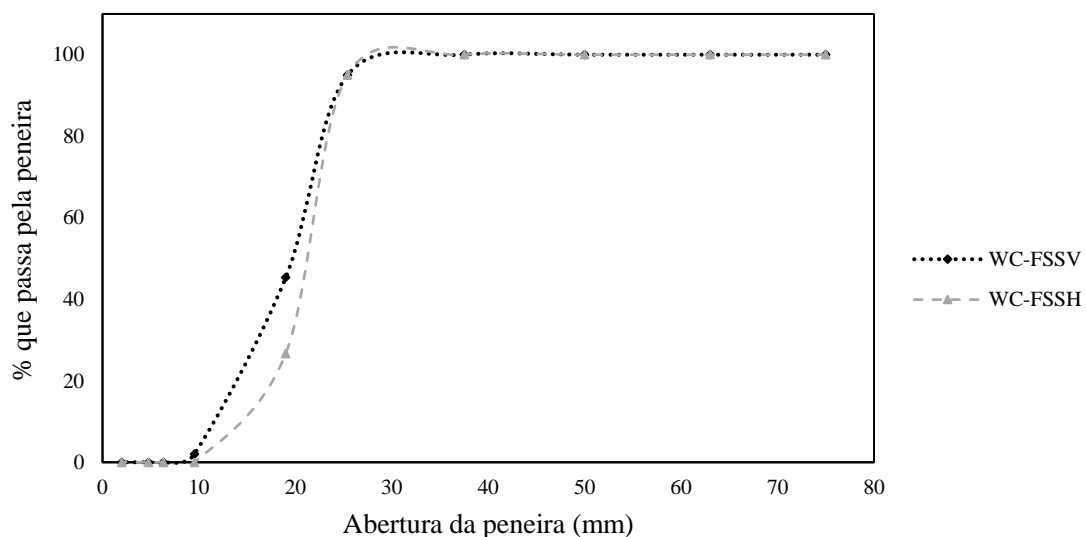


Figura 4.6 – Curva granulométrica do meio suporte da WC-FSSV e WC-FSSH.

Os coeficientes de uniformidade do meio suporte da WC-FSSV e WC-FSSH foram, respectivamente, 1,66 e 1,40, o que indica boa uniformidade do meio de ambas as células de tratamento.

4.2.4.2 – Dimensões dos leitos de tratamento

A etapa de dimensionamento das células WC-FSSV e WC-FSSH foi realizada utilizando-se o modelo de decaimento de primeira ordem (em CSTR, para a WC-FSSV, e PFR, para a WC-FSSH). Considerou-se a vazão média diária de esgoto de 1.200 L.dia^{-1} , a concentração de DBO do esgoto afluente (após passagem pelo tanque séptico – 25% de eficiência na remoção de DBO, segundo Von Sperling (2014)) de 225 mg.L^{-1} , as concentrações de DBO efluente da WC-FSSV de 60 mg.L^{-1} (padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos no estado de Goiás e de outros estados no país) e da célula WC-FSSH de 10 mg.L^{-1} , a porosidade do meio suporte de 45%, a temperatura média do mês mais frio em 25°C e as profundidades dos leitos (Un-Habitat, 2008) da WC-FSSV e WC-FSSH de 80 cm e 40 cm, respectivamente.

Segundo cálculos preliminares, a área da superfície da WC-FSSV (Figuras 4.7 e 4.8) deveria ser de $4,5 \text{ m}^2$. Entretanto, o TDH teórico médio nesta célula seria de 1,63 dias (valor inferior aos recomendados na literatura). Assim, para adequação do TDH teórico ao valor de 2,5 dias (mais próximo ao recomendado em outras pesquisas), adotaram-se as seguintes dimensões: 2,8 m de comprimento e 2,8 m de largura (na profundidade média do leito), 85 cm de profundidade do leito, 20 cm de borda livre e inclinação dos taludes de 60° . Crites e Tchobanoglous (1998) também recomendam que seja adotada uma área 20-25% maior do que a obtida no cálculo preliminar como margem de segurança.



Figura 4.7 – Imagem da WC-FSSV. Destaque para a tubulação superficial de distribuição do esgoto primariamente tratado.

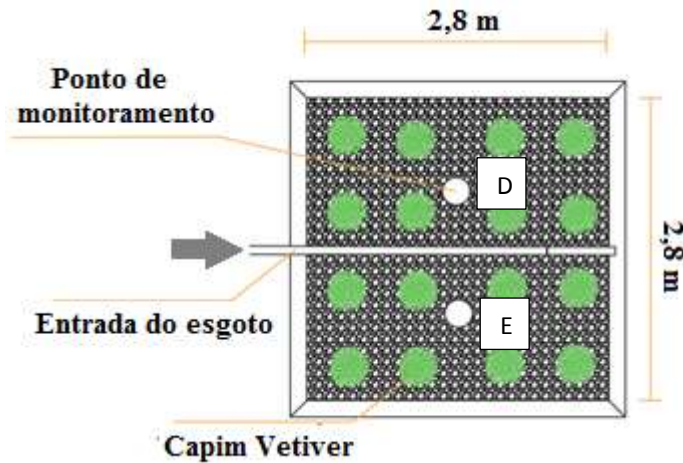


Figura 4.8 – Planta-baixa da WC-FSSV descendente implantada, com destaque para os Pontos de Monitoramento I da direita (D) e esquerda (E), utilizados no ensaio com traçador e monitoramento de parâmetros de qualidade do esgoto.

A adoção do fluxo subsuperficial se faz importante em virtude de vantagens como as reduções da geração de odores desagradáveis e de atração de vetores (muito incidente no local).

As Figuras 4.9 e 4.10 apresentam os perfis longitudinal e transversal em seção média da WC-FSSV, respectivamente.

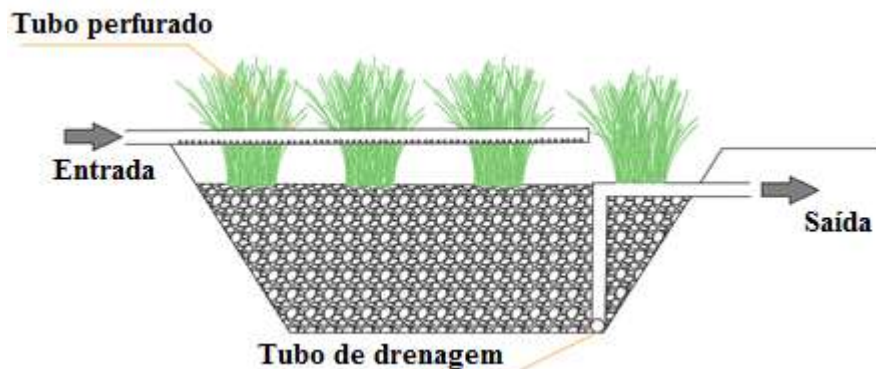


Figura 4.9 – Perfil longitudinal (vista lateral - em seção média) da célula de WC-FSSV descendente implantada.

Conforme Figuras 4.8, 4.9 e 4.10, o esgoto tratado é aplicado na WC-FSSV por uma única tubulação de policloreto de vinila (PVC) perfurada longitudinalmente. Ao fundo da célula (ambas laterais) foi implantado um sistema de saída (também em tubulação perfurada de PVC), que destina o esgoto tratado nesta célula para a WC-FSSH.

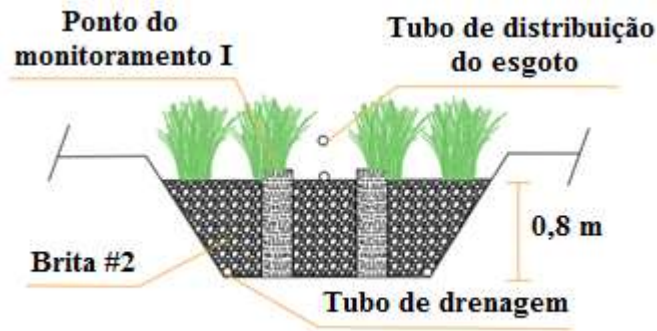


Figura 4.10 – Perfil transversal (vista frontal - em seção média) da célula WC-FSSV descendente implantada.

A segunda célula (WC-FSSH) de tratamento (em série com a primeira) é do tipo horizontal subsuperficial (Figuras 4.11 e 4.12). De acordo com o método de dimensionamento utilizado, seriam necessários cerca de 12,5 m² de área na superfície do leito de tratamento, implicando em um TDH de 1,67 dias. Com o objetivo de avaliar um TDH nominal de 3 dias (mais próximo aos valores observados na literatura), adotaram-se: 10 m de comprimento de leito, 2 m de largura (no nível do leito), 40 cm de profundidade, 20 cm de borda livre e inclinação dos taludes de 60°.



Figura 4.11 – Imagem da WC-FSSH implementada no presente estudo.

O esgoto proveniente da WC-FSSV era distribuído em uma das extremidades da WC-FSSH (também por uma tubulação perfurada de PVC), conforme Figuras 4.12 e 4.13. A tubulação de saída do esgoto tratado foi locada na outra extremidade da célula, nivelada de forma a

manter o fluxo subsuperficial. Após saída da WC-FSSH, o efluente tratado era disposto no solo para infiltração.

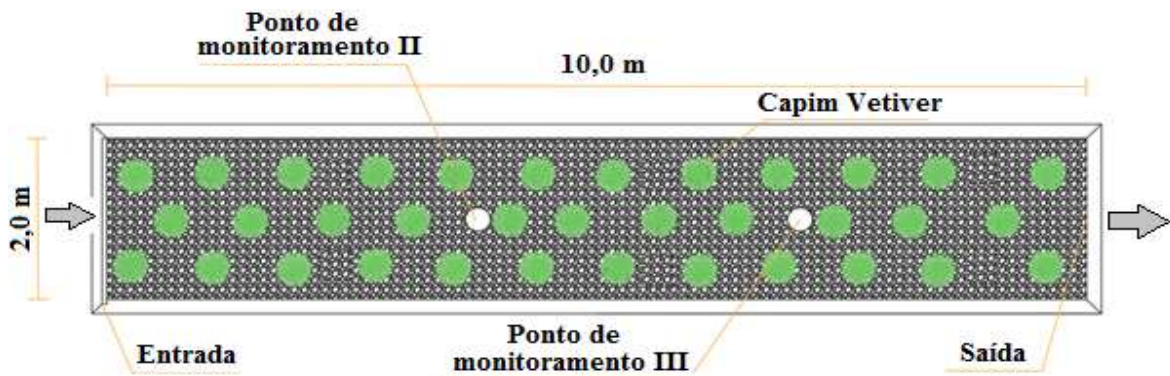


Figura 4.12 – Planta-baixa da célula de tratamento de esgoto WC-FSSH.



Figura 4.13 – Perfil longitudinal (em seção média) da célula de tratamento de esgoto WC-FSSH.

4.3 – MONITORAMENTO DO ESGOTO

Foram implantados amostradores para coleta de aliquotas de esgoto, nos pontos apresentados na Figura 4.14.

O amostrador I foi instalado na caixa de recepção de esgoto, junto à tubulação de saída do líquido para a célula WC-FSSV, no intuito de se caracterizar o esgoto preliminarmente tratado pelo tanque séptico. O amostrador II foi instalado após a WC-FSSV e antes da WC-FSSH. Foi escavado e construído no solo um tanque de alvenaria que permitiu a introdução do amostrador para a coleta do esgoto tratado na primeira célula. Já o amostrador III foi instalado na saída da WC-FSSH para coleta de amostras de esgoto tratado pelas WCs. Também foi escavado e construído no solo ao final desta célula um tanque de alvenaria para permitir a coleta do esgoto ao final do tratamento. Os 3 amostradores consistem em torneiras de plástico simples conectadas junto à caixa de esgoto (amostrador I) e tubulações de saída da WC-FSSV e WC-FSSH para os amostradores II e III, respectivamente. Além disso, foram

realizadas algumas coletas (em menor frequência e número) de esgoto bruto, antes da entrada no tanque séptico.

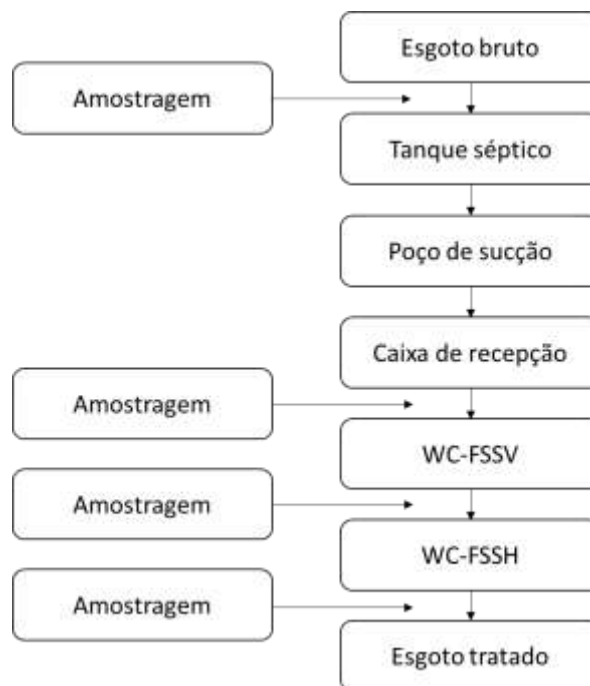


Figura 4.14 – Fluxo do processo de tratamento de esgoto e pontos de amostragem de alíquotas para análise laboratorial.

Considerando que o tanque séptico e o poço de sucção, bem como as WC-FSSV e WC-FSSH, são reatores que equalizam e amortizam as variações horárias de vazão e carga de poluentes (esgoto bruto com características conhecidas e estáveis), adotou-se o procedimento de amostragem simples do esgoto (em horários e dias aleatórios).

Foram instalados dentro das células de tratamento tubos de monitoramento da qualidade do esgoto. Dentro da célula WC-FSSV foi implantado um tubo de monitoramento (PM I) para avaliação das condições físico-químicas de tratamento do esgoto neste ambiente. Na célula WC-FSSH foram implantados a 3 e 6 metros da entrada do esgoto os tubos de monitoramento II e III (PM II e PM III), respectivamente. Tais pontos de monitoramento são estruturados por tubulações perfuradas (para permitir a entrada do esgoto em seu interior) de PVC de 250 mm de diâmetro dispostas perpendicularmente à base das células.

A Tabela 4.3 apresenta, de forma resumida, os parâmetros de avaliação da qualidade do esgoto, de quantidade, bem como os pontos de monitoramento, periodicidade, tipo de amostragem e método analítico adotado nas análises. Os dados de qualidade do esgoto foram

aplicados às equações cinético-hidrodinâmicas nas WCs para avaliação da representatividade desses modelos nos processos de remoção de poluentes, segundo os cenários com e sem influência do clima.

Tabela 4.3 - Parâmetros de avaliação, local de amostragem, periodicidade e tipo de amostragem, e método analítico adotado no estudo.

Parâmetro	Local	Periodicidade de amostragem	Tipo de amostragem	Código Standard Methods
pH	AI, PMI, PMII e PMIII	3 x por semana	Simples	4.500
Eh	AI, PMI, PMII e PMIII	3 x por semana	Simples	4.500
Temp	AI, PMI, PMII e PMIII	3 x por semana	Simples	2.550
OD	AI, PMI, PMII e PMIII	3 x por semana	Simples	4.500-G
Alc	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	2.320-B
DBO	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	5.210-B
DQO	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	5.220-D
NH ₄	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	4.500-F
NO ₂	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	4.500-B
NO ₃	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	4.500-B
PO ₄	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	4.500-E
Orto PO ₄	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	4.500-E
Q	HI, HII e HIII	Diária	-	-
N	PMI, PMII e PMIII	Diária	-	-
PCT	Pluviômetro	Diária	-	-

AI: amostrador I (Esgoto afluente da WC-FSSV); AII: amostrador II (Esgoto efluente da WC-FSSV); AIII: amostrador III (Esgoto efluente da WC-FSSH); pH: potencial hidrogeniônico; Eh: potencial de oxirredução; Temp: temperatura; OD: oxigênio dissolvido; Alc: Alcalinidade; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; NH₄: nitrogênio amoniacal; NO₂: nitrito; NO₃: nitrato; PO₄: fosfato total; Orto PO₄: ortofosfato; Q: vazão do esgoto; HI: hidrômetro I; HII: hidrômetro II; HIII: hidrômetro III; N: Nível de esgoto; PCT: precipitação; PMI: ponto de monitoramento I; PMII: ponto de monitoramento II; PMIII: ponto de monitoramento III.

Para medição do fluxo de esgoto que adentra e sai de cada célula de tratamento foram instalados hidrômetros volumétricos (tipo Altair ¾”, classe C – vazão mínima de 15 L.h⁻¹), segundo Figura 4.3. O Hidrômetro I foi instalado a montante da WC-FSSV. Já o Hidrômetro II foi implantado a jusante dessa célula. O Hidrômetro III foi locado na tubulação de saída de efluente da WC-FSSH. A mensuração da vazão (Q) de esgoto nas WCs foi diária, subtraindo a leitura de determinado dia pela leitura do dia anterior.

Junto à medição da vazão diária de esgoto que fluía pelas WCs, foram realizadas medições do nível (N) de esgoto dentro das células de tratamento. Para tal, utilizou-se de régua linimétrica instaladas nos PMI, PMII e PMIII. O valor da precipitação (PCT) diária foi mensurado através da implantação (dentro da ETE-WC) de um pluviômetro de acrílico de 0,1 mm de precisão.

Os dados diários de vazões (afluente e efluente a cada WC), nível do esgoto na WC e precipitação foram utilizados para avaliação do balanço hídrico do sistema, em especial, da taxa de EVT de cada célula de tratamento.

4.4 - BALANÇO HÍDRICO DO SISTEMA

A medição do fluxo hídrico nas WCs levou em consideração os volumes de esgoto de entrada e saída de cada célula, a precipitação (PCT) e a evapotranspiração (EVT) nos leitos de tratamento. Além disso, variações no nível do esgoto (ΔH) dentro das WCs também entraram neste balanço.

O volume de esgoto afluente (EA) e efluente (EE) a cada célula de tratamento foi quantificado através da leitura dos hidrômetros instalados para tal finalidade. O volume de água que adentrou ao sistema de tratamento via precipitação (PCT) foi medido por um pluviômetro de acrílico instalado no local. Conhecendo a área (A) de cada uma das células, pôde-se estipular o volume de água de chuva que foi introduzido no sistema de tratamento.

Como foi desconsiderado o escoamento de águas pluviais e subterrâneas, bem como de perdas nas tubulações, na contribuição do fluxo hídrico nas WCs em estudo, a EVT diária de cada WC foi calculada segundo a Equação (4.1), baseado no princípio de conservação de massa em estado dinâmico da WC-V.

$$EVT = EA - EE + PCT \pm \Delta H \times A \times \alpha \quad (4.1)$$

Sendo, EVT: Evapotranspiração diária ($L.d^{-1}$); EA: Esgoto afluente ($L.d^{-1}$); EE: Esgoto efluente ($L.d^{-1}$); PCT: Precipitação diária ($L.d^{-1}$); α : Porosidade do meio suporte (%), A: Área superficial da célula. ΔH : Variação diária da profundidade de líquido na célula (m).

4.5 - AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA DO SISTEMA

4.5.1 – Traçador hidrodinâmico

A hidrodinâmica das células de tratamento do esgoto foi avaliada através da realização de ensaio utilizando o método de traçador inerte na forma de pulso. Esse ensaio foi realizado apenas uma única vez, ano final da pesquisa (20 meses de operação da ETE). Como traçador,

foi utilizado o cloreto de sódio (NaCl), devido ao seu baixo custo de aquisição e sua facilidade na obtenção de dados utilizando um condutivímetro, relacionando a condutividade elétrica (CE) com a concentração de NaCl. A correlação entre concentração de NaCl e condutividade elétrica foi obtida através da construção de uma curva-padrão.

A metodologia adotada para os ensaios com traçador foi a recomendada por Headley e Kadlec (2007). Segundo esses autores, a primeira etapa após a seleção do composto traçador é a definição da concentração *background* do traçador no meio. Ou seja, definir qual é a concentração média de NaCl no esgoto afluente e efluente de cada célula. Essa etapa foi realizada através de monitoramento (a cada hora, por 12 horas seguidas, um dia antes do ensaio) da condutividade elétrica nos pontos PMI, PMII e PMIII, além do esgoto afluente e efluente das WC-FSSV e WC-FSSH.

A partir da concentração *background* de condutividade elétrica do esgoto preliminarmente tratado no tanque séptico, foi definida a concentração de NaCl no esgoto a ser aplicado na WC-FSSV. Utilizou-se a concentração 5 vezes superior à *background*, conforme sugerido por Headley e Kadlec (2007). Foi adicionado e solubilizado NaCl (sólido) ao esgoto da caixa de recepção (volume de 1.000 L) até obtenção da concentração de NaCl desejada para aplicação na WC-FSSV.

Na etapa seguinte do ensaio ocorreu a abertura do registro e liberação do esgoto (com o traçador) para a WC-FSSV. Dessa forma, a alimentação do escoamento foi em pulso. Para minimizar o fenômeno de estratificação por densidade, Headley e Kadlec (2007) estabelecem que o tempo de aplicação (pulso) não exceda 10% do TDH nominal (TDHn) da célula de tratamento. Segundo testes preliminares, o tempo de aplicação de 1.000 L de esgoto na WC-FSSV era de cerca de 3h, o que corresponde a cerca de 7% do TDHn dessa célula.

Após aplicação, foi monitorada a CE do esgoto em PMI (direita e esquerda), em profundidades de 20, 40 e 60 cm, e em PMII e PMIII (a 20 cm), além do esgoto afluente e efluente das WC-FSSV e WC-FSSH. Tal monitoramento foi realizado em intervalo de 30 min (das 7:00h até 21:00h) por um período de 7 dias consecutivos (até retorno do esgoto nas WCs ao valor *background*).

O monitoramento da condutividade elétrica (consequentemente da concentração de NaCl) na WC-FSSV e WC-FSSH em função do tempo gerou os seguintes resultados (Headley e Kadlec, 2007; Kadlec e Wallace, 2009), que são estimadores do comportamento

hidrodinâmico nas WCs avaliadas: tempo de detenção real (TDHr) – Equação (4.2); eficiência volumétrica (e_v) – Equação (4.3); eficiência hidráulica (λ) – Equação (4.4); índice de curto-circuito (ICC) – Equação (4.5); porcentagem de recuperação do traçador (Rec) – Equação (4.6).

$$TDHr = \frac{\int t.c(t).dt}{\int c(t).dt} \quad (4.2)$$

$$e_v = \frac{TDHr}{TDHn} \quad (4.3)$$

$$\lambda = \frac{tp}{TDHn} \quad (4.4)$$

$$ICC = \frac{ti}{TDHr} \quad (4.5)$$

$$Rec = \frac{\sum[NaCl].Q.tm}{M} \quad (4.6)$$

Sendo, TDHn: tempo de detenção hidráulica nominal (d); t: tempo da concentração medida (d); c(t): concentração de NaCl no tempo t ($mg.L^{-1}$); tp: tempo correspondente à concentração de pico (d); ti: tempo no qual ocorre a primeira aparição do traçador (d); tm: intervalo de obtenção dos dados (d); M: massa adicionada do traçador (g).

Foi gerada a curva de distribuição do tempo de residência do material (RTD – *residence time distribution*) nas células avaliadas para estimar o desvio dos reatores estudados (WC-FSSV e WC-FSSH) do modo de escoamento idealizado. A curva RTD foi gerada a partir do monitoramento da concentração de NaCl em função do tempo, segundo Equação 4.7, tornando a área da curva unitária (Levenspiel, 2000).

$$RTDi = \frac{Ci}{M/v} \quad (4.7)$$

Onde RTDi o ponto da curva no tempo t_i , C_i a concentração de NaCl no tempo t_i ($mg.L^{-1}$), M é a massa adicionada do traçador (mg) e v é a vazão de escoamento do esgoto ($m^3.s^{-1}$).

A Equação 4.7 gerou vários pontos, correlacionando RTDi e o tempo t_i , o que correspondeu à curva RTD geral. Utilizou-se o software GraphPad Prism 7 para gerar a equação representativa de RTD.

4.5.1.1 – Modelo de dispersão

Considerando o modelo de dispersão axial, o espalhamento do pulso através dos reatores foi mensurado através do coeficiente de dispersão D ($m^2.s^{-1}$). Segundo Levenspiel (2000), a Equação 4.8 é um grupo adimensional que caracteriza o espalhamento do fluxo no reator.

$$d = \frac{D}{u.L} \quad (4.8)$$

Sendo, d : número de dispersão; u : velocidade média ($m.s^{-1}$) do escoamento; L : comprimento (m) do reator.

O resultado obtido pela Equação 4.8 indica o número de dispersão da WC e a sua proximidade a algum modelo idealizado (CSTR ou PFR). Entretanto, para obter d , Levenspiel (2000) sugere o uso da Equação 4.9, considerando a variância (σ) dos dados obtidos.

$$\frac{\sigma^2}{TDHr^2} = 2 \cdot \frac{D}{u.L} \quad (4.9)$$

Para valores de $d < 0,01$, há tendência de o escoamento do esgoto pelos leitos de tratamento ser aproximado ao fluxo pistonado, enquanto $d > 0,01$, indica grande desvio do escoamento PFR.

4.5.1.2 – Modelo de Tanques-em-série

O modelo de Tanques-em-série (TIS) foi usado para estimativa do número de tanques (N) que representa cada WC, segundo a Equação 4.10 (Levenspiel, 2000).

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{1}{N} \quad (4.10)$$

Sendo σ_{θ} : variância adimensional do pulso do traçador, podendo ser calculada pela Equação 4.11.

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{TDHr - tp}{TDHr} \quad (4.11)$$

No qual tp é o tempo (h) correspondente à concentração de pico.

Valor de N próximo a 1 indica fluxo de escoamento similar à CSTR, enquanto $N = \infty$, escoamento do tipo PFR (Levenspiel, 2000).

4.5.2 – Hidráulica do escoamento do esgoto

4.5.2.1 – Hidrômetro I

Devido à elevada presença de sólidos no esgoto proveniente do tanque séptico e das características de funcionamento do Hidrômetro I (tipo volumétrico, com operação por êmbolo em batelada), ocorre certa perda de carga no escoamento do esgoto da caixa de recepção para a WC-FSSV.

Essa perda de carga foi mensurada através da correlação da variação do nível de esgoto dentro da caixa de recepção (por meio de um piezômetro instalado junto à caixa, conforme Figura 4.15) em função do tempo de bombeamento e esvaziamento da caixa.



Figura 4.15 – Caixa de recepção do esgoto e piezômetro instalado para medição do nível de esgoto dentro da caixa.

A partir da base da caixa, foi medido o nível do esgoto no piezômetro durante e após o processo de bombeamento (até total esvaziamento da caixa). O controle do bombeamento foi feito de forma manual (através do interruptor) e possuía duração de 10 min (tempo médio de operação da bomba a cada acionamento normal). Correlacionando a variação do nível de

esgoto na caixa em função do tempo foi possível traçar uma curva indicativa da perda de carga no Hidrômetro I.

Esse teste foi feito por 7 dias consecutivos (a partir do dia da limpeza dos hidrômetros), apenas no início dessa pesquisa. Comparando as curvas de cada dia, foi possível indicar qual o dia mais adequado para limpeza do Hidrômetro I, no qual a perda de carga interfere significativamente no fluxo do esgoto para a célula WC-FSSV.

4.5.2.2 – Escoamento na WC-FSSH

Pela medição da diferença entre níveis (ΔH) no PMII e no PMIII, junto à aferição da vazão no Hidrômetro III, foi possível quantificar o coeficiente de permeabilidade (k) do escoamento do esgoto na WC-FSSH, bem como sua associação ao fenômeno de colmatação do leito em função do tempo de operação. Neste sentido, foi utilizada a expressão de Darcy (Equação 4.12).

$$Q = -k \cdot A \cdot \frac{\Delta H}{L} \quad (4.12)$$

Sendo, Q = vazão de escoamento do esgoto ($\text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); k = coeficiente de permeabilidade do meio ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$); A = área da seção de escoamento do esgoto (m^2); ΔH = diferença entre nível de esgoto nos PMII e PMIII (cm); L = distância entre PMII e PMIII (cm).

4.6 – MODELOS AVALIADOS

Foram avaliadas a combinação de cinco modelos cinéticos de degradação de poluentes (de 1ª Ordem, de Grau 2ª Ordem, de Monod, de Monod Multi e de Stover–Kincannon) com dois tipos de fluxo hidrodinâmico (CSTR para a WC-FSSV e PFR para a WC-FSSH) na representação dos processos de transformação/remoção de poluentes do esgoto nas WCs. A cinética de Monod Multi só foi estudada segundo o fluxo CSTR (WC-FSSV), pois o fluxo PFR (na WC-FSSH) gerou complexas equações, de complicada resolução analítica. Sendo assim, foram avaliadas a representatividade de cinco modelos cinético-hidrodinâmicos na WC-FSSV e quatro na WC-FSSH.

Associando as equações cinéticas de remoção de poluentes aos modelos de fluxo disperso e tanques-em-série, foram obtidas equações que possuem soluções apenas por cálculo numérico. Assim, para facilitar a resolução dos modelos, adotaram-se os fluxos hidrodinâmicos idealizados.

Em cada combinação cinético-hidrodinâmica, foram considerados dois cenários: sem influência climática (Figura 4.16) e com influência da PCT e EVT (Figura 4.17) nos processos de remoção de poluentes.

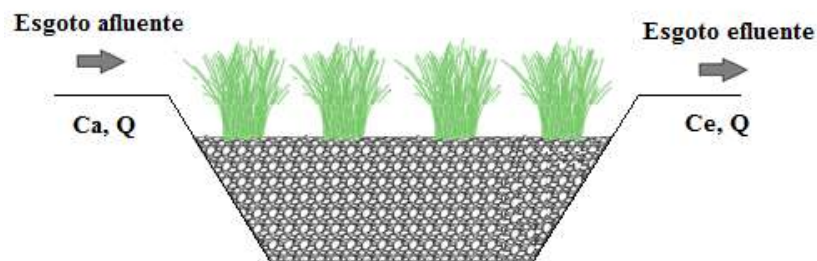


Figura 4.16 – Representação esquemática do cenário sem influência climática.

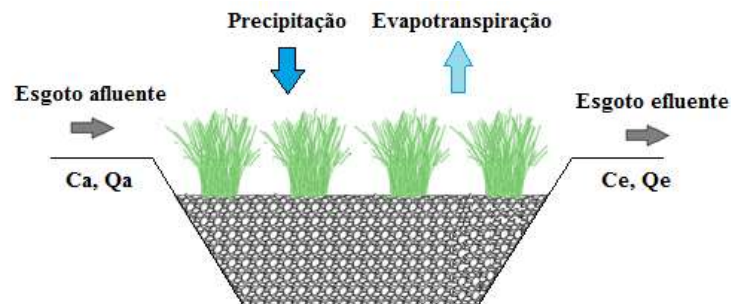


Figura 4.17 – Representação esquemática do cenário com influência da PCT e EVT.

4.6.1 – Cenário 1: sem influência climática

Combinando as equações de fluxo hidrodinâmico (CSTR e PFR) em estado estacionário com as cinéticas de remoção de poluentes (1º Ordem, Grau 2º Ordem, Monod, Monod Multi e Stover-Kincannon), obtém-se os modelos cinético-hidrodinâmicos sem influência da PCT e EVT (Tabela 4.4).

Os substratos (poluentes) avaliados individualmente em cada modelo foram NH_4^+ , NO_3^- , DBO e DQO. No caso do modelo de Monod Multi, o segundo substrato limitante foi o OD.

Tabela 4.4 – Modelos cinético-hidrodinâmico avaliados segundo a associação do fluxo hidrodinâmico e cinética de remoção de poluentes.

Hidrodinâmica	Cinética	Modelo cinético-hidrodinâmico
CSTR	1º Ordem	$\frac{K_v \cdot C_e}{1} = \frac{(C_a - C_e)}{\theta}$
CSTR	Grau 2º Ordem	$\frac{K_v \cdot X \left(\frac{C_e}{C_a}\right)^2}{1} = \frac{(C_a - C_e)}{\theta}$
CSTR	Monod	$\frac{C_e \cdot K_{max}}{(K_s + C_e)} = \frac{(C_a - C_e)}{\theta}$
CSTR	Monod Multi	$\frac{K_{max}}{1} \frac{C_{e1}}{(K_{s1} + C_{e1})} \frac{C_{e2}}{(K_{s2} + C_{e2})} = \frac{(C_a - C_e)}{\theta}$
CSTR	Stover-Kincannon	$\frac{K_{max} \cdot La}{(K_s + La)} = \frac{(C_a - C_e)}{\theta}$
PFR	1º Ordem	$\ln \frac{C_a}{C_e} = -k_a \cdot \theta$
PFR	Grau 2º Ordem	$\frac{C_a}{C_e} = -k_a \cdot X \cdot \theta$
PFR	Monod	$C_a - C_e + K_s \cdot \ln \frac{C_a}{C_e} = -K_{max} \cdot \theta$
PFR	Stover-Kincannon	$C_a - C_e + \frac{K_s}{Q} \cdot \ln \frac{C_a}{C_e} = -K_{max} \cdot \theta$

C_e: concentração efluente do substrato (mg.L⁻¹); C_a: concentração afluente do substrato (mg.L⁻¹); C_{e1}: concentração efluente do substrato limitante 1 (mg.L⁻¹); C_{e2}: concentração efluente do substrato limitante 2 (mg.L⁻¹); Θ: tempo de detenção hidráulica (d⁻¹); X: concentração de biomassa no reator (mg SS.L⁻¹); K_v: constante de degradação volumétrica (m.d⁻¹); K_a: constante de degradação superficial (d⁻¹); K_{max}: máxima taxa de reação (mg.L⁻¹.d⁻¹); K_s: constante de saturação (mg.L⁻¹); K_{s1}: constante de saturação do substrato limitante 1 (mg.L⁻¹); K_{s2}: constante de saturação do substrato limitante 2 (mg.L⁻¹); La: carga poluente superficial aplicada (mg.m⁻².d⁻¹).

4.6.2 – Cenário 2: com influência climática

Para considerar os efeitos da PCT e EVT nas WCs, utilizou-se o conceito de carga poluente (L) no lugar da concentração (C). Também, o tempo de detenção hidráulica (Θ) do reator foi modificado para (Θ_m), que considera a média das vazões afluente e efluente da WC. A Tabela 4.5 sintetiza as equações dos modelos matemáticos modificados para consideração da PCT e EVT. Com essas equações modificadas é possível incluir a participação (mesmo de forma indireta) da PCT e EVT nos processos de tratamento de esgoto em WCs.

Também foram avaliados em cada modelo o comportamento individual de NH₄⁺, NO₃⁻, DBO e DQO (além de OD como segundo substrato limitante para o modelo de Monod Multi).

Tabela 4.5 – Modelos cinético-hidrodinâmico modificados para consideração da PCT e EVT segundo a associação do fluxo hidrodinâmico e cinética de remoção de poluentes.

Hidrodinâmica	Cinética	Modelo cinético-hidrodinâmico
CSTR	1º Ordem	$\frac{K_v \cdot L_e}{1} = \frac{(L_a - L_e)}{\theta_m}$
CSTR	Grau 2º Ordem	$\frac{K_v \cdot X \left(\frac{L_e}{L_a}\right)^2}{1} = \frac{(L_a - L_e)}{\theta_m}$
CSTR	Monod	$\frac{L_e \cdot K_{max}}{(L_s + L_e)} = \frac{(L_a - L_e)}{\theta_m}$
CSTR	Monod Multi	$\frac{K_{max}}{1} \frac{L_{e1}}{(L_{s1} + L_{e1})} \frac{L_{e2}}{(L_{s2} + L_{e2})} = \frac{(L_a - L_e)}{\theta_m}$
CSTR	Stover-Kincannon	$\frac{K_{max} \cdot L_a}{(L_s + L_a)} = \frac{(L_a - L_e)}{\theta_m}$
PFR	1º Ordem	$\ln \frac{L_a}{L_e} = -k_a \cdot \theta_m$
PFR	Grau 2º Ordem	$\frac{L_a}{L_e} = -k_a \cdot \theta_m$
PFR	Monod	$L_a - L_e + L_s \cdot \ln \frac{L_a}{L_e} = -K_{max} \cdot \theta_m$
PFR	Stover-Kincannon	$L_a - L_e + \frac{L_s}{Q_m} \cdot \ln \frac{L_a}{L_e} = -K_{max} \cdot \theta_m$

Le: carga efluente do substrato (mg.d⁻¹); La: carga afluyente do substrato (mg.d⁻¹); Ce1: carga efluente do substrato limitante 1 (mg.d⁻¹); Ce2: carga efluente do substrato limitante 2 (mg.d⁻¹); θm: tempo de detenção hidráulica médio (d⁻¹); X: concentração de biomassa no reator (mg SS.L⁻¹); Kv: constante de degradação volumétrica (m.d⁻¹); Ka: constante de degradação superficial (d⁻¹); Kmax: máxima taxa de reação (mg.L⁻¹.d⁻¹); Ls: constante de saturação em carga (mg.d⁻¹); Ls1: constante de saturação em carga do substrato limitante 1 (mg.d⁻¹); Ls2: constante de saturação em carga do substrato limitante 2 (mg.d⁻¹); Qm: média das vazões afluyente e efluente (L.d⁻¹).

4.7 – ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para estimativa das cinéticas (K) de transformação dos poluentes dentro da WC-FSSV e WC-FSSH, realizou-se a linearização das equações cinético-hidrodinâmicas das Tabelas 4.4 e 4.5 segundo a forma $y(t) = b + a \cdot t$, sendo: a = K, cinética de degradação do poluente; y(t) = numerador da fração isolada; t = denominador da fração isolada. Posteriormente, procedeu-se a regressão linear do conjunto de pontos do gráfico, obtendo-se então o valor de R². A Figura 4.18 exemplifica o resultado da avaliação do comportamento de DQO segundo o modelo de Monod-CSTR (sem influência do clima) na WC-FSSV.

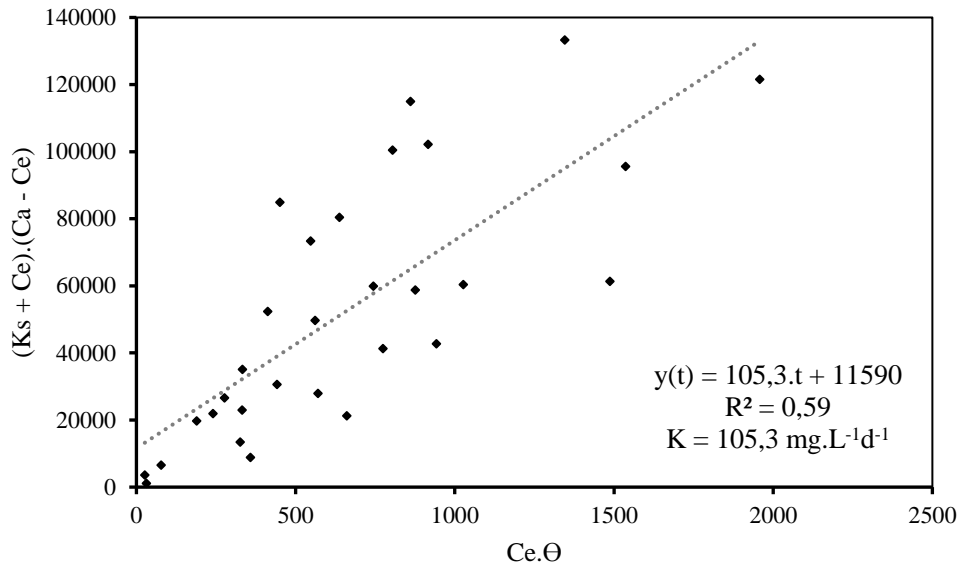


Figura 4.18 – Exemplificação do processo de linearização do modelo de Monod-CSTR (segundo comportamento de DQO) para obtenção da cinética de degradação (K) do poluente.

Utilizou-se o coeficiente de determinação (R^2 - Equação 4.31) para estimativa da adequação de cada modelo na descrição dos processos estudados.

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})]^2}{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2 \sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y})^2} \quad (4.31)$$

Sendo X_i, Y_i = dados individuais obtidos, \bar{X}, \bar{Y} = médias dos dados, N = número de amostras

O coeficiente de determinação varia de 0 a 1 e mede a correlação linear dentre dos dados de dois conjuntos de dados (X_i, Y_i). Altos valores (mais próximos de 1) de R^2 correspondem a forte correlação linear.

Outro parâmetro estatístico utilizado para avaliação da performance dos modelos na descrição dos dados foi a “Raiz do erro quadrático médio relativo” (REQMR), dado pela Equação (4.32).

$$REQMR^2 = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Y_i - \hat{Y}_i)^2}}{\bar{Y}} \quad (4.32)$$

Onde Y_i = valor observado, \hat{Y}_i = valor estimado pelo modelo.

O valor de REQMR também varia de 0 a 1 e mede a diferença entre os dados estimados pelo modelo e os valores observados em campo. REQMR próximo a 0 corresponde a modelos perfeitos.

A significância estatística entre as cinéticas dos cenários estudados (com e sem influência climática) foram avaliadas pelos testes t-student (amostra bilateral e homocedástica) e F-Fisher (bilateral), com nível de significância $p=0,05$. Anteriormente a essa etapa, os dados de cada modelo foram submetidos à análise pelos testes de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro Wilk, o que indicou normalidade dos dados. Utilizou-se o software GraphPad Prism 7 para avaliação da normalidade e significância estatística.

As constantes cinéticas generalizadas (K) de transformação de poluentes dos modelos avaliados foram ajustadas até a convergência dos valores de R^2 e REQMR para o máximo e mínimo valor possível, respectivamente. Para tais procedimentos, foi utilizada a função SOLVER do Microsoft Office Excel 2016.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – VAZÕES DO ESGOTO DOMÉSTICO

O início de operação da ETE-WC ocorreu no dia 15 de julho de 2016. Devido ao tempo necessário para enchimento das WC-FSSV e WC-FSSH pelo esgoto, o começo de monitoramento dos Hidrômetros I, II e III foi somente no dia 10 de agosto de 2016. A Figura 5.1 e Tabela 5.1 apresentam a análise estatística descritiva das vazões do esgoto afluente (A) e efluente (E) às WC-FSSV e WC-FSSH monitoradas até o dia 30 de junho de 2018.

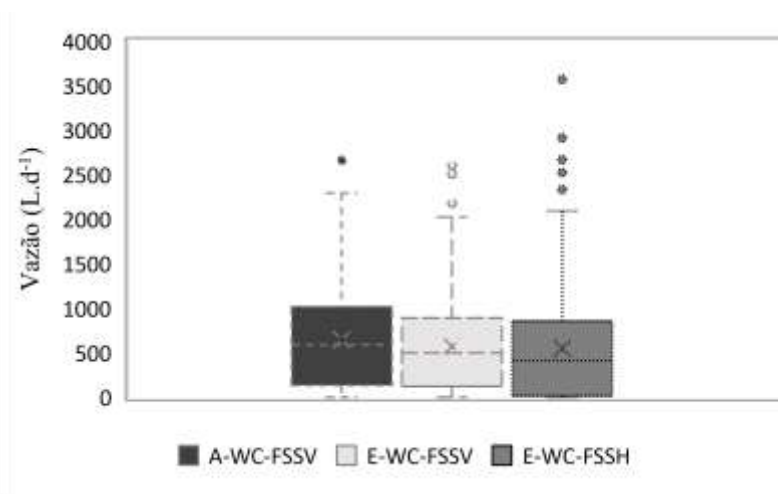


Figura 5.1 – Box-plot das vazões de esgoto doméstico afluente e efluente das WC-FSSV e WC-FSSH.

Tabela 5.1 – Estatística descritiva das vazões afluente e efluente às células de tratamento.

Parâmetro	Vazões (L.d ⁻¹)		
	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
Média	644,8	568,0	545,9
Mediana	586,9	497,4	410,7
Mínima	0,0	0,0	0,0
Máxima	2.659,6	2.599,9	3.650,6
Desvio padrão	445,3	419,8	450,2
Variância	1,98x10 ⁵	1,76x10 ⁵	2,02x10 ⁵
Medições (n)	295	293	293

Em média, a quantidade aplicada de esgoto doméstico na WC-FSSV foi de 644,8 L.d⁻¹. Considerando a mediana, a vazão foi de 586,9 L.d⁻¹. Ambos valores são inferiores ao utilizado como parâmetro de projeto (1.200 L.d⁻¹) para dimensionamento dos tanques séptico e de sucção, além das próprias WC-FSSV e WC-FSSH.

A diferença entre o valor estimado inicialmente e as reais vazões se justifica principalmente pela redução do número de contribuintes ao longo do período de desenvolvimento da pesquisa. No início do estudo, foram contabilizados 12 contribuintes (quatro residências), e, após quatro meses, uma das habitações foi desocupada, passando o total de contribuintes a ser nove. Ao fim desta pesquisa, apenas seis pessoas (em duas residências) foram os responsáveis pela geração do esgoto tratado nas WCs. Além disso, alguns problemas no decorrer da pesquisa dificultaram a aplicação do esgoto doméstico nas WCs. Diversas vezes o sistema de bombeamento (bomba, disjuntor ou bóia) apresentou problemas. Em outras situações, principalmente nas férias escolares, o número de moradores reduziu-se bastante. Também, houve casos de entupimento da rede de coleta de esgoto, o que impossibilitou o escoamento do líquido.

As vazões de esgoto E-WC-FSSV e E-WC-FSSH apresentaram valores médios de 568,0 e 545,9 L.d⁻¹, respectivamente, indicando que houve redução no fluxo do esgoto após tratamento nas WCs, principalmente em função da EVT dos leitos. A PCT contribuiu para elevar o volume de líquido nas WCs (implicando, às vezes, em vazões efluentes superiores às afluentes). O balanço hídrico entre EVT, PCT e vazões nas WCs será abordado no item 5.2.

As influências climáticas (PCT e EVT), associadas aos problemas operacionais mencionados e redução do número dos contribuintes foram os principais fatores responsáveis pela elevada variação das vazões nas WCs ao longo do período de estudo. A alta variabilidade nas vazões de tratamento implicou também em oscilações no TDH de cada célula, o que pode ter influenciado também nos processos de remoção de poluentes do esgoto.

5.2 – BALANÇO HÍDRICO

Em geral, conforme apresentado na Figura 5.1 e Tabela 5.1, a vazão média A-WC-FSSV foi superior à E-WC-FSSV, que, por sua vez, foi maior do que a E-WC-FSSH, indicando que no balanço hídrico, considerando os valores médios das vazões, houve perda de água em ambas as WCs, o que pode ser explicado pela taxa de EVT sobrepondo a PCT no contexto geral.

Analisando mensalmente a influência da PCT e EVT no balanço hídrico das WCs, fica evidenciado (Figura 5.2) que o comportamento do fluxo de esgoto nas WC-FSSV e WC-FSSH foi bastante dependente das condições climáticas. Nos períodos de baixa PCT, como os meses de abril a outubro, a vazão média mensal do A-WC-FSSV foi superior às vazões E-WC-FSSV e E-WC-FSSH, o que pode ser atribuído à influência da EVT da água pelas WCs.

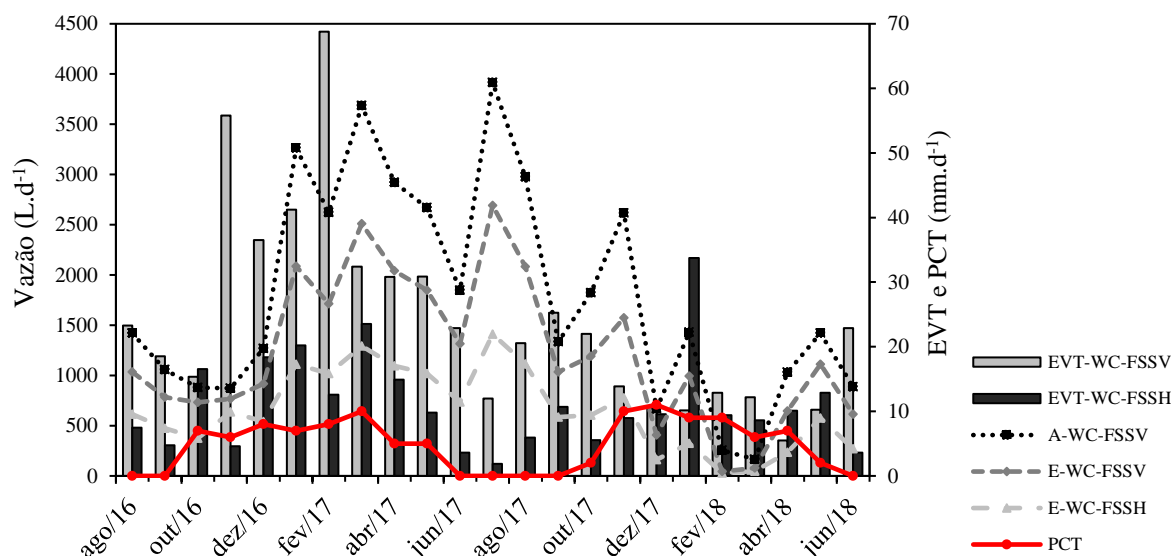


Figura 5.2 – Variação da PCT média diária (mm), EVT média diária (mm.d^{-1}) e vazão média (L.d^{-1}) do esgoto afluyente (A) e efluente (E) das WC-FSSV e WC-FSSH em função dos meses.

Em períodos de maiores índices de PCT (dezembro a março), as vazões médias mensais de E-WC-FSSV e E-WC-FSSH tenderam a ser superiores ou próximas à vazão A-WC-FSSV. Isso ocorreu em virtude das áreas das WCs recepcionarem o volume precipitado sobre sua superfície, liberando-as a seguir. Assim, mesmo que as taxas de EVT nesses meses também foram altas (graças principalmente às elevadas temperaturas do ar), o balanço hídrico líquido entre EVT e PCT possibilitou que a vazão A-WC-FSSV fosse inferior às vazões efluentes das células de tratamento em alguns casos.

Nos meses de fevereiro e março de 2018 houve diversos problemas operacionais (entupimento da rede coletora, ausência de moradores e danificada) no sistema de tratamento de esgoto, o que acarretou em comportamento hídrico anormal nas WCs. Nesse período, a vazão A-WC-FSSV apresentou valores muito baixos (média de $40,0 \text{ L.d}^{-1}$), enquanto o E-WC-FSSH médio foi de $137,8 \text{ L.d}^{-1}$. A PCT média mensal nesse período foi de 157 mm , o que justifica o fato das vazões do efluente às WCs serem superiores ao esgoto afluyente.

Nas Tabelas 5.2 e 5.3 nota-se elevada variabilidade na EVT diária, representada pelo coeficiente de variação (CV). Por isso, adotou-se a mediana (em lugar da média) como o parâmetro mais adequado para a análise dos dados.

Tabela 5.2 – Valores de EVT, PCT e temperatura mensal no período de outubro de 2016 a agosto de 2017.

WC	Parâmetro	2016					2017					
		Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
EVT WC-FSSV (mm.d ⁻¹)	Média	15,3	55,7	36,5	41,2	68,7	32,4	30,8	30,8	22,9	12,0	20,5
	Mediana	21,9	21,5	12,9	52,8	36,5	41,2	63,2	31,2	30,8	27,0	20,8
	CV (%)	25,1	33,2	23,4	32,1	77,8	147,5	90,9	102,7	64,6	63,0	64,8
EVT WC-FSSH (mm.d ⁻¹)	Média	16,5	4,5	18,4	20,2	12,6	23,5	14,9	9,8	3,6	1,8	5,9
	Mediana	8,2	2,2	15,4	3,9	18,4	20,2	12,6	4,8	7,4	4,7	3,8
	CV (%)	44,2	15,0	39,1	62,8	84,2	120,8	110,6	76,4	98,3	69,0	101,8
	PCT _{ac} (mm)	15	43	98	110	171	215	116	104	0	0	0
	Temp. (°C)	24,1	23,8	23,2	24,0	23,5	23,7	22,9	22,5	20,5	18,9	23,5
	N	11	7	15	12	7	14	11	17	9	8	17

PCT_{ac}: precipitação mensal acumulada (mm); Temp: temperatura média mensal (°C); n: número de medições da EVT.

Tabela 5.3 – Valores de EVT, PCT e temperatura mensal no período de setembro de 2017 a junho de 2018.

WC	Parâmetro	2017					2018				
		Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun
EVT WC-FSSV (mm.d ⁻¹)	Média	25,2	21,9	13,8	10,5	10,1	12,9	12,2	5,5	10,6	22,9
	Mediana	20,1	19,5	14,6	11,8	8,8	12,7	11,3	5,5	7,3	20,9
	CV (%)	103,1	88,6	95,5	71,0	32,9	69,8	111,5	98,9	151,7	88,6
EVT WC-FSSH (mm.d ⁻¹)	Média	10,7	5,5	8,9	9,5	33,7	9,4	8,6	10,1	12,8	3,6
	Mediana	8,3	5,7	7,7	6,6	9,4	6,0	9,5	7,5	5,7	3,9
	CV (%)	106,2	55,3	85,1	107,1	62,8	84,5	122,1	110,2	68,2	78,3
	PCT _{ac} (mm)	0	31,7	225	240	182	115	120	35	10	0
	Temp. (°C)	25,2	26,0	23,7	23,3	24,5	23,2	23,1	23,2	21,9	21,5
	n	12	13	14	10	9	10	14	10	14	12

PCT_{ac}: precipitação mensal acumulada (mm); Temp: temperatura média mensal (°C); n: número de medições da EVT.

Variações dos valores de EVT são características típicas de WCs, uma vez que são influenciados pelo clima e fisiologia da vegetação. As maiores variações de EVT ocorreram no mês de março de 2017. Tais oscilações podem ter sido acentuadas neste período devido a períodos com elevado índice pluviométrico (215 mm), intercalados com períodos de insolação e temperatura média elevada (23,7°C), características típicas do verão local.

Analisando os valores de mediana (ou média), destaca-se que a EVT na WC-FSSV foi superior na maior parte dos meses com relação à EVT na WC-FSSH. As médias dos valores medianos mensais de EVT nas células WC-FSSV e WC-FSSH foram 23,4 e 8,2 mm.d⁻¹, respectivamente. A superioridade da WC-FSSV pode ser atribuída à taxa de evaporação do esgoto ocorrida nessa célula, decorrente da menor área de cobertura foliar da vegetação em relação à WC-FSSH.

A quantidade de água evaporada na superfície livre de um reservatório varia principalmente em função de variáveis meteorológicas, tais como radiação solar incidente, velocidade do vento, umidade relativa, temperatura do ar e pressão atmosférica. Também, a área superficial e profundidade do ambiente alagado podem afetar as taxas de evaporação (Brutsaert, 1982).

A Tabela 5.4 compara os dados da circunferência na altura da base (CAB) nas touceiras da WC-FSSV e WC-FSSH em função do tempo, como indicador de crescimento, densidade foliar e sanidade da vegetação.

Tabela 5.4 – Valores da CAB (circunferência na altura da base) medidos nas touceiras das WCs ao longo da pesquisa.

Célula	WC-FSSV					WC-FSSH				
	Jul/16	Mai/17	Jun/17	Set/17	Ago/18	Jul/16	Jan/17	Jun/17	Set/17	Ago/18
Média (cm)	29,3	68,8	66,5	60,6	72,9	29,0	71,3	83,2	84,2	88,3
Mediana (cm)	29,0	71,5	70,5	63,0	73,0	29,0	74,0	84,0	85,1	88,7

Segundo a Tabela 5.4, nota-se maior crescimento da vegetação e adensamento foliar na WC-FSSH, o que implica em maior sombreamento e “proteção” da camada de esgoto perante o fenômeno de evaporação. Como a WC-FSSV apresentou menor densidade de ocupação do leito pela vegetação, a exposição à radiação solar e vento foram maiores, o que pode ter contribuído para que a EVT da WC-FSSV fosse superior à da WC-FSSH.

Por outro lado, o crescimento da vegetação também possui correlação direta com a sua taxa de EVT. Para realizar a assimilação de carbono inorgânico (fotossíntese) e produção de biomassa, a vegetação necessita de nutrientes, radiação solar e disponibilidade hídrica. Nesse processo, a EVT possui fundamental função: prover diferença de potencial hídrico para o transporte de nutrientes para crescimento da vegetação. Quanto maior o desenvolvimento foliar, maior a demanda hídrica pela EVT (Kerbaui, 2008).

A diferença de crescimento da CAB ao longo do desenvolvimento da pesquisa possui explicação pela sanidade da vegetação em relação ao fluxo hidrodinâmico nas WCs. Na célula horizontal (que possui parte do sistema radicular em ambiente insaturado, com conseqüente maior capacidade de respiração), a vegetação sempre apresentou exuberante crescimento e propagação. Já na célula vertical (todo sistema radicular em ambiente saturado – Figura 5.3 –, com conseqüentes dificuldades de respiração das raízes), o desenvolvimento da vegetação foi muito mais lento, ocorrendo também a morte de parte da vegetação plantada após os procedimentos de poda.

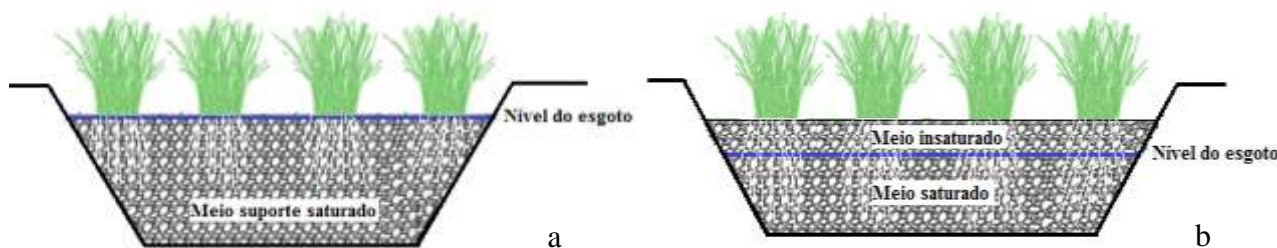


Figura 5.3 – Tipo de ambientes hidrodinâmicos nas WC-FSSV (raízes totalmente saturadas - a) e WC-FSSH (raízes parcialmente saturadas - b).

As diferenças dos níveis de saturação do meio suporte nas células de tratamento também podem ter contribuído para a maior EVT na WC-FSSV. Com o nível de esgoto próximo à superfície, a taxa de evaporação é maior na WC-FSSV do que na célula WC-FSSH com o meio saturado em maior profundidade.

Em média, o percentual de perda de água por EVT em cada célula referente à vazão afluyente foi de 30,8% e 35,5% para a WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente. Em diversos dias (15% do total monitorado) houve EVT superior a 95% da vazão de entrada nas células, o que indica que a configuração de células de tratamento adotada possibilitou significativa redução do volume de esgoto disposto no solo. Tais valores destacam a influência do processo de EVT dentro das WCs. A capacidade de remoção de água pela atmosfera em WCs é tão importante que a norma brasileira NBR 13.969 (ABNT, 1997) refere-se a esses ambientes apenas como “canteiros de evapotranspiração”, negligenciando ou dando menor importância aos processos de remoção de poluentes do meio líquido promovidos pelas interações meio suporte/planta/micro-organismos.

Dependendo das condições climáticas locais, pode haver perda de água para atmosfera em até 50% do volume de entrada (Souza *et al.*, 2004; Stottmeister *et al.*, 2003). Estudos como

Silva Júnior *et al.* (2015) encontraram valores de EVT média de 38,3% em relação ao esgoto de entrada. Já Białowicz *et al.* (2014) observaram perdas hídricas por EVT de 30 a 92% do esgoto afluyente as WCs.

A consideração da EVT nos processos de tratamento de esgoto em WCs é tão importante que existem sistemas projetados para “zero descarga” de esgoto. Essas são WCs em que toda a água residuária que adentra nas WCs é evapotranspirada e não há lançamento no solo ou corpos hídricos do esgoto tratado (Gregersen e Brix, 2001; Milani e Toscano, 2013). Entretanto, para que esses sistemas funcionem de maneira adequada, há a necessidade de correto dimensionamento (considerando a vazão de esgoto a ser tratada) e avaliação do clima local, bem como da espécie vegetal utilizada.

Como apresentado anteriormente, nessa pesquisa foi observado que em 15% dos dias monitorados a EVT apresentou “zero descarga” ou valor muito próximo. Já em outros períodos do ano, a taxa de EVT das WCs correspondeu a menos de 20% da vazão de entrada de esgoto. Durante o período do ano em que as condições climáticas implicarem em balanço hídrico não favorável à vazão “zero descarga”, sugere-se a equalização do fluxo de esgoto na entrada das WCs de forma a reserva-lo e fazer sua aplicação em períodos de maior taxa de EVT.

Os projetos convencionais de WCs geralmente não consideram tal situação, o que implica em subestimar a capacidade de tratamento do esgoto. Para inserção da EVT nos critérios de projeto de WCs, faz-se necessária a avaliação prévia das características climáticas e de estudos preliminares locais para obtenção de dados, uma vez que, como observado neste trabalho, há elevada variância na EVT diária.

5.3 – HIDRODINÂMICA DO SISTEMA DE TRATAMENTO

O nível de esgoto dentro das células de tratamento apresentou variações em função da carga hidráulica diária aplicada. De acordo com a Tabela 5.5, a variância do nível de esgoto na WC-FSSV foi bastante superior aos pontos de monitoramento da WC-FSSH.

A amplitude de variação no nível de esgoto em PMI (na WC-FSSV) foi de 17 cm, ocasionada por períodos em que houve baixa geração de esgoto nas residências (nível mínimo) e altas taxas de aplicação de esgoto (nível máximo). Tais variações podem ter interferido na

qualidade fitossanitária da vegetação, uma vez que sob baixos níveis de esgoto, o contato do líquido com o sistema radicular das plantas é reduzido. Por outro lado, o sistema radicular totalmente submerso em meio líquido exige que a vegetação tenha o sistema foliar saudável para transportar o oxigênio atmosférico para respiração das raízes (Kerbaudy, 2008). Como apresentado anteriormente, os maiores níveis de esgoto (chegando as vezes até a apresentar fluxo superficial) possibilitou maior taxa de EVT na WC-FSSV do que na WC-FSSH, pois a maior área de contato esgoto-atmosfera eleva os níveis de evaporação da água.

Tabela 5.5 – Estatística do nível de esgoto dentro das células de tratamento.

Parâmetro	Nível PMI (cm)	Nível PMII (cm)	Nível PMIII (cm)
Média	86,3	24,9	23,9
Mínima	73,0	15,0	16,0
Máxima	90,0	33,0	32,0
Desvio padrão	3,2	1,9	2,1

PMI: ponto de monitoramento I; PMII: ponto de monitoramento II; PMIII: ponto de monitoramento III.

A variação no nível de esgoto dentro da WC-FSSH apresentou valores com amplitude de 18 e 16 cm nos pontos PMII e PMIII, respectivamente, similares ao obtido na WC-FSSV. Entretanto, o desvio padrão dos dados foi bastante inferior para PMII e PMIII, o que indica que a variação do nível de esgoto dentro da WC-FSSV é mais susceptível às variações nas cargas hidráulicas aplicadas, funcionando então como célula amortizadora para as vazões aplicadas.

Dentro da WC-FSSH, nota-se também que o nível do PMII foi sempre maior ou igual ao PMIII, o que caracteriza o processo de perda de carga em meio poroso. O valor da perda energética pelo escoamento entre os pontos foi quantificado e é apresentado no item 5.3.2.

As variações de nível de esgoto nas WC-FSSV e WC-FSSH, bem como a influência da EVT e PCT na vazão efluente às células, atestam que as WCs estudadas se comportam como reatores em estado dinâmico. Porém, para facilitar o desenvolvimento e resolução dos modelos representativos da remoção de poluentes nas WCs, elas foram consideradas como reatores em estado estacionário.

5.3.1 Retenção do fluxo pelo Hidrômetro I

O Hidrômetro I utilizado foi do tipo volumétrico, que possui como princípio de funcionamento a mensuração do volume do líquido através do enchimento e posterior vertimento do esgoto em um êmbolo de 100 mL. A cada ciclo de enchimento-esvaziamento, era contabilizado apenas o volume do êmbolo, havendo retenção do fluxo de esgoto a montante até novo ciclo ser completado. Tal situação implicou em elevada perda de carga (retenção do fluxo) na passagem do esgoto pelos hidrômetros.

A retenção do fluxo de esgoto a montante dos hidrômetros provocou comportamento hidráulico peculiar nas WCs, possivelmente alterando o TDH e carga hidráulica aplicada na WC-FSSV e WC-FSSH. Caso não fosse adotado os hidrômetros, o volume gerado de esgoto seria aplicado em menor tempo e conseqüentemente, os TDHs das WCs seriam menores, talvez alterando todo o comportamento hidráulico e eficiência de remoção de poluentes.

Em função do fluxo de esgoto nos hidrômetros, houve retenção de partículas e biomassa nas suas estruturas interiores, aumentando ainda mais a perda de carga do fluxo hídrico ao longo do tempo. A Figura 5.4 indica o aumento da retenção do fluxo de esgoto em função dos dias após a limpeza do Hidrômetro I.

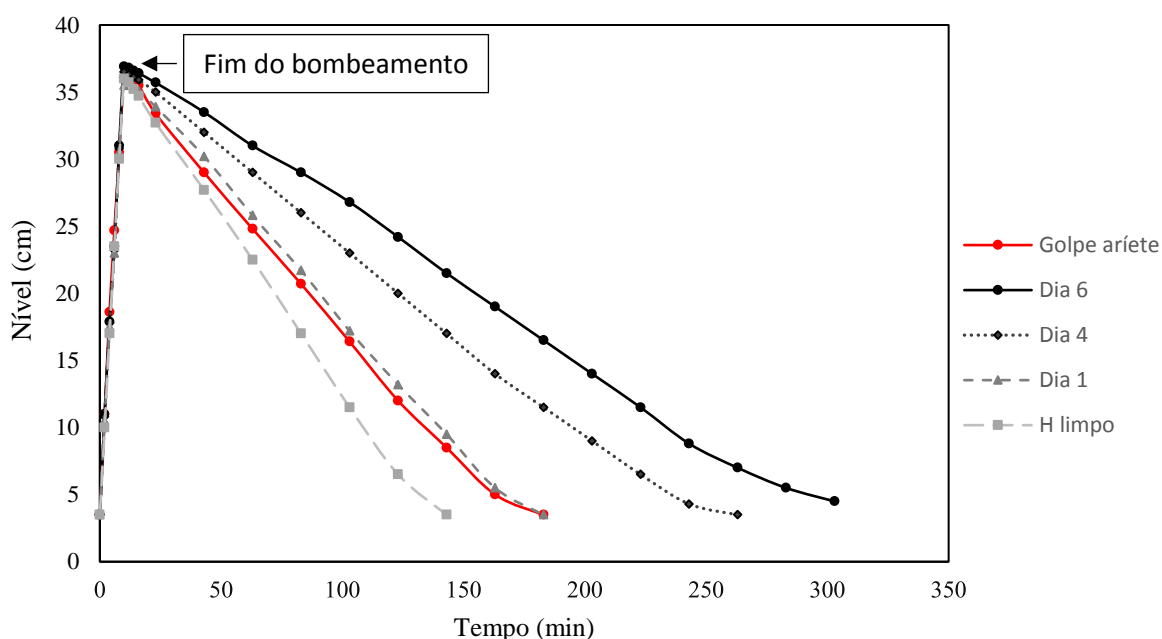


Figura 5.4 – Correlação do nível de esgoto na caixa de recepção e tempo de esvaziamento em função da limpeza do Hidrômetro I.

Com o Hidrômetro I limpo, após 10 min de bombeamento, o nível de esgoto na caixa de recepção foi de 35,5 cm e o tempo necessário para total esvaziamento da caixa foi de 183 min. Após seis dias da limpeza, o tempo de esvaziamento foi de 305 min. Observa-se que quanto mais tempo após a limpeza do hidrômetro, maior foi a perda de carga (menor coeficiente angular da reta, pós período de bombeamento) no Hidrômetro I.

O teste de perda de carga só foi possível de ser feito no Hidrômetro I, pelo uso da caixa de recepção (pequeno volume de controle e alta carga hidráulica – 1 a 2 mca). Nos Hidrômetros II e III, não houve como fazer a mensuração do nível de esgoto nas WCs com segurança (uma vez que a variação desse nível foi bastante pequena, pois as WCs são reatores com volume bastante superior à caixa de recepção).

Com o uso do denominado “Golpe de Aríete” (promovendo um transiente hidráulico), por meio da abertura e fechamento abrupto de uma válvula de esgoto (Figura 5.5) acoplada junto ao Hidrômetro I, foi possível obter determinado grau de remoção de impurezas do hidrômetro. Com o “Golpe de Aríete”, o comportamento hidráulico do Hidrômetro I passou a apresentar “grau de limpeza” próximo a um dia após a limpeza. Tal procedimento mostrou-se importante do ponto de vista operacional devido à dificuldade de retirada dos hidrômetros para limpeza. Aplicando-se o transiente hidráulico, o Hidrômetro I era limpo mesmo sem ser removido.

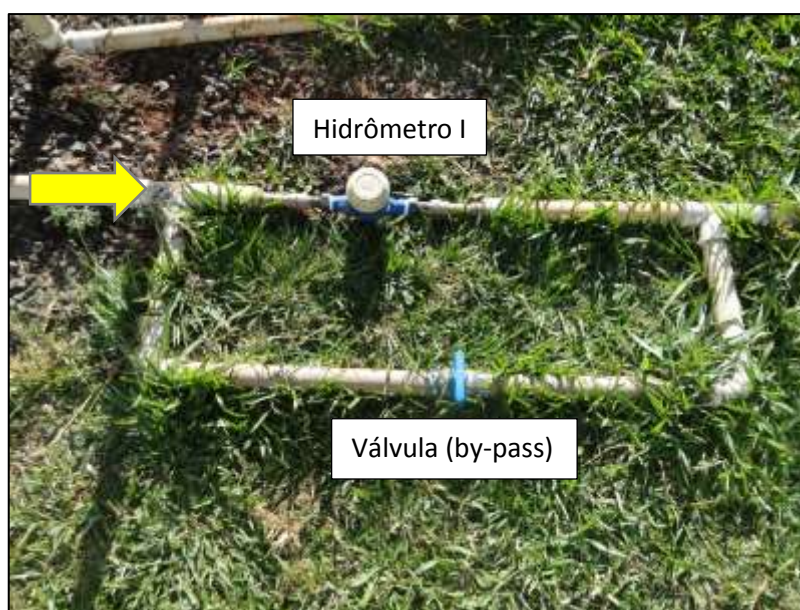


Figura 5.5 – Hidrômetro I e válvula utilizada como by-pass (e para aplicação do transiente hidráulico no Hidrômetro I).

Como a carga hidráulica nos Hidrômetros II e III não eram altas (0,1 a 0,3 mca), não foi possível implantar o sistema com transiente hidráulico, necessitando então que, para limpeza desses hidrômetros, houvesse sua remoção. Por outro lado, o aumento da perda de carga dos Hidrômetros II e III ocorreu principalmente devido ao acúmulo de biomassa nas paredes internas dos hidrômetros, o que possui um valor limitante (o crescimento de biomassa se dá até determinado ponto, até que o fluxo hídrico provoque o desprendimento do biofilme). Assim, a retirada e limpeza dos Hidrômetros II e III era feita a cada 10 dias.

A influência dos hidrômetros no comportamento hidrodinâmico do esgoto doméstico na WC-FSSV e WC-FSSH será melhor compreendido no item 5.5.3, avaliando-se o ensaio com traçador inerte hidrodinâmico.

5.3.2 Escoamento na WC-FSSH

O fenômeno de colmatção da WC-FSSH pôde ser avaliado aplicando-se a Lei de Darcy ao escoamento do esgoto doméstico nessa célula, obtendo-se valores de condutividade hidráulica (K_p) diária. A média e mediana mensal de K_p são apresentadas na Figura 5.6.

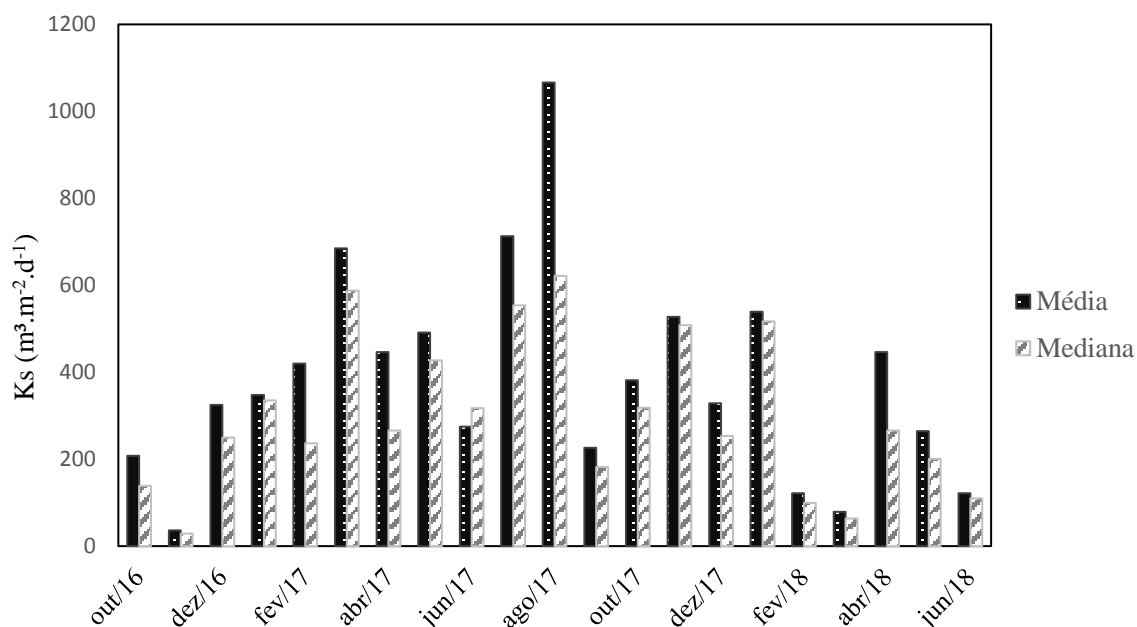


Figura 5.6 – Variação da condutividade hidráulica (K_p) média e mediana mensal na WC-FSSH no período da pesquisa.

Nota-se elevada variabilidade no valor de K_p em função do período da pesquisa. A média e desvio padrão geral de K_p mensurada foi de $383,2 \pm 559,3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Não houve padrão definido para o comportamento da condutividade hidráulica na WC-FSSH em função dos meses, indicando que a colmatção do leito foi pouco influenciada pelas condições climáticas. Por outro lado, observa-se que houve redução em K_p a partir de janeiro de 2018, que pode ser explicado pela diminuição das vazões nesse período.

A principal limitação do uso da Lei de Darcy na WC-FSSH está vinculada à presença dos Hidrômetros II e III. Como o escoamento do esgoto nessa célula é dependente das características de funcionamento dos hidrômetros, torna-se difícil avaliar a confiabilidade do cálculo de K_p pela expressão de Darcy. Entretanto, pelo avaliado, não foi observado grau significativo de colmatção da WC-FSSH no período estudado.

Como regra geral, avalia-se que a condutividade hidráulica do meio suporte calculada na WC-FSSH foi predominantemente dependente da vazão afluyente (e da carga hidráulica no Hidrômetro III provocada por ela). Com altas vazões do A-WC-FSSH (e/ou altas PCT), a carga hidráulica necessária para funcionamento do Hidrômetro III era atingida facilmente, possibilitando elevado fluxo de esgoto e conseqüentemente K_p alta. Por outro lado, baixas vazões do A-WC-FSSH (e/ou altas EVT), implicava em redução na carga hidráulica, o que diminuía o fluxo de esgoto na WC-FSSH e proporcionava K_p baixa.

Avaliando uma WC-FSSH (com oito anos de operação), porém sem a presença de hidrômetros volumétricos, Matos *et al.* (2017) obtiveram variações de K_p (em função da distância do ponto de entrada do esgoto) de 5 a $61 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. As condutividades mais próximas ao ponto de entrada de esgoto foram bastante inferiores aos da saída, indicando colmatção do leito nos primeiros metros da WC. Outro dado importante obtido nessa pesquisa foi que o ambiente controle (sem vegetação) apresentou K_p maior do que a WC, sugerindo que a presença da vegetação elevou o nível de colmatção do leito, provavelmente pela presença das raízes.

Caselles-Osorio *et al.* (2007) concluíram em seu estudo que a matéria recalcitrante e de difícil biodegradação acumulada no meio suporte foi a principal responsável pela colmatção dos leitos e redução da condutividade hidráulica. Esses autores evidenciaram que a redução do valor de K_s se dá principalmente na zona de entrada do esgoto no leito (K_p variando de 0 – $4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). Na zona de saída, foram obtidos valores de K_p entre 12 e $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

5.3.3 Ensaio hidrodinâmico

Conforme é mostrado na Figura 5.7, observaram-se variações da concentração do traçador em função da profundidade (H) e do ponto de medição (E – esquerdo e D – direito) na WC-FSSV. A variação conforme a profundidade pode ser explicada pela estratificação química do esgoto, mediante diferença de densidade provocada pela introdução do sal. Por outro lado, a diferença de condutividade entre os pontos (E e D) indica que o fluxo de esgoto não ocorreu de maneira homogênea na WC-FSSV.

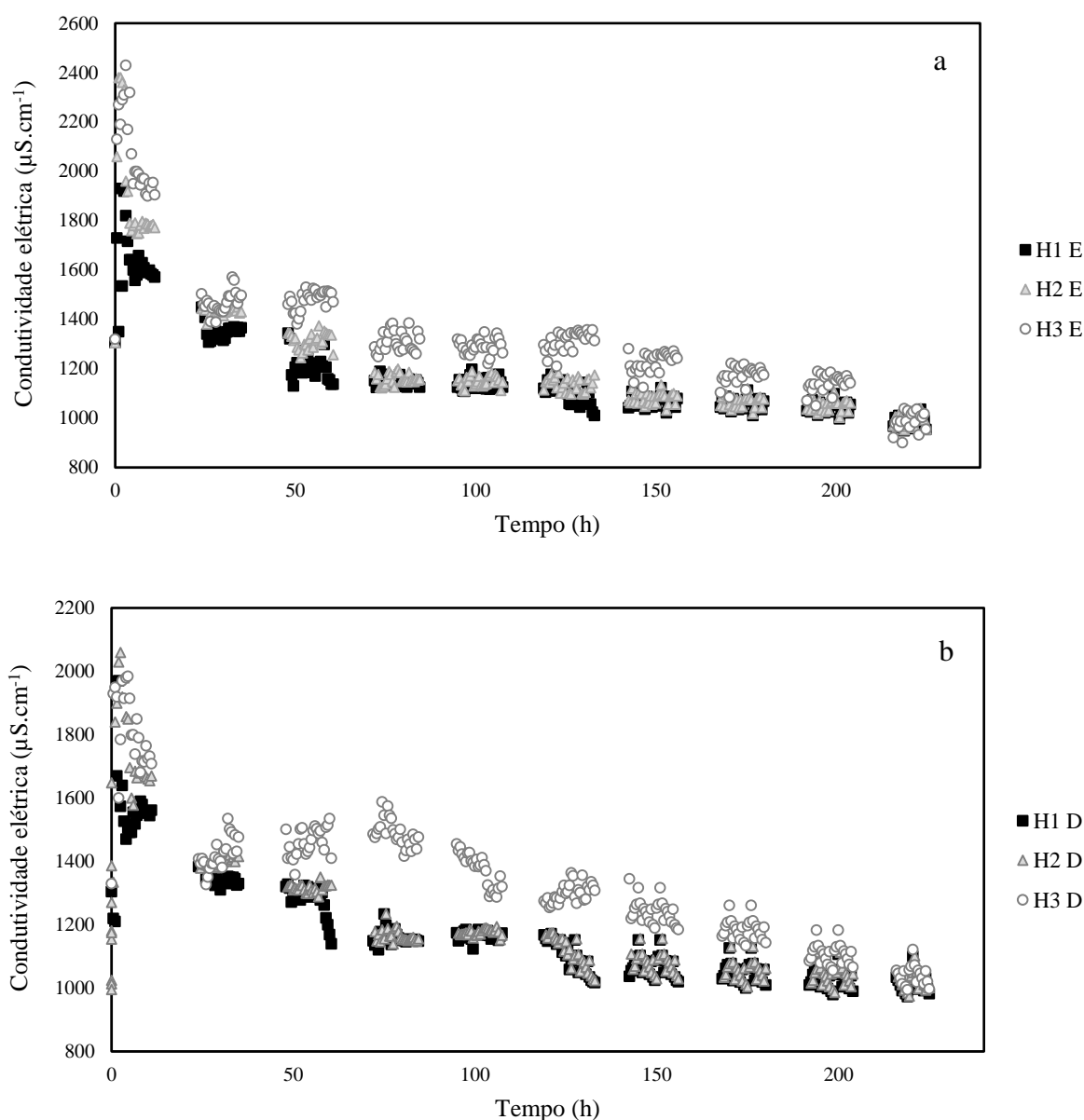


Figura 5.7 – Variação da condutividade elétrica nos pontos esquerdo (a) e direito (b) na WC-FSSV em função do tempo do ensaio, nas profundidades H1 (20cm), H2 (40 cm) e H3 (70 cm). D: direita; E: esquerda.

A falta de homogeneidade na dispersão do esgoto no ambiente de tratamento pode estar vinculada à presença de “caminhos preferenciais”, além de “zonas mortas”, reduzindo a eficiência de remoção dos poluentes.

Em ambos os pontos de monitoramento na WC-FSSV (a e b), as profundidades H1 (20 cm) e H2 (40 cm) apresentaram valores próximos, porém inferiores à H3 (70 cm). O padrão do comportamento hidrodinâmico nessa célula indicou maior concentração do traçador em função do aumento da profundidade. Logo após a aplicação do pulso do traçador, a condutividade elétrica do esgoto elevou-se primeiramente nos pontos H3, do que em H2 ou H1, indicando que pode haver “estratificação química” do fluxo de esgoto no sentido descendente na célula estudada.

A reestabilização das condições normais da WC-FSSV (concentração *background*) só foi atingida em H3 cerca de 10 dias após a aplicação do traçador. Em H1 e H2, após 7 dias. Isso sustenta a hipótese de ocorrência de estratificação por densidade na célula, o que pode ser decorrente da aplicação do traçador salino. A diferenciação em camadas não é característica da maioria dos poluentes do esgoto, como é caso de soluções salinas. Entretanto, poluentes associados aos sólidos sedimentáveis podem apresentar tal característica (Von Sperling, 2014).

A hipótese de má dispersão (fluxo não uniforme) do esgoto na WC-FSSV é reforçada pela diferença nos dados de E e D, principalmente na profundidade H3 até o 5º dia de ensaio. Nesse período, observou-se que a condutividade elétrica nos pontos E e D (profundidade H3) foi diferente em média 17%, indicando a ocorrência de caminho preferencial no sentido do ponto da esquerda (E). Os itens 5.3.3.1 e 5.3.3.2 apresentam a adequabilidade das WCs estudadas segundo os modelos de dispersão e tanques-em-série, respectivamente, fornecendo uma ideia de como é o fluxo hidrodinâmico nesses ambientes.

A Figura 5.8 ilustra a variação da condutividade elétrica no E-WC-FSSV, PMII, PMIII e E-WC-FSSH ao longo do tempo. Comparando os dados medidos nesses pontos, é possível observar o “movimento” da pluma do traçador hidrodinâmico nas WCs estudadas.

O pico da condutividade elétrica nos pontos monitorados foi obtido nos tempos 24,5, 29,5, 60,5 e 104 horas para o E-WC-FSSV, PMII, PMIII e E-WC-FSSH, respectivamente, demonstrando o fluxo do traçador nas WCs estudadas.

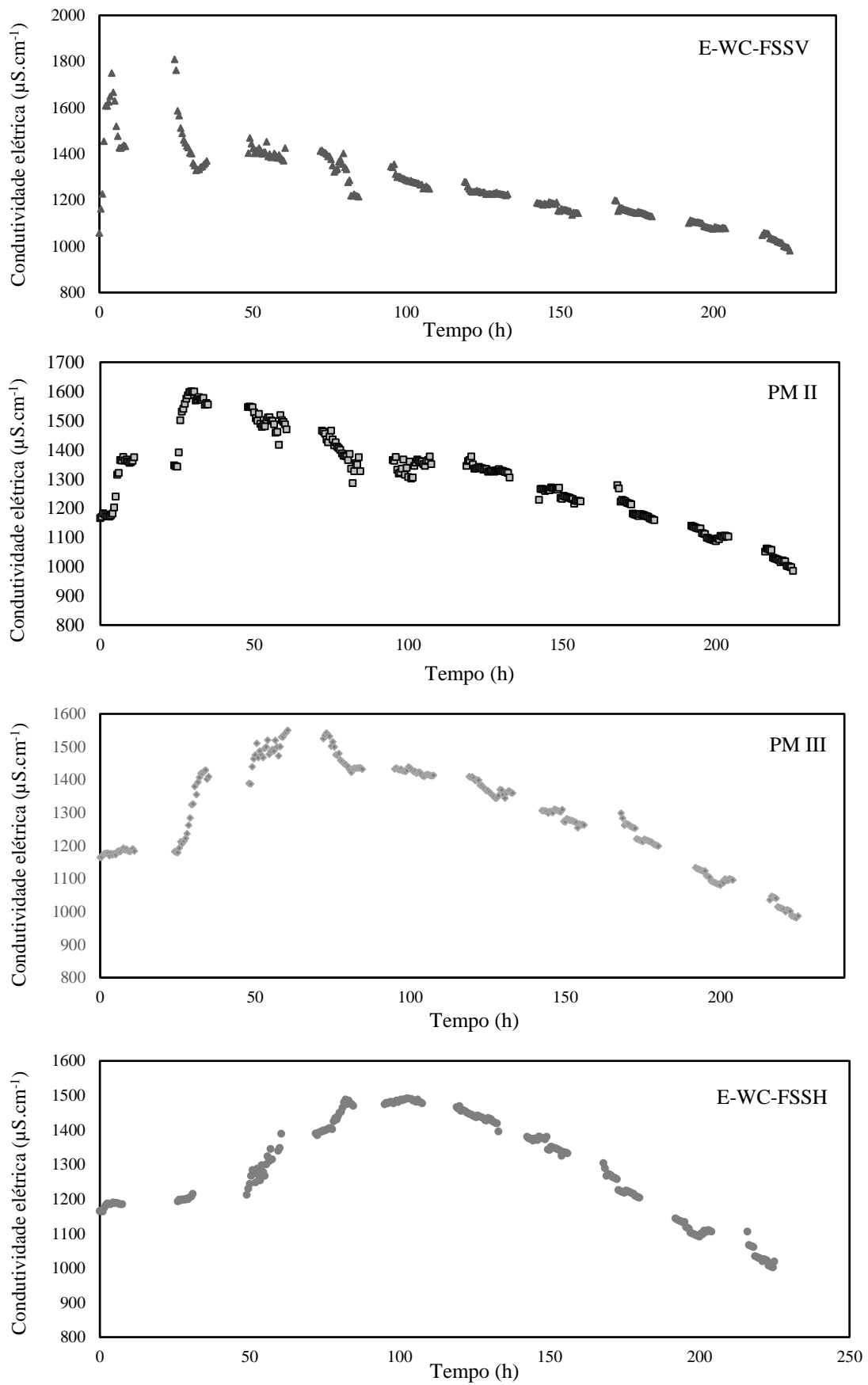


Figura 5.8 – Variação da condutividade elétrica no E-WC-FSSV, PMII, PMIII e E-WC-FSSH em função do tempo do ensaio.

A influência dos Hidrômetros II e III no ensaio com traçador, bem como no fluxo de poluentes nas WCs, pode ser observado nas Figuras 5.7 e 5.8. O início de cada dia de monitoramento apresentou geralmente valores iguais ou superiores ao mensurado no final do dia anterior, o que pode ser explicado pela capacidade dos hidrômetros volumétricos utilizados em reter o fluxo hidrodinâmico do esgoto. Ao final do escoamento diário (quando a carga hidráulica mínima necessária para funcionamento dos hidrômetros fosse atingida, parando o funcionamento desses), ocorria elevação da condutividade elétrica na saída, que seria mensurado no dia posterior.

O fluxo hidrodinâmico do traçador apresentou comportamento diferente nas WCs avaliadas. O E-WC-FSSV gerou uma curva de distribuição assimétrica do tipo Log-Gaussiana, enquanto o E-WC-FSSH apresentou tendência de distribuição normal simétrica em torno da média (curva de Gauss). Nos pontos PMII e PMIII, houve comportamento intermediário e de transição entre as duas curvas. Nota-se que a curva de distribuição se transforma do tipo Log-Gaussiana em Gaussiana conforme o traçador flui pela WC-FSSH. Conforme Kadlec e Wallace (2009), as características da curva de distribuição do traçador variam principalmente em função do tipo de fluxo hidrodinâmico presente.

A curva de concentração, $C(t)$, do E-WC-FSSV (Figura 5.9) apresentou comportamento similar às características do reator CSTR, apresentando decaimento exponencial da condutividade elétrica em função do tempo de ensaio. Entretanto, a função que melhor representou ($R^2 = 0,86$) a hidrodinâmica da WC-FSSV foi a Curva Log-Gauss (Headley e Kadlec, 2007).

A Equação (5.1) representa o melhor ajuste do comportamento hidrodinâmico da condutividade elétrica (C) no E-WC-FSSV em função do tempo (t) de realização do ensaio com traçador.

$$C = 1576 \cdot e^{-0,5[\ln(\frac{t}{8,16}) \cdot 3,78^{-1}]^2} \quad (5.1)$$

O modelo CSTR apresenta comportamento padrão próximo à Equação (5.1), sugerindo que o fluxo hidrodinâmico da WC-FSSV projetada pode ser conjecturado com baixo desvio a esse modelo idealizado.

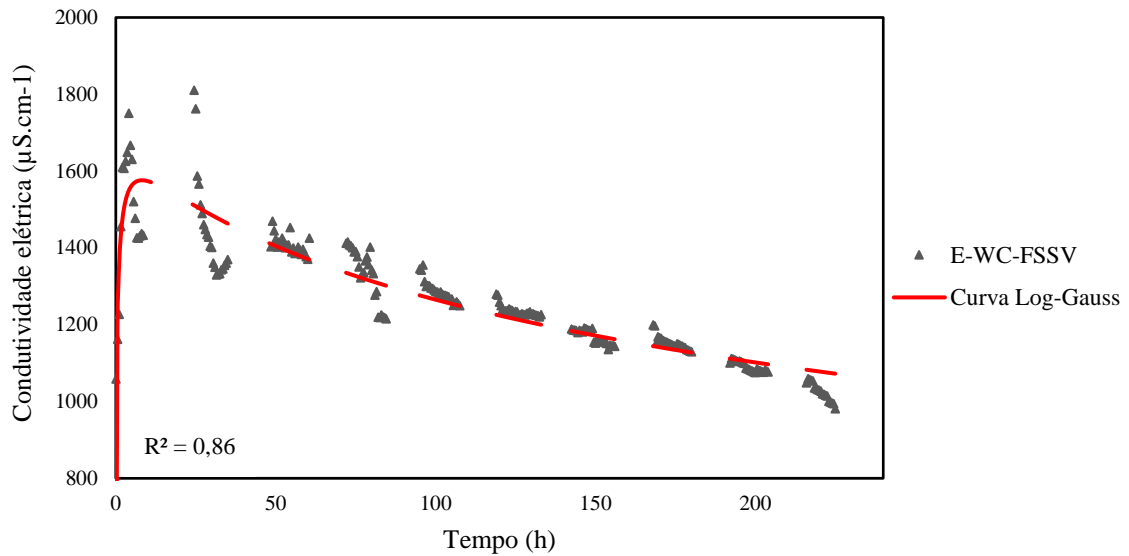


Figura 5.9 – Variação da condutividade elétrica na WC-FSSV em função do tempo do ensaio e modelo hidrodinâmico (Curva Log-Gauss) mais aproximado à realidade.

Tornando unitária a área abaixo da curva, tem-se a função distribuição do tempo de residência (RTD) do fluido na WC-FSSV (Equação 5.2). Essa curva indica a distribuição dos tempos que determinada fração da corrente leva para sair do reator. Observa-se que a RTD gerada possui similaridade com a família de curvas com comportamento de fluxo CSTR (Levenspiel, 2000).

$$\text{RTD} = 0,006 \cdot e^{-0,5 \left[\ln \left(\frac{t}{10,27} \right) \cdot 1,47^{-1} \right]^2} \quad (5.2)$$

A Figura 5.10 ilustra a curva de distribuição da WC-FSSH, que possui características similares às curvas da família dos reatores PFR, porém com alto desvio desse modelo idealizado, descrito pela função gaussiana normal obtida (Levenspiel, 2000).

Na função gaussiana gerada pelo melhor ajuste ($R^2 = 0,92$ - Equação 5.3), as partículas do traçador hidrodinâmico entram e saem da WC-FSSH em padrão similar à sua entrada, caracterizando o fluxo PRF.

$$C = 1443 \cdot e^{-0,5 \left(\frac{t-102,2}{138,7} \right)^2} \quad (5.3)$$

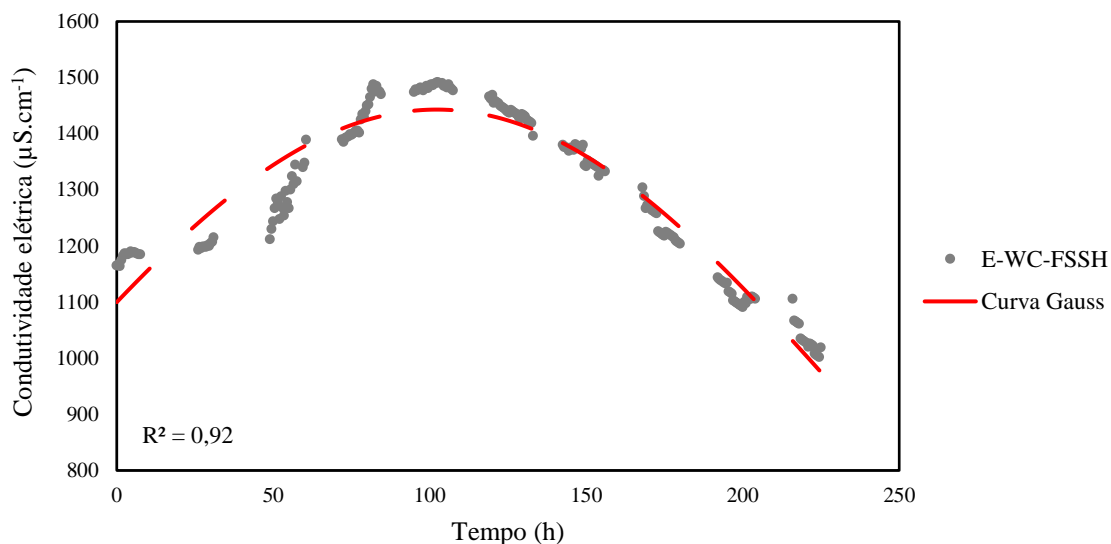


Figura 5.10 – Variação da condutividade elétrica na WC-FSSH em função do tempo do ensaio e modelo hidrodinâmico (Curva de Gauss) mais adequado aos pontos medidos.

Como a relação comprimento/largura da WC-FSSH foi de 5, era esperado o comportamento com leve desvio ao modelo PFR na hidráulica do reator. Entretanto, possivelmente pela presença do Hidrômetro III, houve aumento na dispersão do esgoto na WC-FSSH, elevando o desvio do fluxo desse reator em relação do fluxo PFR. Os itens posteriores apresentarão melhores indícios do comportamento hidrodinâmico da WC-FSSH.

A função distribuição do tempo de residência (RTD) do fluido na WC-FSSH foi descrita pela Equação 5.4.

$$RTD = 0,005 \cdot e^{-0,5 \left(\frac{t-101,6}{65,62} \right)^2} \quad (5.4)$$

A Tabela 5.6 apresenta os parâmetros utilizados para avaliação das características do fluxo hidrodinâmico nas WCs.

Durante o ensaio com traçador, a vazão média aplicada no sistema de tratamento foi de 758,7 L.d⁻¹, o que implicou em tempo de detenção hidráulica nominal (TDHn) de 3,15 e 3,26 dias para a WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente, valores superiores aos utilizados no projeto de dimensionamento inicial, que considerou vazão média de 1.200 L.d⁻¹.

Tabela 5.6 – Parâmetros hidrodinâmicos calculados a partir do ensaio com traçador nas WC-FSSV e WC-FSSH.

Parâmetro	WC-FSSV	WC-FSSH
TDHn (d)	3,15	3,26
TDHr (d)	2,90	4,38
Ev	0,92	1,34
λ	0,32	1,33
ICC	0,007	0,043
Rec (%)	63	54

TDHn: tempo de detenção hidráulica nominal, TDHr: tempo de detenção hidráulica real, Ev: eficiência volumétrica, λ : eficiência hidráulica, ICC: índice de curto-circuito, REC: taxa de recuperação do traçador.

Com os ensaios hidrodinâmicos, obtiveram-se valores de TDHr mais representativos, pois esses ensaios consideram a hidrodinâmica real do reator e levam em consideração os efeitos climáticos. Segundo os ensaios, os TDHr nas WC-FSSV e WC-FSSH foram de 2,90 e 4,38 dias, respectivamente.

O valor inferior de TDHr na célula WC-FSSV pode ser um indicativo de inadequada distribuição do esgoto no reator, bem como da presença de “caminhos preferenciais” ou “curto-circuitos”. Por outro lado, a eficiência volumétrica (Ev), que indica a relação em que o volume do reator é preenchido pelo esgoto, foi mais próximo a 1,0 na WC-FSSV do que na WC-FSSH. Valores de Ev em torno de 1 significam que o TDHn é próximo ao TDHr, indicando leves desvios dos comportamentos hidrodinâmicos dos modelos ideais (Headley e Kadlec, 2007). Assim, observou-se que pelo valor de Ev, a WC-FSSV apresentou menor desvio ao modelo hidrodinâmico CSTR do que a WC-FSSH para o modelo PFR.

Sustentando a interpretação da Ev, o índice de curto-circuito (ICC) (outro estimador do comportamento hidrodinâmico do esgoto no sistema de tratamento) na célula WC-FSSV foi muito baixo (0,007), sugerindo tendência ao comportamento CSTR (Metcalf e Eddy, 2016). Os valores encontrados de ICC para a WC-FSSH (0,043) também indicaram alto desvio do comportamento PFR.

A WC-FSSH da presente pesquisa também se mostrou com maior desvio ao fluxo PFR quando comparada aos trabalhos de De Paoli e Sperling (2013) e Matos et al. (2015), que também avaliaram a hidrodinâmica de WC-FSSH com características similares, porém sem a presença de hidrômetros volumétricos. A presença desses instrumentos de medição de vazão pode ter sido responsável pela elevação do grau de dispersão do esgoto nas WC. Como citado anteriormente, os hidrômetros instalados eram volumétricos e apresentavam

comportamento hidráulico peculiar que propiciou a retenção do fluxo de esgoto nas WCs. A aplicação de novas cargas hidráulicas e retenção do esgoto possivelmente influenciou no grau de dispersão do líquido dentro das WCs.

A eficiência hidráulica (λ) também pode ser indicador do grau de dispersão do esgoto nas WCs. Quanto menor o valor de λ , maior será a tendência de comportamento hidrodinâmico para fluxo CSTR. Valores próximos a 1,0 indicam proximidade ao fluxo PFR (Metcalf e Eddy, 2016). Nessa ótica, a WC-FSSV apresentou λ de 0,32, o que indica baixo desvio ao modelo idealizado CSTR. Já na WC-FSSH, houve leve desvio ao modelo PFR, com λ de 1,33, sugerindo, pelo menos por esse estimador, que essa célula de tratamento possui nível de dispersão não muito elevado.

Os valores de recuperação (Rec - %) do traçador salino utilizado nesse trabalho, embora possam ser considerados baixos, foram condizentes com os apresentados na literatura (geralmente na faixa de 50 – 70%), proporcionando condições de avaliar a hidrodinâmica nas WCs (Cota *et al.*, 2011; Matos *et al.*, 2015).

5.3.3.1 Modelo de dispersão

Os estimadores hidráulicos E_v , ICC e λ indicaram elevado grau de dispersão para a WC-FSSV e um pouco menor para a WC-FSSH. O número de dispersão (d) também sustenta tal afirmação. A WC-FSSV apresentou $d = 1,58$, o que, segundo Metcalf e Eddy (2016), caracteriza-se como alta dispersão, com comportamento similar ao fluxo CSTR ($d \rightarrow \infty$). Na WC-FSSH, o valor de “ d ” foi de 0,62, o que também corresponde a alta dispersão ($d > 0,01$), porém mais próximo ao comportamento de fluxo PFR. Para valores de $d < 0,01$, há tendência de o escoamento do esgoto pelos leitos de tratamento ser aproximado ao fluxo pistonado, enquanto $d > 0,01$, indica grande desvio do escoamento PFR (Levenspiel, 2000).

5.3.3.2 – Modelo de Tanques-em-série

Devido à elevada dispersão do fluxo hidrodinâmico na WC-FSSV, o modelo TIS para essa célula apresentou número de tanques “ N ” = 1,54, o que corresponde a leve desvio do comportamento CSTR, evidência também sustentada pelos demais estimadores hidrodinâmicos apresentados.

Na WC-FSSH, o valor de “N” foi de 4,53, valor que leva a inferir que houve alta dispersão do fluxo hidrodinâmico também nessa célula, porém com maior desvio do fluxo CSTR e maior proximidade ao fluxo PFR.

Considerando que os hidrômetros retêm o fluxo de esgoto nas células, há favorecimento da dispersão do fluido, o que contribui para redução do valor de “N” e elevação de “d”. A WC-FSSV apresentou maior dispersão devido também à sua geometria (quadrada). Já a geometria retangular (relação comprimento/largura = 5) de WC-FSSH colaborou para que a dispersão do esgoto fosse menor do que na WC-FSSV. Possivelmente, se não houvesse a presença dos hidrômetros volumétricos, os valores de “N” e “d” seriam bastante diferentes.

5.4 – QUALIDADE DO ESGOTO

Foram encontrados baixos níveis de OD no esgoto em todos os pontos monitorados (Tabela 5.7). No A-WC-FSSV (esgoto da caixa de recepção), obtiveram-se os menores valores médio e mediano, enquanto nos pontos de monitoramento dentro das WCs (PMI, PMII e PMIII), o OD foi ligeiramente superior. Tal padrão de comportamento indica que o ambiente de WCs, embora seja predominantemente anaeróbio, pode contribuir para introdução de oxigênio no esgoto.

Tabela 5.7 – Estatística dos valores de oxigênio dissolvido (OD) no esgoto das WCs.

Parâmetro	OD (mg.L ⁻¹)			
	A-WC-FSSV	PMI	PMII	PMIII
Média	0,68	0,87	0,82	0,82
Mediana	0,60	0,65	0,65	0,67
Máximo	1,4	4,3	4,2	3,5
Mínimo	0,3	0,2	0,1	0,1
Desvio padrão	0,30	0,77	0,74	0,72
n	134	134	134	134

PMI: ponto de monitoramento I; PMII: ponto de monitoramento II; PMIII: ponto de monitoramento III; n: número de amostragens

Embora houvesse turbilhonamento na caixa de recepção devido ao jato de entrada de esgoto, e conseqüentemente introdução de OD, o A-WC-FSSV apresentou baixos níveis de OD, sugerindo que a difusão de OD no bombeamento do esgoto foi baixa ou que os níveis de consumo (por degradação heterotrófica da matéria orgânica ou nitrificação) de oxigênio na caixa de recepção foram altos.

Os pontos PMI, PMII e PMIII apresentaram valores médios superiores de OD ao A-WC-FSSV, também por um motivo potencial específico: produção de oxigênio por algas (em certos momentos, o valor de OD foi superior a 6,0 mg.L⁻¹). Como os tubos de monitoramento eram abertos (permitindo entrada de luz) e os hidrômetros retinham parcialmente o fluxo de esgoto (aumentando o TDH do sistema), houve em alguns momentos (principalmente quando o sistema de bombeamento estava danificado) crescimento de algas na superfície dos tubos usados para monitoramento, o que pode ter elevado os níveis de OD no esgoto.

De forma geral, os ambientes de WCs estudados apresentaram baixas concentrações de OD em todos os pontos de monitoramento, sugerindo um sistema com características de metabolismo anaeróbico de tratamento de esgoto, muito embora possa haver microzonas aeróbicas (próximo ao sistema radicular da vegetação, por exemplo).

A temperatura do esgoto apresentou pouca oscilação durante o período monitorado, mesmo durante o inverno e verão (Tabela 5.8).

Tabela 5.8 – Estatística da temperatura do esgoto no monitoramento das WCs.

Parâmetro	Temperatura (°C)			
	A-WC-FSSV	PMI	PMII	PMIII
Média	24,3	22,5	22,5	22,6
Mediana	24,0	22,6	22,5	22,5
Máximo	29,0	28,0	28,1	28,2
Mínimo	19,1	18,7	18,6	19,0
Desvio padrão	2,27	2,18	2,26	2,23
n	137	137	137	137

PMI: ponto de monitoramento I; PMII: ponto de monitoramento II; PMIII: ponto de monitoramento III; n: número de amostragens

A baixa variação da temperatura do esgoto no processo de tratamento implica em estabilidade dos processos de remoção de poluentes vinculados aos princípios biológicos de degradação de poluentes, uma vez que a taxa de degradação de matéria orgânica está associada à temperatura (Metcalf e Eddy, 2016).

O ambiente das WCs proporcionou condições de “preservação” para a temperatura do esgoto. Devido à presença do meio suporte e das plantas (sistema foliar e raízes), a temperatura do esgoto apresentou menor variação do que a do ar, pois houve “proteção” dos eventos de intempéries (vento, radiação solar, etc.).

Os valores de pH quase não apresentaram variações nos pontos monitorados (Tabela 5.9), sempre estiveram próximos à neutralidade e com valores similares aos encontrados na literatura para esgoto doméstico (Von Sperling, 2014).

Tabela 5.9 – Estatística do potencial hidrogeniônico (pH) do esgoto nas WCs.

Parâmetro	pH			
	A-WC-FSSV	PMI	PMII	PMIII
Média	7,2	7,2	7,2	7,2
Mediana	7,0	7,0	7,0	7,0
Máximo	7,6	7,6	7,8	7,8
Mínimo	7,0	7,0	6,8	6,8
Desvio padrão	0,23	0,25	0,29	0,30
n	125	125	125	125

PMI: ponto de monitoramento I; PMII: ponto de monitoramento II; PMIII: ponto de monitoramento III; n: número de amostragens

As possíveis reações anaeróbias de degradação da matéria orgânica e transformações das formas de nitrogênio do esgoto que ocorreram nas WCs não modificaram significativamente os valores de pH no meio, sugerindo a capacidade tampão do ambiente de tratamento.

Os níveis de Eh monitorados indicaram predominância de ambientes altamente anaeróbios (Tabela 5.10), com valores médios inferiores a – 300 mV.

Tabela 5.10 – Estatística do potencial de oxirredução (Eh) do esgoto no monitoramento das WCs.

Parâmetro	Eh (mV)			
	A-WC-FSSV	PMI	PMII	PMIII
Média	-322,76	-327,54	-322,9	-325,5
Mediana	-320,0	-327,0	-327,0	-340,0
Máximo	-289,5	-303,0	-239,0	-143,0
Mínimo	-355,0	-350,0	-440,0	-406,0
Desvio padrão	13,0	9,74	29,0	48,7
n	136	136	136	136

PMI: ponto de monitoramento I; PMII: ponto de monitoramento II; PMIII: ponto de monitoramento III; n: número de amostragens

De modo geral, estima-se que as WCs avaliadas foram ambientes de tratamento em sua maioria redutores, apresentando microzonas aeróbias (entorno das raízes e superfície com presença de algas). A elevada presença de nitrato no A-WC-FSSV (item 5.4.2) conferiu à WC-FSSV zonas de anoxia (Kadlec e Wallace, 2009).

Devido aos baixos índices de Eh, estima-se que a redução desassimilatória do nitrato, fermentação, redução do sulfato e metanogênese sejam os principais mecanismos transformadores de poluentes no esgoto presentes nas WCs (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

A alcalinidade total do esgoto A-WC-FSSV (Tabela 5.11) mostrou-se condizente com a faixa observada na literatura para esgoto doméstico *in natura*, muito embora o A-WC-FSSV tenha sido previamente tratado no tanque séptico (Von Sperling, 2014).

Tabela 5.11 – Estatística dos valores de alcalinidade total do esgoto nas WCs.

Parâmetro	Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)		
	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
Média	143,4	157,9	145,6
Mediana	150,0	160,0	155,0
Máximo	184,0	206,0	196,0
Mínimo	65,0	76,0	61,0
Desvio padrão	25,1	28,0	37,8
n	29	29	29

PMI: ponto de monitoramento I; PMII: ponto de monitoramento II; PMIII: ponto de monitoramento III; n: número de amostragens

Os valores mensurados para alcalinidade total corresponderam ao balanço líquido entre produção e consumo dentro do reator (WC). Na WC-FSSV, o balanço indicou produção de alcalinidade, enquanto na WC-FSSH, consumo. Mecanismos como a redução de Mn, Fe, SO₄²⁻, bem como a desnitrificação de NO₃⁻ são exemplos de reações que promovem a produção de alcalinidade, enquanto a nitrificação e o processo ANAMMOX, o seu consumo (Vymazal e Kröpfelová, 2008; Saeed e Sun, 2012).

5.4.1 Matéria orgânica

Segundo a Tabela 5.12, o teor de matéria orgânica (DBO e DQO) no esgoto bruto (EB) apresentou valores similares aos observados na literatura para esgoto doméstico *in natura* (Von Sperling, 2014). Devido ao pré-tratamento realizado pelo tanque séptico (e possivelmente pela aeração na caixa de recepção), o esgoto A-WC-FSSV teve diminuição média de DBO e DQO de 48,4 e 38,9%, respectivamente, em relação ao esgoto bruto. Esses são valores de performance similares aos observados na literatura para atuação isolada do tanque séptico (geralmente entorno de 20-50% de remoção de matéria orgânica – Von Sperling, 2014), sugerindo que houve relevante atuação da caixa de recepção (juntamente à

agitação promovida pelo bombeamento) nos processos de remoção de matéria orgânica (possivelmente oxidação heterotrófica).

Tabela 5.12 – Valores estatísticos de DBO e DQO do esgoto nas WCs.

Parâmetro	DBO (mg.L ⁻¹)				DQO (mg.L ⁻¹)			
	EB	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH	EB	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
Média	202,7	104,5	32,2	13,0	751,9	459,8	220,8	104,4
Mediana	217,2	86,1	27,4	10,1	486,7	451,6	183,3	90,7
Máximo	329,5	245,2	66,0	40,9	2586,7	773,3	553,3	248,0
Mínimo	150,7	51,9	8,2	1,1	370,0	137,8	5,0	5,0
Desvio padrão	107,1	49,4	14,6	10,7	816,1	179,8	155,2	76,2
n	10	22	22	22	10	33	33	33

n: número de amostragens

A relação DBO/DQO do esgoto bruto apresentou valor de 0,27, o que o caracteriza como água residuária com fração biodegradável não muito elevada. Já as relações médias DBO/DQO do A-WC-FSSV, E-WC-FSSV e E-WC-FSSH foram de 0,23, 0,14 e 0,12, respectivamente, indicando que a WC-FSSV apresentou maior predominância dos processos biológicos de tratamento (biodegradação da matéria orgânica e/ou desnitrificação do nitrato).

Dentro das WCs, observaram-se valores de remoção média de matéria orgânica, como DBO e DQO de 69,1 e 52,0 % para WC-FSSV e, 59,6 e 52,7% para WC-FSSH, respectivamente. A eficiência média total do sistema de WCs foi de 87,5 e 77,3% para remoção de DBO e DQO, respectivamente. Tais resultados são condizentes com os levantados por Zhang *et al.* (2014) em sua revisão bibliográfica sobre desempenho de sistemas de WCs na remoção de matéria orgânica.

As Figuras 5.11 e 5.12 ilustram o comportamento da DBO e DQO do esgoto tratado nas WCs em função do período da pesquisa.

Nota-se que a variabilidade da DBO foi bastante inferior ao da DQO. Além disso, a DBO apresentou comportamento padrão: esgoto afluente sempre com concentração superior ao efluente, indicando estabilidade das WCs no processo de remoção de poluentes biodegradáveis. Por outro lado, a DQO apresentou padrão variado (muita oscilação durante o período de monitoramento da pesquisa): nem sempre a concentração efluente foi menor do que a afluente à célula analisada. Em duas semanas, o valor da DQO do A-WC-FSSV foi inferior ao E-WC-FSSV. Em outras cinco semanas a concentração do E-WC-FSSV foi

inferior ao E-WC-FSSH. Isso pode ter sido causado pela forma de coleta das amostras (pontual e simples), ou ainda, pela variação nas cargas de poluentes aplicadas nas WCs. Possivelmente, a metodologia utilizada para coleta das amostras de esgoto (praticamente ao mesmo tempo em todos os pontos), influenciada pela defasagem do TDH, foi fator de significativa relevância no valor da eficiência de remoção dos poluentes.

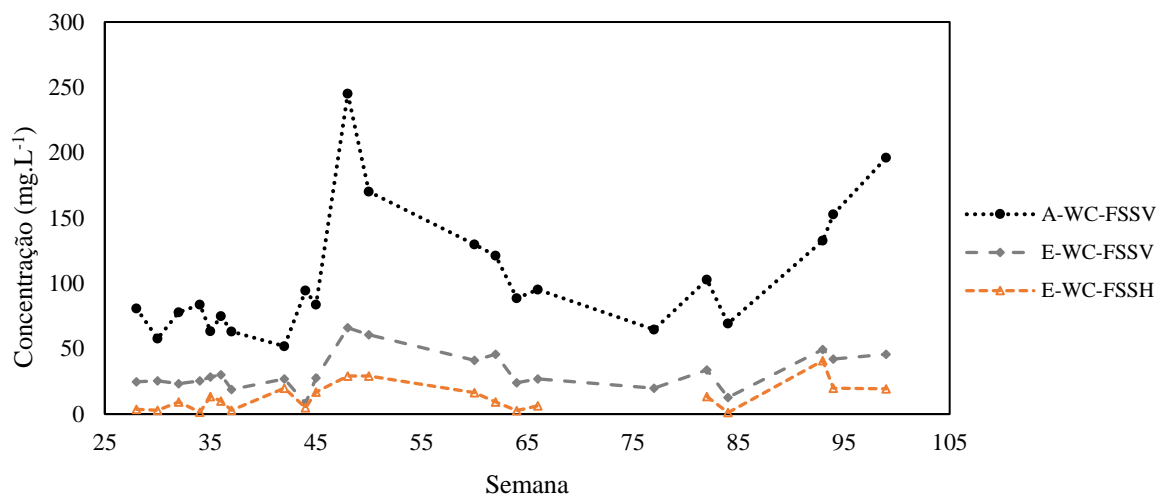


Figura 5.11 – Variação do comportamento da DBO ao longo do período da pesquisa.

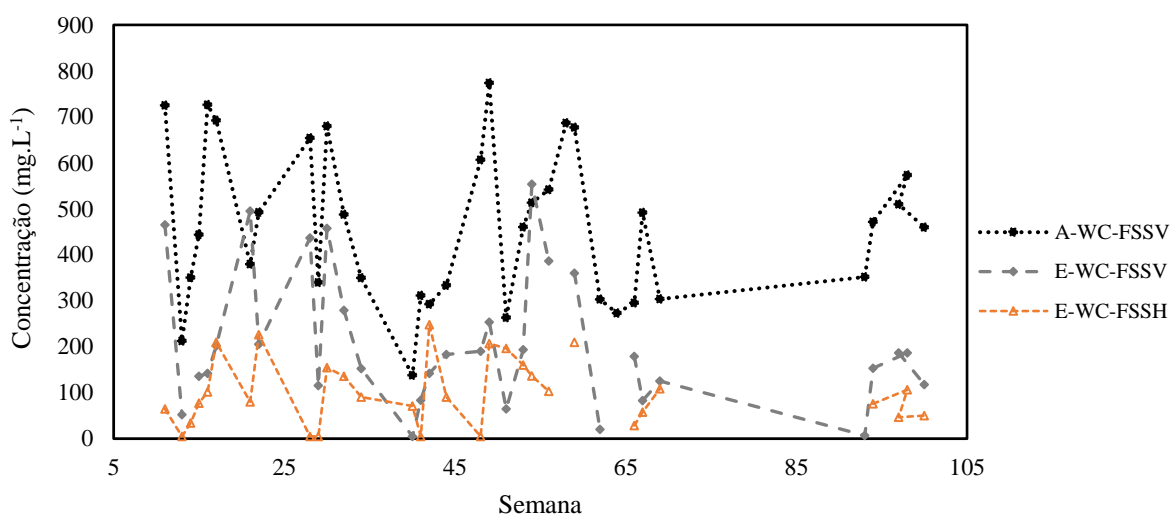


Figura 5.12 – Comportamento da DQO nas WCs em função do período do estudo.

5.4.2 Nitrogênio

Os níveis de nitrogênio, na forma de amônia (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), Tabela 5.13, apresentaram valores condizentes com suas respectivas concentrações para esgoto bruto (EB), conforme valores obtidos na literatura. Em esgoto bruto, os níveis de NO_3^- geralmente são muito baixos e de NH_4^+ , elevados (Von Sperling, 2014; Zhang *et al.*, 2014).

Tabela 5.13 – Valores estatísticos de amônia e nitrato nas WCs.

Parâmetro	Amônia (mg.L ⁻¹)				Nitrato (mg.L ⁻¹)			
	EB	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH	EB	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
Média	19,6	22,5	31,3	40,3	4,5	19,8	4,7	2,0
Mediana	18,2	19,4	31,6	43,0	3,9	19,4	4,2	0,4
Máximo	29,2	64,2	77,9	75,5	9,2	32,0	13,6	10,4
Mínimo	8,5	1,4	0,5	0,5	0,5	8,9	0,1	0,1
Desvio padrão	10,1	15,2	23,9	49,0	1,9	5,1	3,2	3,0
n	10	32	32	32	10	31	31	31

n: número de amostragens

O que se observou no presente estudo foi que os níveis médios de NH_4^+ no esgoto A-WC-FSSV foram inferiores aos comumente encontrados na literatura para unidades de tratamento pós tanque-séptico. De igual forma, foram encontradas elevadas concentrações de NO_3^- nessas amostras de esgoto, o que sugere que tenha havido a ocorrência de nitrificação nas etapas anteriores à WC-FSSV.

A hipótese de que tenha ocorrido nitrificação do esgoto antes de sua aplicação nas WCs ganha força avaliando-se amostras do esgoto *in natura* coletado antes do tanque séptico. Segundo essas amostras (n = 10), a concentração média de NH_4^+ e NO_3^- foi de 19,6 e 4,5 mg.L⁻¹, respectivamente. Tais dados sugerem que tenha havido baixa nitrificação do esgoto na rede de coleta e também em algum ponto antes da sua aplicação na WC-FSSV. A hipótese mais forte é que tenha ocorrido nitrificação no esgoto na caixa de recepção devido ao turbilhonamento do líquido decorrente do bombeamento (e retenção do fluxo do esgoto dentro da caixa pelo Hidrômetro D). Resultados similares foram encontrados por Pérez *et al.* (2014) e Mendonça (2017), que também adotaram tanque séptico e poço de sucção como unidades precedentes das WCs.

A remoção média acima do normal para matéria orgânica (DBO e DQO de 48,4 e 38,9%, respectivamente) no sistema tanque séptico/poço de sucção/caixa de recepção também contribui para a hipótese de que tenha havido considerável introdução de OD no esgoto nesse sistema, possibilitando também sua nitrificação.

As Figuras 5.13 e 5.14 ilustram o comportamento de NH_4^+ e NO_3^- , respectivamente, nas células de tratamento. A variação desses poluentes apresentou ligeira estabilidade em função do tempo de estudo. Em geral, observou-se elevação da concentração de amônia e redução de nitrato no esgoto pós-tratamento nas células.

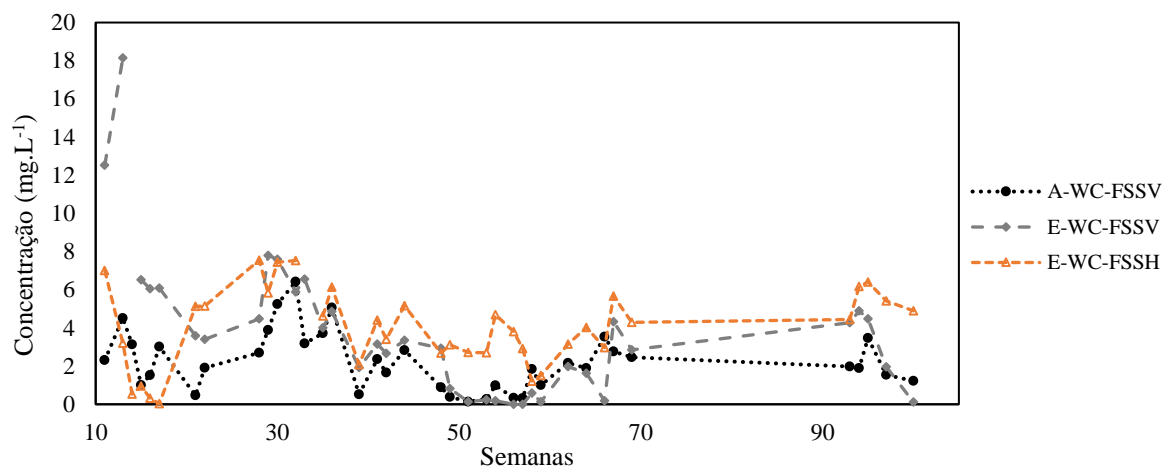


Figura 5.13 – Valores de nitrogênio – amônia nas WC's em função do período de estudo.

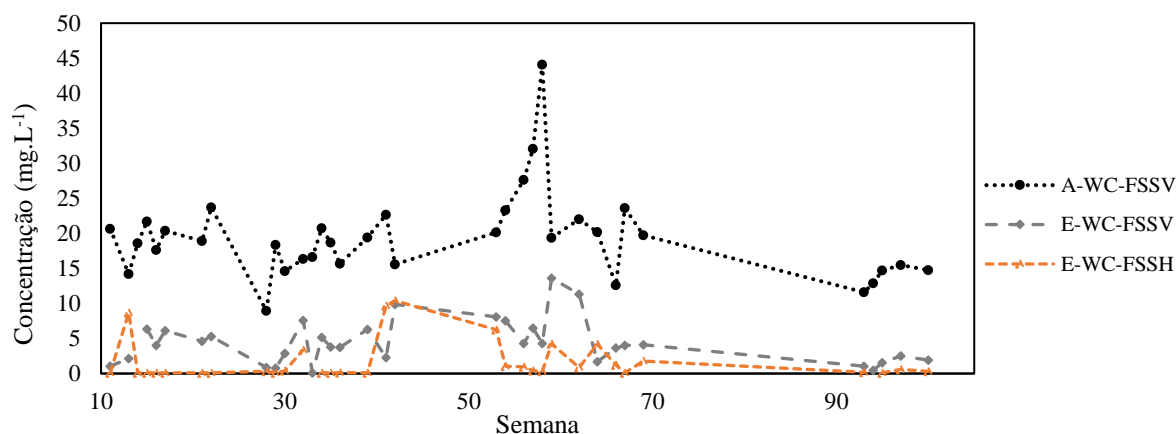


Figura 5.14 – Comportamento dos valores de nitrogênio – nitrato no esgoto das WC's em função do tempo de pesquisa.

Nas WC-FSSV e WC-FSSH, a remoção média de NO_3^- foi de 76,3 e 57,4%, respectivamente, enquanto a NH_4^+ apresentou elevação média de 39,1 e 28,7%, respectivamente. A remoção de nitrogênio inorgânico total (somatório de amônia, nitrito e nitrato) apresentou médias de 46,8 e 44,5% para a WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente, condizendo ao apresentado por Zhang *et al.* (2014).

Devido às elevadas condições redutoras (baixo Eh) das WC's, a redução nos níveis de nitrato pode ser explicada pelo mecanismo de desnitrificação heterotrófica (ideia também sustentada pelo consumo de matéria orgânica e elevação da alcalinidade, principalmente na WC-FSSV), enquanto a elevação da amônia, pelos processos de redução desassimilatória do nitrato e/ou amonificação (Saeed e Sun, 2012).

5.4.3 Fósforo

O teor de fósforo no A-WC-FSSV, em termos de fosfato total e ortofosfato (Tabela 5.14), apresentou valores similares aos observados na literatura para esgoto *in natura* (Von Sperling, 2014), destacando-se que o pré-tratamento realizado pelo tanque séptico possui baixa capacidade de remoção de fósforo do esgoto.

Tabela 5.14 – Valores estatísticos de ortofosfato e fosfato total nas WCs.

Parâmetro	Ortofosfato (mg.L ⁻¹)			Fosfato total (mg.L ⁻¹)		
	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
Média	16,6	14,1	11,3	21,2	18,5	17,4
Mediana	15,2	13,6	11,4	21,1	17,9	16,8
Máximo	26,6	22,0	21,2	28,9	31,0	29,4
Mínimo	7,9	9,5	3,7	13,4	10,9	5,2
Desvio padrão	4,4	3,2	4,1	4,2	5,0	6,6
n	30	30	30	30	30	30

n: número de amostragens

Dentro das WCs, observou-se valores de remoção média de fosfato e ortofosfato de 12,7 e 5,9% para WC-FSSV e, 15,0 e 19,8% para WC-FSSH, respectivamente. Embora sejam eficiências de tratamento muito baixas, tais resultados são condizentes com a literatura, pois as WCs (bem como os demais processos biológicos convencionais de tratamento de esgoto) são muito ineficientes na remoção de fósforo do esgoto (Zhang *et al.*, 2014).

Nas WCs estudadas, as únicas vias possíveis de serem utilizadas para remoção de fósforo do esgoto são a assimilação pelas plantas ou micro-organismos e precipitação na forma de compostos insolúveis, além da adsorção ao meio suporte. Como a brita é comumente um material de baixa CTC e o esgoto doméstico apresenta baixa quantidade de íons de Fe, Mg, Ca e Al, a via mais possível de remover o fósforo do esgoto é a assimilação pelas plantas e micro-organismos, porém em baixa taxa.

Nas Figuras 5.15 e 5.16 são apresentados os comportamentos do fosfato e ortofosfato no esgoto das células de tratamento, respectivamente. Ambos parâmetros tiveram elevada variabilidade em função do tempo de estudo. Nem sempre a concentração efluente foi menor do que a afluyente à célula analisada. Em várias semanas analisadas, o valor de fosfato do A-WC-FSSV foi inferior ao E-WC-FSSV. Houve semanas em que a concentração do E-WC-FSSV foi inferior ao E-WC-FSSH. Por outro lado, apesar de também apresentar variações

na concentração em função do tempo de tratamento, a concentração de ortofosfato apresentou padrão constante: esgoto efluente com menor concentração do que o esgoto afluente à WC.

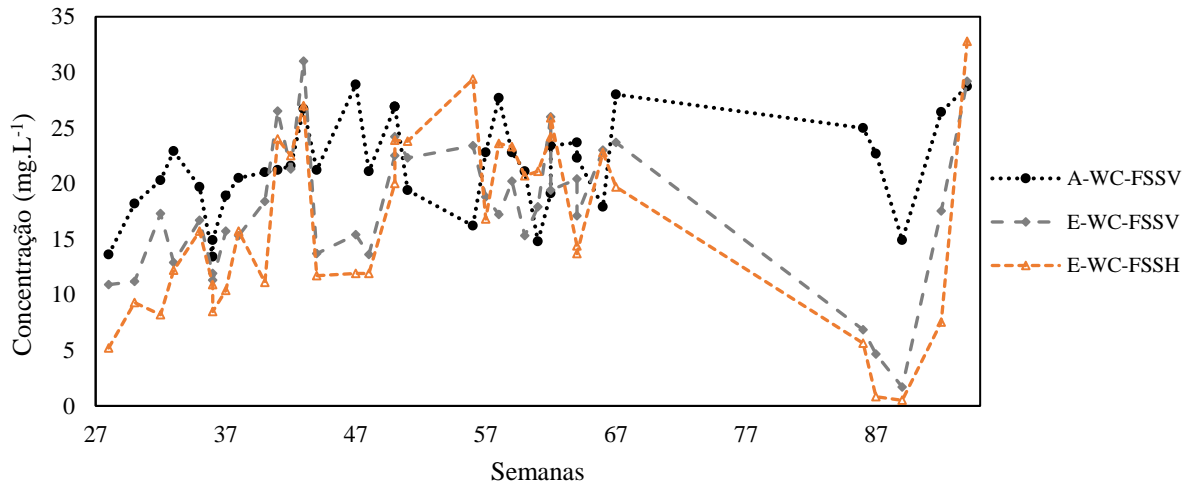


Figura 5.15 – Variação da concentração de fosfato total no esgoto das WCs em função do período de estudo.

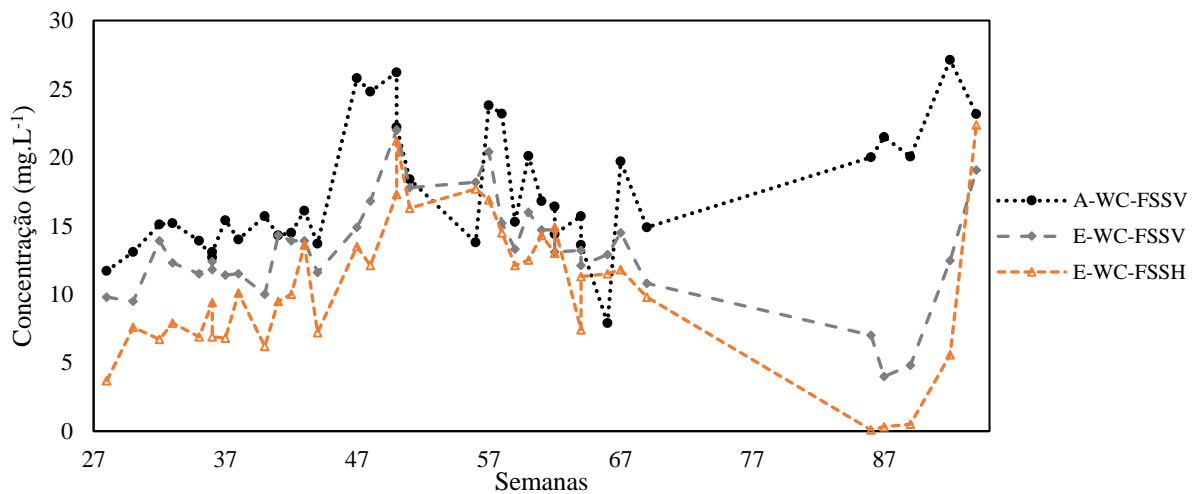


Figura 5.16 – Concentração de ortofosfato no esgoto das WCs em função do tempo de estudo.

Além da questão vinculada à forma de coleta das amostras (pontual e simples, todas no mesmo tempo, portanto defasadas em relação ao TDH), as influências dos fatores climáticos PCT e EVT podem ter contribuído para os valores efluentes superiores aos afluentes em determinado momentos e também à baixa eficiência de remoção do fósforo.

5.5 - MODELOS CINÉTICO-HIDRODINÂMICOS

Considerando o ensaio com traçador hidrodinâmico que indicou alto grau de dispersão para a WC-FSSV ($d = 1,58$ e $N = 1,54$), adotou-se o fluxo idealizado hidrodinâmico CSTR para essa célula. Para a WC-FSSH, apresentando $N = 4,53$ no modelo de TIS e alto desvio do modelo de fluxo pistonado ($d = 0,63$), simularam-se as cinéticas de remoção de poluentes considerando os modelos hidrodinâmicos idealizados CSTR e PFR.

Como as remoções de fósforo nas WCs estudadas foram muito baixas, avaliou-se apenas a adequação dos modelos cinético-hidrodinâmicos na remoção/transformação de nitrogênio (amônia e nitrato) e matéria orgânica (DQO e DBO).

5.5.1 Remoção/transformação de nitrogênio - Amônia

5.5.1.1 PARA O CASO DA WC-FSSV

A Tabela 5.15 apresenta os estimadores estatísticos, bem como os valores das cinéticas de transformação de NH_4^+ , para os modelos cinéticos de 1ª Ordem, de Grau de 2ª Ordem, de Monod, de Monod Multi e de Stover–Kincannon, segundo o comportamento hidrodinâmico CSTR (com e sem consideração da PCT e EVT).

Tabela 5.15 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV para transformação da NH_4^+ .

Fluxo	Cinética	Sem influência climática			Com influência climática			Teste	
		R ²	REQMR	K*	R ²	REQMR	K*	F	t
CSTR	1ª Ordem	0,66	0,54	0,22 d ⁻¹	0,69	0,57	1,35 d ⁻¹	SS	SS
	Grau 2ª Ordem	0,33	2,08	0,53 d ⁻¹	0,27	2,23	0,63 d ⁻¹	SS	SS
	Monod	0,67	0,52	7,8 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,72	0,50	6,9 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
	Monod Multi	0,70	0,53	8,3 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,80	0,48	8,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Stover-Kincannon	0,08	0,68	3,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,13	0,65	6,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS

K* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau de 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod Multi; U_{max} – Stover-Kincannon); SS: sem significância estatística; DE: diferença estatística

O modelo cinético de Monod Multi foi o que apresentou melhor ajuste ($R^2 = 0,80$ e $REQMR = 0,48$, para o cenário com influência climática) na descrição do comportamento da NH_4^+ na WC-FSSV estudada. As cinéticas de Monod e de 1ª Ordem também demonstraram resultados satisfatórios ($R^2 > 0,65$) para ambos os cenários considerados. Já os modelos de

Grau de 2ª Ordem e de Stover-Kincannon apresentaram representatibilidade inadequada, tanto para os cenários sem e com influência climática.

Para o modelo de Monod Multi, houve diferença estatística significativa entre os cenários com e sem clima (PCT e EVT) na representação da transformação da NH_4^+ . Assim, para essa condição, foi mais adequado considerar o clima no modelo cinético-hidrodinâmico. Para os demais modelos, não houve indícios suficientes (em ambos os testes estatísticos) de que a influência da PCT e EVT no sistema de tratamento seja diferente de sua não-influência.

No trabalho de Saeed e Sun (2011), a cinética de Monod mostrou-se mais efetiva (comparada às cinéticas de Monod Multi e de 1ª Ordem) na representação do comportamento de NH_4^+ em WC-FSSV. Esses autores obtiveram, sem levar em consideração os efeitos climáticos, R^2 e REQMR da ordem de 0,9 e 0,8, respectivamente. Nguyen et al. (2018) observaram que a cinética de Monod apresentou representatividade intermediária, todavia superior à cinética de 1º Ordem, do comportamento da NH_4^+ ($R^2 = 0,68$) em WC-FSSV. Porém, esses autores não avaliaram o uso do modelo Monod Multi e nem consideraram os efeitos climáticos nas equações. Já Zhao *et al.* (2018) obtiveram $R^2 = 0,91$ para o modelo de Monod-CSTR na representação da amônia, o que mostrou-se bastante adequado.

Conforme dados da literatura, o uso de WCs de fluxo vertical subsuperficial para tratamento de esgoto apresenta eficiência média de remoção de NH_4^+ de 61,2%, considerando sua concentração no esgoto bruto na ordem de $17,4 \text{ mg.L}^{-1}$ (Zhang *et al.*, 2014). Entretanto, na presente pesquisa, o nitrogênio na forma amoniacal apresentou comportamento diferenciado: em 34% das amostras coletadas, a concentração de NH_4^+ no esgoto E-WC-FSSV foi inferior à concentração afluente. Já 66% dos dados indicaram comportamento inverso. Considerando a média, o esgoto A-WC-FSSV (pré-tratado no tanque séptico) teve valor de $22,5 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que a concentração do E-WC-FSSV foi de $31,3 \text{ mg.L}^{-1}$, indicando comportamento geral de elevação dos níveis de NH_4^+ após tratamento na célula de fluxo vertical.

Em uma WC-FSSV, diversos fenômenos de transformação do nitrogênio podem estar envolvidos (amonificação, nitrificação, desnitrificação, volatilização e outros), muitos desses de maneira simultânea, dependendo das condições ambientais predominantes. O aumento nos níveis de amônia na WC-FSSV sugere predominância do processo de amonificação, mesmo que em pequena quantidade, ou redução desassimilatória do nitrato.

Enquanto os trabalhos de Chan *et al.* (2008), Saeed e Sun (2011) e Nguyen *et al.* (2018), estimaram a cinética de remoção de NH_4^+ , o presente trabalho considerou a cinética de produção desse poluente, ou melhor dizendo, a amonificação ou redução desassimilatória de nitrato. A primeira é um processo no qual o nitrogênio orgânico presente no esgoto é biologicamente convertido à amônia, por uma complexa transformação bioquímica no qual os aminoácidos são oxidados para produção de NH_4^+ (Vymazal, 2007).

Cineticamente, a amonificação ocorre de forma mais rápida do que a nitrificação. Dentro de uma WC, a taxa de mineralização é mais rápida nas zonas oxigenadas, decrescendo da região de maior concentração de oxigênio para ambientes anaeróbios facultativos ou obrigatórios (Saeed e Sun, 2012).

A redução desassimilatória de NO_3^- (via reação respiratória quimiolitotrófica) também pode explicar a elevação dos níveis de NH_4^+ , e consequente redução da concentração de NO_3^- , no efluente da WC-FSSV. Essa via respiratória contempla em conjunto os mecanismos de desnitrificação e redução desassimilatória do nitrato (Burgin e Hamilton, 2007).

A taxa de transformação da NH_4^+ (amonificação e/ou redução desassimilatória de nitrato) na WC-FSSV foi estimada, segundo o modelo Monod Multi (com influência climática), em $K_{\max} = 8,1 \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Saeed e Sun (2011) encontraram, para os modelos de Monod e Monod Multi, constantes cinéticas de remoção de amônia de $14,2 \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ e $12,1 \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente. Entretanto, no referido trabalho, houve predominância de nitrificação na WC, o que justifica resultados tão elevados e redução dos níveis de amônia.

5.5.1.2 PARA O CASO DA WC-FSSH

Na Tabela 5.16 são apresentados os estimadores estatísticos, bem como os valores das cinéticas de transformação de NH_4^+ , para os modelos cinéticos de 1ª Ordem, de Grau de 2ª Ordem, de Monod e de Stover–Kincannon segundo as hidrodinâmicas CSTR e PFR na WC-FSSH (com e sem consideração da PCT e EVT).

Nenhum dos modelos ou cenários avaliados apresentou adequado ajuste na descrição do comportamento da NH_4^+ na WC-FSSH estudada. O máximo valor de R^2 (0,54) também foi obtido segundo o modelo de Monod Multi (REQMR = 0,54), considerando o fluxo CSTR,

com influência do clima nas equações. Todos os modelos considerados demonstraram resultados insatisfatórios para representar ambos os cenários considerados.

Tabela 5.16 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH para o comportamento da NH_4^+ .

Fluxo	Cinética	Sem influência climática			Com influência climática			Teste	
		R ²	REQMR	K*	R ²	REQMR	K*	F	t
CSTR	1ª Ordem	0,09	0,87	0,40 d ⁻¹	0,32	0,64	2,5 d ⁻¹	DE	DE
	Grau 2ª Ordem	0,19	2,34	0,09 d ⁻¹	0,19	0,98	0,89 d ⁻¹	SS	SS
	Monod	0,09	0,87	33,3 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,26	0,65	9,2 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Monod Multi	0,15	0,85	32,4 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,54	0,45	7,6 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Stover-Kincannon	0,36	0,71	7,8 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,36	0,20	6,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
PFR	1ª Ordem	0,09	2,04	1,06 d ⁻¹	0,14	1,46	1,66 d ⁻¹	SS	SS
	Grau 2ª Ordem	0,17	2,04	0,20 d ⁻¹	0,35	0,57	0,30 d ⁻¹	DE	DE
	Monod	0,18	2,04	12,8 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,03	1,49	31,2 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Stover-Kincannon	0,18	2,00	12,3 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,07	0,60	25,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE

K* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod Multi; U_{max} – Stover-Kincannon); SS: sem significância estatística; DE: diferença estatística.

Como previamente avaliado pelo teste com traçador hidrodinâmico, a WC-FSSH apresentou elevado grau de dispersão e alto desvio do modelo de fluxo PFR. Ainda nesse raciocínio, os modelos cinéticos com fluxo CSTR se apresentaram, de maneira geral, melhores do que os com fluxo PFR, todavia com baixa representatividade. Isso sugere que o melhor modelo a ser usado para o caso seria o modelo de fluxo disperso, porém de difícil solução analítica.

Avaliando-se os cenários estudados (com e sem EVT e PCT), houve diferença estatística significativa na maioria dos modelos considerados. Para o modelo com maior representatividade – Monod Multi, foi mais adequado considerar o clima no processo. Observou-se, em geral, que a influência da EVT e PCT, com ambos os fluxos (CSTR e PFR), foi melhor representante do comportamento da amônia na WC-FSSH.

Na pesquisa de Chan *et al.* (2008), considerando fluxo PFR, observou-se que o modelo cinético de 1ª Ordem foi adequado (R² = 0,79) na estimativa da remoção de amônia na WC-FSSH estudada, enquanto, o uso da cinética de Monod Multi com modificações apresentou-se mais adequada (R² = 0,92). Tanto Chan *et al.* (2008) como em Saeed e Sun (2011) observaram que a concentração de NH_4^+ afluente à célula de tratamento foi superior a deste estudo, sempre apresentando redução na concentração após tratamento na WC.

De igual maneira que na WC-FSSV, a WC-FSSH apresentou em vários momentos concentrações de NH_4^+ no E-WC-FSSH inferior à concentração afluente. Em cerca de 1/3 das amostras é que a concentração de NH_4^+ do E-WC-FSSV foi superior à do E-WC-FSSH.

Nisso, o comportamento geral na WC foi de elevação dos níveis de NH_4^+ após tratamento na célula de fluxo horizontal.

Os mesmos processos de transformação da NH_4^+ estimados na WC-FSSV, provavelmente estão presentes na WC-FSSH, pois são ambientes altamente redutores e com baixa concentração de OD. A principal diferença entre ambos é o teor de matéria orgânica, que na WC-FSSH é menor, reduzindo assim as taxas de desnitrificação do esgoto. Nesse contexto, considera-se como resultado do balanço líquido de produção e consumo de NH_4^+ , a cinética de produção da NH_4^+ , no qual houve predominância dos mecanismos de amonificação ou redução desassimilatória de nitrato, além da desnitrificação, em ambas células de tratamento.

Na WC-FSSH estudada, considerando o fluxo CSTR, estimou-se a taxa cinética de transformação da NH_4^+ , segundo o modelo Monod Multi (com influência climática), de k_{\max} $7,6 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$.

5.5.2 – Remoção/transformação de nitrogênio - Nitrato

5.5.2.1 PARA O CASO DA WC-FSSV

Os estimadores estatísticos vinculados ao ajuste linear do fenômeno de transformação do nitrato na WC-FSSV segundo os modelos cinéticos de 1ª Ordem, de Grau de 2ª Ordem, de Monod, de Monod Multi e de Stover-Kincannon, considerando a hidráulica CSTR (com e sem efeito da PCT e EVT), são apresentados na Tabela 5.17.

A melhor descrição da cinética de remoção de NO_3^- na WC-FSSV foi pelo modelo de Monod Multi ($R^2 = 0,71$ e $\text{REQMR} = 0,84$), considerando a influência da PCT e EVT no ajuste das equações. Para os modelos cinéticos de Grau de 2ª Ordem, de Monod e de Stover-Kincannon houve intermediária correlação entre as variáveis analisadas, indicando pouca tendência de ambas as cinéticas na descrição da desnitrificação segundo a hidráulica CSTR.

Considerando a influência dos fenômenos climáticos (PCT e EVT) nos modelos cinéticos de transformação da NO_3^- , não houve diferença estatística apenas nos modelos de 1ª Ordem e de Monod. Nos demais, houve significativa diferença estatística entre os cenários com e sem influência climática. Assim, a introdução indireta dos efeitos da PCT e EVT nos modelos cinético-hidrodinâmicos também foi adequada nesse caso.

Tabela 5.17 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV para transformação da NO_3^- .

Fluxo	Cinética	Sem influência climática			Com influência climática			Teste	
		R ²	REQMR	K*	R ²	REQMR	K*	F	t
CSTR	1ª Ordem	0,03	0,78	2,94 d ⁻¹	0,03	0,89	20,8 d ⁻¹	SS	SS
	Grau 2ª Ordem	0,36	1,03	16,7 d ⁻¹	0,00	2,42	35,2 d ⁻¹	DE	DE
	Monod	0,44	0,59	2,63 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,48	0,59	12,3 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
	Monod Multi	0,49	0,78	3,45 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,71	0,84	8,25 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Stover-Kincannon	0,44	0,14	11,5 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,01	0,34	16,9 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE

K* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod multi; U_{max} – Stover-Kincannon); SS: sem significância estatística; DE: diferença estatística

A cinética de Monod Multi (considerando o nitrato e matéria orgânica – DQO como substratos limitantes das reações), com influência do clima, foi a mais adequada para representação do comportamento do nitrato na WC-FSSV estudada. Saeed e Sun (2011) identificaram que a cinética de Monod não foi efetiva na representação da redução de NO_3^- na WC-FSSV de seu estudo, pois obtiveram também baixas correlações de R² e REQMR, 0,3 e 1,2, respectivamente. Por outro lado, considerando a cinética de Monod Multi, esses autores também obtiveram alta adequação dos modelos, R² = 0,8 e REQMR = 1,0 para descrição do processo de remoção de NO_3^- na WC estudada.

Estima-se que os processos predominantes envolvendo o nitrato na WC-FSSV sejam a desnitrificação heterotrófica (como etapa preferencial), seguida da redução desassimilatória fermentativa do nitrato e amonificação. Tal conjectura explica a redução da concentração de NO_3^- e elevação dos níveis de NH_4^+ após o escoamento do esgoto pela célula de tratamento. Do ponto de vista eletroquímico, a presença de NO_3^- como acceptor de elétrons favorece a desnitrificação heterotrófica como etapa preferencial a outros processos como a metanogênese ou sulfetogênese. A desnitrificação é considerada como sendo o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em WCs (Chung *et al.*, 2008; Matheson e Sukias, 2010). O uso de duas variáveis altamente representativas (como o nitrato e a DQO) do processo de desnitrificação possivelmente foi o responsável pelo modelo de Monod Multi apresentar alta representatividade.

Para ocorrência da desnitrificação, deve haver predominância de ambiente anóxico, com adequada relação entre matéria orgânica (fonte de carbono) e nitrato (Saeed e Sun, 2012), o que acontece na presente pesquisa (médias de Eh = -362,2 mV, OD = 0,87 mg/L e relação DQO/ NO_3^- de 23,2 para esgoto afluente). Águas residuárias em WCs com níveis altos de OD apresentam taxa de remoção de nitrato inferior a ambientes de tratamento com baixos

níveis de OD, comprovando que o processo de desnitrificação é mais favorecido em meio redutor (Gebremariam e Beutel, 2008).

O valor de K_{max} da cinética de desnitrificação do NO_3^- foi estimado em $8,25 \text{ mg } NO_3^- \cdot L^{-1} \cdot d^{-1}$ para o modelo de Monod Multi. Saeed e Sun (2011) encontraram para o modelo de Monod Multi constante cinética de remoção de nitrato de $300,0 \text{ g } NO_3^- \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$. O valor obtido por Saeed e Sun (2011) não é razoavelmente possível considerando os dados do projeto fornecidos: estudo em escala de bancada (WC-FSSV) com reator de 89,0 L de volume, vazão média de $400,0 \text{ L} \cdot d^{-1}$ e concentração média de NO_3^- de $9,7 \text{ mg} \cdot L^{-1}$.

5.5.2.2 PARA O CASO DA WC-FSSH

Os estimadores estatísticos dos modelos cinéticos de transformação do nitrato na WC-FSSH segundo os modelos cinéticos de 1ª Ordem, de Grau de 2ª Ordem, de Monod, de Monod Multi e de Stover-Kincannon, em fluxo CSTR e PFR (com e sem efeito da PCT e EVT), são apresentados na Tabela 5.18.

Tabela 5.18 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH para transformação da NO_3^- .

Fluxo	Cinética	Sem influência climática			Com influência climática			Teste	
		R ²	REQMR	K*	R ²	REQMR	K*	F	t
CSTR	1ª Ordem	0,30	1,52	0,10 d ⁻¹	0,32	1,67	1,35 d ⁻¹	SS	SS
	Grau 2ª Ordem	0,41	2,53	0,84 d ⁻¹	0,35	3,58	0,63 d ⁻¹	SS	SS
	Monod	0,36	1,83	1,5 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,20	1,74	3,9 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Monod Multi	0,05	1,40	1,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,10	1,85	15,2 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
	Stover-Kincannon	0,12	0,66	3,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,34	0,65	6,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
PFR	1ª Ordem	0,01	0,88	3,33 d ⁻¹	0,05	0,94	3,33 d ⁻¹	SS	SS
	Grau 2ª Ordem	0,13	0,81	0,59 d ⁻¹	0,32	0,80	1,1.d ⁻¹	DE	DE
	Monod	0,00	1,14	33,3 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,00	0,97	67,4 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
	Stover-Kincannon	0,27	0,84	4,2 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,43	1,17	5,46 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE

K* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod Multi; U_{max} – Stover-Kincannon); SS: sem significância estatística; DE: diferença estatística

As melhores descrições da cinética de remoção de NO_3^- na WC-FSSH foram pelas cinéticas de Stover-Kincannon ($R^2 = 0,43$ e $REQMR = 1,17$), considerando a influência da PCT e EVT, e fluxo PFR; e de Grau de 2º Ordem ($R^2 = 0,41$ e $REQMR = 2,53$), sem influência do clima e com fluxo CSTR. Entretanto, nenhum desses modelos apresentou boa representatividade do comportamento do NO_3^- na WC-FSSH. Novamente, a equação do

fluxo hidrodinâmico CSTR apresentou melhores correlações associados aos modelos cinéticos do que do fluxo PFR.

Considerando a influência do clima (PCT e EVT) nos modelos cinéticos de transformação da NO_3^- , só houve diferença estatística nos modelos de Grau 2ª Ordem e de Stover-Kincannon, para ambos os fluxos hidrodinâmicos considerados (CSTR e PFR). Nos demais, não houve significativa diferença estatística entre os cenários com e sem influência climática. De maneira geral, a influência climática elevou a representatividade do modelo na maioria dos casos.

De igual maneira que na WC-FSSV, estima-se que os processos predominantes envolvendo o nitrato na WC-FSSH sejam a desnitrificação heterotrófica seguida da redução desassimilatória fermentativa do nitrato e amonificação.

A redução na concentração de matéria orgânica (removida pela WC-FSSV) foi responsável pela diminuição na taxa de desnitrificação na WC-FSSH. Ainda assim, os baixos valores de Eh e altas concentrações de NH_4^+ no E-WC-FSSH são indicativos de redução desassimilatória do nitrato e/ou amonificação.

O valor de K_{max} do NO_3^- foi estimado em $5,46 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ para o modelo de Stover-Kincannon-PFR, valor inferior ao quantificado na WC-FSSV da presente pesquisa. Isso sustenta a hipótese de que a desnitrificação seja o principal mecanismo presente nas WCs estudadas, pois a redução na concentração de matéria orgânica também reduziu a taxa de desnitrificação do esgoto.

Bastante escassa foi a quantidade de trabalhos da literatura avaliando a adequabilidade dos modelos de cinética-hidrodinâmica de remoção de nitrato em WC, principalmente das WC-FSSH. Daí a dificuldade de comparar os resultados da presente pesquisa. A grande maioria dos estudos nessa temática avaliam o comportamento dos modelos segundo a remoção de matéria orgânica.

5.5.3 – Remoção/transformação de matéria orgânica - DQO

5.5.3.1 PARA O CASO DA WC-FSSV

Os estimadores estatísticos e as constantes cinéticas de reação para o comportamento da DQO na WC-FSSV, segundo os modelos e cenários avaliados em reator de fluxo CSTR, são apresentados na Tabela 5.19.

Tabela 5.19 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV para transformação da DQO.

Fluxo	Cinética	Sem influência climática			Com influência climática			Teste	
		R ²	REQMR	K*	R ²	REQMR	K*	F	t
CSTR	1ª Ordem	0,02	0,69	1,64 d ⁻¹	0,01	0,88	14,2 d ⁻¹	SS	SS
	Grau 2ª Ordem	0,11	0,74	769,2 d ⁻¹	0,00	1,60	0,01.d ⁻¹	SS	SS
	Monod	0,59	0,44	105,3 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,70	0,49	139,8 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Monod Multi	0,69	0,41	204,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,78	0,48	274,5 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Stover-Kincannon	0,66	0,27	217,6 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,53	0,33	315,2 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE

K* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod multi; U_{max} – Stover-Kincannon); SS: sem significância estatística; DE: diferença estatística

O modelo cinético de Monod Multi (com influência climática) foi o mais adequado (R² = 0,78 e REQMR = 0,48) para os processos de remoção de matéria orgânica em relação aos demais modelos considerados. A cinética de Monod Multi considerou a matéria orgânica (DQO) e o OD como os dois substratos limitantes (e representativos) do processo de transformação da matéria. Mesmo com a baixa disponibilidade de OD na WC-FSSV, houve alta representatividade da descrição dos mecanismos de remoção de DQO.

As cinéticas de Monod e de Stover-Kincannon apresentaram ajuste um pouco menor (R² > 0,59). Já os modelos de 1º Ordem e de Grau de 2º Ordem não se mostraram adequados para representar a remoção e matéria orgânica na WC-FSSV, confirmando o indicado por Kadlec (2000), que afirma que a cinética de 1ª Ordem, embora muito utilizada, não é adequada para descrever a remoção de matéria orgânica em WCs.

De todos os modelos avaliados, apenas as cinéticas de 1ª Ordem e Grau 2ª Ordem não apresentaram significância estatística considerando os cenários com e sem os efeitos climáticos. Para os modelos mais representativos da realidade, de Monod e de Monod Multi, a inserção indireta da PCT e EVT nas equações elevou sua efetividade.

Nguyen et al. (2018) observaram que os modelos de 1º Ordem e de Monod apresentaram correlação intermediária (R² = 0,51 e 0,60, respectivamente) na representação da DQO em WC-FSSV. Por outro lado, Zhao et al. (2018) observaram que o modelo de Monod-CSTR não apresentou satisfatória representação (R² = 0,41) dos processos de remoção de DQO em WC-FSSV. O estudo de Saeed e Sun (2011) também concluiu que o modelo cinético de

Monod foi mais efetivo ($R^2 = 0,7$ e $REQMR = 0,8$) na representação da remoção de DQO em WC de fluxo vertical do que a cinética de 1ª Ordem. Entretanto, a cinética de Monod Multi foi a que apresentou os melhores resultados ($R^2 = 0,8$ e $REQMR = 0,9$).

É notório que o modelo de cinética de 1ª Ordem não é o mais eficiente na descrição do processo de degradação da matéria orgânica em WCs (Kadlec, 2000). Por outro lado, ele apresenta vantagens como a reduzida quantidade de variáveis utilizadas e facilidade na estimativa do valor de k_v . Esses são os principais motivos pelos quais essa cinética é amplamente utilizada nos cálculos de dimensionamento das WC no Brasil (Sezerino *et al.*, 2015). Entretanto, ao considerar tal modelo cinético de remoção no dimensionamento da unidade de tratamento, tem-se o risco de ineficiência do processo.

Avaliando-se a eficiência de remoção de DQO na WC-FSSV do presente trabalho, por se tratar de um ambiente altamente redutor, as reações anaeróbias prevaleceram no processo, o que pode ter sido responsável pela baixa eficiência de tratamento da unidade.

A *priori*, a WC-FSSV estudada foi dimensionada levando-se em consideração o modelo cinético de 1º Ordem, o que, pelo presente estudo, mostrou-se insatisfatório na representação do processo. Esse erro pode ter sido um dos responsáveis pela reduzida eficiência (52,0%) de remoção de matéria orgânica na WC estudada. A hipótese de que a maior fração biodegradável tenha sido removida nas unidades de tratamento prévias, e conseqüentemente reduzindo a eficiência de remoção nas WCs, também pode ser verdadeira.

Considerando o modelo que apresentou melhor adequação (Monod Multi), a máxima taxa de remoção de DQO (K_{max}) na WC-FSSV obtida nessa pesquisa foi estimada em 274,5 mg DQO.L⁻¹.d⁻¹ (com consideração à influência climática). Saeed e Sun (2011) estimou o valor de K_{max} de 12,1 mg.L⁻¹.d⁻¹ e 14,2 mg.L⁻¹.d⁻¹ para as cinéticas de Monod Multi e Monod, respectivamente, valores bastante inferiores aos encontrados na presente pesquisa. Isso pode ser que seja devido ao tamanho dos reatores utilizados (escala de bancada) e ao tipo de água residuária utilizada (esgoto sintético com carga orgânica bastante reduzida).

5.5.3.2 PARA O CASO DA WC-FSSH

Estimadores estatísticos e parâmetros cinéticos de reação de DQO na WC-FSSH, segundo as cinéticas, hidrodinâmicas, e cenários avaliados em reatores de fluxo CSTR e PFR, são apresentados na Tabela 5.20.

Tabela 5.20 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH para transformação da DQO.

Fluxo	Cinética	Sem influência climática			Com influência climática			Teste	
		R ²	REQMR	K*	R ²	REQMR	K*	F	t
CSTR	1ª Ordem	0,15	0,87	0,44 d ⁻¹	0,05	0,81	7,14 d ⁻¹	SS	SS
	Grau 2ª Ordem	0,19	2,00	17,8 d ⁻¹	0,05	2,86	10,63 d ⁻¹	DE	DE
	Monod	0,04	0,89	99,8 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,03	0,80	56,9 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
	Monod Multi	0,06	0,97	88,3 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,63	0,98	88,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Stover-Kincannon	0,75	0,34	78,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,68	0,41	66,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
PFR	1ª Ordem	0,03	0,79	1,50 d ⁻¹	0,04	1,24	1,08 d ⁻¹	SS	SS
	Grau 2ª Ordem	0,02	0,79	2,39 d ⁻¹	0,01	0,95	5,1 d ⁻¹	SS	SS
	Monod	0,08	0,79	99,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,09	0,94	167,3 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
	Stover-Kincannon	0,22	0,62	98,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,40	0,59	152,3 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE

K* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod Multi; U_{max} – Stover-Kincannon); SS: sem significância estatística; DE: diferença estatística

Apenas os modelos cinéticos de Stover-Kincannon (com e sem influência climática) e Monod Multi (com influência do clima), ambos para o fluxo CSTR, apresentaram correlação linear de intermediária a boa, indicando que foram razoavelmente adequados na explicação do comportamento da DQO na WC-FSSH. Os demais modelos e cenários foram totalmente inadequados (R² < 0,40), possivelmente porque o melhor modelo hidrodinâmico para o caso seja o de fluxo disperso.

O fluxo hidrodinâmico CSTR apresentou melhor descrição do comportamento de DQO na WC-FSSH do que o fluxo PFR, o que reitera a hipótese de que a presença dos hidrômetros volumétricos no sistema aumenta a dispersão do fluxo de esgoto pelas WCs.

Novamente, o uso da carga de poluente, ao invés da concentração, considerando assim a influência da PCT e EVT nos processos de tratamento de esgoto, mostrou-se mais adequada ou sem significativa diferença estatística. A cinética de Stover-Kincannon já considera a carga poluente (L_a) de entrada em sua equação, fato que pode explicar a insignificância estatística na relação dos modelos com e sem influência da PCT e EVT.

O trabalho de Rangel-Peraza *et al.* (2017), em WC de fluxo superficial, obteve R² de 0,79 para o modelo cinético de 1ª Ordem. Por outro lado, os modelos cinéticos de Stover-

Kincannon e de Grau de 2º Ordem foram mais apropriados ($R^2 = 0,99$) na representação do fenômeno de remoção de DQO estudado por esses autores.

Os mesmos mecanismos de remoção de DQO predominantes na WC-FSSV, reações anaeróbias (metanogênese e sulfetogênese), além da desnitrificação, são indicados como os possíveis responsáveis pela redução na concentração de DQO na WC-FSSH.

Avaliando-se os modelos cinéticos que apresentaram melhor adequação (Stover-Kincannon-CSTR, com e sem influência do clima) ao comportamento da DQO na WC-FSSH, as máximas taxas de remoção (U_{max}) obtidas nessa pesquisa foram de 78,7 e 66,7 mg DQO.L⁻¹.d⁻¹, valor inferior à taxa cinética obtida na WC-FSSV, o que indica que a fração mais facilmente biodegradável da matéria orgânica foi consumida nas unidades de tratamento antecessoras. Rangel-Peraza *et al.* (2017) obtiveram U_{max} de 2.500,0 mg DQO.L⁻¹.d⁻¹, porém sem tratamento prévio do esgoto de origem universitária.

5.5.4 – Remoção/transformação de matéria orgânica - DBO

5.5.4.1 PARA O CASO DA WC-FSSV

São apresentados na Tabela 5.21 os estimadores estatísticos que indicam a adequabilidade dos modelos estudados e suas taxas cinéticas de reação para o comportamento da DBO na WC-FSSV, considerando o fluxo CSTR.

Tabela 5.21 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV para transformação da DBO.

Fluxo	Cinética	Sem influência climática			Com influência climática			Teste	
		R ²	REQMR	K*	R ²	REQMR	K*	F	t
CSTR	1ª Ordem	0,40	0,78	0,51 d ⁻¹	0,06	0,95	15,9 d ⁻¹	DE	DE
	Grau 2ª Ordem	0,00	0,96	2500,0 d ⁻¹	0,00	1,25	0,02 d ⁻¹	SS	SS
	Monod	0,36	0,76	39,0 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,37	0,75	45,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
	Monod Multi	0,35	0,87	88,5 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,84	0,53	94,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Stover-Kincannon	0,95	0,34	75,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,64	0,66	97,4 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE

K* Constantes cinéticas (Kv – 1ª Ordem; Kv – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod multi; U_{max} – Stover-Kincannon); SS: sem significância estatística; DE: diferença estatística

O modelo cinético de Stover-Kincannon (dessa vez, sem influência climática) foi o mais adequado ($R^2 = 0,95$ e REQMR = 0,34) na representação dos processos de remoção de DBO em relação aos demais modelos considerados. A cinética de Monod Multi, adotando-se os

efeitos da PCT e EVT, também mostrou ajuste adequado ($R^2 = 0,84$) em descrever o decaimento da matéria orgânica (DBO) na WC-FSSV. Os demais modelos e cenários avaliados mostraram-se com baixo ajuste linear ($R^2 < 0,40$).

Novamente, o modelo de 1ª Ordem não se mostrou adequado para representar a remoção e matéria orgânica na WC-FSSV. No trabalho de Nguyen *et al.* (2018), nenhum dos modelos considerados (1º Ordem ou Monod) apresentou adequada representação ($R^2 < 0,30$) da remoção de DBO na WC-FSSV estudada. Já Zhao *et al.* (2018) encontraram intermediária correlação estatística ($R^2 < 0,68$) para o modelo de Monod associado ao fluxo CSTR na descrição da remoção de DBO em WC-FSSV

De todos os modelos avaliados, as cinéticas de Grau de 2ª Ordem, de Monod e Stover-Kincannon foram as que apresentaram significância estatística considerando os cenários com e sem os efeitos climáticos. O modelo de Monod Multi mostrou-se favorável ao uso das variáveis climáticas na representação dos fenômenos estudados. Já as cinéticas de 1º Ordem e de Stover-Kincannon, não.

Gholizadeh *et al.* (2015), por meio da análise de DBO, também observaram que o modelo de Stover-Kincannon foi mais adequado ($R^2 = 0,95$) do que as cinéticas de 1ª Ordem e de Monod na descrição dos processos de remoção de matéria orgânica em WC-FSSH, o que indica que a cinética de Stover-Kincannon é adequada para descrição dos fenômenos de remoção de matéria orgânica independente do tipo de fluxo hidrodinâmico adotado.

Segundo o modelo cinético que apresentou melhor adequação (de Stover-Kincannon, sem influência climática) ao decaimento da DBO na WC-FSSV, a máxima taxa de remoção (U_{max}) obtida nessa pesquisa foi de 75,1 mg DBO.L⁻¹.d⁻¹. O valor de k_{max} obtido por Zhao *et al.* (2018) na cinética de remoção de Monod para DBO em WC-FSSV foi de 303,7 mg DBO.L⁻¹.d⁻¹, porém para água residuária de suinocultura com elevada carga orgânica (58,0-146,0 g DBO.m⁻².d⁻¹).

5.5.4.2 PARA O CASO DA WC-FSSH

Na Tabela 5.22 são descritos os valores dos estimadores estatísticos que indicam a adequabilidade dos modelos estudados e suas taxas cinéticas de reação para o comportamento da DBO na WC-FSSH, considerando os fluxos CSTR e PFR.

Tabela 5.22 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH para transformação da DBO.

Fluxo	Cinética	Sem influência climática			Com influência climática			Teste	
		R ²	REQMR	K*	R ²	REQMR	K*	F	t
CSTR	1ª Ordem	0,16	0,89	0,36 d ⁻¹	0,00	2,12	101,0 d ⁻¹	DE	DE
	Grau 2ª Ordem	0,08	1,08	50,0 d ⁻¹	0,13	0,98	65,6 d ⁻¹	SS	SS
	Monod	0,65	0,68	6,2 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,44	0,78	6,9 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Monod Multi	0,47	0,59	12,5 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,82	0,40	15,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Stover-Kincannon	0,44	0,68	15,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,38	0,69	13,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	SS	SS
PFR	1ª Ordem	0,04	1,26	2,04 d ⁻¹	0,13	1,02	3,26 d ⁻¹	SS	SS
	Grau 2ª Ordem	0,00	1,30	5,07 d ⁻¹	0,00	0,99	4,56 d ⁻¹	SS	SS
	Monod	0,27	0,85	9,66 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,14	0,80	90,0 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE
	Stover-Kincannon	0,57	0,67	15,2 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	0,31	0,74	11,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	DE	DE

K* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; U_{max} – Stover-Kincannon);
SS: sem significância estatística; DE: diferença estatística

O modelo cinético de Monod Multi, considerando a influência climática e fluxo CSTR foi o mais adequado na representação dos processos de remoção de DBO, com boa correlação das variáveis (R² = 0,82 e REQMR = 0,40). As demais cinéticas e cenários avaliados mostraram-se com intermediária ou baixa representatividade da realidade (R² < 0,65).

Gholizadeh *et al.* (2015) observaram que o modelo de Stover-Kincannon foi o mais adequado (R² = 0,95) na descrição dos processos de remoção de matéria orgânica em WC-FSSH. Sun e Saeed (2009), avaliando a modelagem cinética de 80 WC-FSSH na remoção de DBO, concluiu que o modelo cinético-hidrodinâmico de Monod-PFR foi o mais representativo, porém com baixa adequabilidade (R² = 0,45 e REQMR = 0,56). Destaca-se que esses autores não avaliaram a cinética de Stover-Kincannon e sua pesquisa. Já a cinética de 1º Ordem foi totalmente inadequada (R² < 0,15).

Tais informações são preocupantes, uma vez que a maioria das WC-FSSH projetadas no Brasil são dimensionadas baseadas na remoção de DBO para reatores do tipo de PFR e com cinética de remoção de 1º Ordem (Sezerino *et al.*, 2015), podendo então apresentar eficiência inadequada.

Para a DBO na WC-FSSH estudada e com fluxo CSTR, a participação da influência climática nas equações cinéticas mostrou-se a mais adequada para o modelo de Monod Multi, sugerindo também a necessidade de utilização indireta da PCT e EVT nas equações de dimensionamento de WCs.

O uso do fluxo CSTR também elevou, na maioria das vezes, a descrição do comportamento da DBO junto às cinéticas de remoção de poluentes na WC-FSSH.

Conforme o modelo cinético que apresentou melhor adequação (Monod Multi, com influência climática e fluxo CSTR) ao decaimento da DBO na WC-FSSH, a máxima taxa de remoção (k_{max}) obtida nessa pesquisa foi de 15,1 mg DBO.L⁻¹.d⁻¹, valor bastante inferior ao encontrado por Gholizadeh *et al.* (2015), de 50,0 mg DBO.L⁻¹.d⁻¹. Os referidos autores trabalharam, entretanto, com esgoto sanitário sem tratamento biológico prévio. Nesse caso, a matéria orgânica remanescente é de mais fácil degradação pelos micro-organismos, o que implica em maior valor de k.

A taxa de remoção de DBO caiu cerca de cinco vezes da WC-FSSV para a WC-FSSH. Já na cinética de transformação da DQO, houve decréscimo de três vezes e meia, o que sustenta a hipótese de alta capacidade de biodegradação da matéria orgânica nas WCs avaliadas.

5.5.5 Análise geral dos modelos

A Tabela 5.23 apresenta um resumo dos modelos cinéticos mais adequados para representação do comportamento de cada poluente na pesquisa realizada.

A cinética de Monod Multi (considerando a influência da PCT e EVT e fluxo hidrodinâmico CSTR) foi a mais adequada (com boa correlação estatística – $R^2 > 0,71$) para descrição do comportamento da amônia, nitrato e DQO na WC-FSSV. Já a cinética de Stover-Kincannon (sem influência do clima e fluxo hidrodinâmico CSTR) foi muito representativa ($R^2 = 0,95$) do comportamento da DBO na WC-FSSV.

Na WC-FSSH, o modelo de Stover-Kincannon, segundo fluxo PFR, foi o que melhor se adequou, porém com baixa correlação ($R^2 = 0,43$), na descrição do processo de remoção de nitrato. O comportamento da DQO na WC-FSSH foi significativamente representado pelo modelo de Stover-Kincannon-CSTR ($R^2 = 0,75$). Em ambos os casos não houve significativa diferença estatística entre os cenários com e sem influência do clima.

O modelo cinético de Monod Multi, considerando a influência da PCT e EVT nas WCs, foi o mais adequado para descrever do comportamento da amônia (todavia com baixa correlação estatística – $R^2 = 0,54$) e DBO (boa correlação linear, $R^2 = 0,82$) na WC-FSSH, porém, com fluxo hidrodinâmico CSTR.

Segundo este estudo, considerando os modelos cinético-hidrodinâmicos adotados, não há confiabilidade no uso da amônia e/ou nitrato como parâmetro de projeto de WC-FSSH. Essas unidades de tratamento podem ser dimensionadas com maior confiabilidade pelos parâmetros DBO (modelo de Monod Multi – CSTR) e DQO (modelo de Stover-Kincannon – CSTR).

O modelo cinético de 1º Ordem e fluxo PFR, amplamente utilizado no dimensionamento de WCs no Brasil, mostrou-se ineficiente no estudo do comportamento dos poluentes no sistema de tratamento avaliado, indicando que esse modelo deve ser substituído por outros mais eficientes no projeto de WCs. As cinéticas de Grau de 2º Ordem e de Monod também se demonstraram insatisfatórias na descrição da matéria orgânica e nitrogênio nas WCs estudadas.

De forma geral, os modelos mais adequados para estudo do comportamento de matéria orgânica e nitrogênio nas WCs avaliadas foram o de Monod Multi e de Stover-Kincannon, na grande maioria das vezes com esses modelos considerando a carga de poluente no lugar da concentração e segundo fluxo hidrodinâmico CSTR.

A melhor adequação do modelo cinético de Stover-Kincannon pode ter vínculo à forma de sua equação, que na forma convencional já utiliza a carga aplicada (L_a) do poluente em detrimento da concentração, o que de maneira indireta leva em consideração os efeitos climáticos. Além disso, esse modelo mostra-se adequado (sendo proposto para tal) para sistemas de tratamento de esgoto com crescimento aderido de micro-organismos, como o caso das WC-FSS. Por outro lado, a cinética de Monod Multi considera a interação de dois substratos limitantes na remoção de poluentes no esgoto, o que, em teoria, possibilita melhor compreensão dos fenômenos envolvidos nos processos.

Conforme resultados desta pesquisa, sugere-se que apenas o parâmetro DBO seja utilizado para o dimensionamento de futuras WCs com configurações similares à desse estudo, pois foi o parâmetro com melhor ajuste linear obtido, além de ser o único contemplado na legislação ambiental brasileira referente à disposição de esgoto em corpos hídricos. Em WC-FSSV, recomenda-se o modelo de Stover-Kincannon-CSTR (sem influência do clima) e para WC-FSSH, o modelo de Monod Multi-CSTR (com influência da PCT e EVT). Modelos vinculados à DQO, embora também tenham apresentados bons resultados, foram um pouco menos satisfatórios do que a DBO.

Tabela 5.23 – Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos mais adequados para representação do comportamento dos poluentes nas WCs.

Parâmetro	WC-FSSV						WC-FSSH					
	Modelo	Fluxo	IC	R ²	REQMR	K*	Modelo	Fluxo	IC	R ²	REQMR	K*
Amônia	Monod Multi	CSTR	Sim	0,80	0,48	8,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	Monod Multi	CSTR	Sim	0,54	0,45	7,6 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹
Nitrato	Monod Multi	CSTR	Sim	0,71	0,84	8,25 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	Stover-Kincannon	PFR	Sim*	0,43	1,17	5,46 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹
DBO	Stover-Kincannon	CSTR	Não	0,95	0,34	75,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	Monod Multi	CSTR	Sim	0,82	0,40	15,1 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹
DQO	Monod Multi	CSTR	Sim	0,78	0,48	274,5 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹	Stover-Kincannon	CSTR	Sim*	0,75	0,34	78,7 mg.L ⁻¹ .d ⁻¹

IC: influência do clima; R²: coeficiente de correlação de Pearson; REQMR: raiz do erro quadrático médio relativo; K* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod Multi; U_{max} – Stover-Kincannon)

*Cinéticas em que não houve significativa diferença estatística entre os cenários com e sem influência climática.

5.5.6 – Redimensionamento das WCs

Considerando os modelos cinético-hidrodinâmicos que apresentaram melhor descrição da remoção de DBO (parâmetro mais utilizado nos cálculos de dimensionamento e referência de padrão de lançamento em corpos hídricos segundo a legislação ambiental brasileira) nas WCs, obtém-se na Tabela 5.24 as dimensões mais adequadas para as células de tratamento avaliadas. Adotou-se para redimensionamento das WCs, a vazão de projeto inicial ($Q = 1.200 \text{ L.d}^{-1}$), a concentração afluenta (C_a) inicial de projeto de DBO de $225,0 \text{ mg.L}^{-1}$, porosidade do meio suporte (n) de 45% e profundidade dos leitos (h) de tratamento de 0,85 e 0,40 m para a WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente.

Tabela 5.24 – Dados do redimensionamento, segundo a DBO, das WCs segundo os modelos de melhor eficiência obtidos.

Parâmetro	WC	Cinética	Fluxo	C_a (mg.L^{-1})	C_e (mg.L^{-1})	C (m)	L (m)	Vu (m^3)	Q ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	TDHn (d)
DBO	WC-FSSV	Stover-Kincannon	CSTR	225,0	60,0	2,6	2,6	2,6	1,2	2,2
DBO*	WC-FSSV	1º Ordem*	CSTR*	225,0	60,0	2,8	2,8	3,0	1,2	2,5
DBO	WC-FSSH	Monod Multi	CSTR	60,0	10,0	6,0	2,0	2,1	0,6**	3,5
DBO*	WC-FSSH	1º Ordem*	PFR*	60,0	10,0	10,0	2,0	3,6	1,2	3,0

Ca: concentração afluenta; Ce: concentração efluente; C: comprimento da WC; L: largura da WC; Vu: volume útil da WC; Q: vazão de projeto; TDHn: tempo de detenção hidráulica nominal.

*Modelos cinéticos-hidrodinâmicos adotados para o projeto inicial das WCs.

**Considerou-se a redução média de cerca de 50% no volume de esgoto devido ao balanço hídrico de EVT e PCT nas WCs.

Para o modelo de Stover-Kincannon-CSTR utilizou-se a equação sem influência da EVT e PCT, pois foi o que melhor descreveu o comportamento da DBO na WC-FSSV. No redimensionamento da WC-FSSH considerou-se o modelo de Monod Multi-CSTR, com redução média aproximada de 50% da vazão de entrada de esgoto devido à EVT. Ambos modelos foram comparados com as equações cinético-hidrodinâmicas do projeto inicial das WCs (cinética de 1º Ordem para ambas células e fluxo CSTR e PFR para as WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente).

Em geral, para as mesmas condições do projeto inicial, as dimensões das WCs foram reduzidas. Para WC-FSSV, a redução foi baixa (apenas 20 cm) no comprimento (C) e largura (L), o que indica que essa célula foi adequadamente dimensionada para a vazão de projeto de $1.200,0 \text{ L.d}^{-1}$. Porém, com a redução da geração de esgoto durante o tempo da pesquisa,

parte do volume útil de tratamento do esgoto nessa célula ficou “ocioso”, com dimensões acima das necessárias. Considerando a vazão média da pesquisa (644,8 L.d⁻¹), o TDHn adequado para a célula WC-FSSV seria 1,4 d, o que implicaria em C e L de 1,9 m cada.

Na WC-FSSH, embora o TDHn do modelo de Monod Multi-CSTR tenha sido superior ao calculado no início do projeto (1º Ordem – PFR), o volume útil de tratamento foi menor, devido à redução de cerca de 50% na vazão de projeto (1.200,0 L.d⁻¹). A consideração dos efeitos climáticos no tratamento do esgoto proporcionou redução de 4 m no tamanho da WC-FSSH. Caso seja avaliada a vazão média da pesquisa (644,8 L.d⁻¹) e redução média de 50% na vazão de esgoto, a WC-FSSH teria C = 4,5 m e L = 1,5, com relação C/L = 3.

Nesse contexto, a consideração dos efeitos climáticos EVT e PCT no tratamento de esgoto pode proporcionar dimensionamento mais adequado e até mesmo redução da área de tratamento das WCs em comparação com o método convencional adotado inicialmente.

6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos na presente pesquisa, e de sua análise, as seguintes conclusões podem ser obtidas:

1. A *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV) apresentou fluxo hidrodinâmico com leve desvio ao reator de mistura completa - CSTR ($d = 1,58$ e $N = 1,54$), enquanto a célula de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FSSH) também indicou alta dispersão ($d = 0,63$ e $N = 4,53$) e elevado desvio do fluxo em pistão – PFR. O modelo hidrodinâmico mais adequado para representar a WC-FSSH provavelmente é o de fluxo disperso. Por outro lado, o modelo idealizado CSTR mostrou-se relativamente adequado na representação hidrodinâmica da WC-FSSV.
2. Na WC-FSSV, o modelo cinético de Monod Multi (para CSTR) foi o mais adequado ($R^2 > 0,71$) para representação da NH_4^+ , NO_3^- e DQO. Para o comportamento da DBO nessa célula, o mais representativo ($R^2 = 0,95$) foi o modelo de Stover-Kincannon em fluxo CSTR. Na WC-FSSH, o modelo de Monod Multi (também segundo fluxo CSTR) foi o melhor ajustado para descrição da NH_4^+ e DBO. A cinética de Stover-Kincannon foi a mais adequada para a WC-FSSH segundo o comportamento do NO_3^- (com fluxo PFR) e DQO (com fluxo CSTR). Para os casos do nitrogênio (NH_4^+ e NO_3^-) na WC-FSSH, a indicação do uso desses modelos não foi adequada, pois as correlações estatísticas observadas foram baixas ($R^2 < 0,54$), ao contrário do observado para a matéria orgânica nessa célula ($R^2 > 0,75$).
3. O uso de modelos considerando carga poluente, ao invés dos que usam concentração, inserindo assim de forma indireta a influência da precipitação (PCT) e evapotranspiração (EVT) nas WCs, mostrou-se mais adequado ou sem significativa diferença estatística na maioria dos cenários estudados para representação do comportamento dos poluentes avaliados. Apenas para o parâmetro DBO (na WC-FSSV) é que o cenário sem influência do clima foi mais adequado.
4. O redimensionamento das WCs avaliadas na pesquisa indicou que a consideração da EVT e PCT nos modelos implica em leitos de tratamento com menores dimensões e mais adequados quando comparados aos modelos convencionais utilizados (cinética de 1º Ordem em fluxo CSTR ou PFR, por exemplo).

Avalia-se finalmente que o parâmetro DBO foi o mais adequado para ser utilizado no dimensionamento de WCs. Em WC-FSSV, recomenda-se o uso do modelo de Stover-Kincannon-CSTR (sem influência do clima) e para WC-FSSH, o modelo de Monod Multi-CSTR (com influência da PCT e EVT).

As médias diárias de EVT nas WC-FSSV e WC-FSSH foram de 23,4 e 8,2 mm.d⁻¹, respectivamente, correspondendo à perda percentual média de água de 30,8 e 35,8% do volume de esgoto afluente, respectivamente, o que não deve ser negligenciado nos projetos de dimensionamento de WCs.

A utilização de hidrômetros volumétricos para mediação das vazões possivelmente promoveu alterações no fluxo hidrodinâmico das WCs, modificando as taxas de aplicação, tempo de detenção hidráulica e principalmente a dispersão do esgoto nas células de tratamento (fato observado explicitamente na WC-FSSH, que hipoteticamente teve o grau de dispersão elevado devido à presença dos hidrômetros).

Sugere-se que se desenvolvam em futuros trabalhos as seguintes atividades:

- Avaliação hidrodinâmica em *wetlands* construídas comparando-se o uso de hidrômetros volumétricos com outros métodos de medição de vazão do esgoto;
- Estimativa da taxa de EVT comparando o método de balanço hídrico com outras metodologias;
- Avaliação dos modelos cinéticos estudados com ajuste à hidrodinâmica de fluxo disperso e tanques-em-série;
- Estudo de novas equações, contendo as variáveis climáticas EVT e PCT, que possibilitem melhor representatividade dos fenômenos de remoção de poluentes no tratamento de esgoto em WCs;
- Avaliação de outros modelos matemáticos em que múltiplas variáveis (regressão linear múltipla, por exemplo) sejam consideradas no processo de tratamento do esgoto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Shafy, H.I., El-Khateeb, M.A., Regelsberger, M., El-Sheikh, R., Shehata, M. (2009). Integrated system for the treatment of blackwater and greywater via UASB and constructed wetland in Egypt. *Desalination Water Treatment*, 8(1-3): 272-278.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987). NBR 7.217 - Agregados - Determinação da composição granulométrica, Rio de Janeiro.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993). NBR 7.229 - Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos, Rio de Janeiro.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1997). NBR 13.969 “Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação”. Rio de Janeiro.
- Abrantes, L.L.M. (2009). Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 140 p.
- Adeniran, A.E., Aina, A., Oshunrinade, O. (2014). Performance characteristics of pollutants along the longitudinal profile of a subsurface flow constructed wetland domestic sewage treatment plant in the University of Lagos, Nigeria. *Journal of Water Resource and Protection*, 6: 104-113.
- Ayaz, S.C., Aktas, Ö., Fındık, N., Akça, L. e Kınacı, C. (2012). Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system. *Ecological Engineering*, 40: 1-5.
- Akratos, C.S. e Tsihrintzis, V.A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed *wetlands*. *Ecological engineering*, 29: 173–191.
- Almeida, R.A. (2005). Substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes. Tese de doutorado. Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás. Goiânia.
- Almeida, R.A., Pitaluga, D.P.S. e Reis, R.P.A. (2010). Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. *Revista Biociências*: 16 (1).
- Almeida, R.A. e Ucker, F.E. (2011). Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. *Engenharia Ambiental*, 8 (4): 39-45.

- Arias, C.A., Brix, H. e Marti, E. (2005). Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Science and Health*, 40: 1431-1443.
- Babaei, A.A., Azadi, R., Jaafarzadeh, N. e Alavi, N. (2013). Application and kinetic evaluation of upflow anaerobic biofilm reactor for nitrogen removal from wastewater by Anammox process. *Iran Journal of Environmental Health Science Engineering*, 10(20): 1-7.
- Bachand, P.A.M., Horne, A.J. (2000). Denitrification in constructed free water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. *Ecological Engineering*, 14: 9-15.
- Barreto, A.B., Vasconcellos, G.R., von Sperling, M., Kusch, P., Kappelmeyer, U. e Vassel, J.L. (2015). Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from fullscale constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 72 (4): 553-560.
- Beebe, D.A., James, W., Castle, J.W., Molz, F.J. e Rodgers Junior, J.H. (2014). Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. *Ecological Engineering*, 71: 394-400.
- Belmont, M.A., Cantellano, E., Thompson, S., Williamson, M., Sánchez, A., Metcalfe, C.D. (2004). Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central México. *Ecological Engineering*, 23: 299-311.
- Bertino, A. (2010). Study on One-Stage Partial Nitritation-Anammox Process in Moving Bed Biofilm Reactors: a Sustainable Nitrogen Removal. TRITA LWR Degree Project, Royal Institute of Technology (KTH) Stockholm, Sweden.
- Bezbaruah, A.N. e Zhang, T.C. (2005). Quantification of oxygen release by bulrush (*Scirpus validus*) roots in a constructed treatment wetland. *Biotechnology and Bioengineering*, 89(3): 308-318.
- Bialowicz, A. e Wojnowska-Baryla, I.W. (2007). The efficiency of landfill leachate evapotranspiration in soil-plant system with reed *Phragmites australis*. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 7(3-4): 331-337.
- Bialowicz, A., Wojnowska-Baryla, I.W. e Hasso-Agopsowicz, M. (2007). The controlling of landfill leachate evapotranspiration from soil-plant systems with willow: *Salix amygdalina* L. *Waste Management Research*, 25: 61-67.

- Białowiec, A., Janczukowicz, W., Randerson, P.F. (2011). Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed vegetation. *Ecological Engineering*, 37(6): 897-902.
- Białowiec, A., Albuquerque, A. e Randerson, P.F. (2014) The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurface constructed wetland performance. *Ecological Engineering*, 67: 89-94.
- Bidone, R.F. (2007). Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por dois filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão, RS. Dissertação - Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento - Universidade de São Paulo, São Carlos.
- Borin, M., Milani, M., Salvato, M. e Toscano, A. (2011). Evaluation of phragmites australis (cav.) trin. evapotranspiration in northern and southern Italy. *Ecological Engineering*, 37(5), 721-728.
- Bortoli, M., Kunz, A., Soares, H.M., Filho, P.B. e Costa, R.H.R. (2012). Emissão de óxido nitroso nos processos de remoção biológica de nitrogênio de efluentes. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 17(1): 01-06.
- Brasil (1996). Decreto Federal nº 1.905, de 16 de maio de 1996. “Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971.”
- Brasil (2005). Resolução nº 357, do Conselho Nacional de Meio Ambiente, de 17 de março de 2005. “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.”
- Brasil, M.S., Matos, A.T. e Soares, A.A. (2007). Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. Artigo técnico: *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12 (3).
- Brasil, M.S. e Matos, A.T. (2008). Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. Artigo técnico: *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 13 (3).
- Brasil (2011). Resolução nº 430, do Conselho Nacional de Meio Ambiente, de 13 de maio de 2011. “Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.”

- Braddock, T. e Hennessey, D. (2018). *Wetlands: An Introduction*. Bernan Press, 3º ed., 112p.
- Brix, H. (1987). Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the root zone method. *Water Science and Technology*, 19: 107-118.
- Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed *wetlands*. *Water Science and Technology*, 29 (4).
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*? *Water Science and Technology*, 35 (5): 11-17.
- Brix, H. (2003). Plants used in constructed *wetlands* and their functions. *In*: 1ª International seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed *wetlands*. Lisboa, Portugal.
- Brix, H. e Arias, C.A. (2005). The use of vertical flow constructed *wetlands* for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25(5): 491–500.
- Brix, H., Koottatep, T., Fryd, O., Laugesen, C.H. (2011). The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi e System design and lessons learned during implementation and operation. *Ecological Engineering*, 37: 729-735.
- Bruch, I., Fritsche, J., Banninger, D., Alewell, U., Sendelov, M., Hurlimann, H., Hasselbach, R. e Alewell, C. (2011). Improving the treatment efficiency of constructed wetlands with zeolite-containing filter sands. *Bioresource Technology*, 102: 937–941.
- Brutsaert, W. H. (1982). *Evaporation into the atmosphere: theory, history and applications*. Dordrecht: D. Reidel, 299 p.
- Borges, A.C., Matos, A.T., Calijuri, M.C., Oliveira, G.H.H. e Roldão, J. S. F. (2009). Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. *Engenharia Agrícola*, 29(2):301-310.
- Bufáical, D.S.S. (2010). Eficiência do leito de macrófitas na remoção de ovos de helmintos e coliformes termotolerantes e no desaguamento de lodo de esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 92p.
- Burgin, A.J. e Hamilton, S.K. (2007). Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers Ecological Environmental*, 5(2): 89-96.

- Calijuri, M.L., Bastos, R.K.X., Magalhães, T.B., Capelete, B.C. e 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): 421-430.
- Campos, J.L., Carvalho, S., Portela, R., Mosquera-Corral, A. e Méndez, R. (2008). Kinetics of denitrification using sulphur compounds: Effects of S/N ratio, endogenous and exogenous compounds. *Bioresource Technology*, 99: 1293-1299.
- Caselles-Osorio, A. e Garcia, J. (2006). Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic matter. *Water Research*, 40: 3603-3611.
- Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segú, E., Vaello, N., Granés, F., García, D. e García, J. (2007). Solids accumulation in six fullscale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, 41: 1388–1398.
- Cassini, S.T., Avelar, J.C., Gonçalves, R.F., Pinotti, L.M. e Keller, R. (2010). Evaluation of steel slag as filter bed of constructed wetland in post treatment of Anaerobic Baffled Reactor treating wastewater. In: 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Venice: IWA, v. 1, p. 219-226.
- Chagas, R. C., Matos, A.T., Cecon, P.R., Lo Monaco, P.A.V. e França, L.G.F. (2011). Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 15 (11):1186–1192.
- Chan, S.Y., Tsang, Y.F., Cui, L.H. e Chua, H. (2008). Domestic wastewater treatment using batch-fed constructed wetland and predictive model development for NH₃-N removal. *Process Biochemistry*, 43: 297-305.
- Chazarenc, F., Naylor, S., Comeau, Y., Merlin, G. e Brisson, J. (2010). Modeling the effect of plants and peat on evapotranspiration in constructed wetlands. *International Journal of Chemical Engineering*, 2010: 1-6.
- Chen, C., Wang, A., Ren, N., Deng, X. e Lee, D.J. (2009). Optimal process pattern for simultaneous sulfur, nitrogen and carbon removal. *Water Science and Technology*, 59(4): 833-837.
- Chernicharo, C.A.L. (1997). *Reatores anaeróbios*. Editora UFMG, Belo Horizonte.
- Chung, A.K.C., Wu, Y., Tam, N.F.Y., Wong, M.H. (2008). Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 32: 81-89.

- Ciria, M.P., Solano, M.L. e Soriano, P. (2005). Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potencial as a biomass fuel. *Biosystem Engineering*, 92: 535-544.
- Coasaca, R.L. (2016). Remoção biológica de nitrogênio em sistemas alagados construídos enriquecidos com bactérias Anammox. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Brasil, 57p.
- Colares, C.J.G. e Sandri, D. (2013). Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. *Revista Ambiente & Água*, 8(1): 172-185.
- Coleman, J., Hench, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonnette, G. e Skousen, J. (2001). Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed *wetlands*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 128: 283–295.
- Collaço, A.B. e Roston, D.M. (2006). O uso de pneus picados como meio suporte de leitos cultivados para tratamento de esgoto sanitário. *Engenharia Ambiental*, 3(1): 21-31.
- Conley, L.M., Dick, R.I., Liow, 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. Swindon: WRc plc. 184 p.
- Cooper, P.F. (1999). A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, 40(3): 1-9.
- Cooper, P.F. (2003). UK experience with reed bed and constructed wetland systems 1985 to 2003. In: Conference of the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands. ICN e INAG, Lisboa, Portugal, 403-420.
- Cortes-Esquivel, J.A., Giacomán-Vallejos, G., Barceló-Quintal, I.D., Méndez-Novelo, R. e Ponce-Caballero, M.C. (2012). Heavy metals removal from swine wastewater using constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. *Journal of Environmental Protection*, 3: 871-877.
- Costa, J.F., Martins, W.L.P., Seidl, M. e von Sperling, M. (2015). Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactoretrickling filter effluent. *Water Science and Technology*, 71 (5): 1004-1010.

- Cota, R.S., Sperling, M. e 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.
- Craft, B.C. e Richardson, C.J. (1998). Recent and long-term organic soil accretion and nutriente accumulation in the Everglades. *Soil Science Society American Journal*, 62: 834-843.
- Crites, R. e Tchobanoglous, G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems. WCB/McGraw-Hill, EUA.
- Cui, L., Ouyang, Y., Lou, Q., Yang, F., Chen, Y., Zhu, W. e Luo, S. (2010). Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica L.* under different vertical-flow constructed wetland conditions. *Ecological Engineering*, 36: (1083-1088).
- Curtarelli, M.P., Alcântara, E.H., Araújo, C.A.S., Stech, J.L. e Lorenzetti, J.A. (2013). Avaliação da dinâmica temporal da evaporação no reservatório de Itumbiara, GO, utilizando dados obtidos por sensoriamento remoto, *Ambi-Agua*, 8(1): 272-289.
- Dan, T.H., Quang, L.N., Chiem, N.H., Brix, H. (2011). Treatment of high-strength wastewater in tropical constructed wetlands planted with *Sesbania sesban*: horizontal subsurface flow versus vertical downflow. *Ecological Engineering*, 37(5): 711-720.
- Davutluoglu, O.I. e Seckin, G. Kinetic evaluation and process performance of an upflow anaerobic filter reactor degrading terephthalic acid. (2014). *Water Science and Technology*, 69(12): 2562-2569.
- De Paoli, A.C. e von Sperling, M. (2013). Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). *Gesta*, 1(2): 213-222.
- Dong, C., Zhu, W., Zhao, Y.Q., Gao, M. (2011). Diurnal fluctuations in root oxygen release rate and dissolved oxygen budget in wetland mesocosm. *Desalination*, 272: 254-258.
- Dornelas, F.L., Machado, M.B. e Sperling, M. (2009). Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. *Water Science and Technology*, 60(12): 3025-3033.
- Esteves, F.A. (1998). *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência.
- Ezeah, C., Reyes, C.A.R. e Gutiérrez, J.F.C. (2015). Constructed wetland systems as a methodology for the treatment of wastewater in Bucaramanga Industrial Park. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 3: 1-14.

- Farzadkia, M., Ehrampush, M.H. e Mehrizi, E.A. (2015). Investigating the efficiency and kinetic coefficients of nutrient removal in the subsurface artificial wetland of Yazd wastewater treatment plant. *Environmental Health Engineering Management Journal*, 2(1): 23-30.
- Fan, J., Zhang, B., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W. e Liu, F. (2013). Intermittent aeration strategy to enhance organics and nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 141: 117–122.
- Fia, F.R.L., Matos, A.T., Schuery, F.C., Teodoro, P.E.P. e Luiz, F.A.R. (2008). Uso de sistemas alagados construídos no tratamento das águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. In: XXXI Congresso Interamericano AIDIS. Santiago: AIDIS.
- Fia, F.R.L., Matos, A.T., Fia, R., Lambert, T.F. e Matos, M.P. (2011). Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Ambi-Agua*, 6(1): 77-89.
- Fia, F.R.L., Matos, A.T., Fia, R., Borges, A.C. e Teixeira, D.L. (2012). Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos em escala laboratorial. *Acta Scientiarum Technology*, 34 (2): 149-156.
- Fia, F.R.L., Matos, A.T., Fia, R., Borges, A.C. e Abreu, E.C. (2015). Influência da carga de nutrientes e da espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistemas alagados construídos. *Revista Ambiente Água*, 10: 542-553.
- Fia, F.R.L., Matos, A.T., Fia, R., Borges, A.C. e Cecon, P.R. (2017). Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Engenharia Ambiental e Sanitária*, 22(2): 303-311.
- Foladori, P., Ruaben, J. e Ortigara, A.R.C. (2013). Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed *wetlands*: A comparative study for treating high load wastewater. *Bioresource Technology*, 149: 398–405.
- Gasiunas, V. e Strusevicius, Z. (2003). The experience of wastewater treatment using constructed wetlands with horizontal subsurface flow in Lithuania. In: International Conference of Constructed and River Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale, Universitatis Tartuensis, 94, 242-249.
- Gasiunas, V. (2011). Oxygen transfer rate and BOD removal efficiency of constructed wetlands with dependence on construction. In: 8th International Conference on Environmental Engineering (ICEE). Vilnius Gediminas Technical University Press Technica, Vilnius, Lithuania, 549–554.

- Gebremariam, S.Y. e Beutel, M.W. (2008). Nitrate removal and DO levels in batch wetland mesocosms: Cattail (*Typha* spp.) versus bulrush (*Scirpus* spp.). *Ecological Engineering*, 34: 1-6.
- Gerardi, M.H. (2002). *Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process*. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Gregersen, P. e Brix, H. (2001). Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 407-412.
- Gholizadeh, A., Gholami, M., Davoudi, R., Rastegar, A. e Miri, M. (2015). Efficiency and kinetic modeling of removal of nutrients and organic matter from a full-scale constructed wetland in Qasr-e-Shirin, Iran. *Environmental Health Engineering Management Journal*, 2(3): 107-116.
- Ghosh, D. e Gopal, B. (2010). Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 36: 1044–1051.
- Giraldi, D., Vitturi, M.M. e Iannelli, R. (2010). FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. *Environmental Modelling Software*, 25: 633-640.
- Gomes, M.V.T., Souza, R.R., Teles, V.S. e Mendes, E.A. (2014). Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. *Chemosphere*, 103: 228-233.
- Grau, P., Dohanyos, M. e Chudoba, J. (1975). Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Water Research*, 9: 637-642.
- Greenway, M. (1997). Nutrient content of wetland plants in constructed *wetlands* receiving municipal effluent in tropical Australia. *Water Science Technology*, 35: 135-142.
- Gumbrecht, T. (1993). Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering*, 2(1): 1-30.
- Haberl, R., Perfler, R. e Mayer, H. (1995). Constructed *wetlands* in Europe. *Water Science Technology*, 32 (3).
- Hamilton, S.K., Sippel, S.J., Calheiros, D.F. e Melack, J.M. (1997). Anoxic Event and Other Biogeochemical Effects of the Pantanal Wetland on the Paraguay River. *Limnology and Oceanography*, 42: 257-272.

- Hauck, R.D. (1984). Atmospheric nitrogen chemistry, nitrification, denitrification, and their relationships. In: The handbook of environmental chemistry, v.1, part. C, Springer-Verlag, Berlim, 105-127.
- Headley, T.R., Huett, D.O. e Davison, L. (2001). The removal of nutrients from plant nursery irrigation runoff in subsurface horizontal-flow *wetlands*. Water Science and Technology, 44: 77-84.
- Headley, T.R. e Kadlec, R.H. (2007). Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. Ecohydrology e Hydrobiology, 7(3-4): 269-282.
- Headley, T.R., Davison, L., Huett, D.O., Muler, R. (2012). Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in subtropical Australia. Water Research, 46(2): 345-354.
- Healy, M.G. e Cawley, A.M. (2002). Performance of a constructed wetland in western Ireland. Journal of Environmental Quality, 17: 1739-1747.
- Henry-Silva, G.G. e Camargo, A.F.M. (2008). Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. Revista Brasileira de Zootecnia, 37(2): 181-188.
- Herrera-Melián, J.A., Martín-Rodríguez, A.J., Ortega-Méndez, A., Araña, J., Doña-Rodríguez, J.M. e Pérez-Peña, J. (2012). Degradation and detoxification of 4-nitrophenol by advanced oxidation technologies and bench-scale constructed wetlands. Journal of Environmental Management, 105: 53-60.
- Howell, C.J., Crohn, D.M., Omary, M. (2005). Simulating nutrient cycling and removal through treatment wetlands in arid/semiarid environments. Ecological Engineering, 25(1): 25-40.
- Hu, Y.S., Zhao, Y.Q., Zhao, X.H., Kumar, J.L. (2012). Comprehensive analysis of stepfeeding strategy to enhance biological nitrogen removal in alum sludge-based tidal flow constructed wetlands. Bioresource Technology, 111: 27-35.
- Huang, X.W., Wei, Q.Y., Urata, K., Tomoshige, Y., Zhang, X.H., e Kawagoshi, Y. (2014). Kinetic study on nitrogen removal performance in marine anammox bacterial culture. Journal Bioscience Bioengineering, 117(3): 285-291.
- Hussar, G.J. (2001). Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Dissertação - Mestrado em Engenharia Agrícola – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Idris, S.M., Jones, P.L., Salzman, S.A., Croatto, G. e Allinson, G. (2012) Evaluation of the giant reed (*Arundo donax*) in horizontal subsurface flow *wetlands* for the treatment

- of dairy processing factory wastewater. *Environmental Science Pollution Research International*, 19 (8): 3525-3537.
- Jetten, M.S.M, Strous, M., Pas-Schoonerm, K.T., Schalk, J., Dongen, U.G.J.M., Graaf, A.A., Logemann, S., Muyzer, G., Loosdrecht, M.C.M., Kuenen, J.G. (2000). The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiological Review*, 22: 421-437.
- Jia, W., Zhang, J., Wu, J., Xie, H. e Zhang, B. (2010). Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: a microcosm experiment. *Desalination*, 262: 202-208.
- Jinadasa, K.B.S.N., Tanaka, N., Mowjood, M.I.M., Werellagama, D.R.I.B. (2006). Free water surface constructed wetlands for domestic wastewater treatment: a tropical case study. *Chemical Ecological*, 22 (3): 181-191.
- Johansen, N.H., Brix, H., Arias, C.A. (2002). Design and characterization of a compact constructed wetland system removing BOD, nitrogen, and phosphorous from single household sewage. In: *Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Comprint International Limited/University of Dar Es Salaam, Tanzania, 47–61.
- Johnston, C.A. (1991). Sediments and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Critical Review of Environmental Control*, 21: 491-565.
- Jones, H.G. (1998). Stomatal control of photosynthesis and transpiration. *Journal of Experimental Botany*, 49: 387-398.
- Jordão, E.P. e Pessôa, C.A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*. ABES. 6º edição, Rio de Janeiro, RJ.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Cunha, C.N., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. e Agostinho, A.A. (2013). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24: 5-22.
- Kadlec, R.H. e Knight, R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. Florida: Lewis Publishers. 893 p.
- Kadlec, R.H. (2000). The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering*, 15: 105-119.
- Kadlec, R.H., Tanner, C.C., Hally, V.M. e Gibbs, M.M. (2005). Nitrogen spiraling in subsurface-flow constructed wetlands: Implications for treatment response. *Ecological Engineering*, 25: 365–381.
- Kadlec, R.H. e Wallace, S.D. (2009). *Treatment wetlands*. Taylor & Francis Group, 2ª ed.

- Kantawanichkul, S., Kladprasert, S., Brix, H. (2009). Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological Engineering*, 35: 238-247.
- Kao, C.M., Wang, J.Y., Lee, H.Y. e Wen, C.K. (2001). Application of a constructed wetland for non-point source pollution control. *Water Science and Technology*, 44(11-12): 585-590.
- Katsenovich, Y.P., Hummel-Batista, A., Ravinet, A.J., Miller, J.F. (2009). Performance evaluation of constructed wetlands in a tropical region. *Ecological Engineering*, 35: 1529-1537.
- Kerbaui, G.B. (2008). *Fisiologia Vegetal*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- Kickuth, R. (1984). Das Wurzelraumverfahren in der praxis. *Landschaft und Stadt*, 16: 145-153.
- Kickuth, R. e Könemann, N. (1987). Method for the purification of sewage waters. Patente: Estados Unidos/Alemanha.
- Lakatos, G. (1998). Hungary. In: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, 191-206.
- Lana, L.C.O., Moraes, D.C., von Sperling, M., Morato, M.L.N., Vasconcellos, G.R., Paraense, M.O. e 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): 1599-1606.
- Landry, G.M., Maranger, R., Brisson, J. e Chazarenc, F. (2009). Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated wetlands. *Water Research*, 43: 535-545.
- Langergraber, G. (2001). Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetland. Tese - Doutorado – IWGA SIG Universidade de Viena, Áustria.
- Lavrova, S. e Koumanova, B. (2010). Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. *Bioresource Technology*, 101: 1756–1761.
- Lehner, B. e Döll, P. (2004). Development of validation of a global database of lakes, reservoirs, and wetlands. *Journal of Hydrology*, 296: 1-22.
- Leonel, L.F., Martelli, L.F.A. e Silva, W.T.L. (2013). Avaliação do efluente de fossa séptica biodigestora e jardim filtrante. In: *III Symposium on agricultural and agroindustrial waste management*, São Pedro, Brasil.

- Lettinga, G., Hulshof, P.L.W. e Zeeman, G. (1996). Biological wastewater treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment. Lectures notes. Wageningen Agricultural University.
- Levenspiel, O. (2000). Engenharia das reações químicas. Blucher, 3ªed, 584p.
- Li, F., Lu, L., Zheng, X., Ngo, H.H., Liang, S., Guo, W. e Zhang, X. (2014). Enhanced nitrogen removal in constructed wetlands: Effects of dissolved oxygen and step-feeding. *Bioresource Technology*, 169: 395–402.
- Machado, A.I., Beretta, M., Fragoso, M. e Duarte, E. (2017). Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 187: 560-570.
- Manfrinato, E.S. (1989). Avaliação do método edafo-fitodepuração para tratamento preliminar de águas. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil, 98f.
- Mansor, M. T. C. (1998). Uso de leite de macrófitas no tratamento de águas residuárias. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Brasil, 106f.
- Mant, C., Costa, S., Williams, J. e Tambourgi, E. (2006). Phytoremediation of chromium by model constructed wetland. *Bioresource Technology*, 97: 1767-1772.
- Manyin, T., Williams, F.M. e Stark, L.R. (1997). Effects of iron concentration and flow rate on treatment of coal mine drainage in wetland mesocosms: An experimental approach to sizing of constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 9: 171–185.
- Martin, J.F. e Reddy, K.R. (1997). Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecological Modelling*, 105:1-21.
- Masi, F. e Martinuzzi, N. (2007). Constructed *Wetlands* for the Mediterranean Countries: Hybrid Systems for Water Reuse and Sustainable Sanitation. *Desalination*, 215: 44-55.
- Matheson, F.E. e Sukias, J.P. (2010). Nitrate removal processes in a constructed wetland treating drainage from dairy pasture. *Ecological Engineering*, 36: 1260-1265.
- Matos, A.T., Abrahão, S.S., Borges, A.C. e Matos, M.P. (2010). Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. Artigo técnico: *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 15 (1).
- Matos, A.T., Brasil, M.S. e Lo Monaco, P.A.V. (2013). Efeito da taxa de carregamento sobre a remoção de poluentes de esgoto em sistemas alagados construídos. *Engenharia Agrícola*, 33: 319-331.

- Matos, M.P., Sperling, M., Matos, A.T. e Passos, R.G. (2015). Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering*, 35 (6): 1137-1148.
- Matos, M.P., Barreto, A.B., Vasconcellos, G.R., Matos, A.T., Simões, G.F. e Sperling, M. (2017). Difficulties and modifications in the use of available methods for hydraulic conductivity measurements in highly clogged horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Water Science e Technology*, 76 (7-8): 1666-1675.
- Mazzola, M., Roston, D.M., Valentim, M.A.A. (2005). Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9(2): 276-283.
- Mburu, N., Tebitendwa, S.M., Rousseau, D.P.L., van Bruggen, J.J.A., Lens, P.N.L. (2013). Performance evaluation of horizontal subsurface flow-constructed wetlands for the treatment of domestic wastewater in the tropics. *Journal Environmental Engineering*, 139: 358-367.
- McBride, G.B. e Tanner, C.C. (2000). Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecological Engineering*, 14(1-2): 93-106.
- Meers, E., Tack, F.M.G., Tolpe, I., Michels, E. (2008). Application of full-scale constructed wetland for tertiary treatment of piggery manure: monitoring results. *Water, Air & Soil Pollution*, 193: 15-24.
- Meira, C.M.B.S.; Ceballos, B.S.O.; Sousa, J.T.; König, A. (2001). Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas - primeiros resultados. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa: ABES.
- Meira, C.M.B.S., Ceballos, B.S.O., König, A. e Oliveira, R. (2004). Performance of horizontal subsurface flow constructed *wetlands* vegetated with rice treating a sewage polluted surface water. In: 9th International Conference Wetland Systems for Water pollution Control, Lyon, France, 443-448.
- Meira, C.M.B.S., Oliveira, R., Ceballos, B.S.O., Coura, M.A. e Nascimento, R.S. (2013). Warm season performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands vegetated with rice treating water from an urban stream polluted with sewage. *African Journal Biotechnology*, 12(25): 3992-3999.

- Melián, J.A.H., Rodríguez, A.J.M., Araña, J., Díaz, O.G. e Henríquez, J.J.G. (2010). Hybrid constructed *wetlands* for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. *Ecological Engineering*, 36(7): 891–899.
- Mendonça, E.A. (2010). Disposição de efluente de tratamento de esgoto industrial em solo vegetado com bambu. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 128 p.
- Mendonça, A.A.J. (2017). Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e wetland construída híbrida. In: 29º Congresso Brasileiro Engenharia Sanitária e Ambiental, Oct 02-06, São Paulo, Brazil.
- Metcalf e Eddy (1991). *Wastewater Engineering: treatment, dispose and reuse*. McGraw Hill, 3ªed., 1334p.
- Metcalf e Eddy (2016). *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. McGraw Hill, Bookman, Porto Alegre, 1980p.
- Milani, M. e Toscano, A. (2013). Evapotranspiration from pilot-scale constructed wetlands planted with *Phragmites australis* in a Mediterranean environment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 48: 568-580.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G. e Iwema, A. (2005). How to treat raw sewage with constructed *wetlands*: an overview of French systems. *Water Science Technology*, 51: 11-21.
- Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annual Review Microbiology*, 3: 371-394.
- Ni, S.Q., Lee, P.H. e Sung, S. (2010). The kinetics of nitrogen removal and biogas production in an anammox non-woven membrane reactor. *Bioresource Technology*, 101: 5767-5773.
- Nikolić, V., Milićević, D. e Milenković, S. (2009). *Wetlands, constructed wetlands and their's role in wastewater treatment with principles and examples of using it in Serbia*. *Architecture and Civil Engineering*, 7 (1).
- Nivala, J., Wallace, S., Headley, T., Kassa, K., Brix, H., van Afferden, M. e Muller, R. (2013). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 61: 544– 554.

- Noorvee, A. (2007). The applicability of hybrid subsurface flow constructed wetland systems with re-circulation for wastewater treatment in cold climates. Tese – Doutorado. University of Tartu, Estonia.
- Nguyen, X.C., Chang, W.C., Nguyen, T.L., Ngo, H.H., Kumar, G., Banu, J.R., Vu, M.C., Le, H.S. e Nguyen, D.D. (2018). A hybrid constructed wetland for organic-material and nutrient removal from sewage: Process performance and multi-kinetic models. *Journal of Environmental Management*, 222: 378-384.
- O’Hogain, S. (2003). The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system. *Water Science and Technology*, 48(5): 119-126.
- Ojeda, E., Caldentey, J., Saaltink, M., 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: 65–75.
- Olijnyk, D.P. (2008). Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (Wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos. Dissertação - Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Olijnyk, D.P., Sezerino, P.H., Fenelon, F.R., Panceri, B. e Philippi, L.S. (2007). Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no estado de Santa Catarina. In: 24° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: ABES.
- Ong, S.A., Uchiyama, K., Inadama, D., Ishida, Y., Yamagiwa, K. (2010). Performance evaluation of laboratory scale up-flow constructed wetlands with different designs and emergent plants. *Bioresource Technology*, 101: 7239–7244.
- Ortigara, A.R.C., Foladori, P., Andreottola, G. (2010). Kinetics of heterotrophic biomass and storage mechanism in wetland cores measured by respirometry. In: *Proceedings of the 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. IRIDRA S.r.l. and IWA, Venice, Italy, 760–768.
- Padilla-Gasca, E. e López, A.L. (2010). Kinetics of organic matter degradation in an upflow anaerobic filter using slaughterhouse wastewater. *Journal of Bioremediation and Biodegradation*, 1(2): 1-6.
- Paing, J., Guilbert, A., Gagnon, V. e Chazarenc, F. (2015). Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French

- vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering*, 80: 46-52.
- Paredes, D., Kuschik, P. e Koser, H. (2007). Influence of plants and organic matter on the nitrogen removal in laboratory-scale model subsurface flow constructed *wetlands* inoculated with anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Engineering in Life Sciences*, 7(6): 565-576.
- Paterniani, J.E.S., Silva, M.J.M., Ribeiro, T.A.P. e Barbosa, M. (2011). Pré-filtração em pedregulho e filtração lenta com areia, manta não tecida e carvão activado para polimento de efluentes domésticos tratados em leitos cultivados. *Engenharia Agrícola*, 31(4): 803-812.
- Paul, E.A. e Clark, F.E. (1996). *Soil microbiology and biochemistry*. 2ª ed, Academic Press, San Diego, Califórnia.
- Paulo, P.L., Azevedo, C., Begosso, L., Galbiati, A.F. e Boncz, M.A. (2013). Natural systems treating greywater and blackwater on-site: integrating treatment, reuse and landscaping. *Ecological Engineering*, 50: 95-100.
- Pedescoll, A., Sidrach-Cardona, R., Hijosa-Valsero, M. e Bécares, E. (2014). Design parameters affecting metals removal in horizontal constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 80: 92-99.
- Pelissari, C., Sezerino, P.H., Decezaró, S.T., Wolff, D.B., Bento, A.P., Carvalho Junior, O. e 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.
- Pérez, M.M., Hernández, J.M., Bossens, J., Jiménez, T., Rosa, E. e Tack, F. (2014). Vertical flow constructed wetlands: kinetics of nutrient and organic matter removal. *Water Science Technology*, 70(1): 76-81.
- Philippi, L.S., Costa, R.H.R. e Sezerino, P.H. (1999). Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Water Science and Technology*, 40 (3): 125-131.
- Philippi, L.S. e Sezerino, P.H. (2004). *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas*. Florianópolis: Ed. do Autor. 144 p.
- Philippi, L.S., Sezerino, P.H., Panceri, B., Olijnyk, D.P. e Kossatz, B. (2006). Root zone system to treat wastewater in rural areas in south of Brazil. *In*: 10th International

- Conference of Wetland Systems for Water Pollution Control, Lisbon, Portugal, 901-908.
- Platzer, C., Hoffmann, H., Cardia, W. e Costa, R.H.R. (2007). Sizing of a vertical flow wetland for nitrification - adaption of European design to climatic conditions in Brazil. 24. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria Ambiental (ABES), Belo Horizonte, Brazil.
- Prata, R.C.C., Matos, A.T., Cecon, P.R., Lo Monaco, P.A.V. e Pimenta, L.A. (2013). Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com Lírio-Amarelo. *Engenharia Agrícola*, 33(6): 1144-1155.
- Quege, K.E., Almeida, R.A. e Ucker, F.E. (2013). Utilização de plantas de bambu no tratamento de esgoto sanitário pelo sistema de alagados construídos. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 10 (10): 2069-2080.
- Queluz, J.G.T. (2016). Eficiência de alagados construídos para o tratamento de águas residuárias com baixas cargas orgânicas. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Estadual de São Paulo, Botucatu, Brasil, p.
- Ramos, N.F.S., Borges, A.C., Gonçalves, G.C. e Matos, A.T. (2017). Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 22(1): 123-132.
- Ramsar - The Ramsar Convention Manual. (1971). A Guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6th edition.
- Rangel-Peraza, J.G., Mendivil-García, K., Cedillo-Herrera, C.I.G., Rochín-Medina, J., Rodríguez-Mata, A.E. e Bustos-Terrones, A.Y. (2017). Optimization of organic matter degradation kinetics and nutrient removal on artificial wetlands using *Eichhornia crassipes* and *Typha domingensis*. *Environmental Technology*, 15:1-9.
- Ranieri, E., Verlicchi, P. e Young. T.M. (2011). Paracetamol removal in subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Hydrology*, 404: 130–135
- Reed, S.C., Crites, R.W. e Middlebrooks, E.J. (1995). *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill.
- Reddy, K.R. e Patrick, W.H. (1984). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *Critical Review Environmental Control*, 13: 273-309.
- Reddy, K.R. e D'Angelo, E.M. (1994). Soil processes regulating water quality in wetlands. In: *Global wetlands: Old world and new*. WJ Mitsch, ed, Elsevier Science, Amsterdam, 309-324.

- Reddy, K.R. e D'Angelo, E.M. (1997). Biogeochemical indicators to evaluate pollution removal efficiency in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 35(5): 1-10.
- Reilly, J.F., Horne, A.J., Miller, C.D., 2000. Nitrate removal from a drinking water supply with large free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge. *Ecological Engineering*, 14: 33-47.
- Rossmann, M., Matos, A.T., Abreu, E.C., Silva, F.F. e Borges, A.C. (2013). Effect of influent aeration on removal of organic matter from coffee processing wastewater in constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 128: 912-919.
- Roston, D.M. e Mansor, M.T.C. (1999). Tratamento de esgoto por sistemas de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de nitrogênio. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES.
- Rousseau, D.P.L., Vanrolleghem, P.A., Pauw, N.D. (2004). Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water research*, 34: 1484-1493.
- Saeed, T., Afrin, R., Muyeed, A. e Sun, G. (2012). Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh. *Chemosphere*, 88:1065-1073.
- Saeed T, Sun G. (2011). Kinetic modelling of nitrogen and organics removal in vertical and horizontal flow wetlands. *Water Research*, 45: 3137-3152.
- Saeed, T. e Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed *wetlands*: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112: 429-448.
- Sahinkaya, E. e Dursun, N. (2015). Use of elemental sulfur and thiosulfate as electron sources for water denitrification. *Bioprocess Biosystem Engineering*, 38:531–541.
- Sakadevan, K. e Bavor, H.J. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Resource*, 32: 393–399.
- Salati, E. e Rodrigues, N.S. (1982). De poluente a nutriente, a descoberta do águape". *Revista Brasileira da Tecnologia*, 13(3): 37-42.
- Salati, E. (1987). Edaphic-phytodepuration: a new approach to wastewater treatment. *In: Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. K.R. Reddy and W.H. Smith, (eds.), Magnolia Publishing, Orlando, Florida, 199-208.

- Salati Júnior, E., Salati, E. e Salati, E. (1999). Wetlands projects developed in Brazil. *Water Science and Technology*, 40(3): 19-25.
- Sarmiento, A.P., Borges, A.C. e Matos, A.T. (2013). Effect of cultivated species and retention time on the performance of constructed wetlands. *Environmental Technology*, 34 (8): 961-965.
- Schwager, A., Boller, M. (1997). Transport phenomena in intermittent filters. *Water Science and Technology*, 35(6):13-20.
- Seah, S., Aamir, R., Naz, I., Ali, N., Ahmed, S. (2013). Reduction of Contaminants (Physical, Chemical, and Microbial) in Domestic Wastewater through Hybrid Constructed Wetland. *ISRN Microbiology*, 2013: 1-9.
- Seidel, K. (1955). Die Flechtbinse *Scirpus lacustris*. In: *Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Volkern und ihre wirtschaftliche Bedeutung*. Schweizerbartische Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany, 37–52.
- Seidel, K. (1965). Phenol-Abbau in Wasser durch *Scirpus lacustris* L. wehrend einer versuchsdauer von 31 Monaten. *Naturwissenschaften*, 52: 398–406.
- Seidel, K. (1966). Reinigung von Gewässern durch höhere pflanzen. *Naturwissenschaften*, 53: 289–297.
- Seidel, K. (1976). Macrophytes and water purification. In: *Tourbier, J., Pierson, R.W.* (Eds.), *Biological Control of Water Pollution*. Pennsylvania University Press, Philadelphia, 109–122.
- Sezerino, P.H., Reginatto, V., Santos, M.A., Kayser, K., Kunst, S., Philippi, L.S. e Soares, H.M. (2003). Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brasil. *Water Science and Technology*, 48(2): 129-135.
- Sezerino, P.H., Bento, A.P., Decezaro, S.T., Carissimi, E. e Philippi, L.S. (2012). Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. *Water Practice Technology*, 7: 1-9.
- Sezerino, P.H., Bento, A.P., Decezaro, S.T., Magri, M.E. 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.
- Shaharuddin, S., Chan, N.W., Zakaria, N.A., Ghani, A.A., Chang, C.K., Roy, R. (2014) Constructed wetlands as a natural resource for water quality improvement in Malaysia. *Natural Resources*, 5: 292-298.

- Shamir, E., Thompson, T.L., Karpiscak, M.M., Freitas, R.J., Zauderer, J. (2001). Nitrogen accumulation in a constructed wetland from dairy wastewater treatment. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(2): 315-325.
- Shi, L., Wang, B., Cao, X., Wang, J., Lei, Zhi, Wang, Z., Liu, Z., Lu, B. (2004). Performance of a subsurface-flow constructed wetland in Southern China. *Journal of Environmental Science*, 16(3): 476-481.
- Silva, S.C. (2007). “*Wetlands* construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgoto doméstico. Tese de doutorado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.
- Silva Júnior, E.D., Almeida, R.A., Rodrigues, E.S. e Silva, A.R. (2015). Water budget of constructed wetland system with subsurface vertical flow in sub-humid tropical climate. *Modern Environmental Science and Engineering*, 1 (5): 235-242.
- Silva Júnior, E.D., Almeida, R.A., Rodrigues, E.S. e Silva, A.R. (2017). Influence of vegetation to removal organic load and nutrients in a septic waste treatment system. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 21 (1): 78-87.
- Singh, S., Haberl, R., Moog, O., Shrestha, R.R., Shrestha, P., Shrestha, R. (2009). Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal e a model for DEWATs. *Ecological Engineering*, 35: 654-660.
- Sousa, J.T., van Haandel, A.C. e Guimarães, A.V.A. (2000). Pós-tratamento de efluente anaeróbio através de sistemas wetland construídos. In: Chernicharo, C.A.L. (coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de trabalhos técnicos, Belo Horizonte: ABES, 25-32.
- Sousa, J.T., Haandel, A.V., Lima, E.P.C. e Henrique, I.N. (2004). Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reatores UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9(4): 285-290.
- Stefanakis, A.I. e Tsihrintzis, V.A. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed *wetlands*. *Chemical Engineering Journal*, 181–182: 416-430.
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R. A. e Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22 (1-2): 93-117.

- Stover, E.L. e Kincannon, D.F. (1982). Rotating biological contactor scale-up and design. In: Proceedings of the 1st International Conference on Fixed Film. Kings Island, Ohio: Biological Processes.
- Strous, M., van Gerven, E., Kuenen, J.G. e Jetten, M. (1997). Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) sludge. *Applied Environmental Microbiology*, 63: 2446-2448.
- SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. (2016). Diagnóstico dos serviços de água e esgoto 2014. Brasília: SNSA/MCIDADES.
- Sultana, M.Y., Mouri, C., Tatoulis, T., Akrotos, C.S., Tekerlekopoulou, A.G. e Vayenas, D.V. (2016). Effect of hydraulic retention time, temperature, and organic load on a horizontal subsurface flow constructed wetland treating cheese whey wastewater. *J Chemical Technology and Biotechnology*, 91: 726–732.
- Sun, G., Zhao, Y. e Allen, S. (2005). Enhanced removal of organic matter and ammoniacal nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland systems. *Journal of Biotechnology*, 115: 189-197.
- Sun, G. e Saeed, T. (2009). Kinetic modelling of organic matter removal in 80 horizontal flow reed beds for domestic sewage treatment. *Process Biochemistry*, 44: 717-722.
- Sundaravadivel, M. e Vigneswaran, S. (2001). Wastewater collection and treatment technologies for semi-urban areas of India: a case study. *Water Science and Technology*, 43(11): 329-336.
- Tanaka, N., Jinadasa, K.B.S.N., Werellagama, D.R.I.B., Mowjood, M.I.M., Ng, W.J. (2013). Constructed tropical wetlands with integrated submergent-emergent plants for sustainable water quality management. *Journal of Environmental Science and Health A*, 41: 2221-2236.
- Tanner, C.C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment *wetlands*. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 9-17.
- Tanner, C.C. e Kadlec, R.H. (2003). Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science Technology*, 48(5): 191-198.
- Tao, W. e Wang, J. (2009). Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems. *Ecological Engineering*, 35(5): 836-842.
- Tchobanoglous, G. e Schroeder, E.D. (1985). *Water Quality Characteristics: Modeling and Modification*. Pearson.

- Tee, H.C., Lim, P.E., Seng, C.E. e Nawi, M. (2012). Newly developed baffle subsurface flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. *Bioresource Technology*, 104: 235-242.
- Teodoro, A., Boncz, M.A., Machulek Júnior, A. e Paulo, P.L. (2014). Disinfection of greywater pre-treated by constructed wetlands using photo-Fenton: Influence of pH on the decay of *Pseudomonas aeruginosa*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2: 958-962.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., Zurbrügg, C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd revised edition. International Water Association.
- Toet, S., Bouwman, M., Cevaal, A. e Verhoeven, J.T.A. (2005). Nutrient removal through autumn harvest of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* shoots in relation to nutrient loading in a wetland system used for polishing sewage treatment plant effluent. *J Environmental Science and Health*, 40:1133–1156.
- Trang, N.T.D., Konnerup, D., Schierup, H., Chiem, N.H., Tuan, L.A., Brix, H. (2010). Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: effect of hydraulic loading rate. *Ecological Engineering*, 36: 527-535.
- Travaini-Lima, F. e Sipaúba-Tavares, L.H. (2012). Efficiency of a constructed wetland for wastewaters treatment. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(3): 255-265.
- Trein, C.N., Pelissari, C., Hoffmann, H., Platzer, C.J., Sezerino, P.H. (2015). Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. *Ambiente Construído*, 15(4): 351-367..
- Truong, P. (1999). *Vetiver grass technology for mine rehabilitation*. Technology Bull, nº 1999/2, Bangkok, Thailand.
- Tunçsiper, B., Ayaz, S., Akça, L. e Gunes, K. (2009). Performance of a pilot-scale, three-stage constructed wetland system for domestic wastewater treatment. *Environmental Technology*, 30(11): 1187-1194.
- Tyroller, L., Rousseau, D.P.L., Santa, S., García, J. (2010). Application of the gas tracer method for measuring oxygen transfer rates in subsurface flow constructed wetlands. *Water Resource*, 44(14): 4217–4225.
- Ucker, F.E. Eficiência do capim vetiver (*Vetiveria zizanioides* L. Nash) no tratamento de esgoto sanitário. (2012). Dissertação – Mestrado Engenharia do Meio Ambiente – Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

- Un-Habitat - United Nations Human Settlements Programme. (2008). *Constructed Wetlands Manual*. UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme Nepal, Kathmandu.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. (2000). *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater*. Office of Research and Development Cincinnati, Ohio.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. (2012). *Water Quality Standards Handbook*. Chapter 2: designation of uses. Office of Water.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. (2013). *Wetlands*.
- Valentim, M.A.A. (1999). *Uso de leitos cultivados no tratamento de tanque séptico modificado*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade de Campinas, Brasil, 119p.
- Von Sperling, M. (2014). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4ª.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG.
- Von Sperling, M. (2015). Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB-maturation ponds-coarse filter; UASB-horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system). *Water Science and Technology*, 71(3), 329
- Vymazal, J. (1995). Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic – state of the art. *Water Science and Technology*, 32(2): 357:364.
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed *wetlands* for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25: 478-490.
- Vymazal, J. e Kröpfelová, L. (2008). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Environmental Pollution 14. Springer.
- Vymazal, J. (2010). Constructed *wetlands* for wastewater treatment. *Environmental Science and Technology, Water*, 2: 530-549.
- Vymazal, J. (2011). Constructed *wetlands* for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental Science and Technology*, 45 (1): 61-69.
- Vymazal, J. (2013). The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. *Water Resource*, 47(14): 4795-4811.
- Wallace, S.D. e Liner, M.O. (2011). Design and Performance of the Wetland Treatment System at Buffalo Niagara International Airport. *International Water Association's Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control*, 38: 36–42.

- Wang, L. e Li, T. (2011). Anaerobic ammonium oxidation in constructed wetlands with bio-contact oxidation as pretreatment. *Ecological Engineering*, 37: 1225-1230.
- Watson, J.T. Design and performance of the constructed wetland wastewater treatment system at Phillips High School, Bear Creek, Tennessee Valley Authority Technical report.
- Wehner, J. e Wilhelm, R.H. (1956). Boundary conditions of flow reactor. *Chemical Engineering Science*, 6(2): 89-93.
- Westholm, L.J. (2006). Substrates for phosphorus removal – Potential benefits for on-site wastewater treatment? *Water Research*, 40: 23-36.
- Wu, S., Kuschik, P., Wiessner, A., Müller, J., Saad, R.A.B e Dong, R. (2013). Sulphur transformations in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 52: 278–289.
- Wu, S., Kuschik, P., Brix, H., Vymazal, J. e Dong, R. (2014). Development of constructed *wetlands* in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water Resource*, 57: 40–55.
- Wu, H., Fan, J., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Liang, S., Hu, Z. e Liu, H. (2015)a Strategies and techniques to enhance constructed wetland performance for sustainable wastewater treatment. *Environmental Science Pollutant Researche*, 22:14637–14650.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J. e Liu, H. (2015)b. A review on the sustainability of constructed *wetlands* for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175: 594–601.
- Yan, Y. e Xu, J. (2014). Improving winter performance of constructed *wetlands* for wastewater treatment in Northern China: a review. *Wetlands*, 34: 243–253.
- Ye, J., Wang, L., Li, D., Han, W., Ye, C. (2012). Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 41: 8–12.
- Zhang, D.Q., Gersberg, R.M., Hua, T., Zhu, J., Tuan, N.A. e Tan, S.K. (2012). Pharmaceutical removal in tropical subsurface flow constructed wetlands at varying hydraulic loading rates. *Chemosphere*, 87: 273–277.
- Zhang, D.Q., Jinadasa, K.B.S.N., Gersberg, R.M., Liu, Y., Ng, W.J. e Tan, S.K. (2014). Application of constructed *wetlands* for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management*, 141: 116-131.

- Zhao, Y.J., Liu, B., Zhang, W.G., Ouyang, Y., An, S.Q. (2010). Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage. *Bioresource Technology*, 101: 1693-1700.
- Zhou, S. e Hosomi, M. (2008). Nitrogen transformations and balance in a constructed wetland for nutrient-polluted river water treatment using forage rice in Japan. *Ecological Engineering*, 32: 147–155.
- Zhu, W.L., Cui, L.H., Ouyang, Y., Long, C.F. e Tang, X.D. (2011). Kinetic adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetlands. *Pedosphere*, 21(4): 454–463.
- Zhu, L., Takala, J., Hiltunen, E., Li, Z., Kristianto, Y., 2013. Comparison of vertical-flow constructed wetlands with and without supplementary aeration treating decentralized domestic wastewater. *Environmental Technology*, 34(1-4): 53–60.
- Zinato, T.M.C e Guimarães, M.M. (2017). Estudo sobre a utilização de “wetlands” construídas para tratamento de águas residuárias no Brasil. VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, novembro 27-30, Campo Grande, Brasil.
- Zurita, F., De Anda, J. e Belmont, M.A. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed *wetlands*. *Ecological Engineering*, 35: 861–869.
- Zurita, F., Belmont, M.A., De Anda, J., White, J.R. (2011). Seeking a way to promote the use of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, 63(4): 654-659.

APÊNDICE

Tabela A1 – Valores obtidos na elaboração da curva padrão para análise de amônia em comprimento em onda de 630 nm, segundo método 4.500-NH3 G (APHA, 2005).

Concentração (mg.L ⁻¹)	Absorbância	Absorbância média
Água - 1	0,0	0,0
Água - 2	0,0	
Branco - 1	0,028	0,028
Branco - 2	0,028	
10 - 1	0,673	0,673
10 - 2	0,673	
20 - 1	1,206	1,206
20 - 2	1,206	
30 - 1	1,805	1,805
30 - 2	1,805	
40 - 1	2,264	2,264
40 - 2	2,265	
60 - 1	3,315	3,342
60 - 2	3,374	

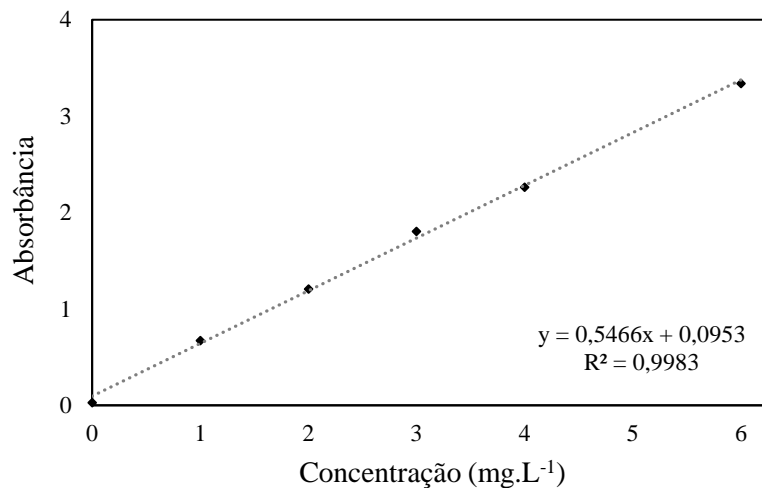


Figura A1 – Dispersão gráfica obtida da curva padrão para análise de amônia em comprimento em onda de 630 nm, segundo método 4.500-NH3 G (APHA, 2005).

Tabela A2 – Resultados obtidos ao longo da pesquisa para a concentração de amônia no esgoto das WCs.

n	Data	Semana	Concentração (mg.L ⁻¹)		
			A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	03/10/2016	11	23,2	12,52	70,1
2	11/10/2016	13	45,1	18,15	32,1
3	21/10/2016	14	31,3	-	5,30
4	26/10/2016	15	10,0	65,2	9,5
5	03/11/2016	16	15,2	60,5	<5,0
6	09/11/2016	17	30,1	60,8	-
7	08/12/2016	21	<5,0	35,9	51,3
8	16/12/2016	22	19,1	34,0	51,5
9	24/01/2017	28	27,0	44,8	75,5
10	03/02/2017	29	38,9	77,9	58,4
11	10/02/2017	30	52,4	75,9	74,5
12	24/02/2017	32	64,2	58,8	75,3
13	02/03/2017	33	31,8	65,6	-
14	16/03/2017	35	37,2	40,0	46,2
15	24/03/2017	36	50,7	48,6	61,3
16	11/04/2017	39	5,20	19,2	20,8
17	27/04/2017	41	23,6	31,6	44,1
18	05/05/2017	42	16,6	26,6	34,0
19	17/05/2017	44	28,3	33,6	51,6
20	13/06/2017	48	8,90	29,3	26,8
21	21/06/2017	49	<5,0	8,20	31,2
22	04/07/2017	51	14,0	<5,0	27,1
23	21/07/2017	53	<5,0	<5,0	27,0
24	26/07/2017	54	9,90	<5,0	47,0
25	14/08/2017	56	<5,0	-	38,0
26	16/08/2017	57	<5,0	-	29,1
27	25/08/2017	58	18,5	5,80	12,1
28	30/08/2017	59	10,0	<5,0	15,0
29	20/09/2017	62	21,6	19,7	31,5
30	05/10/2017	64	18,9	16,3	40,2
31	19/10/2017	66	35,4	<5,0	29,7
32	25/10/2017	67	27,7	43,2	56,6
33	10/11/2017	69	24,7	28,5	43,0
34	26/04/2018	93	19,8	42,8	44,4
35	03/05/2018	94	18,9	49,0	61,7
36	11/05/2018	95	34,7	44,7	64,0
37	25/05/2018	97	15,4	19,6	54,1
38	16/06/2018	100	12,2	<5,0	49,0

Tabela A3 – Valores obtidos na elaboração da curva padrão para análise de nitrato em comprimento em onda de 540 nm, segundo método 4.500-NO3 E (APHA, 2005).

Concentração (mg.L ⁻¹)	Absorbância	Absorbância média
Branco - 1	0,006	
Branco - 2	0,006	0,006
Branco - 3	0,006	
5 - 1	0,189	
5 - 2	0,189	0,189
5 - 3	0,188	
10 - 1	0,302	
10 - 2	0,302	0,302
10 - 3	0,300	
15 - 1	0,403	
15 - 2	0,402	0,403
15 - 3	0,402	
20 - 1	0,444	
20 - 2	0,439	0,441
20 - 3	0,438	

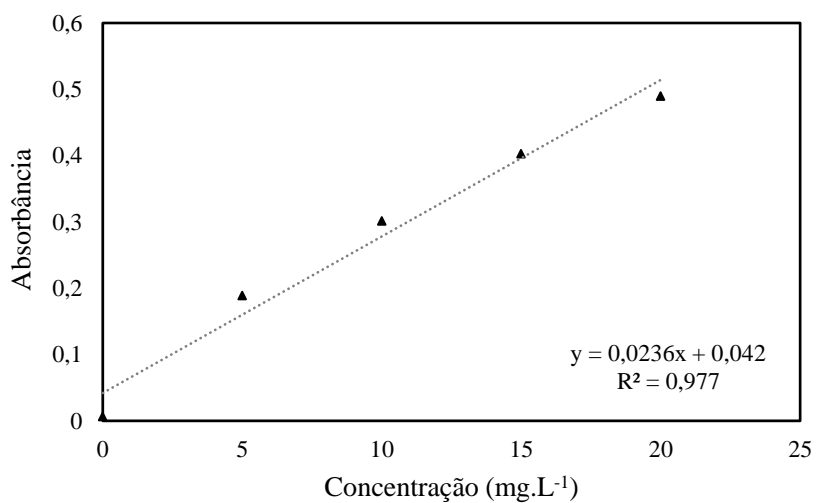


Figura A2 – Dispersão gráfica obtida da curva padrão para análise de nitrato em comprimento em onda de 540 nm, segundo método 4.500-NO3 E (APHA, 2005).

Tabela A4 – Resultados obtidos ao longo da pesquisa para a concentração de nitrato no esgoto das WCs.

n	Data	Semana	Concentração (mg.L ⁻¹)		
			A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	03/10/2016	11	20,62	1,05	<0,10
2	11/10/2016	13	14,18	2,14	8,69
3	21/10/2016	14	18,6	-	<0,10
4	26/10/2016	15	21,69	6,33	<0,10
5	03/11/2016	16	17,62	4,02	<0,10
6	09/11/2016	17	20,35	6,13	<0,10
7	08/12/2016	21	18,92	4,63	<0,10
8	16/12/2016	22	23,71	5,29	<0,10
9	24/01/2017	28	8,94	0,86	0,31
10	03/02/2017	29	18,36	0,75	<0,10
11	10/02/2017	30	14,6	2,89	0,41
12	24/02/2017	32	16,35	7,56	3,37
13	02/03/2017	33	16,62	<0,10	-
14	09/03/2017	34	20,72	5,15	<0,10
15	16/03/2017	35	18,68	3,8	<0,10
16	24/03/2017	36	15,66	3,74	0,13
17	11/04/2017	39	19,41	6,32	<0,10
18	27/04/2017	41	22,67	2,29	9,7
19	05/05/2017	42	15,59	9,87	10,39
20	21/07/2017	53	20,13	8,09	6,24
21	26/07/2017	54	23,28	7,54	1,06
22	14/08/2017	56	27,64	4,29	0,94
23	16/08/2017	57	32,05	6,48	0,42
24	25/08/2017	58	44,06	4,28	0,3
25	30/08/2017	59	19,36	13,61	4,25
26	20/09/2017	62	22,00	11,33	0,86
27	05/10/2017	64	20,17	1,70	4,19
28	19/10/2017	66	12,59	3,66	1,22
29	25/10/2017	67	23,6	4,03	<0,10
30	10/11/2017	69	19,73	4,11	1,76
31	26/04/2018	93	11,59	1,06	0,18
32	03/05/2018	94	12,86	0,43	-
33	11/05/2018	95	14,70	1,55	<0,10
34	25/05/2018	97	15,46	2,52	0,57
35	16/06/2018	100	14,73	1,89	0,33

Tabela A5 – Valores obtidos na elaboração da curva padrão para análise de DQO em comprimento em onda de 600 nm, segundo método 5.220- D (APHA, 2005).

Concentração (mg.L ⁻¹)	Absorbância	Absorbância média
Branco – 1	0,0327	
Branco – 2	0,0329	0,033
Branco – 3	0,0331	
150 – 1	0,0693	
150 – 2	0,0695	0,069
150 – 3	0,0695	
300 – 1	0,1222	
300 – 2	0,1222	0,122
300 – 3	0,1224	
450 – 1	0,1969	
450 – 2	0,1969	0,197
450 - 3	0,1969	
600 - 1	0,227	
600 - 2	0,227	0,227
600 - 3	0,2272	

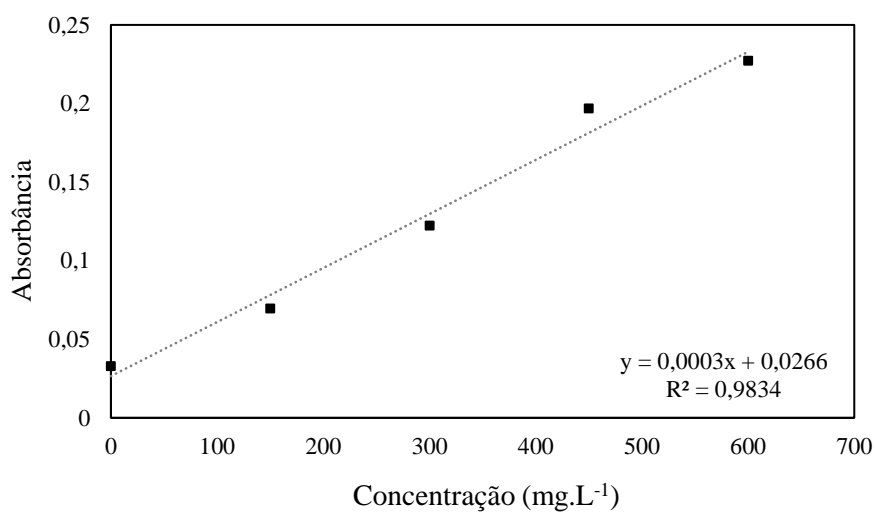


Figura A3 – Dispersão gráfica obtida da curva padrão para análise de DQO em comprimento em onda de 600 nm, segundo método 5.220-D (APHA, 2005).

Tabela A6 – Resultados obtidos ao longo da pesquisa para a concentração de DQO no esgoto das WCs.

n	Data	Semana	Concentração (mg.L ⁻¹)		
			A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	03/10/2016	11	724,8	465,3	64,7
2	11/10/2016	13	212,7	52,3	< 5,0
3	21/10/2016	14	350	-	34,5
4	26/10/2016	15	443,3	136	77,3
5	03/11/2016	16	726,3	142,3	101,8
6	09/11/2016	17	692	202	209,8
7	08/12/2016	21	379,3	494,8	80
8	16/12/2016	22	492,5	205,5	226,7
9	24/01/2017	28	653,8	436,3	< 5,0
10	03/02/2017	29	340	115,5	< 5,0
11	10/02/2017	30	679,5	457,8	154,7
12	24/02/2017	32	487,3	279,3	135,7
13	07/03/2017	34	349,5	152,3	90,4
14	19/04/2017	40	137,8	< 5,0	71,2
15	27/04/2017	41	311,3	83,8	< 5,0
16	05/05/2017	42	292,8	141,8	248
17	17/05/2017	44	333,3	183,3	90,7
18	13/06/2017	48	606,7	190	< 5,0
19	21/06/2017	49	773,3	253,3	206,7
20	04/07/2017	51	263,3	64,7	196,7
21	21/07/2017	53	460	193,3	160
22	26/07/2017	54	513,3	553,3	136,7
23	14/08/2017	56	541,7	386,7	103,3
24	25/08/2017	58	686,7	-	-
25	30/08/2017	59	676,7	360	210
26	20/09/2017	62	303,3	20	-
27	05/10/2017	64	273,3	-	-
28	19/10/2017	66	295,3	178,7	28,7
29	25/10/2017	67	491,3	83	58
30	10/11/2017	69	304	125,7	109
31	26/04/2018	93	352	7,33	-
32	03/05/2018	94	471,67	153	76
33	11/05/2018	95	573,3	186,7	107
34	25/05/2018	97	510	186,7	47
35	16/06/2018	100	459,3	117,7	118

Tabela A7 – Resultados obtidos ao longo da pesquisa para a concentração de DBO no esgoto das WCs.

n	Data	Semana	Concentração (mg.L ⁻¹)		
			A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	27/01/2017	28	80,8	24,7	3,75
2	08/02/2017	30	57,69	26,5	3,0
3	27/02/2017	32	77,9	23,5	3,4
4	11/03/2017	34	83,6	25,5	1,5
5	17/03/2017	35	63,5	28,5	13,5
6	23/03/2017	36	75,0	30,0	10,0
7	30/03/2017	37	93,0	18,7	3,0
8	04/05/2017	42	52,0	27,0	20,0
9	17/05/2017	44	84,4	8,25	5,0
10	24/05/2017	45	84,0	27,7	17,0
11	14/06/2017	48	245,2	66,0	30,0
12	29/06/2017	50	170,2	60,7	29,2
13	06/09/2017	60	129,8	41,2	16,5
14	20/09/2017	62	121,1	45,7	9,4
15	04/10/2017	64	98,6	24,0	2,6
16	20/10/2017	66	95,2	27,0	6,4
17	02/01/2017	24	64,5	19,7	5,0
18	09/02/2018	82	103,0	74,0	14,0
19	20/02/2018	84	69,2	12,7	1,1
20	25/04/2018	93	132,7	49,5	40,9
21	04/05/2018	94	152,9	42,0	19,9
22	07/06/2018	99	196,1	45,7	19,0

Tabela A8 – Valores obtidos na elaboração da curva padrão para análise de fosfato total em comprimento em onda de 470 nm, segundo método 4.500- C (APHA, 2005).

Concentração (mg.L ⁻¹)	Absorbância	Absorbância média
Branco – 1	0,008	0,008
Branco – 2	0,007	
2 – 1	0,095	0,097
2 – 2	0,099	
4 – 1	0,190	0,191
4 – 2	0,191	
6 – 1	0,281	0,283
6 – 2	0,284	
8 - 1	0,351	0,352
8 - 2	0,352	
20 - 1	0,856	0,853
20 - 2	0,849	

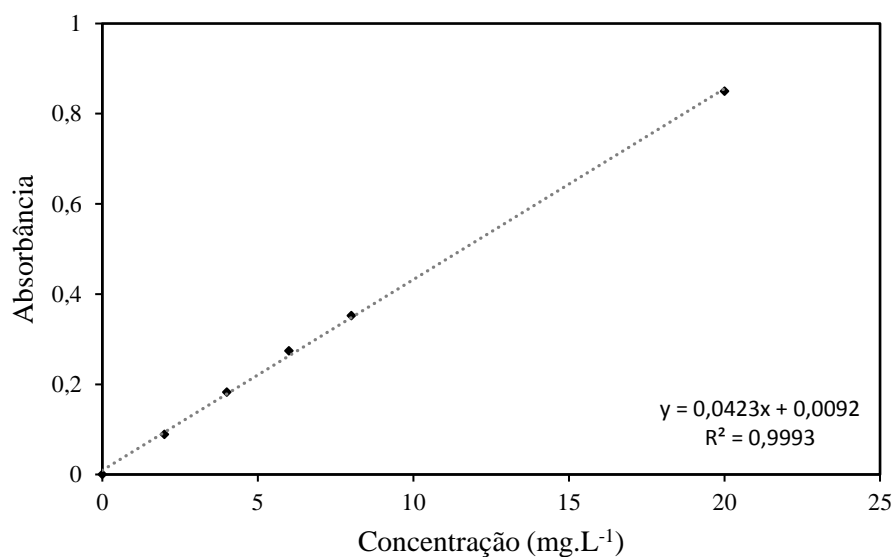


Figura A4 – Dispersão gráfica obtida da curva padrão para análise de fosfato total em comprimento em onda de 470 nm, segundo método 4.500-C (APHA, 2005).

Tabela A9 – Resultados obtidos ao longo da pesquisa para a concentração de fosfato total no esgoto das WCs.

n	Data	Semana	Concentração (mg.L ⁻¹)		
			A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	27/01/2017	28	13,6	10,89	5,2
2	10/02/2017	30	18,2	11,2	9,3
3	24/02/2017	32	20,3	17,3	8,2
4	03/03/2017	33	22,9	12,9	12,2
5	17/03/2017	35	19,7	16,7	15,7
6	22/03/2017	36	13,4	11,9	10,9
7	23/03/2017	36	14,9	11,3	8,5
8	30/03/2017	37	18,9	15,7	10,4
9	04/04/2017	38	20,5	15,3	15,7
10	19/04/2017	40	21,0	18,4	11,1
11	27/04/2017	41	21,2	26,5	24,0
12	04/05/2017	42	21,6	21,3	22,5
13	12/05/2017	43	26,7	31,0	27,0
14	18/05/2017	44	21,2	13,7	11,7
15	09/06/2017	47	28,9	15,4	11,9
16	14/06/2017	48	21,1	13,6	11,9
17	29/06/2017	50	26,9	22,5	20,0
18	30/06/2017	50	26,9	24,2	23,9
19	04/07/2017	51	19,4	22,3	23,8
20	09/08/2017	56	16,2	23,4	29,4
21	16/08/2017	57	22,8	18,8	16,8
22	25/08/2017	58	27,7	17,2	23,6
23	31/08/2017	59	22,8	20,2	23,3
24	06/09/2017	60	21,1	15,3	20,7
25	14/09/2017	61	14,8	17,9	21,1
26	20/09/2017	62	19,1	26,0	24,2
27	21/09/2017	62	23,4	19,4	25,9
28	04/10/2017	64	23,7	20,4	14,4
29	05/10/2017	64	22,3	17,1	13,7
30	19/10/2017	66	17,9	23,0	22,8
31	25/10/2017	67	28,0	23,7	19,7
32	06/03/2018	86	24,98	6,86	5,64
33	15/03/2018	87	22,69	4,66	0,82
34	27/03/2018	89	14,91	1,70	0,50
35	23/04/2018	92	26,42	17,54	7,53
36	04/05/2018	94	28,73	29,18	32,78

Tabela A10 – Valores obtidos na elaboração da curva padrão para análise de ortofosfato em comprimento em onda de 650 nm, segundo método 4.500P- F (APHA, 2005).

Concentração (mg.L ⁻¹)	Absorbância	Absorbância média
Branco – 1	0,0006	0,0006
Branco – 2	0,0007	
1 - 1	0,081	0,083
1 - 2	0,085	
4 - 1	0,267	0,267
4 - 2	0,266	
6 - 1	0,354	0,355
6 - 2	0,355	
8 - 1	0,449	0,449
8 - 2	0,449	
15 - 1	0,848	0,849
15 - 2	0,848	

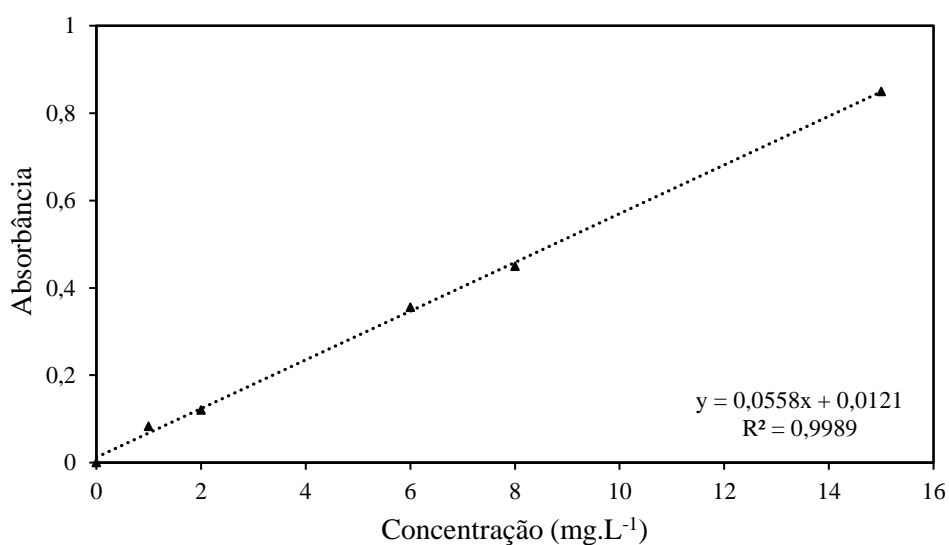


Figura A5 – Dispersão gráfica obtida da curva padrão para análise de ortofosfato em comprimento em onda de 650 nm, segundo método 4.500P-F (APHA, 2005).

Tabela A11 – Resultados obtidos ao longo da pesquisa para a concentração de ortofosfato no esgoto das WCs.

n	Data	Semana	Concentração (mg.L ⁻¹)		
			A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	27/01/2017	28	11,7	9,8	3,7
2	10/02/2017	30	13,1	9,5	7,6
3	24/02/2017	32	15,1	13,9	6,7
4	03/03/2017	33	15,2	12,3	7,9
5	17/03/2017	35	13,9	11,5	6,9
6	22/03/2017	36	12,7	12,4	9,4
7	23/03/2017	36	13,1	11,8	6,9
8	30/03/2017	37	15,4	11,4	6,8
9	04/04/2017	38	14,0	11,5	10,1
10	19/04/2017	40	15,7	10,0	6,2
11	27/04/2017	41	14,3	14,3	9,5
12	04/05/2017	42	14,5	13,9	10,0
13	12/05/2017	43	16,1	13,9	13,6
14	18/05/2017	44	13,7	11,6	7,2
15	09/06/2017	47	25,8	14,9	13,5
16	14/06/2017	48	24,8	16,8	12,1
17	29/06/2017	50	26,2	22,0	17,3
18	30/06/2017	50	22,2	22,0	21,2
19	04/07/2017	51	18,4	17,8	16,3
20	09/08/2017	56	13,8	18,2	17,7
21	16/08/2017	57	23,8	20,4	16,9
22	25/08/2017	58	23,2	15,2	14,5
23	31/08/2017	59	15,3	13,3	12,1
24	06/09/2017	60	20,1	16,0	12,5
25	14/09/2017	61	16,8	14,7	14,3
26	20/09/2017	62	16,4	14,7	13
27	21/09/2017	62	14,4	13,1	14,9
28	04/10/2017	64	15,7	13,2	7,4
29	05/10/2017	64	13,6	12,1	11,3
30	19/10/2017	66	7,9	12,9	11,5
31	25/10/2017	67	19,7	14,5	11,8
32	06/03/2018	86	14,9	10,8	9,8
33	15/03/2018	87	20,0	7,0	0,1
34	27/03/2018	89	21,5	4,0	0,3
35	23/04/2018	92	20,1	4,8	0,5
36	04/05/2018	94	27,1	12,4	5,6