

**HEIDER GUSMÃO LEMOS**

**Modelagem de sistemas de *wetlands* construídas como medida de controle de poluição difusa na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, São Carlos-SP**

**VERSÃO CORRIGIDA**

**São Carlos, SP**

**2016**



**HEIDER GUSMÃO LEMOS**

**Modelagem de sistemas de *wetlands* construídas como medida de controle de poluição difusa na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, São Carlos-SP**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

**Orientador: Prof. Dr. João Luiz Boccia Brandão**

São Carlos, SP

2016

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,  
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS  
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

L555m Lemos, Heider Gusmão  
Modelagem de sistemas de wetlands construídas como  
medida de controle de poluição difusa na bacia  
hidrográfica do córrego do Mineirinho, São Carlos-SP /  
Heider Gusmão Lemos; orientador João Luiz Boccia  
Brandão. São Carlos, 2016.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação  
em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de  
Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de  
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,  
2016.

1. poluição difusa. 2. wetlands construídas. 3.  
escoamento superficial direto. I. Título.

## FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **HEIDER GUSMÃO LEMOS.**

Título da dissertação: "Modelagem de sistemas de wetlands construídas como medida de controle de poluição difusa na Bacia hidrográfica do Córrego do Mineirinho, São Carlos-SP".

Data da defesa: 13/09/2016.

### Comissão Julgadora:

Prof. Titular **Edson Cezar Wendland**  
(Orientador designado)  
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Ademir Paceli Barbassa**  
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Prof. Dr. **Jefferson Nascimento de Oliveira**  
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP-Ilha Solteira)

### Resultado:

Aprovado

APROVADO

APROVADO

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**



## **AGRADECIMENTOS**

Ao Prof. Dr. João Luiz Boccia Brandão, pela oportunidade a mim confiada, e por todo o seu apoio, amizade e orientação.

À minha família, Joana, Elenir, Heider, Celeste, Otacílio e Tiago, pelo carinho e suporte incondicional.

À minha namorada, Luciana, por todo o amor e companheirismo.

Aos amigos da república, Loide, Leonardo, Fernando, Roger, Júlia, Vitória e Natalia, pelas memórias inesquecíveis que formei durante nossa estadia em São Carlos.

Aos amigos do LABSIN, Ana, Daniele, Daysy, Maria, Rafael, Renata, Rodrigo, Marcelo, Marcus, Anne, Taís e Leandro, por todo o seu suporte e pelos divertidos momentos de nossa convivência.

À André, Patrik, Priscila, Dante, Thiago e Thays, e todos os demais amigos que fiz durante a graduação, que fizeram e sempre farão parte da minha vida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por tornar possível esse trabalho.

Aos funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento, por sempre me atender de forma eficaz e cordial.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram na realização deste trabalho.





“Uma das mais importantes diferenças entre educação e propaganda é a maneira com a qual lidam com as controvérsias.

Na educação, estudantes são instruídos sobre as controvérsias. Na propaganda, eles são protegidos delas.

Na educação, estudantes são instruídos sobre os dois lados de debates importantes. Na propaganda, são instruídos apenas sobre um lado.

Na educação, estudantes são ensinados sobre ambos os pontos fortes e os pontos fracos das teorias dominantes. Na propaganda, ensinam-se apenas os pontos fortes.

Em suma, a educação é o treinamento de mentes, enquanto a propaganda é o treinamento de preconceitos. ”

*J. Budziszewski, 2003.*



## RESUMO

LEMOS, H. G. **Modelagem de sistemas de *wetlands* construídas como medida de controle de poluição difusa na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, São Carlos-SP.** 2016. 135 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

A redução dos impactos da poluição difusa é ainda pouco explorada no Brasil, havendo ausência de critérios legais quanto à sua mitigação. Contudo, na esfera científica o seu impacto é reconhecido. Seguindo evidências de que há uma carência no tratamento de poluição difusa no país, este trabalho se propõe a analisar *wetlands* construídas como medidas de controle de poluição difusa, através de modelagens, para 4 áreas na bacia do córrego do Mineirinho. A exploração dessa proposta se deu por três abordagens paralelas. Na primeira, as *wetlands* foram projetadas para tratar o escoamento superficial de uma chuva crítica, de 61 minutos. Na segunda abordagem, foi utilizada uma chuva crítica de 24 horas de duração. Na terceira, utilizou-se o índice de precipitação anual. O escoamento superficial foi calculado conforme os coeficientes de *runoff*. Atribuíram-se valores de concentrações médias de evento para DBO e Fósforo aos tipos de uso e ocupação, obtendo-se concentrações médias nas águas pluviais a serem tratadas. O modelo P-k-C\* foi empregado na primeira e terceira abordagens, para dimensionar os sistemas com base no desempenho de remoção de cargas. Os resultados obtidos demonstraram a aptidão dos sistemas em reduzir cargas e/ou concentrações na bacia, apresentando como principal limitação técnica o espaço demandado para sua implantação. Houve influência majoritária da infiltração na remoção de cargas, que agiu em conjunto com o decaimento de poluentes ao longo dos sistemas. Na primeira abordagem, o modelo P-k-C\* apresentou limitações em prever o desempenho dos sistemas por não comportar vazões variáveis. A segunda abordagem foi a mais simples, baseada apenas no armazenamento do evento crítico, entretanto, há uma carência de relações empíricas traçadas experimentalmente para prever seu desempenho. A terceira abordagem se mostrou a mais adequada ao modelo P-k-C\*, podendo ser aprimorada de duas formas: adaptações nas constantes cinéticas ou vazões equivalentes, a fim de descrever uma média anual de desempenho. Concluiu-se que *wetlands* construídas demonstram potencial para o tratamento de poluição difusa, porém há uma necessidade de estudos a fim de se adaptar as ferramentas de modelagem disponíveis.

**Palavras Chave:** poluição difusa; *wetlands* construídas; escoamento superficial direto

## ABSTRACT

LEMOS, H. G. **Constructed wetlands modelling for nonpoint source pollution control in the watershed of the Mineirinho stream, in Sao Carlos, Sp.** 2016. 135 p. Dissertation (Master in Hydraulic Engineering and Sanitation) – School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2016.

Nonpoint source pollution's impacts are still a rarely explored theme in Brazil, in which there are no legal criteria for its treatment. Although, in the scientific sphere its impacts are well known. Following evidence that there is a lack of nonpoint source pollution treatment in Brazil, this study proposes to analyze constructed wetlands as a nonpoint source pollution control measure, through modelling, for four different areas in the Mineirinho stream watershed. This proposal was explored through three different approaches. At first, the wetlands were designed to treat a critical rainfall for flood estimation, with detailed hydrographs. On the second approach, the wetlands were designed to fully contain a 24-hour critical rainfall. On the third approach, the wetlands were designed to treat the average annual rainfall. The runoff volumes were estimated by runoff coefficients, and event mean concentrations for BOD and TP were assigned to each source area, resulting in the stormwater quality estimation. The P-k-C\* model was applied to calculate systems performance on the first and third approaches. The results showed the aptitude of the systems for reducing loads and concentrations in the watershed, although mainly limited by the availability of areas. Infiltration had a major role in reducing loads, although there were also significant amounts of pollutant removed by the systems. At the first approach, the P-k-C\* model presented limitations on describing stormwater treatment, because of its unsteady and intermittent characteristics. The second approach was the simplest, based on containing the whole runoff volume, but it also showed a lack of studies establishing empiric relations to estimate its performance. The third approach was the most adequate to the P-k-C\* model, which usage could be improved by two adaptations in its parameters: kinetic coefficient adaptations or the adoption of equivalent steady flows, to describe the annual wetland performance. The study concluded that constructed wetlands show great promise for treating nonpoint source pollution in the watershed, but there is a need of more studies to regionalize empiric solutions available in the scientific literature, to apply the designing techniques with greater precision.

**Keywords:** nonpoint source; constructed wetlands; *runoff*

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Biofilmes ocupam a maior parte da interface água-sedimentos, assim como as superfícies de materiais sólidos em <i>wetlands</i> . Fonte: Adaptado de Kadlec e Knight (1996)...	39
Figura 2 – Ciclo do Carbono em <i>wetlands</i> de superfície livre. Fonte: Adaptado de USEPA (1999). .....	40
Figura 3 – Ciclo do Nitrogênio em <i>wetlands</i> de superfície livre. Fonte: Adaptado de USEPA (1999). .....	41
Figura 4 – Ciclo do Fósforo em <i>wetlands</i> de superfície livre. Fonte: Adaptado de USEPA (1999). .....	41
Figura 5 – Visão transversal de um perfil de solo em uma <i>wetland</i> de superfície livre, com formação de solo recentemente acrescido ( <i>Recently Accreted Soil</i> , RAS). Fonte: Bhomia, Inglett e Reddy (2015). .....	43
Figura 6 – Elementos básicos de uma <i>wetland</i> de superfície livre. Fonte: Adaptado de Tilley <i>et al.</i> (2014). .....	44
Figura 7 – Elementos básicos de uma <i>wetland</i> de fluxo subsuperficial horizontal. Fonte: Adaptado de Tilley <i>et al.</i> (2014). .....	45
Figura 8 – Elementos básicos de uma <i>wetland</i> de fluxo vertical. Fonte: Tilley <i>et al.</i> (2014). ..	45
Figura 9 – Tipos de <i>wetlands</i> construídas. Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009). .....	46
Figura 10 – <i>Wetland</i> para o tratamento de águas pluviais urbanas na cidade de Blue Mountains, Austrália. Fonte: Kadlec e Wallace (2009). .....	47
Figura 11 – Regressão para a obtenção da relação de remoção de nitrogênio em <i>wetlands</i> construídas para tratamento de águas pluviais. Fonte: Wong <i>et al.</i> (1999). .....	48
Figura 12 – Regressão para a obtenção da relação de remoção de fósforo em <i>wetlands</i> construídas para tratamento de águas pluviais. Fonte: Wong <i>et al.</i> (1999). .....	48
Figura 13 – Regressão para a obtenção da relação de remoção de sólidos suspensos totais em <i>wetlands</i> construídas para tratamento de águas pluviais. Fonte: Wong <i>et al.</i> (1999). .....	48
Figura 14 – Representação hidráulica do modelo de Tanques em Série. No fluxo em pistão (A) não há mistura, e o decaimento é constante. O modelo de mistura completa (B) produz um decaimento exponencial. O modelo de tanques em série (C) é um meio termo entre os dois modelos. Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009). .....	51
Figura 15 – Remoção de pesticidas em WC em funcionamento, de acordo com os grupos químicos, em 47 estudos. Os números entre parêntesis indicam o número de pesticidas em cada grupo. Fonte: Vymazal e Březinová (2015). .....	57
Figura 16 – Localização geográfica da bacia do córrego do Mineirinho. Fonte: Angelini Sobrinha <i>et al.</i> (2014). .....	59
Figura 17 – Mapa pedológico da bacia do córrego do Mineirinho. Fonte: Adaptado do Plano Diretor de Drenagem Urbana Ambientalmente Sustentável do Município de São Carlos (PMSC), 2011. ....	61
Figura 18 – Bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho. ....	62
Figura 19 – Mapa de classes de uso e ocupação do solo. Fonte: Adaptado de Martins e Brandão (2015). .....	63
Figura 20 – O modelo de Tanques em Série, para hidráulica interna e remoção de poluentes. Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009). .....	77
Figura 21 – Fluxograma com as etapas da metodologia utilizada. ....	82
Figura 22 – Modelo Digital de Elevação da bacia do Córrego do Mineirinho. ....	83
Figura 23 – Sub-bacias do córrego do Mineirinho. ....	84
Figura 24 – Hietograma da chuva de projeto de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos. ....	85

Figura 25 – Hidrograma unitário da bacia do córrego do Mineirinho. ....	88
Figura 26 – Hidrograma da bacia para o tempo de retorno de 2 anos. ....	88
Figura 27 – Áreas da bacia a serem atendidas por <i>wetlands</i> construídas. ....	89
Figura 28 – Hidrograma da Área 1 para a chuva de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos (Abordagem 1). ....	91
Figura 29 – Hidrogramas afluente e efluente à bacia de detenção da Área 1, para a chuva de 61 minutos, com TR = 2 anos. ....	93
Figura 30 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 1, Abordagem 1. ....	96
Figura 31 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 1, Abordagem 2. ....	97
Figura 32 – Estrutura de saída típica para controle de nível d'água em <i>wetlands</i> de superfície livre. Fonte: Kadlec e Wallace (2009). ....	98
Figura 33 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 1, Abordagem 3. ....	99
Figura 34 – Hidrograma da Área 2 para a chuva de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos. ....	101
Figura 35 – Hidrogramas afluente e efluente à bacia de detenção da Área 2, para a chuva de 61 minutos, com TR = 2 anos. ....	103
Figura 36 – <i>Wetlands</i> modeladas para a Área 2, Abordagem 1. ....	104
Figura 37 – Fração de um evento afluente contida em uma WSL previamente cheia, em função da relação Comprimento/Largura (Length/Width, L:W). Fonte: Walker (1998), adaptado por Kadlec e Wallace (2009). ....	105
Figura 38 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 2, Abordagem 2. ....	106
Figura 39 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 2, Abordagem 3. ....	107
Figura 40 – Hidrograma da Área 3 para a chuva de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos (Abordagem 1). ....	108
Figura 41 – Hidrogramas afluente e efluente à bacia de detenção da Área 3, para a chuva de 61 minutos, com TR = 2 anos. ....	110
Figura 42 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 3, Abordagem 1. ....	111
Figura 43 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 3, Abordagem 2. ....	112
Figura 44 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 3, Abordagem 3. ....	113
Figura 45 – Hidrograma da Área 4 para a chuva de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos (Abordagem 1). ....	114
Figura 46 – Hidrogramas afluente e efluente à bacia de detenção da Área 5, para a chuva de 61 minutos, com TR = 2 anos. ....	116
Figura 47 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 4, Abordagem 1. ....	117
Figura 48 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 4, Abordagem 2. ....	118
Figura 49 – <i>Wetland</i> modelada para a Área 4, Abordagem 3. ....	119

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a bacia do córrego do Mineirinho. ....	85
Quadro 2 – Resultado da aplicação da curva IDF para a Abordagem 1. ....	85
Quadro 3 – Resultado da aplicação da curva IDF para a Abordagem 2. ....	86
Quadro 4 – ESD e CME da bacia para chuvas com TR = 2 anos, com 61 minutos de duração (Abordagem 1). ....	86
Quadro 5 – ESD e CME da bacia para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2). ....	87
Quadro 6 – ESD e CME da bacia para o índice de precipitação anual (Abordagem 3). ....	87
Quadro 7 – ESD e CME da Área 1 para chuvas com TR = 2 anos, com 61 minutos de duração (Abordagem 1). ....	90
Quadro 8 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a Área 1. ....	90
Quadro 9 – ESD e CME da Área 1 para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2). ....	91
Quadro 10 – ESD e CME da Área 1 para o índice de precipitação anual (Abordagem 3) ....	92
Quadro 11 – Características da bacia de retenção da Área 1. ....	92
Quadro 12 – Estimativa de vazão média para a modelagem da WSL de 7.500 m <sup>2</sup> , da Área 1. ....	95
Quadro 13 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 7.500 m <sup>2</sup> na Área 1, para a Abordagem 1. ....	95
Quadro 14 – Dimensionamento da <i>wetland</i> da Área 1, para a Abordagem 2. ....	96
Quadro 15 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 5.000 m <sup>2</sup> na Área 1, para a Abordagem 3. ....	98
Quadro 16 – ESD e CME da Área 2 para chuvas com TR = 2 anos e 61 minutos de duração (Abordagem 1). ....	100
Quadro 17 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a Área 2. ....	101
Quadro 18 – ESD e CME da Área 2 para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2). ....	101
Quadro 19 – ESD e CME da Área 2 para o índice de precipitação anual (Abordagem 3). ....	102
Quadro 20 – Características da bacia de retenção da Área 2. ....	102
Quadro 21 – Balanço hídrico, de DBO e de P, em uma das WSL de 4.375 m <sup>2</sup> na Área 2, para a Abordagem 1. ....	104
Quadro 22 – Dimensionamento da <i>wetland</i> da Área 2, para a Abordagem 2. ....	105
Quadro 23 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 5.808 m <sup>2</sup> na Área 2, para a Abordagem 3. ....	106
Quadro 24 – ESD e CME da Área 3 para chuvas com TR = 2 anos e 61 minutos de duração (Abordagem 1). ....	107
Quadro 25 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a Área 3. ....	108
Quadro 26 – ESD e CME da Área 3 para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2). ....	108
Quadro 27 – ESD e CME da Área 3 para o índice de precipitação anual (Abordagem 3). ....	109
Quadro 28 – Características da bacia de retenção da Área 2. ....	109
Quadro 29 – Balanço hídrico, de DBO e de P, em uma das WSL de 10.800 m <sup>2</sup> na Área 3, para a Abordagem 1. ....	110
Quadro 30 – Dimensionamento da <i>wetland</i> da Área 3, para a Abordagem 2. ....	111
Quadro 31 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 8.250 m <sup>2</sup> na Área 3, para a Abordagem 3. ....	112

Quadro 32 – ESD e CME da Área 4 para chuvas com TR = 2 anos e 61 minutos de duração (Abordagem 1). .....	113
Quadro 33 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a Área 4. ....	114
Quadro 34 – ESD e CME da Área 4 para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2). ....	114
Quadro 35 – ESD e CME da Área 4 para o índice de precipitação anual (Abordagem 3). ...	115
Quadro 36 – Características da bacia de retenção da Área 2. ....	115
Quadro 37 – Balanço hídrico, de DBO e de P, em uma das WSL de 2.700 m <sup>2</sup> na Área 4, para a Abordagem 1. ....	116
Quadro 38 – Dimensionamento da <i>wetland</i> da Área 4, para a Abordagem 2. ....	117
Quadro 39 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 1.700 m <sup>2</sup> na Área 4, para a Abordagem 3. ....	118
Quadro 40 – Síntese dos resultados para as Abordagens 1, 2 e 3. ....	119



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores de CME. ....	35
Tabela 2 – Modelos de simulação de qualidade de águas e seus atributos práticos.....	37
Tabela 3 – Valores médios da constante cinética de primeira ordem, para remoção de fósforo, amônia e nitrato em <i>wetlands</i> tratando águas pluviais por gravidade. ....	50
Tabela 4 – Principais características de alguns modelos computacionais.....	54
Tabela 5 – Áreas de cada classe de uso e ocupação do solo na bacia. ....	64
Tabela 6 – Relações para o Hidrograma Unitário sintético do SCS.....	69
Tabela 7 – Coeficientes de <i>runoff</i> , de acordo com o Grupo de Solo Hidrológico (A, B, C, D) e declividade, para um período de retorno inferior a 25 anos. ....	71
Tabela 8 – Valores da constante cinética de primeira ordem a 20 °C ( $k_{20}$ ), e do fator de correção ( $\theta$ ), em <i>wetlands</i> de superfície livre.....	80
Tabela 9 – Valores de concentração irreduzível ( $C^*$ ), em <i>wetlands</i> de superfície livre. ....	80
Tabela 10 – Profundidades adequadas às plantas comumente utilizadas em <i>wetlands</i> construídas. ....	94



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BMP	<i>Best Management Practices</i>
Cd	Cádmio
CDCC	Centro de Divulgação Científica e Cultural
CME	Concentração Média de Evento
Cu	Cobre
CWM1	<i>Constructed Wetland Model 1</i>
CW2D	<i>Constructed Wetlands 2D</i>
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DPM	<i>Dual Porosity Model</i>
ESD	Escoamento Superficial Direto
ET	Evapotranspiração
ETP	Evapotranspiração Potencial
ETR	Evapotranspiração Real
HU	Hidrograma Unitário
HUS	Hidrograma Unitário Sintético
IDF	Intensidade Duração Frequência
MDE	Modelo Digital de Elevação
N	Nitrogênio
NQSD	<i>National Stormwater Quality Database</i>
Pb	Chumbo
RAS	<i>Recently Accreted Soil</i>
RNA	Redes Neurais Artificiais
SB	Sub-bacia
SCS	<i>Soil Conservation Service</i>
SIG	Sistemas de Informação Geográfica
SST	Sólidos Suspensos Totais
TIS	<i>Tanks-in-Series</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UGRH	Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos

USP	Universidade de São Paulo
WC	<i>Wetland(s)</i> Construída(s)
WFS	<i>Wetland(s)</i> de Fluxo Superficial
WFSH	<i>Wetland(s)</i> de Fluxo Subsuperficial Horizontal
WFSS	<i>Wetland(s)</i> de Fluxo Subsuperficial
WFV	<i>Wetland(s)</i> de Fluxo Vertical
WQV	<i>Water Quality Volume</i>
WSL	Wetland(s) de Superfície Livre
Zn	Zinco

## LISTA DE SÍMBOLOS

$L_{total}$	carga anual, em kg/ano
$C$	concentração, em mg/L
$Q_{anual}$	precipitação efetiva anual, em m <sup>3</sup> /ano
$Q_a$	vazão auferida no momento da coleta da amostra
$C_a$	concentração de determinado poluente na amostra
$\Delta t$	intervalo de tempo
$N_{remanescente}$	porcentagem de Nitrogênio remanescente
$P_{remanescente}$	porcentagem de fósforo remanescente
$SST_{remanescente}$	porcentagem de sólidos suspensos totais remanescente
$C_i$	concentração de entrada, em mg/L
$q$	taxa de carga hidráulica
$C_o$	concentração de saída, em mg/L
$k$	constante cinética de primeira ordem
$N$	número de tanques em série
$T_d$	tempo de detenção, em d <sup>-1</sup>
$\tau$	tempo médio de detenção, em d <sup>-1</sup>
$k_v$	constante cinética de primeira ordem em função do volume
$P$	número aparente de tanques
$R$	taxa de remoção
$k_{v0}$	constante cinética de ordem 0 em função do volume, em m/m <sup>3</sup> d
$S$	concentração do nutriente limitante, g/m <sup>3</sup>
$K$	constante de meia saturação de Monod, em g/m <sup>3</sup>
$T$	temperatura, em °C
$i$	intensidade, em mm/h
$TR$	tempo de retorno, em anos
$t$	duração da chuva, em minutos
$A_b$	área da bacia, em km <sup>2</sup>
$C_R$	coeficiente de <i>runoff</i> , adimensional

$Q_p$	vazão de pico
$P_e$	precipitação efetiva, em mm
$P_{total}$	precipitação total, em mm
$T_c$	tempo de concentração
$L_h$	comprimento do percurso hidráulico, em m
$S_c$	declividade do percurso hidráulico
$T_p$	tempo de pico do hidrograma
$d$	duração da chuva, em horas
$CME$	concentração média de evento, para determinado poluente, em mg/L
$CME_{Li}$	concentração média de evento baseada na literatura, para determinado tipo de uso e ocupação, em mg/L
$V$	volume
$V_i$	volume de escoamento gerado por determinada classe de uso e ocupação
$L$	comprimento
$W$	largura da base
$D$	profundidade do reservatório
$Z$	razão horizontal-vertical das bordas, adimensional
$Q$	vazão
$C_d$	coeficiente de descarga, adimensional
$A_o$	área do orifício, em m <sup>2</sup>
$g$	aceleração da gravidade, em m/s <sup>2</sup>
$H$	carga hidráulica (calculada pela diferença entre a cota da superfície da água e a cota do centro da saída do orifício), em m
$Q_{A1}$	vazão afluyente no início do intervalo de tempo, em m <sup>3</sup> /s
$Q_{A2}$	vazão afluyente no final do intervalo de tempo, em m <sup>3</sup> /s
$V_1$	volume armazenado no reservatório no início do intervalo de tempo, em m <sup>3</sup>
$V_2$	volume armazenado no reservatório no final do intervalo de tempo, em m <sup>3</sup>
$Q_{E1}$	vazão efluente no início do intervalo de tempo, em m <sup>3</sup> /s
$Q_{E2}$	vazão efluente no final do intervalo de tempo, em m <sup>3</sup> /s
$A$	área da wetland, em m <sup>2</sup>
$ET$	evapotranspiração, em m/d

$I$	infiltração
$P'$	precipitação
$Q_i$	vazão de entrada, em $m^3/d$
$Q_o$	vazão de saída, em $m^3/d$
$A_1$	área do tanque 1, em $m^2$
$Q_1$	vazão na saída do tanque 1, em $m^3/d$
$C_1$	concentração na saída do tanque 1, em $mg/L$
$C_i$	concentração de entrada, em $mg/L$
$C^*$	concentração irreduzível, equivalente a menor concentração à qual a wetland é capaz de reduzir o poluente, em $mg/L$
$\alpha$	fração da evapotranspiração que é transpirada pelas plantas, adimensional
$k_t$	constante cinética de primeira ordem, à determinada temperatura
$k_{20}$	constante cinética de primeira ordem, à $20\text{ }^\circ\text{C}$
$\theta$	fator de correção





## SUMÁRIO

1	Introdução.....	29
2	Objetivos.....	31
2.1	Objetivo Geral.....	31
2.2	Objetivos específicos .....	31
3	Revisão Bibliográfica .....	33
3.1	<i>Poluição Difusa</i> .....	33
3.1.1	Massa Total e Concentração Média de Evento .....	34
3.1.2	Modelos para simulação de poluição difusa.....	36
3.2	<i>Wetlands</i> .....	38
3.3	Principais processos de degradação de poluentes em <i>wetlands</i> .....	38
3.3.1	Remoção de partículas sólidas.....	38
3.3.2	Atividade Microbiana .....	39
3.3.3	Ciclos Biogeoquímicos.....	40
3.3.4	Fotodegradação.....	42
3.3.5	Absorção Vegetal .....	42
3.3.6	Acreção.....	42
3.4	<i>Wetlands</i> Construídas .....	43
3.5	Tipos de <i>Wetlands</i> Construídas.....	43
3.5.1	<i>Wetlands</i> de Fluxo Superficial .....	44
3.5.2	<i>Wetlands</i> de Fluxo Subsuperficial – Fluxo Subsuperficial Horizontal e Fluxo Vertical .....	44
3.6	<i>Wetlands</i> para Tratamento de Poluição Difusa em Águas Pluviais.....	46
3.7	Evolução da Modelagem de Performance em <i>Wetlands</i> .....	47
3.7.1	Modelos de Regressão .....	47
3.7.2	Modelos de Primeira Ordem.....	49
3.7.3	O modelo de Tanques em Série .....	50
3.7.4	Cinética de Monod .....	52
3.7.5	Redes Neurais Artificiais.....	53
3.7.6	Modelos Computacionais .....	53
3.8	Estudos Recentes sobre <i>Wetlands</i> Construídas.....	55
4	Materiais e Métodos .....	59
4.1	Área de estudo .....	59
4.1.1	Relevo.....	61
4.1.2	Mapa de Uso e Ocupação do Solo.....	63
4.2	Parâmetros de projeto .....	64
4.3	Modelagem hidrológica .....	65

4.3.1	Chuvas de projeto.....	65
4.3.1.1	Abordagem 1: Chuvas críticas de duração igual ao tempo de concentração da bacia	66
4.3.1.2	Abordagem 2: Chuvas críticas de 24 horas .....	70
4.3.1.3	Abordagem 3: Índice de precipitação anual .....	70
4.3.2	Precipitação efetiva .....	70
4.3.2.1	Coeficiente de <i>runoff</i> .....	70
4.4	Modelagem de qualidade.....	72
4.4.1	Concentração Média do Evento .....	72
4.5	Definição das áreas atendidas por <i>Wetlands Construídas</i> .....	73
4.6	Modelagem de <i>Wetlands</i> de Superfície Livre .....	74
4.6.1	Bacias de retenção .....	74
4.6.2	Dimensionamento das <i>Wetlands</i> de Superfície Livre .....	76
4.6.2.1	Balanço Hídrico.....	78
4.6.2.2	Balanço de Poluentes.....	79
4.7	Avaliação dos sistemas.....	81
4.8	Fluxograma da metodologia .....	81
5	Resultados e Discussão .....	83
5.1	Montagem da base cartográfica.....	83
5.2	Resultados das modelagens hidrológica e de qualidade para a bacia do córrego do Mineirinho.....	85
5.2.1	Resultado das chuvas de projeto .....	85
5.2.1.1	Abordagem 1: Chuvas críticas de duração igual ao tempo de concentração da bacia	85
5.2.1.2	Abordagem 2: Chuva crítica de 24 horas .....	86
5.2.1.3	Abordagem 3: Índice anual de precipitação .....	86
5.2.2	Precipitação efetiva e CME das Abordagens 1, 2 e 3 .....	86
5.2.3	Hidrograma da Bacia para a Abordagem 1 .....	88
5.3	Definição de áreas a serem atendidas por <i>Wetlands Construídas</i> .....	89
5.4	Modelagens hidrológicas e de qualidade da Área 1 .....	90
5.4.1	Resultados para a Abordagem 1, Área 1 .....	90
5.4.2	Resultados para a Abordagem 2, Área 1 .....	91
5.4.3	Resultados para a Abordagem 3, Área 1 .....	91
5.5	Resultados da modelagem de <i>wetlands</i> de superfície livre para a Área 1.....	92
5.5.1	Resultados para a Abordagem 1, Área 1 .....	92
5.5.1.1	Amortecimento de vazões da Área 1 .....	92
5.5.1.2	Modelagem da wetland de superfície livre para a Abordagem 1, Área 1 .....	93
5.5.2	Resultados para a Abordagem 2, Área 1 .....	96

5.5.3	Resultados para a Abordagem 3, Área 1 .....	98
5.6	Modelagens hidrológicas e de qualidade da Área 2.....	100
5.6.1	Resultados para a Abordagem 1, Área 2 .....	100
5.6.2	Resultados para a Abordagem 2, Área 2 .....	101
5.6.3	Resultados para a Abordagem 3, Área 2 .....	101
5.7	Resultados da modelagem de <i>wetlands</i> de superfície livre para a Área 2 .....	102
5.7.1	Resultados para a Abordagem 1, Área 2 .....	102
5.7.1.1	Amortecimento de vazões da Área 2 .....	102
5.7.1.2	Modelagem da wetland de superfície livre para a Abordagem 1, Área 2.....	103
5.7.2	Resultados para a Abordagem 2, Área 2 .....	104
5.7.3	Resultados para a Abordagem 3, Área 2 .....	106
5.8	Modelagens hidrológicas e de qualidade da Área 3.....	107
5.8.1	Resultados para a Abordagem 1, Área 3 .....	107
5.8.2	Resultados para a Abordagem 2, Área 3 .....	108
5.8.3	Resultados para a Abordagem 3, Área 3 .....	108
5.9	Resultados da modelagem de <i>wetlands</i> de superfície livre para a Área 3 .....	109
5.9.1	Resultados para a Abordagem 1, Área 3 .....	109
5.9.1.1	Amortecimento de vazões da Área 3 .....	109
5.9.1.2	Modelagem da wetland de superfície livre para a Abordagem 1, Área 3.....	110
5.9.2	Resultados para a Abordagem 2, Área 3 .....	111
5.9.3	Resultados para a Abordagem 3, Área 3 .....	112
5.10	Modelagens hidrológicas e de qualidade da Área 4.....	113
5.10.1	Resultados para a Abordagem 1, Área 4 .....	113
5.10.2	Resultados para a Abordagem 2, Área 4 .....	114
5.10.3	Resultados para a Abordagem 3, Área 4 .....	114
5.11	Resultados da modelagem de <i>wetlands</i> de superfície livre para a Área 4.....	115
5.11.1	Resultados para a Abordagem 1, Área 4 .....	115
5.11.1.1	Amortecimento de vazões da Área 4 .....	115
5.11.1.2	Modelagem da wetland de superfície livre para a Abordagem 1, Área 4.....	116
5.11.2	Resultados para a Abordagem 2, Área 4 .....	117
5.11.3	Resultados para a Abordagem 3, Área 4 .....	118
5.12	Síntese dos Resultados .....	119
6	Conclusões.....	121
7	Recomendações .....	125
8	Referências Bibliográficas.....	127



## 1 INTRODUÇÃO

Inúmeros são os problemas decorrentes do crescimento desordenado da população urbana brasileira ao longo dos últimos anos. A falta de planejamento na expansão urbana e a carência de mecanismos de controle e fiscalização causaram uma significativa pressão sobre os recursos hídricos. Por consequência, vivenciou-se uma rápida queda na qualidade dos corpos hídricos brasileiros durante as últimas décadas, colocando em risco a até então farta disponibilidade hídrica e a saúde da população e dos ecossistemas, que sofrem com a carência de infraestrutura e planejamento apropriados. Como uma tentativa de resposta, o governo brasileiro vem há anos tentando reduzir o déficit de investimentos, sendo sua maior parte destinada ao controle e fiscalização de fontes pontuais de poluição, com o foco principal no saneamento. A redução dos impactos da poluição difusa é em grande parte negligenciada no país, tanto pela concorrência de recursos limitados com os tradicionais investimentos no controle de fontes pontuais de poluição, quanto pela carência de estudos e a maior dificuldade em se aplicar tecnologias de controle a este tipo de fonte poluidora.

No Brasil, utiliza-se o sistema separador absoluto, onde as coletas de esgotos sanitários e de águas pluviais são realizadas por sistemas independentes. A legislação vigente limita-se a estabelecer exigências apenas quanto ao tratamento de esgotos sanitários. Tal realidade confronta-se com políticas encontradas nos Estados Unidos, Europa e Austrália, onde o tratamento de águas pluviais é exigido.

A origem da poluição difusa é bastante diversificada, sendo que, para ela, contribuem a abrasão e o desgaste da pavimentação pelos veículos, o lixo acumulado nas ruas e calçadas, resíduos de animais, atividades de construção, óleos e graxas, poluentes do ar, etc. As redes de drenagem urbana são responsáveis pela veiculação dessas cargas e sabe-se, hoje, que se constituem em importantes fontes de degradação de rios, lagos e estuários (PORTO, 1995).

Recentemente, *wetlands* construídas vêm ganhando espaço como mecanismos de tratamento de poluição difusa em águas pluviais. Tais sistemas são capazes de melhorar a qualidade das águas pluviais e, ao mesmo tempo, contribuir com a redução de vazões de pico (USEPA, 2000).

Seguindo evidências de que há uma carência no tratamento de poluição difusa no país, este trabalho se propõe a analisar o potencial de *wetlands* construídas como medida de controle de poluição difusa em pequenas bacias, com um estudo de caso na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, em São Carlos-SP.



## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar o potencial de utilização de sistemas de *wetlands* construídas como alternativa para controle de poluição difusa na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.

### **2.2 Objetivos específicos**

- a) Modelar, perante o mapa de uso e ocupação atual da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, o escoamento superficial direto gerado e estimar os parâmetros de qualidade das águas pluviais;
- b) Projetar sistemas de tratamento de poluição difusa por *wetlands* construídas, explorando as configurações mais adequadas perante as limitações locais;
- c) Avaliar, conforme simulações, a eficiência dos sistemas de tratamento, seus impactos na qualidade das águas de drenagem pluvial em diferentes situações.





### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 *Poluição Difusa*

Segundo USEPA (2015), a poluição difusa se caracteriza por não possuir uma única fonte, originando-se em diversos locais, tanto de fontes naturais como antrópicas. Essa poluição acumula-se nas superfícies, sendo transportada pelas águas pluviais ao passo em que geram escoamento superficial, depositando-se em lagos, rios, zonas costeiras ou águas subterrâneas.

A partir da década de 70, as cargas difusas tornaram-se alvo de interesse devido à percepção de que, manter a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos em níveis aceitáveis, controlando apenas as fontes pontuais, seria impraticável. Isso provocou mudanças nas políticas de controle da poluição da água, principalmente na Europa e nos Estados Unidos (APRÍGIO, 2012).

Para Novotny (1981), os principais processos envolvidos na geração da poluição difusa são:

- Acumulação de poluentes: deposição de poeira e outros contaminantes sólidos em períodos secos, deposição de poluentes atmosféricos, sólidos gerados por conta da deterioração de estradas, pneus de veículos, restos de vegetação, dentre outros;
- Carreamento de poluentes: gerados pela ação da energia cinética do escoamento, como no caso dos processos erosivos, além da dissolução de poluentes devido à acidez das chuvas.

Demais fontes podem contribuir para a geração da poluição difusa, como vazamentos em tanques sépticos, infiltrações da rede de esgotos nas redes de drenagem, e demais descargas ilícitas, como ligações clandestinas de esgotos, descartes de óleos veiculares e detergentes utilizados em limpezas.

Segundo Hall (1984), coletar informações a respeito da poluição difusa sempre representou uma tarefa difícil e trabalhosa. Esse campo científico passou por significativas evoluções em técnicas analíticas e no desenvolvimento de melhores equipamentos de amostragem.

Para Novotny e Olem (1994), há diferentes meios de se quantificar a poluição difusa: Massa Total, Concentração Média de Evento (CME) e Simulações.

### 3.1.1 Massa Total e Concentração Média de Evento

Para Novotny e Olem (1994), pode-se determinar a carga anual de poluição difusa através da realização de diversas amostragens do escoamento superficial em uma determinada área, durante diferentes eventos de precipitação ao longo do ano. Após análise e tratamento estatístico dos dados coletados, a concentração média de poluentes de determinada área pode ser representada conforme a Equação 1.

$$L_{total} = 0,001 \cdot C \cdot Q_{anual} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

$L_{total}$  – carga anual, em kg/ano;

$C$  – concentração, em mg/L;

$Q_{anual}$  – precipitação efetiva anual, em m<sup>3</sup>/ano.

A concentração média de cada evento observado (CME) pode ser obtida por uma série de amostras coletadas durante a ocorrência do escoamento, aplicando-se a Equação 2.

$$CME = \frac{\text{massa de poluentes contida no evento}}{\text{volume total do evento}} = \frac{\sum Q_a C_a \Delta t}{\sum Q_a \Delta t} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

$Q_a$  – vazão auferida no momento da coleta da amostra;

$C_a$  – concentração de determinado poluente na amostra;

$\Delta t$  – variação de tempo.

Com o objetivo de estabelecer valores empíricos que possam ser utilizados em modelagens de qualidade de água, diversos estudos foram conduzidos para estabelecer CMEs associadas a tipos específicos de uso e ocupação dos solos, como em USEPA (1983), Baird (1996) e Mitchell (2001).

Tabela 1 – Valores de CME.

Carga Poluidora (mg/L)	Classificação do Solo							
	Residencial	Comercial	Industrial	Transporte	Agricultura	Pecuária	Espaços Abertos	Florestas
Nitrogênio Total	1,82	1,34	1,26	1,86	4,4	0,7	1,5	0,7
Fósforo Total	0,57	0,32	0,28	0,22	1,3	0,01	0,12	0,01
Sólidos Suspensos	41	55,5	60,5	73,5	107	1	70	1
Chumbo	0,009	0,13	0,015	0,011	0,0015	0,005	0,00152	0,005
Cobre	0,009	0,0145	0,015	0,011	0,0015	0,01	–	0,01
Zinco	0,08	0,18	0,245	0,06	0,016	0,006	–	0,006
Cádmio	0,00075	0,00096	0,002	0,001	0,0001	0,001	–	0,001
Cromo	0,021	0,01	0,007	0,003	0,01	0,0075	–	0,0075
Níquel	0,01	0,0118	0,0083	0,004	–	–	–	–
DBO	25,5	23	14	6,4	4	0,5	–	5
DQO	49,5	116	45,5	59	–	–	40	–
Óleos e Graxas	1,7	9	3	0,4	–	–	–	–

– Dados não disponíveis.

Fonte: Baird (1996).

É importante ressaltar que muitos desses estudos não produzem novos dados, apenas consolidam um grande número de publicações individuais. Há na área um esforço científico coletivo em face à necessidade de se realizar extensas campanhas de coleta de dados.

Para esse propósito, atualmente existem bancos de dados que agregam informações de publicações sobre o monitoramento da qualidade de águas pluviais, como o *National Stormwater Quality Database* (NQSD) (Pitt *et al.*, 2015), e o *International Stormwater BMP Database*, frequentemente utilizados como base para pesquisas.

Apesar disso, segundo Martins e Brandão (2015), no Brasil não há estudos que contemplem um monitoramento extensivo da qualidade das águas a fim de se obter valores de CMEs baseados no uso e ocupação do solo. A carência desses dados pode ocasionar certo grau de incerteza no que tange a utilização de valores oriundos de outros países, porém, apesar das limitações, essa prática ainda se mostra um dos principais recursos na modelagem da qualidade das águas pluviais.

### 3.1.2 Modelos para simulação de poluição difusa

Devido à complexidade que envolve a geração e os impactos de cargas de poluição difusa, com o passar do tempo buscou-se o desenvolvimento de ferramentas mais robustas, como os modelos de simulação.

Segundo Porto (1995), existem diversos modelos disponíveis para a simulação hidrológica do transporte de poluentes, desenvolvidos por universidades, agências de governo ou entidades de pesquisa, cabendo ao usuário selecionar o modelo que mais se adeque aos seus objetivos, condições locais e disponibilidade de dados.

Novotny e Olem (1994) classificam os modelos de simulação para poluição difusa em três diferentes grupos: modelos estatísticos/empíricos, modelos determinísticos e modelos estocásticos.

Por modelos estatísticos/empíricos, entendem-se os modelos que constroem relações fazendo uso de técnicas de regressão, com dados observados, resultando em previsões com determinado grau de precisão, descrito por um coeficiente de correlação.

Modelos determinísticos, por sua vez, apresentam resultados baseados diretamente nos dados de entrada. Não importando a quantidade de vezes, um modelo determinístico apresentará sempre o mesmo resultado caso os dados de entrada permanecerem os mesmos. Modelos determinísticos sofrem restrições quanto à sua utilização em sistemas hidrológicos complexos, por não abarcar as incertezas oriundas de tais sistemas.

A última categoria, a de modelos estocásticos, abrange modelos que levam em consideração a imprevisibilidade dos fatores que o compõe. São modelos geralmente empregados para lidar com a ocorrência de variabilidades sazonais e incertezas tanto nos dados de entrada quanto nos resultados, como por exemplo, variações climáticas. Os modelos estocásticos são mais aptos para simulações contínuas, onde as condições podem se modificar conforme o tempo decorrido.

Os modelos também podem ser classificados quanto à utilização de dados, podendo ser agregados (*lumped*) ou distribuídos. Os modelos agregados abrangem as características de um sistema em uma única equação empírica, representando todo o sistema como uma única unidade. Os modelos distribuídos consideram a superfície discretizada em diversas parcelas homogêneas, realizando balanços e cálculos em cada uma delas, sendo mais aptos a espacializar informações (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Ritter e Shirmohammadi (2001) realizaram um levantamento não exaustivo, porém bastante representativo, de alguns dos principais modelos de simulação para poluição difusa

disponíveis. Tais modelos encontram-se classificados na Tabela 2, quanto à escala, funções e nível de documentação.

Tabela 2 – Modelos de simulação de qualidade de águas e seus atributos práticos				
Modelo	Tipo	Escala	Funções	Documentação
PLM	Perfil/Descrição de processos	Área unitária abrangida pelo processo	Prevê a lixiviação de água e agrotóxicos em coluna de solo.	Razoável
TRANSMIT	Perfil/Descrição de processos	Área unitária abrangida pelo processo	Prevê a movimentação de água e químicos através do perfil de solo.	Razoável
GLEAMS	Manejo de unidades	Campo	Prevê o comportamento hidrológico quantitativo e qualitativo da superfície e zona de raízes.	Excelente
PRZM-3	Manejo de unidades	Campo	Análise do ciclo de vida de pesticidas e nitrogênio na superfície e zona de raízes.	Excelente
EPIC	Manejo de unidades	Campo	Prevê o comportamento hidrológico quantitativo e qualitativo da superfície e zona de raízes.	Bom
ANSWERS-2000	Dados distribuídos	Bacia	Prevê o comportamento hidrológico quantitativo e qualitativo da superfície e zona de raízes – realiza <i>routing</i> de canais.	Ruim
SWAT	Dados distribuídos	Bacia	Prevê o comportamento hidrológico quantitativo e qualitativo superficial e subsuperficial – realiza <i>routing</i> de canais.	Bom
SWRRB	Dados distribuídos	Bacia	Prevê o comportamento hidrológico e produção de sedimentos na superfície e zona de raízes.	Razoável
AGNPS/AnnGPS	Dados agregados/distribuídos	Bacia	Prevê o comportamento hidrológico quantitativo e qualitativo superficial – realiza <i>routing</i> de canais.	Razoável
HSPF	Dados agregados	Bacia	Prevê o comportamento hidrológico quantitativo e qualitativo de bacias.	Bom

Fonte: Adaptado de Ritter e Shirmohammadi (2001).

Descrições mais detalhadas acerca de modelos de simulação e suas classificações podem ser encontradas em Tucci (1998), Ritter e Shirmohammadi (2001) e Aprígio (2012).

As seções a seguir serão dedicadas às *wetlands* construídas, a fim de situar o atual estágio de desenvolvimento científico acerca do tema.

### **3.2 Wetlands**

*Wetlands* são áreas naturais tipicamente inundadas por águas superficiais ou afloramentos de águas subterrâneas, por tempo suficiente para sustentar uma vegetação predominantemente adaptada a condições de solos saturados (USEPA, 2000).

Segundo Mitsch e Gosselink (2007), duas teorias de sucessão ecológica são tradicionalmente consideradas para a origem das *wetlands*, havendo estudos atuais que indicam a ocorrência da ação simultânea de ambas:

- Sucessão autogênica: No espaço transicional entre floresta e corpo d'água, a acumulação de matéria orgânica oriunda de crescimento vegetal atuou na criação de um relevo transicional, com solo saturado, nem sempre inundado permanentemente, mas capaz de sustentar espécies tolerantes a alagamentos.
- Sucessão alogênica: A vegetação encontrada em *wetlands* consiste em espécies que foram ocupando um terreno constantemente saturado, e com o passar do tempo, foram sofrendo adaptações para se adequar às características locais.

Por haver nesses sistemas taxas de atividade biológica superiores à maioria dos demais ecossistemas, *wetlands* são capazes de transformar muitos poluentes comuns em subprodutos inofensivos ou nutrientes essenciais utilizados por sua própria cadeia produtiva. Essas transformações acontecem com o auxílio de agentes naturais, como o sol, vento, solo, plantas e animais, tornando as *wetlands* um sistema com custos relativamente baixos quando utilizadas como sistemas de tratamento (Kadlec e Wallace, 2009).

### **3.3 Principais processos de degradação de poluentes em wetlands**

A redução de poluentes promovida por *wetlands* se dá pela influência de uma ampla gama de processos. As subseções a seguir se ocuparão de descrever, dentre tais processos, os mais significativos, baseando-se nas descrições de USEPA (1999) e Kadlec e Wallace (2009).

#### **3.3.1 Remoção de partículas sólidas**

No que compete à remoção de sólidos suspensos totais (SST), os principais mecanismos de remoção são a sedimentação e a interceptação de partículas.

A sedimentação em *wetlands* ocorre de duas formas: sedimentação discreta e sedimentação floculenta. A sedimentação discreta ocorre naturalmente pela ação da gravidade, sem alterações significativas na velocidade de sedimentação da partícula. A sedimentação floculenta ocorre pela interação entre partículas, que se agregam e aumentam sua velocidade vertical, de forma a contribuir com a sedimentação.

A interceptação de partículas em *wetlands* ocorre por conta da adesão às superfícies sólidas, promovida pela camada de biofilme que se forma nessas superfícies, capaz de reter partículas coloidais e também partículas solubilizadas, por meio da sorção.

### 3.3.2 Atividade Microbiana

As conversões realizadas por bactérias e demais microrganismos estão entre os mais importantes fatores de decomposição da matéria biodegradável nas *wetlands*.

Apenas uma pequena parcela destes microrganismos encontra-se flutuando livremente no meio, estando a maior parte fixa em superfícies sólidas, principalmente na interface entre a água e os sedimentos do fundo da *wetland*, formando biofilmes. Por tal razão, um importante fator que contribui para a ação da atividade microbiana é o contato dos compostos químicos da água com o biofilme, responsável por processos metabólicos e pela fixação de compostos por sorção.

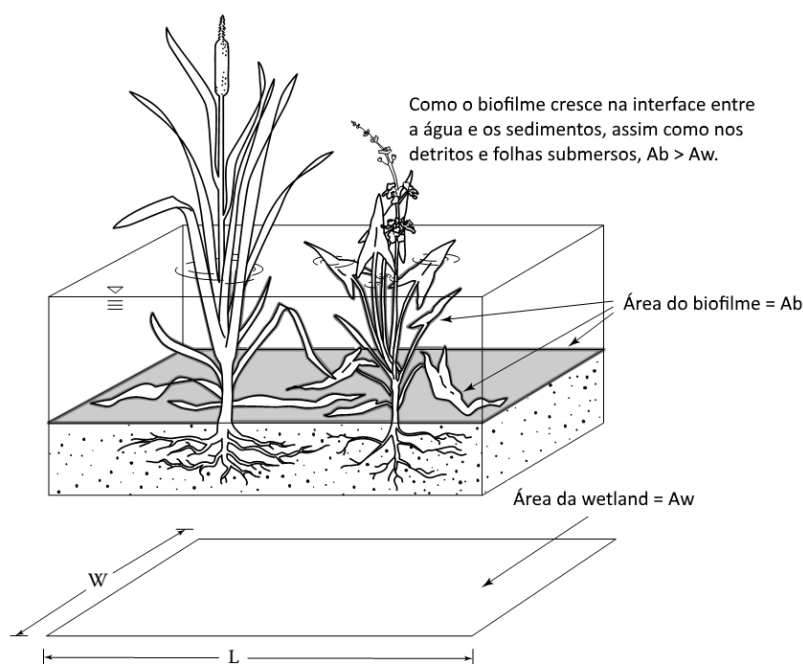


Figura 1 – Biofilmes ocupam a maior parte da interface água-sedimentos, assim como as superfícies de materiais sólidos em *wetlands*. Fonte: Adaptado de Kadlec e Knight (1996).

As partículas biodegradáveis retidas na *wetland* são metabolizadas, sendo convertidas em compostos solúveis, gases ou biomassa. O mesmo ocorre com partículas que se sedimentam, ao entrar em contato com o biofilme no fundo do sistema.

A movimentação das partículas sedimentadas não cessa ao entrar em contato com as camadas de biofilme no fundo, havendo a permeação desses materiais até as camadas mais profundas do solo, ao passo em que são metabolizadas.

### 3.3.3 Ciclos Biogeoquímicos

Diversos processos de remoção em *wetlands* envolvem mais do que uma única reação química, compondo complexos ciclos de transformações em cadeia. Devido à complexidade do tema, esta seção se limitará a uma menção sucinta, cabendo às obras referenciadas no item 3.3 uma visão mais aprofundada da questão.

Sendo as *wetlands* sistemas complexos, há inúmeros ciclos que ocorrem simultaneamente em seu interior. A título de exemplo, a seguir são representados os ciclos do carbono, nitrogênio e fósforo em *wetlands* de superfície livre:

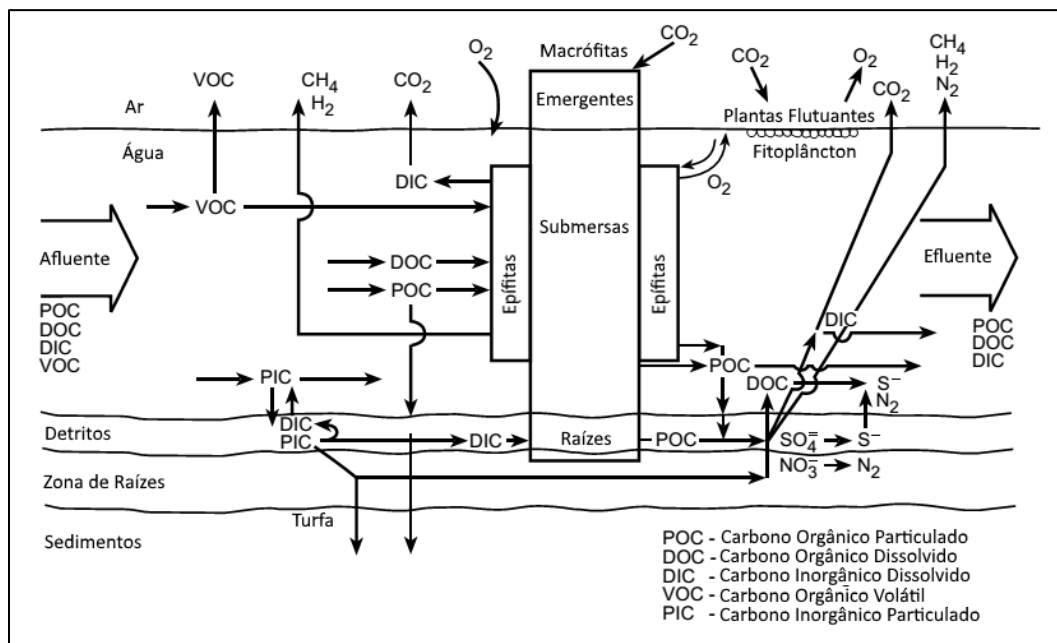


Figura 2 – Ciclo do Carbono em *wetlands* de superfície livre. Fonte: Adaptado de USEPA (1999).





### 3.3.4 Fotodegradação

A luz solar é um importante fator na degradação e conversão de diversos poluentes presentes em um corpo d'água.

De acordo com Wu *et al.* (2016) e Nguyen *et al.* (2015), a fotodegradação é um dos fatores chave na inativação de patógenos em *wetlands* construídas. Além disso, segundo Hijosa-Valsero *et al.* (2016) e Cardinal *et al.* (2014), a capacidade de remover contaminantes emergentes em *wetlands* construídas também sofre influência da fotodegradação.

### 3.3.5 Absorção Vegetal

As plantas presentes na *wetland* necessitam de nutrientes para se manter, sendo absorvidos pelas suas raízes, assim como demais compostos químicos presentes no meio aquático, contribuindo para a remoção de poluentes no sistema.

Para Brisson e Chazarenc (2009), a seleção de espécies de macrófitas é um fator relevante na remoção de poluentes específicos em uma *wetland*. Ao passo em que os avanços em ferramentas de *design* de *wetlands* construídas atingem limitações na descrição de seu desempenho, pesquisas referentes à seleção de espécies podem contribuir com um novo campo de progresso. Estudos realizados por Ko *et al.* (2011), Leto *et al.* (2013) e Guittonny-Philippe *et al.* (2015) reforçam essa tese.

### 3.3.6 Acreção

As *wetlands* podem funcionar como ponto de captura de nutrientes e sedimentos. Parte do que é retido é degradado e/ou metabolizado, porém outra parte é armazenada no sistema e, juntamente com parte da biomassa gerada na *wetland*, compõe o processo de acreção. A acreção é caracterizada pela deposição sucessiva de camadas no fundo do sistema, formando novos solos.

O acompanhamento desse fenômeno exige um monitoramento extensivo e complexo, possuindo um potencial pouco explorado no campo científico. Contudo, Bhomia, Inglett e Reddy (2015) desenvolveram um método de medição de taxas de acreção mais simples, baseado na medição de parâmetros físico-químicos do perfil do solo, como nitrogênio total, carbono total, além das taxas de proporção entre os nutrientes.

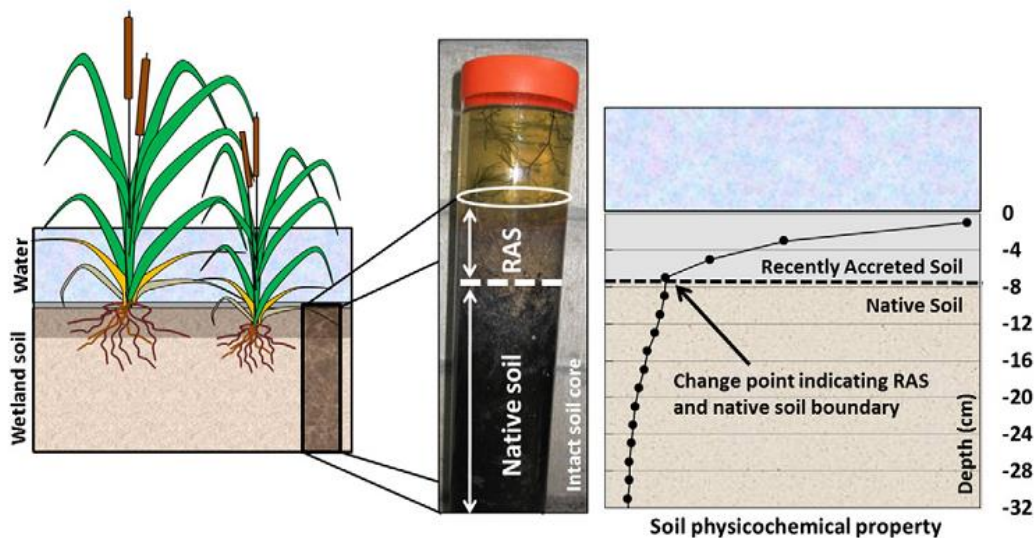


Figura 5 – Visão transversal de um perfil de solo em uma *wetland* de superfície livre, com formação de solo recentemente acrescido (*Recently Accreted Soil*, RAS). Fonte: Bhomia, Inglett e Reddy (2015).

### 3.4 Wetlands Construídas

*Wetlands* construídas (WC) são sistemas de tratamento que utilizam processos naturais envolvendo vegetação, solo e microrganismos para a melhoria da qualidade das águas. São sistemas projetados e construídos de forma a reproduzir os processos ocorridos em *wetlands* naturais (USEPA, 2004).

### 3.5 Tipos de Wetlands Construídas

As WC podem ser classificadas quanto à sua ligação com a vazão afluyente, podendo a *wetland* ser *online* ou *offline*.

*Wetlands offline* são localizadas adjacentes à vazão afluyente. Uma porção da vazão da drenagem de águas pluviais ou do curso d'água é desviada para tratamento na *wetland*. Outra possibilidade é a de que a *wetland* se localize na rota de drenagem de águas pluviais, porém utilize um sistema de *by-pass* para desviar vazões excedentes de grandes eventos, para assegurar a integridade do sistema. Já as *wetlands online* são localizadas no caminho da vazão afluyente, sendo que a totalidade das vazões de drenagem de águas pluviais, passa pelo sistema de tratamento (MELBOURNE WATER, 2010).

A título de exemplo, as *wetlands* empregadas no tratamento de águas residuárias são classificadas como *wetlands online*, uma vez que toda a vazão gerada deverá passar pelo tratamento. Esse tipo de configuração costuma ser empregado quando se possui controle sobre a vazão afluyente. Quando a vazão é aleatória, como no caso de águas pluviais, costuma-se utilizar a modalidade *offline*.

Quanto ao fluxo interno de água, as WC podem ser classificadas em dois tipos, as *wetlands* de fluxo superficial (WFS) e *wetlands* de fluxo subsuperficial (WFSS).

### 3.5.1 Wetlands de Fluxo Superficial

As *wetlands* de fluxo superficial consistem em áreas alagadas, onde o fluxo de água se dá por uma superfície livre com a presença de vegetação adaptada.

Há um único tipo de *wetland* de fluxo superficial, são as *wetlands* de superfície livre (WSL). Esses sistemas são a principal escolha quando se trata de águas pluviais provenientes de áreas urbanas, agrícolas e industriais, por conta de sua habilidade de lidar com vazões e níveis de profundidade variados (KADLEC e WALLACE, 2009).

As WSL podem utilizar três tipos de vegetação:

- Plantas flutuantes, como a *Eichhornia crassipes* (popularmente conhecida como aguapé);
- Plantas submersas;
- Plantas emergentes, que se encontram apenas parcialmente submersas, como a *Typha latifolia* (popularmente conhecida como taboa).

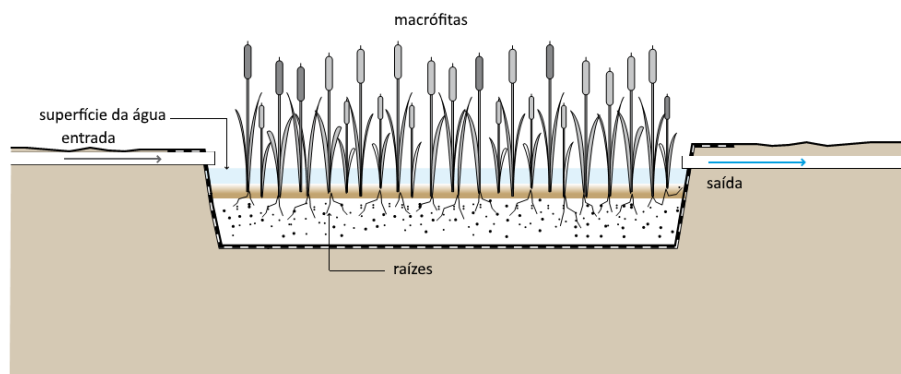


Figura 6 – Elementos básicos de uma *wetland* de superfície livre. Fonte: Adaptado de Tilley *et al.* (2014).

### 3.5.2 Wetlands de Fluxo Subsuperficial – Fluxo Subsuperficial Horizontal e Fluxo Vertical

As *wetlands* de fluxo subsuperficial possuem um *layout* capaz de conduzir o fluxo de água sob a camada de solo, através das raízes da vegetação. Existem dois tipos de *wetlands* de fluxo subsuperficial: as *wetlands* de fluxo subsuperficial horizontal (WFSH), e as *wetlands* de fluxo vertical (WFV).

Nas WFSH o fluxo de água atravessa o solo e a zona de raízes horizontalmente, abaixo da superfície (BRIX, 1993).

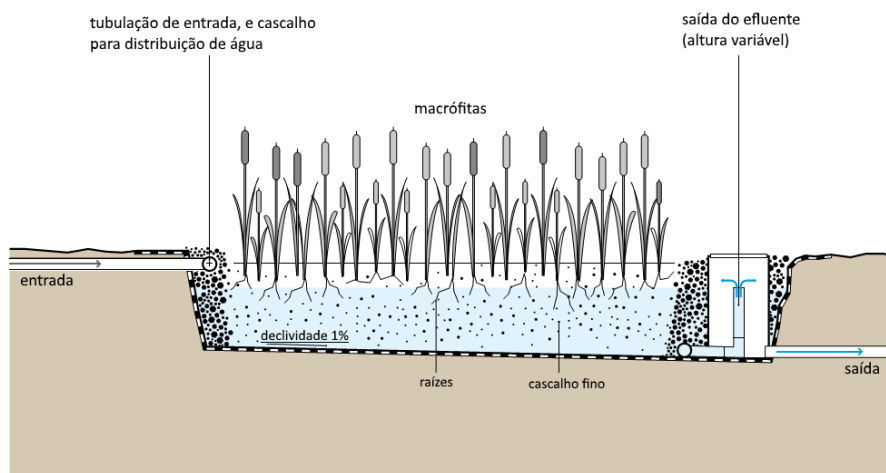


Figura 7 – Elementos básicos de uma *wetland* de fluxo subsuperficial horizontal. Fonte: Adaptado de Tilley *et al.* (2014).

Nas WFV a água é lançada na camada superior/inferior do leito, descendo/ascendendo através do solo, atravessando uma zona de raízes de macrófitas emergentes, até finalmente ser coletada e conduzida a um dispositivo de saída (BRIX, 1993).

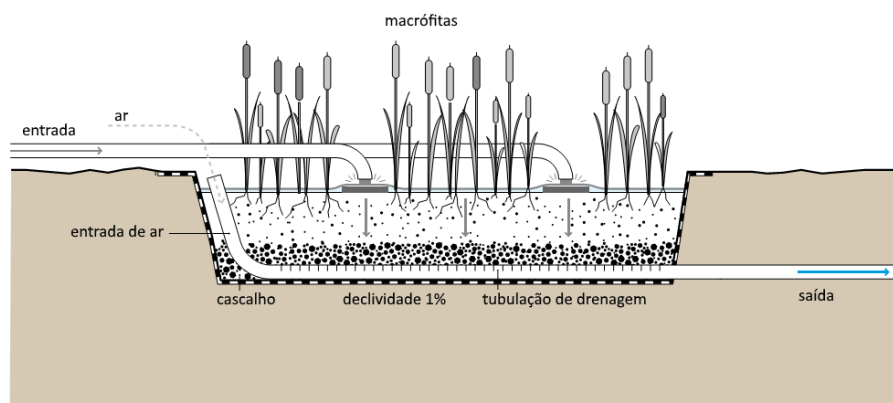


Figura 8 – Elementos básicos de uma *wetland* de fluxo vertical. Fonte: Tilley *et al.* (2014).

A seguir, a Figura 9 apresenta um diagrama com todos os tipos de WC apresentados:

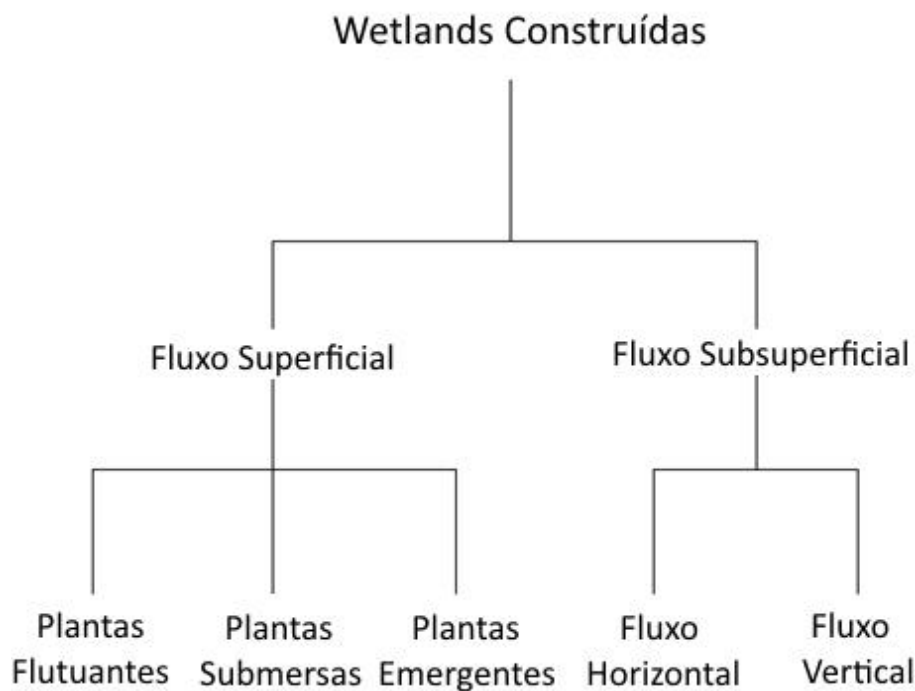


Figura 9 – Tipos de *wetlands* construídas. Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

### 3.6 *Wetlands* para Tratamento de Poluição Difusa em Águas Pluviais

As *wetlands* têm sido cada vez mais empregadas para o tratamento de águas pluviais. Diminuições nas concentrações de sólidos suspensos totais, nutrientes e metais têm sido observadas em tais sistemas. A sedimentação possui um papel importante na redução desses poluentes, porém sua contribuição nas taxas de remoção é parcial, sendo o restante atribuído a processos químicos e biológicos (WALKER e HURL, 2002).

As WSL são a escolha mais comum no tratamento de águas pluviais. Sua capacidade de receber vazões variadas, alterando seu nível d'água, proporciona vantagens para essa aplicação. Como o presente trabalho foca o tratamento de águas pluviais, as WSL serão o principal tema explorado.

É recomendada a utilização de *wetlands* em modalidade *offline* para o tratamento de águas pluviais, uma vez que eventos extremos podem comprometer o sistema (MELBOURNE WATER, 2010). A adoção de um mecanismo de *by-pass* para desviar vazões excessivas, além de proteger o sistema, permite mais flexibilidade ao projeto.



Figura 10 – *Wetland* para o tratamento de águas pluviais urbanas na cidade de Blue Mountains, Austrália. Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

### 3.7 Evolução da Modelagem de Performance em *Wetlands*

Atualmente há diversos modelos que se propõe a simular a performance de WC. Tais modelos são desenvolvidos a partir de dados coletados de sistemas piloto e sistemas em funcionamento, e compõe um campo em constante evolução.

Alguns modelos mais simples buscam prever o desempenho sem levar em consideração a complexa dinâmica das *wetlands*, e outros modelos mais sofisticados buscam reproduzir características hidráulicas e mecanismos internos de redução de poluentes com o maior grau de fidelidade possível.

A seguir buscou-se analisar os principais tipos de modelagens já desenvolvidas, baseando-se em Kumar e Zhao (2011) e Kadlec e Wallace (2009).

#### 3.7.1 Modelos de Regressão

Os modelos de regressão são amplamente utilizados para representar desempenhos de WC. Utilizando apenas dados de entrada e saída de sistemas existentes, tais modelos buscam construir relações empíricas baseadas em séries de dados observados.

A título de exemplo, Duncan *apud* Wong *et al.* (1999) analisaram 76 sistemas de WC para o tratamento de águas pluviais, utilizando regressão para obter suas taxas de remoção, conforme a Figura 11, Figura 12 e Figura 13:

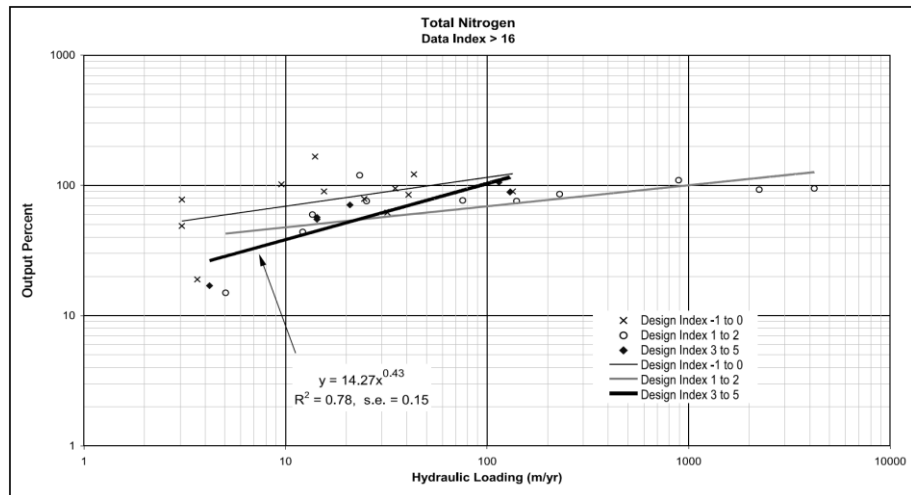


Figura 11 – Regressão para a obtenção da relação de remoção de nitrogênio em *wetlands* construídas para tratamento de águas pluviais. Fonte: Wong *et al.* (1999).

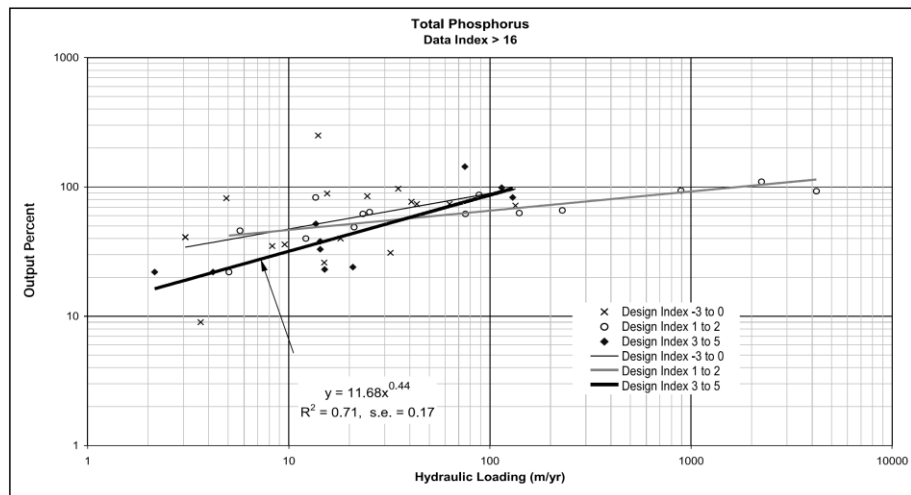


Figura 12 – Regressão para a obtenção da relação de remoção de fósforo em *wetlands* construídas para tratamento de águas pluviais. Fonte: Wong *et al.* (1999).

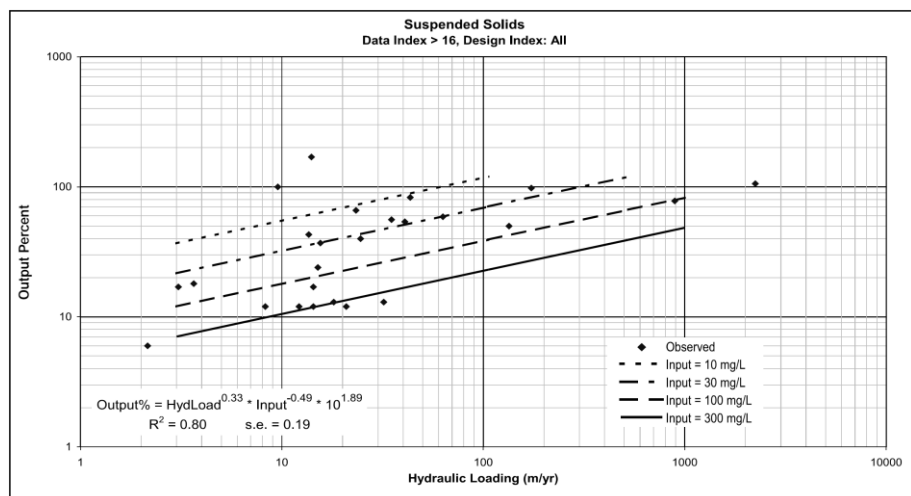


Figura 13 – Regressão para a obtenção da relação de remoção de sólidos suspensos totais em *wetlands* construídas para tratamento de águas pluviais. Fonte: Wong *et al.* (1999).



Essa análise resultou em três equações, obtidas por meio de regressão, apresentadas a seguir:

$$N_{\text{remanescente}} = 14q^{0,43} \quad R^2 = 0,78 \quad \text{Equação 3}$$

$$P_{\text{remanescente}} = 12q^{0,44} \quad R^2 = 0,71 \quad \text{Equação 4}$$

$$SST_{\text{remanescente}} = 78q^{0,33} \cdot C_i^{-0,49} \quad R^2 = 0,80 \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

$N_{\text{remanescente}}$  – porcentagem de nitrogênio remanescente;

$P_{\text{remanescente}}$  – porcentagem de fósforo remanescente;

$SST_{\text{remanescente}}$  – porcentagem de sólidos suspensos totais remanescente;

$C_i$  – concentração de entrada, em mg/L;

$q$  – taxa de carga hidráulica, obtida pela razão entre a vazão e a área da *wetland*, em m/d.

### 3.7.2 Modelos de Primeira Ordem

Segundo Kadlec e Wallace (2009), os modelos de primeira ordem surgiram na década de 80 como uma extensão dos modelos desenvolvidos no saneamento, para tratamento de efluentes domésticos e industriais. Inicialmente, a precisão desses modelos foi prejudicada por empregar excessivamente conceitos emprestados de sistemas de tratamento que não eram *wetlands*, além de não haver na época muitos dados observados disponíveis. Porém, passadas mais de duas décadas, os modelos de primeira ordem passaram por avanços significativos, estando entre as mais populares ferramentas de dimensionamento de WC.

Tais modelos envolvem uma constante cinética de primeira ordem, obtida por meio de dados de sistemas já construídos, específica para o poluente ao qual se deseja modelar. A constante pode estar em função da área ou do volume da *wetland*, porém é mais comum que se utilize em função da área, uma vez que diversos processos de remoção em WC sofrem maior influência da área, como por exemplo, a fotodegradação.

Uma representação frequente dos modelos de primeira ordem, com constante cinética em função da área, se dá na forma da Equação 6.

$$\frac{C_o}{C_i} = e^{\frac{-k}{q}} \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

$C_i$  – concentração de entrada, em mg/L;

$C_o$  – concentração de saída, em mg/L;

$k$  – constante cinética de primeira ordem, em m/ano;

$q$  – taxa de carga hidráulica, em m/ano.

Carleton *et al.* (2001) estudaram o comportamento de 49 WC para o tratamento de águas pluviais, dentre esses, 39 sistemas alimentados por gravidade. Conforme dados coletados dos sistemas, em diversos estudos individuais, foram elaborados coeficientes cinéticos de primeira anualizados, para a remoção de fósforo, amônia e nitrato:

Tabela 3 – Valores médios da constante cinética de primeira ordem, para remoção de fósforo, amônia e nitrato em *wetlands* tratando águas pluviais por gravidade.

Poluente	Constante cinética de primeira ordem (m/ano)
Fósforo Total	8,3
Amônia	5,0
Nitrato	6,7

Fonte: Adaptado de Carleton *et al.* (2001).

A cinética de Monod (Item 3.7.4), provavelmente é a mais apta a descrever com fidelidade o decaimento de poluentes em sistemas biológicos, como é o caso das *wetlands* (KUMAR e ZHAO, 2011), porém a cinética de primeira ordem constitui um popular recurso para fins de dimensionamento de sistemas, com ampla aceitação para tal propósito (KADLEC e WALLACE, 2009).

### 3.7.3 O modelo de Tanques em Série

O modelo de tanques em série (*tanks-in-series*, TIS), é um dos modelos mais empregados na descrição da hidráulica interna, assim como da remoção de poluentes em *wetlands* construídas (CHIN, 2013).

O TIS, de autoria de Kadlec e Knight (1996), foi criado para descrever a hidráulica interna e a distribuição de taxas de detenção em *wetlands*, assumindo-se a cinética de primeira ordem. Tal tarefa é complexa, uma vez que a água atravessa os sistemas de WC por caminhos irregulares, devido a variáveis como vegetação, topografia, e outros fatores ambientais.

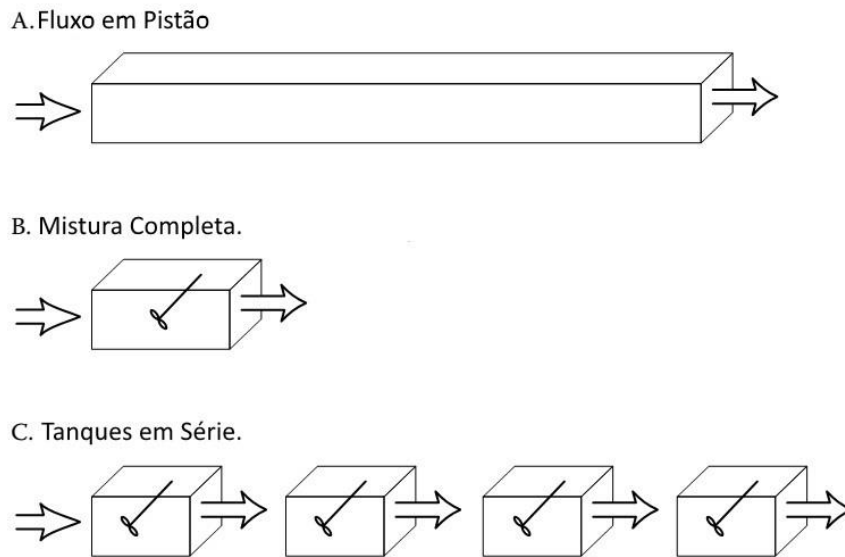


Figura 14 – Representação hidráulica do modelo de Tanques em Série. No fluxo em pistão (A) não há mistura, e o decaimento é constante. O modelo de mistura completa (B) produz um decaimento exponencial. O modelo de tanques em série (C) é um meio termo entre os dois modelos. Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

O TIS se propõe a representar a hidráulica interna das *wetlands* como um meio-termo entre a mistura completa e o *plug flow* (Figura 14), resultando em uma distribuição gama para tempos de detenção, com  $n = N$  e  $\beta = t$ , conforme a Equação 7.

$$g(T_d) = \frac{N}{\tau(N-1)!} \left( \frac{N T_d}{\tau} \right)^{N-1} \exp\left(-\frac{N T_d}{\tau}\right) \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

$N$  – número de tanques em série;

$T_d$  – tempo de detenção, em  $d^{-1}$ ;

$\tau$  – tempo médio de detenção, em  $d^{-1}$ .

No entanto, os tempos de distribuição descritos pela Equação 7 não sugerem a existência de mistura completa, o que resulta em um modelo sensível, onde diferentes tipos de poluentes possuem diferentes velocidades. Para contornar as limitações desse modelo teórico e acomodar dados reais observados de sistemas existentes, parâmetros podem ser relaxados para se tornarem parâmetros de calibração (KADLEC, 2003). O modelo de concentração em tanques em série relaxado pode ser definido pela Equação 8.

$$\frac{C_o}{C_i} = \frac{1}{(1 + k/Pq)^P} = \frac{1}{(1 + \frac{k_v \tau}{P})^P} \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

$k$  – constante cinética de primeira ordem, em m/d;

$k_v$  – constante cinética de primeira ordem em função do volume, em d<sup>-1</sup>;

$P$  – número aparente de tanques.

A Equação 8 é a base do modelo P-k-C\*, que será discutido posteriormente na metodologia, sendo utilizado no dimensionamento das WC neste estudo. Esse tipo de modelo foi selecionado por sua versatilidade e popularidade, sendo capaz de ser calibrado com sistemas piloto, ou no caso de ausência de dados, de utilizar as características documentadas de sistemas similares ao projetado.

### 3.7.4 Cinética de Monod

A cinética de Monod é empregada para descrever, com maior fidelidade, as reações biológicas que contribuem para a degradação de poluentes em *wetlands*.

Partindo da premissa de que o crescimento biológico é limitado por fatores ambientais, como a concentração de nutrientes, varia-se a cinética entre ordem 1 e ordem 0, conforme as concentrações disponíveis ao longo do sistema.

$$R = k_{v0} \left( \frac{S}{K + S} \right) \quad \text{Equação 9}$$

Onde:

$R$  – taxa de remoção, em mg/d;

$k_{v0}$  – constante cinética de ordem 0 em função do volume, em mg/m<sup>3</sup>d;

$S$  – concentração do nutriente limitante, em mg/m<sup>3</sup>;

$K$  – constante de meia saturação de Monod, em mg/m<sup>3</sup>.

Quando  $S \ll K$ , o modelo assume cinética de primeira ordem, e, conforme se incrementa o valor de  $S$ , a cinética se torna saturada. Uma vez que a concentração se aproxima de zero, a Equação 9 é capaz de minimizar suas taxas de remoção, o que faz da cinética de Monod um recurso interessante para descrever a concentração irreduzível ( $C^*$ ) (KUMAR e ZHAO, 2011). A concentração irreduzível é tida como a concentração mínima à qual as *wetlands* são capazes de reduzir determinados poluentes.

### 3.7.5 Redes Neurais Artificiais

Redes Neurais Artificiais (RNA) são modelos matemáticos ou computacionais, que se estruturam de maneira análoga a redes neurais naturais, simulando sua capacidade de aprendizado.

A capacidade das RNA de atuar sem necessariamente fazer uso de critérios objetivos tem sido explorada para se construir equações de remoção de poluentes em *wetlands* construídas.

Akratos *et al.* (2008) utilizaram RNA para obter equações de remoção de DBO e DQO em *wetlands* de fluxo subsuperficial em escala piloto. Utilizando cinética de primeira ordem como premissa para a modelagem, foram identificados como os principais parâmetros que influenciam no desempenho: a porosidade, temperatura e tempo de residência.

A Equação 10 e a Equação 11, obtidas com dados coletados de sistemas piloto, foram utilizadas para descrever dados observados de WC encontrados em 9 publicações distintas, obtendo-se então os seus coeficientes de correlação:

$$R_{DBO} = \frac{T_{res}}{(22.8/T) + T_{res}} \quad R^2 = 0,44 \quad \text{Equação 10}$$

$$R_{DQO} = \frac{T_{res}}{(15.0/T) + T_{res}} \quad R^2 = 0,44 \quad \text{Equação 11}$$

Onde:

T – temperatura, em °C.

Akratos *et al.* (2009), realizaram experimentos semelhantes para a modelagem de remoção de Nitrogênio com RNA. Naz *et al.* (2009) fizeram uso de RNA para modelar o desempenho de remoção de DBO e DQO em *wetlands* construídas para o tratamento de esgotos sanitários. Zhang *et al.* (2008) (2009) utilizaram mapas auto-organizáveis, uma variação de RNA, para prever o desempenho de tratamento de DBO, amônia e fósforo em sistemas de WC para o tratamento do escoamento superficial direto (ESD) de atividades agrícolas.

### 3.7.6 Modelos Computacionais

Enquanto parte dos modelos foram desenvolvidos a fim de simplificar a representação do desempenho de tratamento de WC, outra vertente surgiu com o propósito de apresentar uma maior fidelidade na modelagem, com a proposta de abarcar os complexos processos físicos, químicos e biológicos de degradação que compõe tais sistemas. Esses modelos foram desenvolvidos em plataformas computacionais.

Meyer *et al.* (2015) realizou uma extensa análise comparativa entre alguns dos principais modelos computacionais em uso. Os modelos foram divididos em três grupos:

- Modelos biocinéticos: São os modelos mais avançados e complexos, altamente dinâmicos e com um grande número de requisitos de entrada, a par de sua complexidade. Enquadram-se nesta categoria o CWM1, CW2D e o BIO\_PORE.
- Modelos dedicados a processos: São modelos especializados em determinados processo, dedicando-se a detalhar os ciclos de um único composto. Enquadram-se nesta categoria o Diph\_M, DPM, PHREEQC e o Wang-Scholz Model.
- Modelos de auxílio a projeto: Modelos mais simples, que realizam a modelagem de acordo com análises iniciais de distribuição dos tempos de residência. Enquadra-se nesta categoria o RGPS-X.

Em sua totalidade esses modelos foram desenvolvidos para *wetlands* de fluxo subsuperficial horizontal e de fluxo vertical, no campo de tratamento de efluentes, ainda não sendo observada sua adaptação para o tratamento de águas pluviais. As principais características de cada modelo são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Principais características de alguns modelos computacionais

Modelo	Processos Bioquímicos		Processos adicionais	Dimensão da Modelagem
	Processos abrangidos	Reações		
CW2D (HYDRUS)	12, incluindo DQO, N e P	9	Adsorção de amônia	2D
CWM1 (HYDRUS)	16, incluindo DQO, N e S	17	Adsorção de amônia	2D
BIO_PORE (COMSOL Multiphysics™)	18, incluindo DQO, N e S	17	Efeitos de raízes	2D
Diph_M (MATLAB)	DQO, NH <sub>4</sub> -N, oxigênio	5	0	1D
Dual-porosity model (DPM) no HYDRUS-1D	0	0	Transporte não-reativo de traçador	1D
PHREEQCP-hydroslog	pós-tratamento, não há modo bioquímico	0	4 reações inorgânicas	1D
Wang-Scholz Model (COMSOL)	não há modo bioquímico	0	Entupimento e sedimentação de partículas	1D
RTD/GPS-X	12, incluindo DQO e N	11	Crescimento de biofilme	2D

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

Nota: Como processos abrangidos entendem-se a quantidade de ciclos químicos, como de DBO, N, e P, inclusos no modelo. Como reações entendem-se os diferentes processos de transformação de cada ciclo, como oxidação, redução, hidrólise, crescimento bacteriano, etc.

Embora todos os modelos computacionais apresentem vantagens próprias, exigem também usuários treinados para sua utilização. Outros obstáculos à sua disseminação são a grande necessidade de dados experimentais, que devem ser planejados visando uma calibração e validação específica para cada modelo, e a falta de intercâmbio de informações entre centros de pesquisa (Meyer et al., 2015).

### 3.8 Estudos Recentes sobre Wetlands Construídas

Estudos recentes acerca do tema tentam elucidar os processos internos que afetam a performance das *wetlands*, assim como buscam aumentar a eficiência e confiabilidade dos sistemas e expandir a base de dados da comunidade científica sobre o desempenho de WC ao redor do mundo.

Os bancos de dados disponíveis sobre WC para tratamento de águas pluviais são ainda limitados, não possuindo medições por longos períodos de tempo. Além do mais, apresentam deficiências em informações sobre os fatores locais, como clima e relevo, que permitiriam análises aprofundadas. A análise dos dados disponíveis nesses bancos de dados revela uma grande variabilidade de performances dentre os sistemas. É possível constatar que *wetlands* construídas perdem eficiência na remoção de nitrogênio gradualmente, à medida em que se aumentam as profundidades ( $>1\text{m}$ ), e o tamanho dos sistemas. Fatores como a manutenção de um nível permanente de água, variabilidade das vazões de entrada, porcentagem de impermeabilização da bacia e a presença de vegetação nos sistemas também contribuíram significativamente para a variabilidade de performances. Há necessidade de estudos que meçam conjuntamente precipitações, condições hidrológicas, características locais e concentrações de nutrientes nos sistemas por longos períodos. Tais dados são necessários para elucidar a variabilidade de performances entre sistemas de *wetlands* construídas, e também de outras práticas de manejo de águas pluviais (KOCH *et al.*, 2014).

Gill *et al.* (2014) monitoraram uma *wetland* construída para o tratamento do ESD de estradas, estudando a remoção de Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn). Ao monitorar a remoção durante 6 eventos no ano de 2005, comparando as concentrações na entrada e saída do sistema, as taxas médias de remoção obtidas foram de 95% (Cd), 88% (Cu), 86% (Pb) e 95% (Zn). Porém, após 6 anos de operação, foram coletadas amostras do solo e das plantas do sistema e calculados os totais de metais retidos no sistema. Os resultados demonstraram que as taxas reais de remoção ao longo desse tempo foram de 7% (Cd), 60% (Cu), 20% (Pb) e 73% (Zn). As grandes variações na remoção de Cd e Pb levantam duas hipóteses, a perda de eficiência do sistema ao longo do tempo, ou a ressuspensão desses metais,

que foram sendo liberados gradativamente. Ao longo do período de medição, poluentes acumularam-se principalmente nos sedimentos, no espaço próximo à entrada de água na *wetland*. A remoção atribuída à absorção vegetal, de 0,73% (Cd), 2,07% (Cu), 0,55% (Pb) e 0,61% (Zn), foi considerada insignificante pelos autores.

Para Mangangka *et al.* (2015), a utilização de concentrações médias de eventos em estudos limita a compreensão dos mecanismos de remoção de poluentes. Em seu estudo foram monitoradas variações nas concentrações de nitrogênio, fósforo e sólidos suspensos totais em diversas seções de uma *wetland* construída, durante diferentes eventos de precipitação. Houve diferenças de desempenho no tratamento em dois tipos de evento: eventos pequenos (precipitações inferiores a 15 mm) e eventos grandes (precipitações superiores a 15 mm). Essa diferença foi influenciada principalmente pela hidráulica interna da *wetland*. Eventos pequenos apresentaram maior remoção no início de sua ocorrência, sendo que eventos grandes possuíam baixo desempenho inicial, que aumentava gradativamente até o fim de sua ocorrência. Na seção inicial da *wetland* ocorreu a maior diferença de performance entre grandes e pequenos eventos. Para minimizar estas diferenças e melhorar a performance de tratamento, o estudo concluiu pela necessidade de propiciar um fluxo de água com baixa turbulência na entrada da *wetland*.

Bodin *et al.* (2013) realizaram uma revisão de estudos prévios, envolvendo testes hidráulicos com marcadores, para determinar a distribuição dos tempos de residência e da performance de remoção em WC. Com a utilização de simulações computacionais, foram avaliadas as diferentes metodologias de interpretação de dados já utilizadas. Baseando-se na mesma série de dados, diferentes métodos estatísticos para a interpretação dos dados obtiveram resultados divergentes quanto à hidráulica interna das *wetlands*, e também quanto às taxas de remoção de poluentes. Concluiu-se que a adoção do método adequado para a interpretação dos dados é fundamental, levantando-se a possibilidade de alguns estudos conterem taxas de mistura e volume útil superestimadas, resultando em taxas de remoção também superestimadas.

Wu *et al.* (2014) realizaram um levantamento das técnicas desenvolvidas para aumento de desempenho na remoção de nutrientes em WC. Algumas técnicas têm sido aplicadas para ganhos de desempenho, como recirculação, aeração e a bioaumentação (prática de adição de microrganismos ao sistema). Novas configurações das unidades de tratamento e sistemas híbridos (diferentes tipos de *wetland* em série) têm sido exploradas para fornecer condições variadas de oxirredução. Porém, essas técnicas resultam num maior custo de construção e de operação, sendo empregadas majoritariamente em *wetlands* destinadas ao tratamento de águas residuárias.



Segundo Muschalla *et al.* (2014), a redução das vazões de pico e a performance de remoção de sólidos suspensos totais em lagos para tratamento de águas pluviais pode ser consideravelmente incrementada através de um controle das vazões de saída. A proposta desenvolvida baseou-se na criação de um sistema de respostas em tempo real, capaz de regular as vazões conforme a ocorrência do evento de precipitação. De forma análoga, um controle em tempo real das vazões de WC poderia resultar na melhoria da performance média de remoção.

Vymazal e Březinová (2015) revisaram o resultado de 47 estudos sobre a aplicação de *wetlands* para tratamento de pesticidas provenientes do ESD de áreas agrícolas, constatando uma boa eficiência geral na remoção (Figura 15). Porém, as eficiências variam bastante conforme o tipo de pesticida, e também entre diferentes sistemas construídos. WSL foram utilizadas na maioria dos casos, porém há uma carência de estudos comparativos quanto à eficiência dos demais tipos de WC em situações semelhantes.

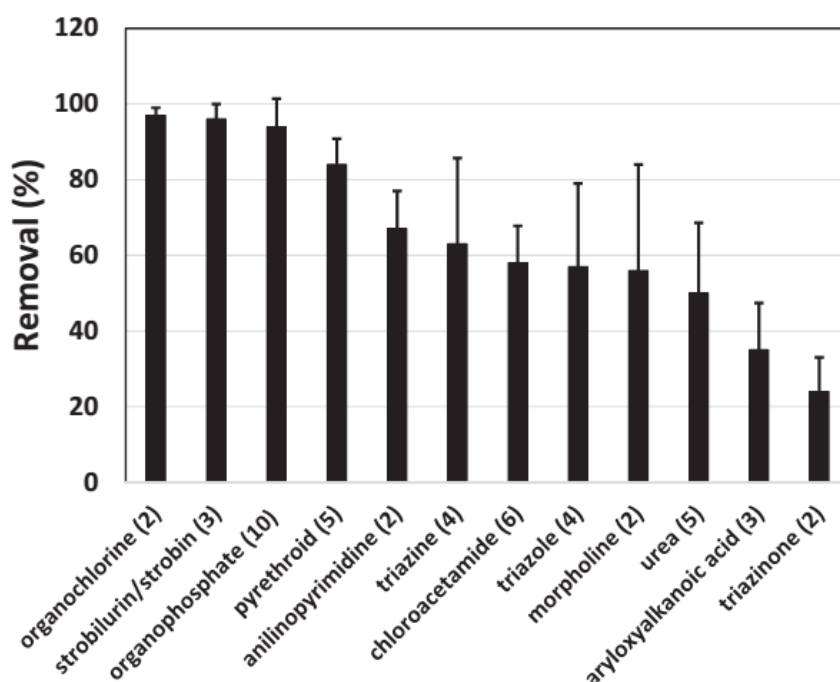


Figura 15 – Remoção de pesticidas em WC em funcionamento, de acordo com os grupos químicos, em 47 estudos. Os números entre parêntesis indicam o número de pesticidas em cada grupo. Fonte: Vymazal e Březinová (2015).

Segundo Vymazal (2013) as espécies mais utilizadas em WSL são o *Juncus spp.*, *Scirpus spp.*, *P. australis*, *Eleocharis spp.* e *Typha spp.*, sendo esta última a principal espécie utilizada no continente americano.

Zhi e Ji (2012) realizaram uma pesquisa bibliográfica acerca de publicações científicas sobre *wetlands* construídas em todo o mundo, e apontam como tendência futura um

significativo incremento no número de publicações. A previsão de publicações relacionadas ao tema, em 2015 e 2017, foram relativamente o dobro e o triplo do total de artigos publicados em 2011. Tal previsão demonstra o interesse crescente nos potenciais de aplicação das *wetlands* construídas.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção será descrita a área de estudo e suas principais características, e em seguida serão apresentados os dados e a metodologia de desenvolvimento do trabalho. No item 4.9, na página 82, há um fluxograma que organiza sucintamente toda a metodologia descrita a seguir. Recomenda-se que a leitura desta seção seja realizada em conjunto com a visualização desse fluxograma.

### 4.1 Área de estudo

A área de estudo é a bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, inserida na bacia do rio Monjolinho, situada no município de São Carlos, conforme a Figura 16:

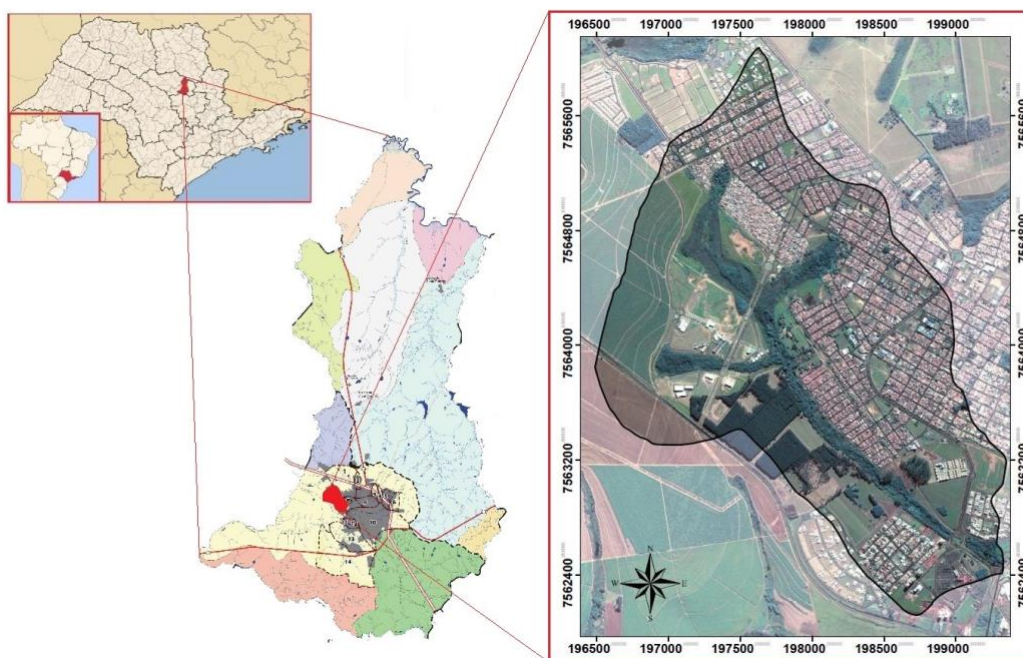


Figura 16 – Localização geográfica da bacia do córrego do Mineirinho. Fonte: Angelini Sobrinha *et al.* (2014).

Fundada em 1857, São Carlos está localizada a 240 km da capital do Estado, fazendo divisa com os municípios de Ibaté, Itirapina, Rincão, Santa Lúcia, Analândia, Luís Antônio, Araraquara, Descalvado, Brotas, Américo Brasiliense e Ribeirão Bonito.

A área municipal possui cerca de 1.132 km<sup>2</sup>, contando com 33 km<sup>2</sup> de área urbana ocupada (IBGE, 2015). O município encontra-se na divisa entre as Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH) Tietê-Jacaré e Mogi-Guaçu.

A área da bacia do córrego do Mineirinho possui aproximadamente 5,85 km<sup>2</sup>, com perímetro igual a 10,8 km. A diferença entre a cota mais baixa e a mais alta da bacia é da ordem de 81 m e seu comprimento médio é de cerca de 4 km. A bacia possui três rios: a nascente

principal, que nasce no bairro Santa Angelina; um afluente na margem direita, que nasce no interior do Campus 2 da USP, e um afluente na margem esquerda, o Córrego Santa Fé, que nasce nas imediações do Campus 2, no bairro Santa Angelina. O comprimento total dos canais da bacia é de 5,06 km (BENINI, 2005).

A bacia encontra-se em processo de urbanização, o que a torna interessante para o desenvolvimento de estudos de planejamento urbano. Resumidamente, a bacia do Mineirinho começou a ser urbanizada de forma lenta, desde o lançamento dos primeiros residenciais habitacionais na década de 1970. O processo de ocupação intensificou-se entre as décadas de 1990 e 2010, principalmente após a instalação de: 2 condomínios de alto padrão, o Parque Faber I em 1991 e o Parque Faber II em 2003; um Shopping Center, em 1996; e a área 2 do campus da USP de São Carlos, em 2005. Atualmente, a área é ocupada por residenciais populares, condomínios de alto padrão, um shopping center, um campus universitário, pastagens, áreas de reflorestamentos, áreas cultivadas e terrenos baldios (APRÍGIO, 2012).

O clima de São Carlos é classificado como subtropical úmido, intitulado “Cwa” conforme a classificação de Köppen, o que indica um clima úmido e quente, de inverno seco.

De acordo com Embrapa (2003), a temperatura média do mês mais quente é de 23 °C e a do mês mais frio de 17 °C. O índice pluviométrico anual é de 1.392 mm, e a média anual de evapotranspiração real (ETR) é de 904 mm.

Na bacia, estão presentes os solos do tipo latossolo vermelho amarelo, profundo e distrófico; no interior dos vales de drenagem estão presentes solos hidromórficos, dos tipos gleissolo e organossolo, saturados permanente ou intermitentemente (BENINI, 2005).

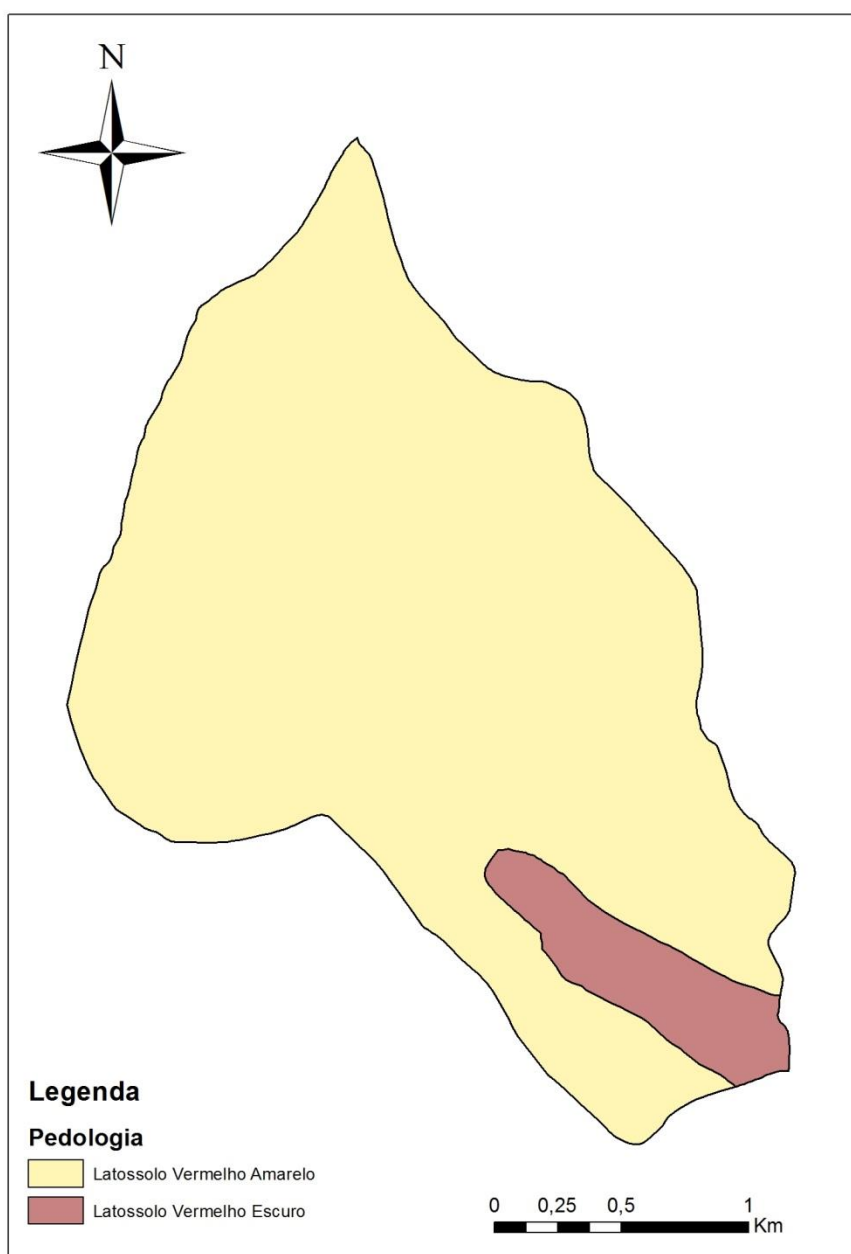


Figura 17 – Mapa pedológico da bacia do córrego do Mineirinho. Fonte: Adaptado do Plano Diretor de Drenagem Urbana Ambientalmente Sustentável do Município de São Carlos (PMSC), 2011.

#### 4.1.1 Relevo

A base cartográfica da bacia foi produzida pelo Centro de Divulgação Científica Cultural da USP de São Carlos (CDCC), que realizou um levantamento topográfico da região dispondo de curvas de nível a cada 5 metros. O mesmo levantamento também contou com o cadastro dos corpos d'água e a delimitação das bacias hidrográficas.

Essas informações foram importadas para o Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcGIS 10.1, *software* próprio para esse tipo de aplicação, e sobrepostas à uma imagem de satélite, conforme a Figura 18.

A referida imagem de satélite, utilizada neste trabalho, foi produzida pela companhia DigitalGlobe, através do satélite WorldView-II, registrada em 02 de junho de 2011. Este sensor tem elevada resolução e dispõe de oito bandas espectrais, da faixa do azul até o infravermelho próximo. Na composição da imagem foram utilizadas cinco bandas espectrais: a pancromática, com resolução espacial de 0,5m, e três bandas multiespectrais, Azul, Verde, Vermelha, e Infravermelho, todas as quatro com resolução espacial de 2,0 m. Estes canais trabalham, respectivamente, nas faixas espectrais: 447 - 808 nm, 442 - 515 nm, 506 - 586 nm, 624 - 694 nm, 765 - 901 nm (DIGITALGLOBE, 2015).

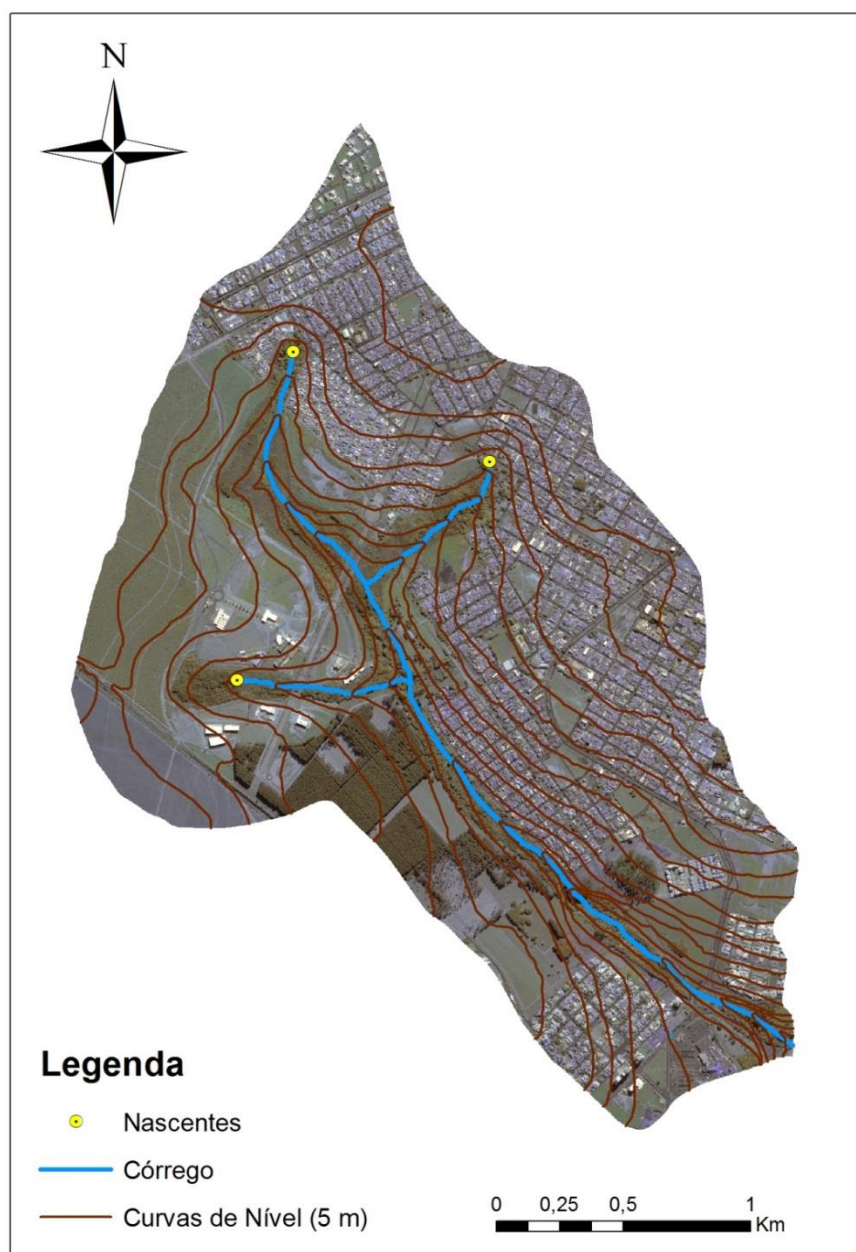


Figura 18 – Bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.



#### 4.1.2 Mapa de Uso e Ocupação do Solo

Por meio da análise de imagens de satélite de alta resolução, Martins e Brandão (2015) realizaram a interpretação visual e a classificação do mapa de uso e ocupação do solo (Figura 19), utilizada neste trabalho.

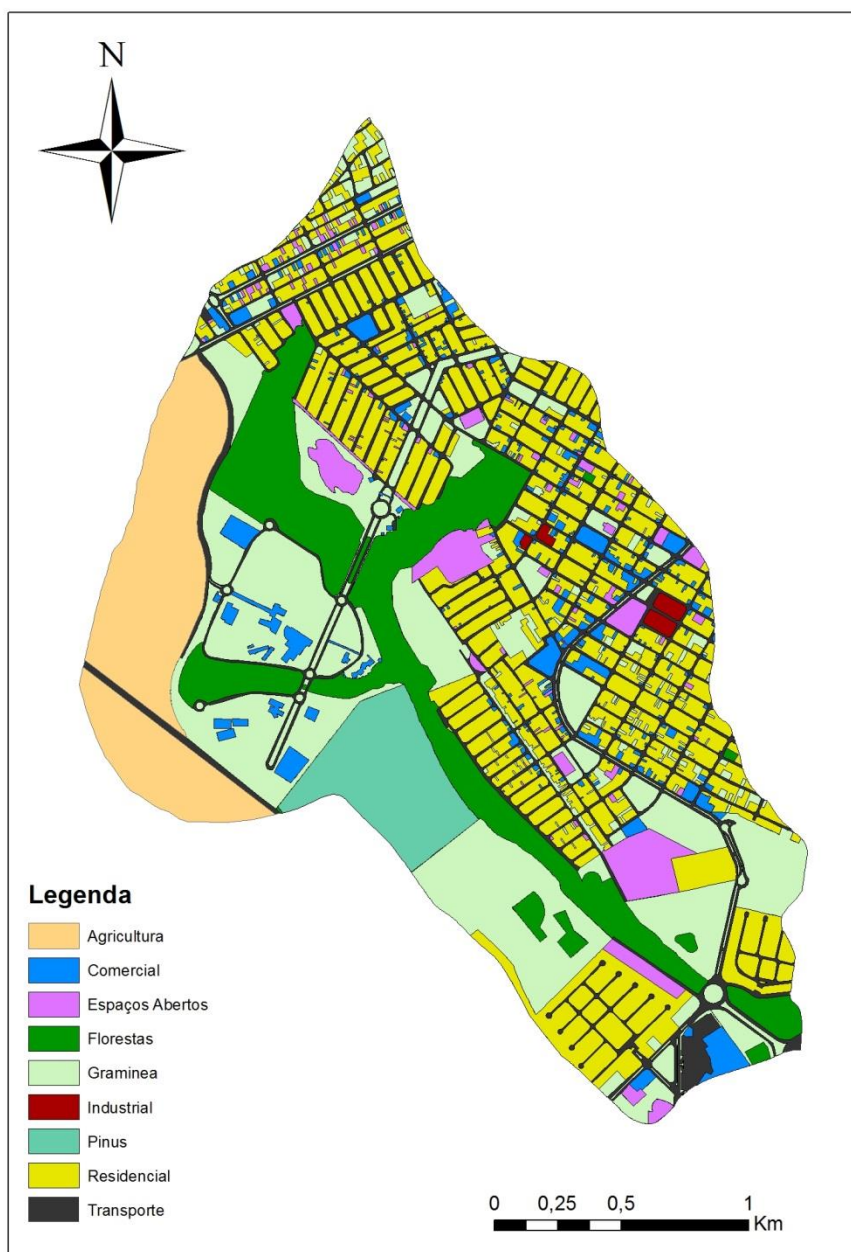


Figura 19 – Mapa de classes de uso e ocupação do solo. Fonte: Adaptado de Martins e Brandão (2015).

O mapa de classes de uso e ocupação do solo apresenta 9 classes temáticas:

- Agricultura – engloba parcelas ocupadas pelo cultivo de cana-de-açúcar;

- Comercial – compreende as construções do campus universitário da USP, além de estabelecimentos de caráter comercial, como o shopping, lojas, supermercados, açougues, dentre outros;
- Espaços Abertos – compreendem áreas de parques, praças e lotes urbanos não construídos;
- Florestas – compreendem zonas ocupadas por árvores e a mata ciliar dos córregos;
- Gramíneas – incluem toda a superfície vegetada por gramíneas;
- Industrial – foram enquadradas nesta classe todas as indústrias identificadas na região;
- Pinus – engloba a plantação de pinus, explorada pela empresa Faber-Castell, presente na bacia;
- Residencial – compreende todos os lotes residenciais construídos (todos apresentaram área inferior a 500 m<sup>2</sup>);
- Transporte – esta classe abrange todas as ruas, avenidas e estacionamentos instalados na bacia.

As áreas obtidas para cada classe, pertencentes à bacia, estão expressas na Tabela 5:

Tabela 5 – Áreas de cada classe de uso e ocupação do solo na bacia.

Classe de Uso do Solo	Área (km <sup>2</sup> )
Agricultura	0,589
Comercial	0,253
Espaços Abertos	0,243
Florestas	0,758
Gramíneas	1,494
Industrial	0,021
Pinus	0,262
Residencial	1,517
Transporte	0,713
<b>TOTAL</b>	<b>5,850</b>

## 4.2 Parâmetros de projeto

O planejamento de WC como medidas de controle de qualidade de águas pluviais, quando previstos critérios de desempenho de remoção, necessita de um conjunto de parâmetros iniciais, dentre os quais se destacam como fatores chave:

- Precipitação: o projeto poderá ser dimensionado para chuvas críticas, com períodos de retorno específicos, ou poderá ser dimensionado conforme as médias anuais de precipitação, objetivando uma performance média em longo prazo;



- Precipitação efetiva: a precipitação efetiva é a parcela da chuva que não é retida e se transforma em ESD, também conhecido como *runoff*. É um parâmetro importante para determinar o volume de águas pluviais que será armazenado no sistema de *wetlands*, e depende do uso e ocupação da bacia;
- Hidrograma afluente ao sistema: o hidrograma é a forma como a precipitação efetiva se transforma em escoamento, representado por um gráfico das vazões ao longo do tempo. É importante para abordagens detalhadas, além de necessário ao dimensionamento de mecanismos de proteção às WC para grandes vazões;
- Parâmetros de qualidade das águas pluviais: a determinação de quais parâmetros de qualidade serão levados em consideração, assim como suas concentrações, são fatores importantes de dimensionamento, pois a performance de remoção desejada afeta o tamanho das WC;
- Áreas disponíveis: áreas disponíveis são cruciais para os sistemas de WC, pois o aumento do desempenho de remoção, assim como da vazão máxima suportada, exige o aumento da área ocupada pelas WC, havendo limitações impostas pelo espaço disponível.

### 4.3 Modelagem hidrológica

O primeiro passo na modelagem hidrológica foi a determinação das chuvas de projeto. Posteriormente, procedeu-se à obtenção da precipitação efetiva por meio do coeficiente de *runoff* ( $C_R$ ), e foram então elaborados hidrogramas para se caracterizar o escoamento.

De posse dos resultados sobre o ESD, foi realizada a modelagem de qualidade.

Após a determinação dessas características para a bacia, foram delimitadas as sub-bacias e selecionadas as áreas a terem seu ESD tratado por WC. Repetiu-se então todo o processo utilizado na bacia, individualmente para cada área selecionada, a fim de se obter as vazões afluentes e os parâmetros de qualidade das águas pluviais para cada *wetland*.

#### 4.3.1 Chuvas de projeto

Neste trabalho optou-se por utilizar três abordagens diferentes quanto à determinação das chuvas de projeto, de forma a apresentar estratégias de dimensionamento comparáveis entre si.

#### 4.3.1.1 Abordagem 1: Chuvas críticas de duração igual ao tempo de concentração da bacia

Na primeira abordagem foi utilizada uma chuva crítica com a duração igual ao tempo de concentração da bacia. Nesse caso buscou-se uma modelagem dinâmica, com uma precipitação capaz de gerar uma vazão de pico na bacia. Para tal, foi necessária a determinação do tempo de concentração da bacia e a distribuição da chuva em um hietograma.

Na determinação das chuvas críticas foi utilizada a curva de Intensidade-Duração-Frequência (IDF) proposta por Barbassa (1991) para o Município de São Carlos, que relaciona a intensidade das chuvas, sua duração e seu respectivo tempo de retorno, baseada em séries históricas de precipitação:

$$i = \frac{1681,8 \cdot TR^{0,11}}{(t + 16)^{0,936}} \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

i – intensidade, em mm/h;

TR – tempo de retorno, em anos;

t – duração da chuva, em minutos.

Conforme já mencionado, a duração da chuva (t) utilizada foi igual ao tempo de concentração ( $T_c$ ) da bacia hidrográfica. Esse critério é comumente adotado por projetistas, pois o pico de ESD se dá quando toda a bacia está contribuindo, resultando em uma duração crítica de chuva igual ao  $T_c$ .

O tempo de retorno (TR) escolhido para essa modelagem foi de 2 anos. Não se optou por um TR muito elevado, pois trata-se de um dimensionamento para mecanismos de melhoramento de qualidade das águas pluviais, onde tempos de retorno muito elevados podem ocasionar na subutilização do sistema dimensionado, o que difere de tempos de retorno geralmente utilizados em projetos de controle de cheias.

As chuvas foram distribuídas conforme o método do *Bureau of Reclamation*, gerando os hietogramas de projeto. Conforme a descrição de Bertoni e Tucci (1993), o método do *Bureau of Reclamation* consiste nos seguintes passos:

- Determinação das precipitações totais correspondentes às diferentes durações, em intervalos gradativos até o  $T_c$ , pela aplicação da curva IDF;
- Determinação dos incrementos de chuva correspondentes a cada incremento de duração;

- Rearranjo dos incrementos de chuva na seguinte forma: 6, 4, 3, 1, 2, 5, 7, 8, 9, etc. (a numeração indica a ordem de magnitude).

Colocando o maior valor no quarto intervalo, procura-se maximizar o pico do hidrograma, já que as chuvas iniciais são mais afetadas pelas perdas por infiltração e depressões da bacia.

Para a elaboração dos hidrogramas, previstos na Abordagem 1, foram ainda determinados os tempos de concentração e os hidrogramas unitários sintéticos.

O método selecionado para a determinação do tempo de concentração ( $T_c$ ) da bacia foi a Fórmula de Kirpich, pois segundo Silveira (2005), a fórmula apresenta bons resultados para bacias rurais de médio e grande porte (até 20.000 km<sup>2</sup>), e bacias urbanas de até 26 km<sup>2</sup>.

A Fórmula de Kirpich foi desenvolvida com dados de 7 pequenas bacias rurais do Tenesse, com declividades variando entre 3 e 10% e área de drenagem com, no máximo, 0,5 km<sup>2</sup>. Por terem, em geral, um caráter empírico, frequentemente as fórmulas de  $T_c$  são apresentadas em textos técnicos e acadêmicos sem fazer referência às suas condições de origem e, conseqüentemente, aos seus limites de aplicação. Quando a aplicação de uma fórmula viola essas condições de origem, a princípio seu uso poderia ser considerado abusivo, mas isto, muitas vezes, não é reconhecido, por haver um código de aceitação mútua entre projetistas e fiscais, pois é possível que uma fórmula, obtida em um contexto diferente, obtenha bons resultados, captando por acaso a realidade física do processo (SILVEIRA, 2005).

A Fórmula de Kirpich pode ser expressa por:

$$T_c = 0,0194 \cdot \left( \frac{L_h}{\sqrt{S_c}} \right)^{0,77} \quad \text{Equação 13}$$

Onde:

$T_c$  – tempo de concentração, em min;

$L_h$  – comprimento do percurso hidráulico, desde o ponto mais distante até o exutório, em m;

$S_c$  – declividade do percurso hidráulico, em m/m.

Os valores do comprimento do percurso hidráulico ( $L_h$ ) e da declividade do percurso hidráulico ( $S_c$ ) foram obtidos com o *software* ArcGIS 10.1.

Após a determinação do TC, obteve-se o hidrograma unitário (HU).

O HU é uma função de transferência usada para converter um hietograma de chuva excedente em um hidrograma de projeto. Parte-se da hipótese de que chuvas efetivas de intensidades constantes e mesmas durações geram hidrograma com tempos de pico e durações

iguais, estando os deflúvios gerados na mesma proporção das chuvas efetivas. Ou seja, se é determinado, para uma bacia, o hidrograma para 1 cm de chuva efetiva (hidrograma unitário), então podem-se determinar por proporção, os deflúvios para outros totais de precipitação excedente, desde que as chuvas tenham a mesma duração (CANHOLI, 2005).

Para obtenção dos hidrogramas de projeto optou-se pelo método do HU sintético (HUS). Segundo McCuen (1998), esse método foi construído com base na observação de hidrogramas reais em um grande número de bacias, os quais foram adimensionalizados pela divisão das ordenadas de vazão pela vazão de pico, e das ordenadas de tempo de duração pelo tempo de pico. Por fim, uma média dos hidrogramas adimensionais foi então computada.

As principais características do HU podem ser obtidas pelas seguintes equações:

$$T_p = \frac{d}{2} + 0,6 \cdot T_c \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

$T_p$  – tempo de pico do hidrograma, em horas;

$T_c$  – tempo de concentração da bacia, em horas;

$d$  – duração da chuva, em horas.

$$Q_p = \frac{0,208 \cdot A_b}{T_p} \quad \text{Equação 15}$$

Onde:

$Q_p$  – vazão de pico, em m<sup>3</sup>/s, por mm de chuva efetiva;

$A_b$  – área da bacia, em km<sup>2</sup>.

Após a obtenção das principais características do HU, utilizam-se relações adimensionais registradas na literatura científica para a confecção do hidrograma, na Tabela 6:

Tabela 6 – Relações para o Hidrograma Unitário sintético do SCS

Proporções de tempo	Proporções de Vazão
$t/T_p$	$Q/Q_p$
0	0
0,1	0,03
0,2	0,1
0,3	0,19
0,4	0,31
0,5	0,47
0,6	0,66
0,7	0,82
0,8	0,93
0,9	0,99
1	1
1,1	0,99
1,2	0,93
1,3	0,86
1,4	0,78
1,5	0,68
1,6	0,56
1,7	0,46
1,8	0,39
1,9	0,33
2	0,28
2,2	0,207
2,4	0,147
2,6	0,107
2,8	0,077
3	0,055
3,2	0,04
3,4	0,029
3,6	0,021
3,8	0,015
4	0,011
4,5	0,005
5	0

Fonte: Mccuen (1998).

Após a obtenção do HU pelas relações adimensionais da Tabela 6, se fez necessário o conhecimento de valores do hidrograma em tempos intermediários aos fornecidos pela referida tabela, de forma a se obter uma discretização de tempo menor. Valores intermediários do HU foram obtidos pela interpolação cúbica *spline*, adequada a esse formato de série de dados, tornando possível utilizar qualquer discretização de tempo desejada. Para a realização dessa interpolação foi utilizado o *software* Maple 18.

Conforme essa metodologia, foi gerado o HU para a bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, com discretização de 1 minuto.

#### 4.3.1.2 Abordagem 2: Chuvas críticas de 24 horas

Na segunda abordagem também foi utilizada a Equação 12, porém com tempo de retorno de 1 ano, e duração de 24 horas. Com base nesta abordagem, foram dimensionados sistemas conforme sua capacidade de armazenamento das chuvas, não importando, neste caso, as características dinâmicas do escoamento.

O principal objetivo desta abordagem foi explorar a capacidade de variação dos níveis d'água, com um sistema capaz de comportar um volume máximo de inundação com uma frequência anual.

#### 4.3.1.3 Abordagem 3: Índice de precipitação anual

Na terceira e última abordagem, foi utilizado o índice de precipitação anual para o Município de São Carlos, de 1.392 mm, proposto por Embrapa (2003). Em conjunto com esse índice também foram utilizados índices anuais de remoção de poluentes em *wetlands* construídas, de forma a se dimensionar sistemas visando atender a médias anuais de desempenho.

#### 4.3.2 Precipitação efetiva

Obtidas as chuvas de projeto para as 3 abordagens, o passo seguinte foi estimar a precipitação efetiva. Não se optou pelo método do Soil Conservation Service (SCS) pelo fato de que o mesmo não pode ser aplicado diretamente ao caso do índice anual de precipitação. Sendo válido para eventos singulares, sua aplicação nesse caso só seria possível por meio de uma simulação contínua.

Portanto, optou-se pelo coeficiente de escoamento superficial, também conhecido como coeficiente de *runoff*, para estimar a precipitação efetiva.

##### 4.3.2.1 Coeficiente de *runoff*

Para a determinação da precipitação efetiva optou-se pelo coeficiente de *runoff*:

$$C_R = \frac{P_e}{P_{total}} \quad \text{Equação 16}$$

Onde:

$C_R$  – coeficiente de *runoff*, adimensional;

$P_e$  – precipitação efetiva de determinada superfície, em mm;

$P_{total}$  – precipitação total, em mm.

O  $C_R$  é um adimensional que representa a parcela da precipitação que não é infiltrada e se transforma em escoamento superficial. Esse parâmetro foi selecionado por ser conceitualmente adequado para se obter a precipitação efetiva em todas as três abordagens deste trabalho, pois seu valor pode ser estabelecido tanto para a precipitação anual, quanto para os eventos críticos modelados.

Um  $C_R$  específico deve ser adotado para cada tipo de uso e ocupação do solo, tendo seus valores sido determinados com o auxílio da Tabela 7:

Tabela 7 – Coeficientes de *runoff*, de acordo com o Grupo de Solo Hidrológico (A, B, C, D) e declividade, para um período de retorno inferior a 25 anos.

Land Use	A			B			C			D		
	0-2%	2-6%	>6%	0-2%	2-6%	>6%	0-2%	2-6%	>6%	0-2%	2-6%	>6%
Solos cultivados	0.08	0.13	0.16	0.11	0.15	0.21	0.14	0.19	0.26	0.18	0.23	0.31
Pastagens	0.12	0.20	0.30	0.18	0.28	0.37	0.24	0.34	0.44	0.30	0.40	0.50
Prado	0.10	0.16	0.25	0.14	0.22	0.30	0.20	0.28	0.36	0.24	0.30	0.40
Florestas	0.05	0.08	0.11	0.08	0.11	0.14	0.10	0.13	0.16	0.12	0.16	0.20
Lotes residenciais de 500 m <sup>2</sup>	0.25	0.28	0.31	0.27	0.30	0.35	0.30	0.33	0.38	0.33	0.36	0.42
Lotes residenciais de 1.000 m <sup>2</sup>	0.22	0.26	0.29	0.24	0.29	0.33	0.27	0.31	0.36	0.30	0.34	0.40
Lotes residenciais de 1.350 m <sup>2</sup>	0.19	0.23	0.26	0.22	0.26	0.30	0.25	0.29	0.34	0.28	0.32	0.39
Lotes residenciais de 2.000 m <sup>2</sup>	0.16	0.20	0.24	0.19	0.23	0.28	0.22	0.27	0.32	0.26	0.30	0.37
Lotes residenciais de 4.000 m <sup>2</sup>	0.14	0.19	0.22	0.17	0.21	0.26	0.20	0.25	0.31	0.24	0.29	0.35
Industrial	0.67	0.68	0.68	0.68	0.68	0.69	0.68	0.69	0.69	0.69	0.69	0.70
Comercial	0.71	0.71	0.72	0.71	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72
Ruas	0.70	0.71	0.72	0.71	0.72	0.74	0.72	0.73	0.76	0.73	0.75	0.78
Espaços Abertos	0.05	0.10	0.14	0.08	0.13	0.19	0.12	0.17	0.24	0.16	0.21	0.28
Estacionamentos	0.85	0.86	0.87	0.85	0.86	0.87	0.85	0.86	0.87	0.85	0.86	0.87

Fonte: Adaptado de McCuen (1998).

Conforme o mapa pedológico da bacia do córrego do Mineirinho (Figura 17), há na bacia dois tipos de solo, o latossolo vermelho amarelo e o latossolo vermelho escuro. De acordo com a classificação adaptada por Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005), ambos os tipos de solo enquadram-se no tipo hidrológico de solo “B”.

Com o auxílio do *software* ArcGIS 10.1, verificou-se que a declividade média de todas as classes encontra-se entre 2 e 6%.

De posse desses dados, foi atribuído a cada classe de uso e ocupação de solo um valor de  $C_R$ , e obtido o ESD nas três abordagens previstas.

#### 4.4 Modelagem de qualidade

Segundo Porto (1995), os polutogramas, isto é, a variação no tempo da concentração dos diversos poluentes no escoamento superficial, exibem enormes diferenças entre eventos de precipitação e, portanto, o fator Concentração Média no Evento (CME) tem sido preferido para indicar a carga poluidora total que será lançada no corpo receptor.

Para Kadlec e Wallace (2009), devido à falta de detalhes documentando o comportamento das concentrações de poluentes, por necessidade, se utilizam as concentrações médias de eventos na determinação de concentrações afluentes à *wetland*.

Em face à falta de estudos consolidados acerca da poluição difusa na bacia do córrego do Mineirinho, à época do desenvolvimento deste estudo, foram utilizados valores de CME registrados na literatura.

Optou-se por trabalhar com 2 parâmetros: DBO e Fósforo. O primeiro, por se tratar de um dos principais parâmetros de qualidade de águas, e o segundo, por se tratar de um importante macronutriente, estando seu excesso relacionado a processos de eutrofização.

##### 4.4.1 Concentração Média do Evento

A Concentração Média de Evento (CME) é frequentemente utilizada em projetos de tratamento de poluição difusa, apresentando a praticidade de um modelo empírico. Os valores de CME utilizados foram propostos por Baird (1996), apresentados na Tabela 1, sendo aplicados conforme a Equação 17:

$$CME = \frac{\sum V_i CME_i}{V} \quad \text{Equação 17}$$

Onde:

CME – Concentração média de determinado poluente, durante o evento, em mg/L;

$CME_i$  – concentração média de evento baseada na literatura, para determinado tipo de uso e ocupação, em mg/L;

V – volume total escoado durante o evento, em L;

$V_i$  – volume de escoamento gerado por determinada classe de uso e ocupação, em L.

Nesta etapa concluiu-se um diagnóstico prévio da bacia, obtendo-se o ESD em três situações diferentes, além das concentrações de DBO e Fósforo das águas pluviais. Dessa



maneira, pôde-se avaliar as cargas com as quais cada tipo de uso e ocupação de solo contribui, de forma a auxiliar na escolha das áreas a serem abrangidas pelo tratamento.

#### **4.5 Definição das áreas atendidas por *Wetlands Construídas***

O manejo da poluição difusa gerada em uma bacia hidrográfica envolve uma grande gama de fatores, uma vez que a bacia interage com sistemas humanos e sistemas naturais simultaneamente. Essas interações são complexas e dinâmicas, exigindo um planejamento em múltiplas escalas, sob a influência de diversos atores (PATTERSON, SMITH e BELLAMY, 2013).

No presente estudo optou-se pela simplificação do tema, avaliando-se apenas os critérios técnicos envolvidos na implementação de WC.

Na delimitação de áreas atendidas pelos sistemas foram considerados os seguintes fatores, em ordem de importância:

1. Terrenos e áreas disponíveis para a implantação dos sistemas;
2. Localização apropriada para abrigar sistemas *off-line*, ou seja, que interceptem as águas pluviais antes de atingirem os corpos d'água;
3. Possibilidade de abastecimento dos sistemas exclusivamente por meio da gravidade, sem a necessidade de bombas;
4. Relevo favorável para a construção dos sistemas;
5. Áreas, a terem suas águas pluviais tratadas, compatíveis com o tamanho das áreas disponíveis para a implantação dos sistemas;
6. Priorização do tratamento do ESD de regiões que possuem maior índice de impermeabilidade e maior atividade antrópica;
7. Proximidade dos sistemas com as matas nativas na bacia hidrográfica, de forma a estimular sua integração.

Como se pôde observar, não se objetivou o tratamento de todo o escoamento superficial da bacia, e sim a priorização de áreas aptas a receber os sistemas, pois há limitações impostas a uma área cuja ocupação já foi realizada.

O presente estudo também optou por não trabalhar com cenários futuros de uso e ocupação, uma vez que a modelagem realizada se trata de uma exploração da técnica, não consistindo em um projeto básico propriamente dito.

Para cada região selecionada para ter seu ESD tratado, foram realizadas novamente as etapas de modelagem hidrológica, para abordagens 1, 2 e 3, determinadas suas precipitações

efetivas e hidrogramas, e realizada a modelagem de qualidade, obtendo-se assim as vazões em cada tipo de abordagem e os parâmetros de qualidade da água afluente aos sistemas de WC.

Procedeu-se então à modelagem de bacias de retenção, para o caso da modelagem dinâmica abrangida na Abordagem 1, e da modelagem de performance das WC, descritas nas seções subsequentes.

Após a modelagem de performance dos sistemas, as áreas atendidas pelo tratamento foram ampliadas ou reduzidas em um processo iterativo, de forma a se ajustarem às capacidades de tratamento dos sistemas e suas limitações.

#### 4.6 Modelagem de *Wetlands* de Superfície Livre

No caso de águas pluviais, a utilização de bacias de retenção, prévias às WC, pode atuar como um regulador de vazões e como proteção contra o assoreamento. Por tais motivos, é muito comum a adoção dessa medida em conjunto com WC (KELLAGHER *et al.*, 2007; MELBOURNE WATER, 2010; SCHUELER e CLAYTOR, 2000; USEPA, 2000).

Optou-se então por modelar as WC em associação com bacias de retenção na Abordagem 1. No dimensionamento das WC conforme as chuvas de 24 horas (Abordagem 2), e conforme o ESD anual (Abordagem 3), não foram consideradas as bacias de retenção por se tratarem de abordagens simplificadas, insensíveis à dinâmica de um amortecimento de vazões. Porém, nada impede sua implementação visando proteger o sistema ao longo do tempo e regularizar as vazões de entrada.

Os sistemas foram modelados para atender a um desempenho mínimo de 50% de remoção de cargas de DBO e Fósforo para a Abordagem 1, e de 80% das cargas de DBO e Fósforo para a Abordagem 3.

Na Abordagem 2 não foram utilizados critérios de desempenho, sendo os sistemas modelados apenas para conter a totalidade do volume de ESD gerado pelo evento crítico de 24 horas de duração.

##### 4.6.1 Bacias de retenção

O formato de reservatório selecionado para as bacias de retenção foi o de prisma-trapezoidal, com razão horizontal-vertical de 3H:1V. De acordo com *Georgia Stormwater Management Manual* (GSMM, 2016), o volume de um reservatório prismático pode ser dado por:

$$V = L \cdot W \cdot D + (L + W) \cdot Z \cdot D^2 + 4/3 \cdot Z^3 \cdot D^3 \quad \text{Equação 18}$$

Onde:

V – volume do reservatório, em m<sup>3</sup>;

L – comprimento da base, em m;

W – largura da base, em m;

D – profundidade do reservatório, em m;

Z – razão horizontal-vertical das bordas, adimensional.

As bacias de retenção foram posicionadas próximas às WC, ligadas por uma tubulação de 6 m, de forma que as vazões recebidas sejam transferidas para as WC por gravidade.

A relação de L/D se mostrou menor do que 100, sendo sob essa condição possível utilizar a lei dos orifícios para calcular a vazão descarregada (PORTO, 2006).

A equação da lei dos orifícios é apresentada a seguir:

$$Q = C_d \cdot A_o \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot H} \quad \text{Equação 19}$$

Onde:

Q – vazão descarregada, em m<sup>3</sup>/s;

C<sub>d</sub> – coeficiente de descarga, adimensional;

A<sub>o</sub> – área do orifício, em m<sup>2</sup>;

g – aceleração da gravidade, em m/s<sup>2</sup>;

H – carga hidráulica (calculada pela diferença entre a cota da superfície da água e a cota do centro da saída do orifício) em m.

Os valores de C<sub>d</sub> adotados foram os propostos por Lencastre *apud* Porto (2006).

Para realizar o cálculo das vazões de saída das bacias de retenção, em função do diâmetro dos orifícios de saída, foi aplicado um método de propagação de vazões conhecido como Método Iterativo, que possui como base a equação da continuidade.

A equação para aplicação do Método Iterativo é:

$$Q_{A1} + Q_{A2} + \frac{V_1}{\Delta t/2} - Q_{E1} - Q_{E2} = \frac{V_2}{\Delta t/2} \quad \text{Equação 20}$$

Onde:

Q<sub>A1</sub> – vazão afluente no início do intervalo de tempo, em m<sup>3</sup>/s;

Q<sub>A2</sub> – vazão afluente no final do intervalo de tempo, em m<sup>3</sup>/s;

Δt – intervalo de tempo discretizado, em s;

V<sub>1</sub> – volume armazenado no reservatório no início do intervalo de tempo, em m<sup>3</sup>;

$V_2$  – volume armazenado no reservatório no final do intervalo de tempo, em  $m^3$ ;

$Q_{E1}$  – vazão efluente no início do intervalo de tempo, em  $m^3/s$ ;

$Q_{E2}$  – vazão efluente no final do intervalo de tempo, em  $m^3/s$ .

A Equação 18 foi utilizada para se obterem as curvas cota-volume, e em conjunto com a Equação 19 para se obter as curvas cota-vazão de cada reservatório. Ambas as curvas subsidiaram a aplicação da Equação 20.

As vazões afluentes às bacias de retenção foram determinadas pelos hidrogramas sintéticos, gerados conforme as características de cada área. As vazões de saída obtidas pelo Método Iterativo, então amortecidas, foram utilizadas na modelagem dinâmica dos sistemas de *wetlands*, empregada na Abordagem 1.

#### 4.6.2 Dimensionamento das Wetlands de Superfície Livre

Foram utilizados três tipos de precipitação, conforme já mencionado. Esta seção se refere ao método utilizado para as Abordagens 1 e 3.

Conforme explicitado previamente, as WSL são a principal escolha no tratamento de águas pluviais, pois as vazões afluentes dependem da precipitação, apresentando variações que podem ser acomodadas pela variação do nível de água na *wetland*. Por essa razão, optou-se pelas WSL.

Optou-se pelo modelo P-k-C\*, proposto por Kadlec e Wallace (2009), para prever as performances das WSL. O modelo recebe esse nome por suas três principais variáveis:

- O número de tanques em série adotado, P;
- A constante cinética de primeira ordem, k;
- O valor da concentração irreduzível adotado, C\*.

Essas variáveis são utilizadas na calibração do modelo. Em projetos de WC, pode-se utilizar valores de k e de C\* obtidos em sistemas piloto, ou valores propostos na literatura, como em Kadlec e Wallace (2009), desde que os coeficientes sejam obtidos em condições semelhantes às do projeto.

O número de tanques (P) adotado no modelo está relacionado à eficiência da hidráulica interna da *wetland*, dividindo o seu balanço hídrico e o balanço do decaimento de poluentes em subseções, conforme apresentado na Figura 20:

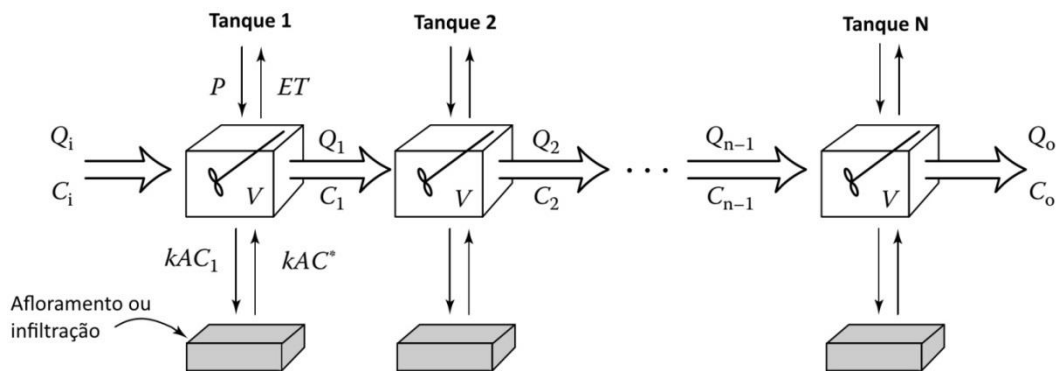


Figura 20 – O modelo de Tanques em Série, para hidráulica interna e remoção de poluentes. Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

O modelo P-k-C\* encontra-se em um meio-termo entre o fluxo em pistão e a mistura completa. Fatores como a relação comprimento/largura e a utilização de bermas como divisões físicas na *wetland* auxiliam na diminuição do surgimento de caminhos preferenciais, responsáveis por encurtar o tempo de detenção hidráulica, promovendo assim uma maior eficiência hidráulica, representada por um maior valor de P.

Em suma, quanto maior o valor de P, menor será a área da *wetland* necessária para atingir a eficiência de tratamento. Porém, para aumentar o valor de P, são necessários mais investimentos na construção do sistema, como a construção de bermas ou de diversas células em série, que podem acarretar no aumento do valor do projeto.

A constante cinética de primeira ordem k, e o valor da concentração irreduzível C\*, são responsáveis por descrever o decaimento de poluentes. A constante cinética determina a velocidade com a qual determinado poluente irá se degradar ao longo da *wetland*. Quanto à concentração irreduzível, ela representa o valor mínimo de concentração ao qual o sistema consegue atingir em termos de concentração de poluentes, funcionando como um artifício na obtenção de melhores ajustes a dados observados. Tais recursos promovem melhores resultados com a cinética de primeira ordem.

O dimensionamento das WSL, pelo modelo P-k-C\*, se dá de forma iterativa, determinando-se uma área inicial e realizado dois balanços: o balanço hídrico e o balanço de poluentes. Concluídos os balanços, altera-se a área até que se obtenha uma remoção compatível com os objetivos estabelecidos. Tanto o balanço hídrico, quanto o balanço de poluentes, são explanados a seguir.

#### 4.6.2.1 Balanço Hídrico

Assumindo-se o nível de água constante, pode-se realizar o balanço hídrico de uma *wetland* por uma das seguintes equações:

$$Q_o = Q_i + A(P' - ET - I) \quad \text{Equação 21}$$

$$q_o = q_i + (P' - ET - I) \quad \text{Equação 22}$$

Onde:

A – área da *wetland*, em m<sup>2</sup>;

ET – evapotranspiração, em m/d;

I – infiltração, em m/d;

P' – precipitação, em m/d;

q – taxa de carga hidráulica, em m/d;

Q<sub>i</sub> – vazão de entrada, em m<sup>3</sup>/d;

Q<sub>o</sub> – vazão de saída, em m<sup>3</sup>/d;

q<sub>i</sub> – taxa de carga hidráulica de entrada, em m/d;

q<sub>o</sub> – taxa de carga hidráulica de saída, em m/d.

O modelo de P-k-C\* foi utilizado para modelar a distribuição dos tempos de detenção na *wetland*, sendo aplicado inicialmente ao balanço hídrico. O valor adotado para P foi de 3 tanques, pois segundo Kadlec e Wallace (2009), um valor 3 ou 4 tanques é frequentemente alcançado por uma WSL com modesta relação de comprimento/largura, recomendando-se a proporção mínima de 3:1. Essa proporção foi respeitada no dimensionamento dos sistemas.

O modelo P-k-C\* deve ser aplicado em sequência, conforme a Figura 20, em todos os tanques, a fim de realizar o balanço hídrico. A equação do primeiro tanque pode ser dada como:

$$Q_1 = Q_i + A_1(P' - ET - I) \quad \text{Equação 23}$$

Onde:

A<sub>1</sub> – área do tanque 1, em m<sup>2</sup>;

Q<sub>1</sub> – vazão na saída do tanque 1, em m<sup>3</sup>/d;

Q<sub>i</sub> – vazão de entrada, em m<sup>3</sup>/d.

Os dados utilizados na Equação 23 foram:

1. Vazão de entrada (Q<sub>i</sub>), determinada pelo ESD da área drenada atendida pela *wetland*;

2. Precipitação (P'), que no caso de eventos críticos foi obtida com a aplicação da curva IDF proposta por Barbassa (1991), e no caso da precipitação anual foi utilizado o valor proposto por Embrapa (2003), de 1.392 mm/ano;
3. Evapotranspiração (ET), onde foram utilizados valores propostos por Embrapa (2003), de 952 mm/ano de evapotranspiração potencial (ETP), utilizada nas Abordagens 1 e 2, e de 904 mm/ano para a evapotranspiração real (ETR), utilizada na Abordagem 3;
4. Infiltração (I), onde adotou-se o valor mínimo de infiltração para o grupo de solo hidrológico "B", de 3,81 mm/h;
5. Área (A), valor definido a fim de se obter a performance desejada;
6. Número de tanques em série, adotando-se o valor de 3, conforme recomendações encontradas em Kadlec e Wallace (2009).

A Equação 23 foi aplicada a todos os tanques em sequência, obtendo-se como resultado a vazão de saída do sistema, finalizando o balanço hídrico do sistema.

#### 4.6.2.2 Balanço de Poluentes

Como se visa prever a melhoria da qualidade das águas, o modelo P-k-C\* adiciona ao balanço hídrico as concentrações de poluentes afluentes ao sistema, as constantes de primeira ordem e a concentração irreduzível do sistema, gerando-se assim a equação do balanço de massa na saída do tanque número um:

$$C_1 = \frac{Q_i C_i + (k \cdot C^*)}{Q_1 + (\alpha ET) A_1 + (I * A_1) + (k * A_1)} \quad \text{Equação 24}$$

Onde:

$C_1$  – concentração na saída do tanque 1, em mg/L;

$Q_1$  – vazão na saída do tanque 1, em m<sup>3</sup>/d;

$Q_i$  – vazão na entrada, em m<sup>3</sup>/d;

$C_i$  – concentração de entrada, em mg/L;

$k$  – constante cinética de primeira ordem, em m/d;

$C^*$  – concentração irreduzível, equivalente a menor concentração à qual a *wetland* é capaz de reduzir o poluente, em mg/L;

$A_1$  – área do tanque 1, em m<sup>2</sup>;

ET – evapotranspiração, em m/d;

$\alpha$  – fração da evapotranspiração que é transpirada pelas plantas, adimensional;

I – infiltração, em m/d.

A Equação 24 deve ser aplicada para entrada de todos os tanques em série, até se obter a concentração de saída da *wetland*. Os valores das constantes  $C^*$  e  $k$  adotados estão documentados em Kadlec e Wallace (2009).

Quanto a  $k$ , seus valores geralmente são registrados a 20 °C, podendo ser ajustados à temperatura local conforme a aplicação da equação de Arrhenius:

$$k_t = k_{20} \theta^{(T-20)} \quad \text{Equação 25}$$

Onde:

$k_t$  – constante cinética de primeira ordem, à determinada temperatura;

$k_{20}$  – constante cinética de primeira ordem, à 20 °C;

$\theta$  – fator de correção;

$T$  – temperatura em °C.

Os valores utilizados na modelagem, para as constantes  $k$  e  $\theta$ , são apresentados na Tabela 8. Os valores utilizados para  $C^*$  são apresentados na Tabela 9. Tais valores, propostos por Kadlec e Wallace (2009), são provenientes de WSL tratando concentrações similares às modeladas para as águas pluviais da bacia do córrego do Mineirinho.

Tabela 8 – Valores da constante cinética de primeira ordem a 20 °C ( $k_{20}$ ), e do fator de correção ( $\theta$ ), em *wetlands* de superfície livre.

Poluente	$k_{20}$ (m/ano)	$\theta$
DBO (mg/L) <sup>1</sup>	33	$\approx 1$
Fósforo Total (mg/L)	10	1,006

Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

Nota 1: O valor de  $k_{20}$  para a DBO se aplica a sistemas com concentrações de entrada na faixa de 0-30 mg/L.

Tabela 9 – Valores de concentração irreduzível ( $C^*$ ), em *wetlands* de superfície livre.

Poluente	Valores
DBO (mg/L) <sup>1</sup>	2
Fósforo Total (mg/L)	0,002

Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

Nota 1: O valor de  $C^*$  para a DBO se aplica a sistemas com concentrações de entrada na faixa de 0-30 mg/L.

Por meio da Equação 25, os valores de  $k$  foram ajustados à média anual de temperatura para São Carlos, proposta por Embrapa (2003), cujo valor é de 20,5 °C. No entanto, os valores



não sofreram alterações significativas devido à temperatura de referência (20 °C) ser muito próxima à temperatura média anual em São Carlos.

A equação de balanço de massa foi realizada para cada poluente individualmente, pois cada elemento possui um valor específico para as constantes  $k$  e  $C^*$ . O valor de  $P$  geralmente é o mesmo valor empregado no balanço hídrico, porém, exclusivamente com relação à DBO, Kadlec e Wallace (2009) sugerem a utilização de  $P = 1$ .

Sintetizando, os dados utilizados na Equação 24, complementares aos dados já apresentados no balanço hídrico, foram:

1. Concentração de entrada ( $C_i$ ), determinada pela modelagem de qualidade das águas pluviais;
2. Concentração irreduzível ( $C^*$ ), registrada na Tabela 9;
3. Constante cinética de primeira ordem ( $k$ ), registrada na Tabela 8;
4. Fração de evapotranspiração ( $\alpha$ ), adotando-se o valor de 0,5 conforme recomendação de Kadlec e Wallace (2009).

#### **4.7 Avaliação dos sistemas**

Após a finalização das modelagens, pôde-se comparar os resultados de remoção de cargas e concentrações de DBO e Fósforo nas áreas cujo ESD foi tratado pelo sistema, assim como na bacia. Também se buscou explorar as três abordagens de projeto, levantando suas vantagens e desvantagens.

#### **4.8 Fluxograma da metodologia**

Nesta seção, é apresentado um fluxograma de forma a sintetizar a metodologia apresentada nesta seção.

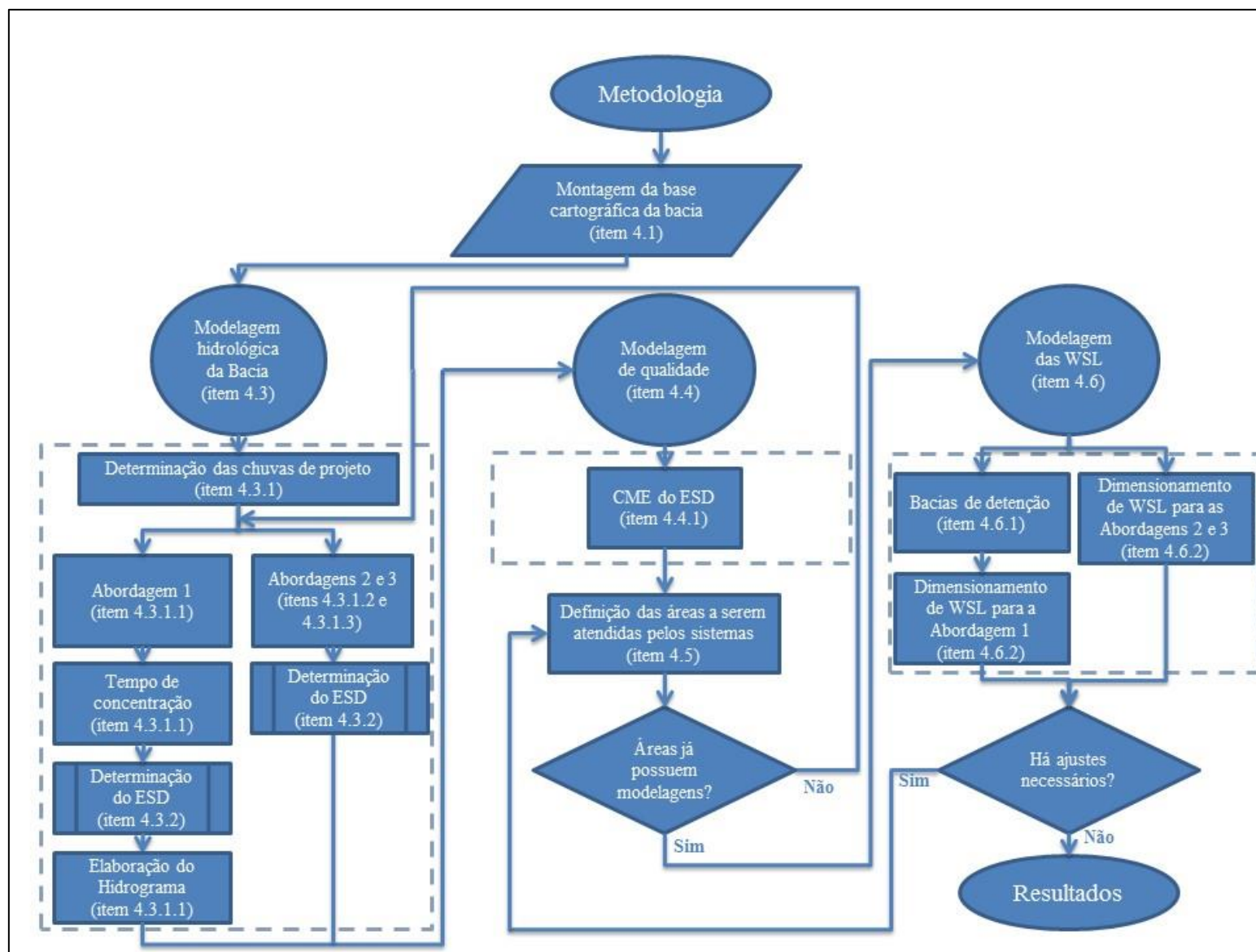


Figura 21 – Fluxograma com as etapas da metodologia utilizada.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados, conforme a ordem de execução do trabalho.

### 5.1 Montagem da base cartográfica

A partir dos dados topográficos e da imagem de satélite, utilizando o *software* ArcGIS 10.1, foi criado o modelo digital de elevação (MDE), essencial para a delimitação das sub-bacias e para obtenção de parâmetros da modelagem hidrológica, conforme a Figura 22:

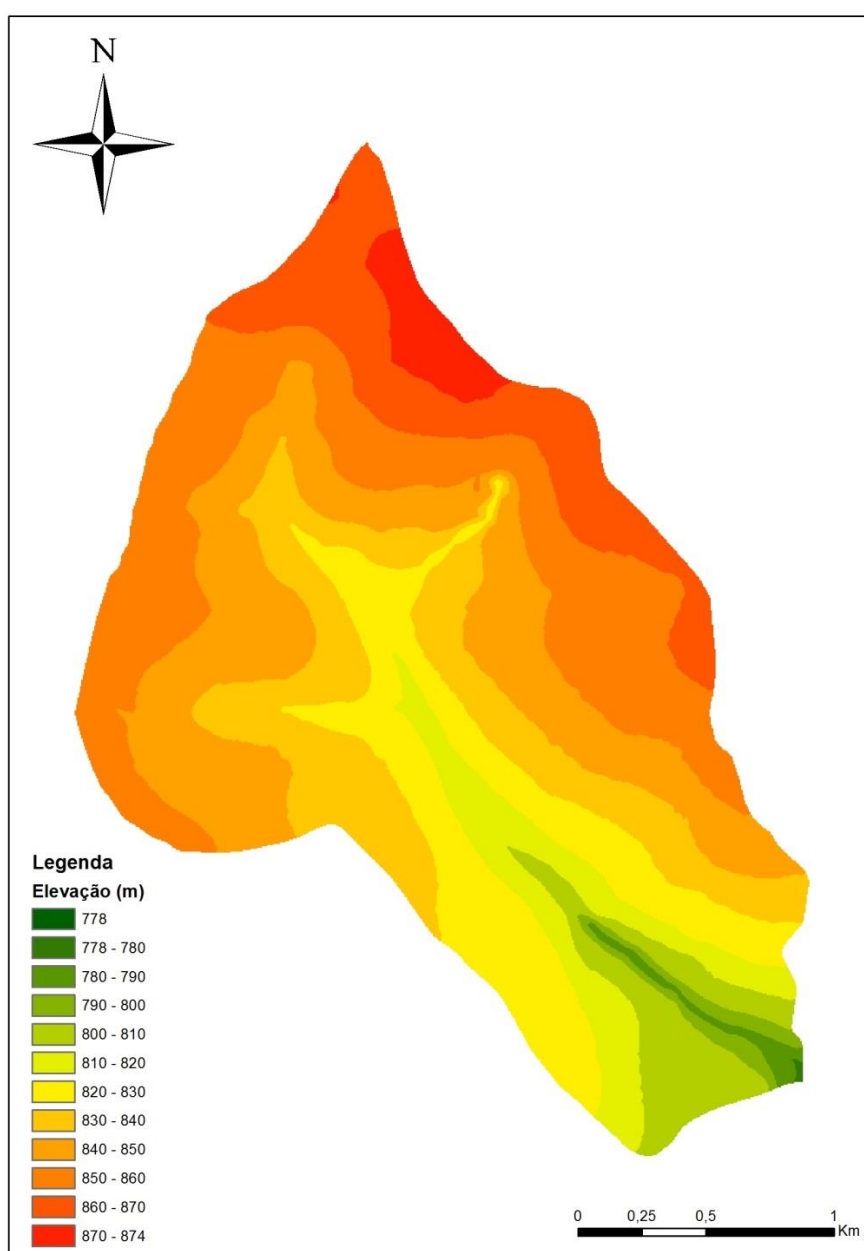


Figura 22 – Modelo Digital de Elevação da bacia do Córrego do Mineirinho.

Após a criação do MDE foi utilizada a biblioteca de funções *Spatial Analyst Tools*, do ArcGIS 10.1, para traçar as sub-bacias do córrego do Mineirinho, representadas na Figura 23:

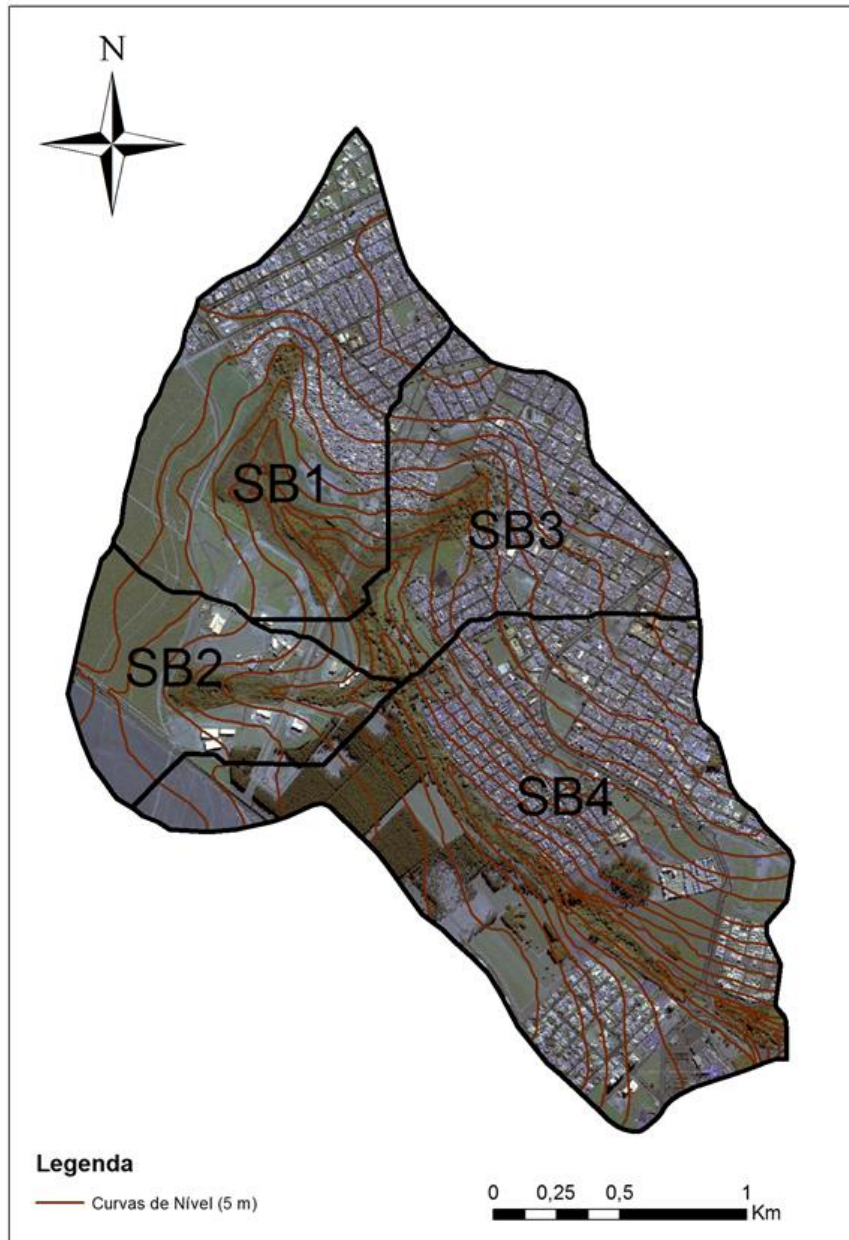


Figura 23 – Sub-bacias do córrego do Mineirinho.

A delimitação das sub-bacias compõe uma das bases para o projeto de WC, pois conforme proposto, as águas pluviais devem ser conduzidas aos sistemas por meio da gravidade, impondo restrições ao tratamento da poluição difusa de uma sub-bacia em outra.

## 5.2 Resultados das modelagens hidrológica e de qualidade para a bacia do córrego do Mineirinho

### 5.2.1 Resultado das chuvas de projeto

Foram obtidos 3 tipos de precipitações, respectivamente utilizados nas 3 abordagens previstas, tanto na obtenção do ESD da bacia, quanto no das áreas a terem suas águas pluviais tratadas.

#### 5.2.1.1 Abordagem 1: Chuvas críticas de duração igual ao tempo de concentração da bacia

Neste caso, o tempo de duração das chuvas críticas foi determinado pelo  $T_c$  da bacia, calculado pela fórmula de Kirpich (Equação 13), conforme o Quadro 1:

Quadro 1 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a bacia do córrego do Mineirinho.

$L_h$ (m)	$Sc$ (m/m)	$T_c$ (min)
4.795	0,01887	61

Pela utilização da curva IDF (Equação 12), foi calculada a precipitação referentes ao tempo de retorno de 2 anos, de duração de 61 minutos, cujo resultado é apresentado no Quadro 2, abaixo:

Quadro 2 – Resultado da aplicação da curva IDF para a Abordagem 1.

TR (anos)	Duração (min)	$P'$ (mm)
2	61	33,66

A precipitação foi então distribuída conforme o método do *Bureau of Reclamation*, resultando no seguinte hietograma:

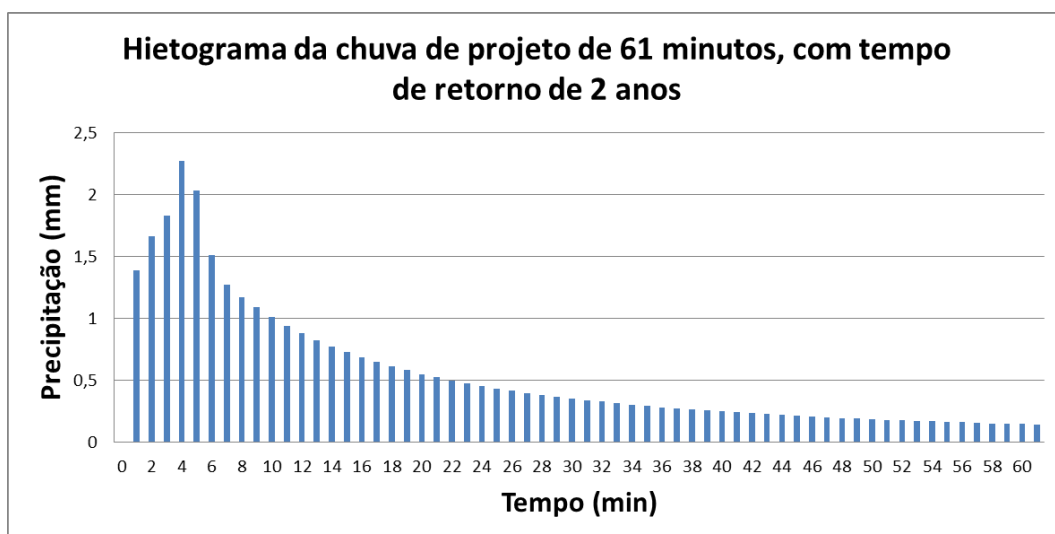


Figura 24 – Hietograma da chuva de projeto de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos.

### 5.2.1.2 Abordagem 2: Chuva crítica de 24 horas

Por meio da curva IDF (Equação 12), foi calculado o evento referente ao tempo de retorno de 1 ano, para a duração de 24 horas, cujo resultado é apresentado no Quadro 3, abaixo:

Quadro 3 – Resultado da aplicação da curva IDF para a Abordagem 2.

TR (anos)	Duração (min)	P' (mm)
1	1440	44,16

### 5.2.1.3 Abordagem 3: Índice anual de precipitação

Quanto à precipitação anual, o índice adotado foi proposto por Embrapa (2003), cujo valor é de 1.392 mm/ano.

## 5.2.2 Precipitação efetiva e CME das Abordagens 1, 2 e 3

Conforme a Tabela 7, foram atribuídos valores de  $C_R$  para cada classe de uso do solo da bacia, associados também ao grupo de solo hidrológico do tipo B e à declividade média de 2 a 6%.

Ademais, ao ESD de cada tipo de uso e ocupação foi atribuída uma CME de DBO e de Fósforo, conforme a Tabela 1, de forma a se obter, por média ponderada, a concentração média dos eventos.

Ambos os resultados de precipitação efetiva e de CMEs, relacionados às precipitações utilizadas nas abordagens 1, 2 e 3, encontram-se nos Quadros 4, 5 e 6:

Quadro 4 –ESD e CME da bacia para chuvas com TR = 2 anos, com 61 minutos de duração (Abordagem 1).

Classe de Uso do Solo	Área (m <sup>2</sup> )	P' (mm)	$C_R$	ESD (m <sup>3</sup> )	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Agricultura	588.625	33,66	0,15	2.971,97	4,00	1,30	11,89	3,86
Comercial	253.106		0,72	6.134,08	23,00	0,32	141,08	1,96
Espaços Abertos	242.728		0,13	1.062,13	0	0,12	0,00	0,13
Florestas	757.593		0,11	2.805,07	5,00	0,01	14,03	0,03
Gramínea (Comercial) <sup>1</sup>	524.452		0,28	4.942,86	23,00	0,32	113,69	1,58
Gramínea (Residencial) <sup>1</sup>	969.761		0,28	9.139,80	25,50	0,57	233,06	5,21
Industrial	20.891		0,68	478,17	14,00	0,28	6,69	0,13
Pinus	262.347		0,11	971,37	5,00	0,01	4,86	0,01
Residencial	1.517.357		0,30	15.322,27	25,50	0,57	390,72	8,73
Transporte	713.023		0,72	17.280,26	6,40	0,22	110,59	3,80
<b>TOTAL</b>	<b>5.849.883</b>	-	-	<b>61.107,96</b>	-	-	<b>1.026,61</b>	<b>25,44</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>16,80</b>	<b>0,42</b>	-	-

Nota 1: Conforme critérios utilizados por Baird (1996), a classe “Gramínea” não possui valores específicos, devendo-se atribuir a essa classe os valores da região à qual pertence. Portanto, recebeu valores da classe “Comercial” e “Residencial”.

Quadro 5 – ESD e CME da bacia para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2).

Classe de Uso do Solo	Área (m²)	P' (mm)	C <sub>R</sub>	ESD (m³)	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Agricultura	588.625	44,16	0,15	3.899,05	4,00	1,30	15,60	5,07
Comercial	253.106		0,72	8.047,56	23,00	0,32	185,09	2,58
Espaços Abertos	242.728		0,13	1.393,45	0	0,12	0,00	0,17
Florestas	757.593		0,11	3.680,09	5,00	0,01	18,40	0,04
Gramínea (Comercial)	524.452		0,28	6.484,75	23,00	0,32	149,15	2,08
Gramínea (Residencial)	969.761		0,28	11.990,90	25,50	0,57	305,77	6,83
Industrial	20.891		0,68	627,33	14,00	0,28	8,78	0,18
Pinus	262.347		0,11	1.274,38	5,00	0,01	6,37	0,01
Residencial	1.517.357		0,30	20.101,94	25,50	0,57	512,60	11,46
Transporte	713.023		0,72	22.670,72	6,40	0,22	145,09	4,99
<b>TOTAL</b>	<b>5.849.883</b>	-	-	<b>80.170,16</b>	-	-	<b>1.346,85</b>	<b>33,41</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>16,80</b>	<b>0,42</b>	-	-

Quadro 6 – ESD e CME da bacia para o índice de precipitação anual (Abordagem 3).

Classe de Uso do Solo	Área (m²)	P' (mm/ano)	C <sub>R</sub>	ESD (m³)	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/ano)	Carga de Fósforo (kg/ano)
Agricultura	588.625	1.392	0,15	122.904,80	4,00	1,30	491,62	159,78
Comercial	253.106		0,72	253.673,18	23,00	0,32	5.834,48	81,18
Espaços Abertos	242.728		0,13	43.924,02	0	0,12	0,00	5,27
Florestas	757.593		0,11	116.002,69	5,00	0,01	580,01	1,16
Gramínea (Comercial)	524.452		0,28	204.410,52	23,00	0,32	4.701,44	65,41
Gramínea (Residencial)	969.761		0,28	377.974,01	25,50	0,57	9.638,34	215,45
Industrial	20.891		0,68	19.774,41	14,00	0,28	276,84	5,54
Pinus	262.347		0,11	40.170,58	5,00	0,01	200,85	0,40
Residencial	1.517.357		0,30	633.648,21	25,50	0,57	16.158,03	361,18
Transporte	713.023		0,72	714.620,38	6,40	0,22	4.573,57	157,22
<b>TOTAL</b>	<b>5.849.883</b>	-	-	<b>2.527.102,80</b>	-	-	<b>42.455,18</b>	<b>1.052,59</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>16,80</b>	<b>0,42</b>	-	-

As ocupações de solo que contribuem com as maiores cargas de DBO na bacia são os setores residenciais, comerciais e de transporte. Quanto às cargas de fósforo, os setores residenciais, de agricultura, comerciais e de transporte são os mais significativos.

Os resultados apresentados nesta seção não representam o comportamento dinâmico dos escoamentos, apenas os volumes gerados e suas concentrações médias. Tal questão será contemplada apenas na Abordagem 1, necessitando de um maior detalhamento, abordado na seção seguinte.

### 5.2.3 Hidrograma da Bacia para a Abordagem 1

De forma a se prever o comportamento do ESD da bacia, no caso da precipitação da Abordagem 1 (Figura 24), gerou-se o HUS da bacia, mostrado Figura 25:

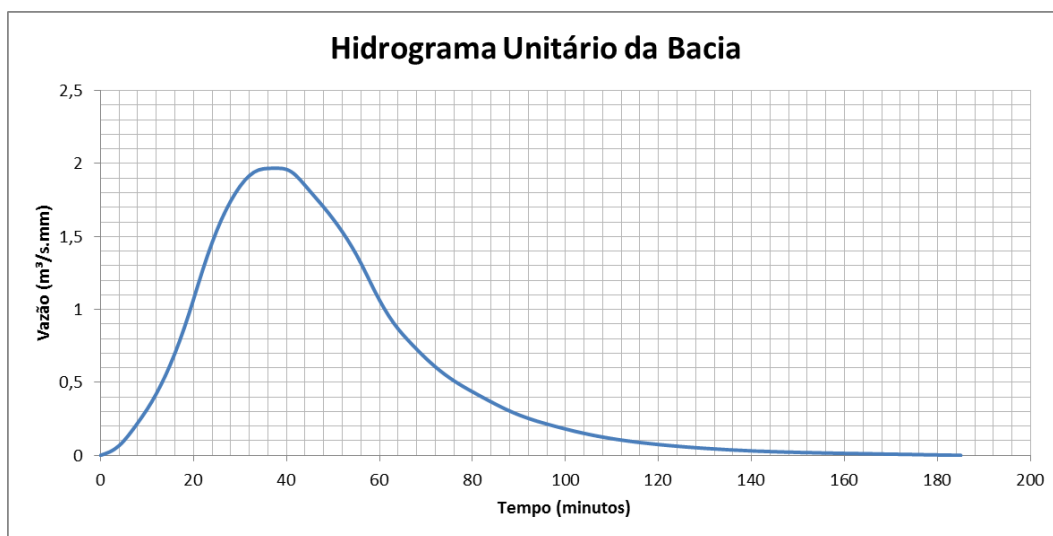


Figura 25 – Hidrograma unitário da bacia do córrego do Mineirinho.

Consecutivamente, foram realizadas as convoluções da precipitação efetiva com o HU, gerando assim o hidrograma da bacia:

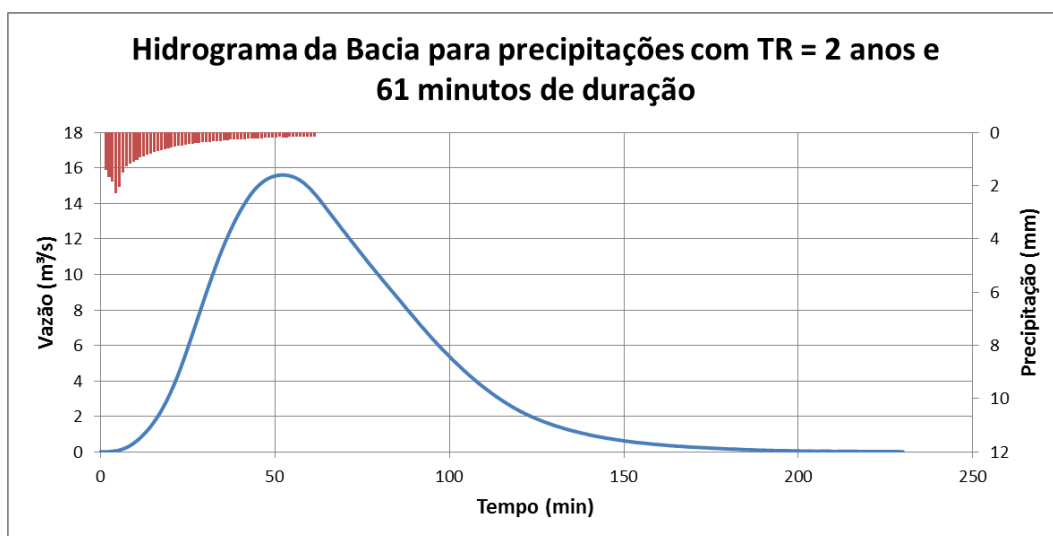


Figura 26 – Hidrograma da bacia para o tempo de retorno de 2 anos.



### 5.3 Definição de áreas a serem atendidas por *Wetlands* Construídas

Conforme os critérios explanados no Item 4.5, foram selecionadas 4 áreas a terem suas águas pluviais tratadas pelos sistemas, conforme a Figura 27:

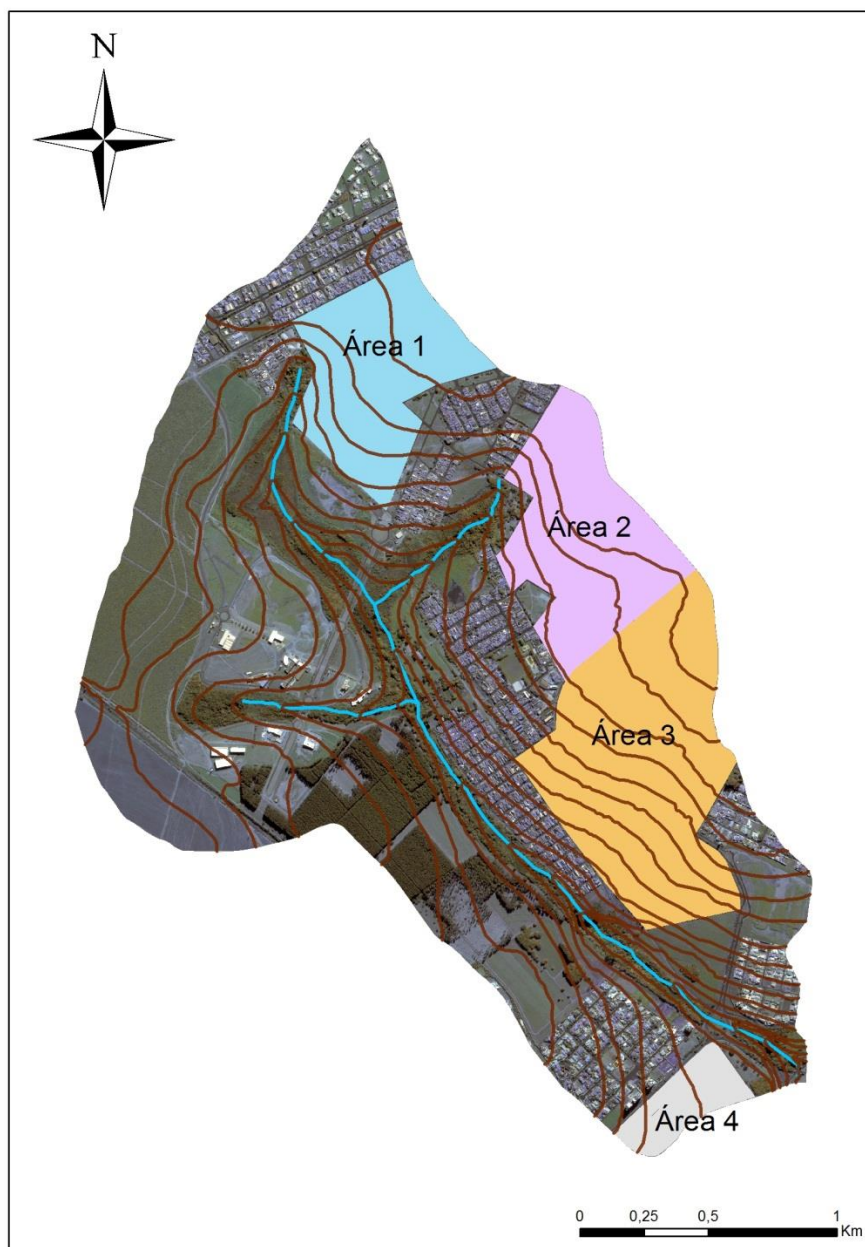


Figura 27 – Áreas da bacia a serem atendidas por *wetlands* construídas.

As Áreas 1, 2 e 3 são ocupadas majoritariamente por setores residenciais, e a Área 4 engloba um Centro Comercial de grande circulação. Essas áreas também foram selecionadas por apresentarem os tipos de uso e ocupação mais impactantes em termos de produção de cargas de DBO e Fósforo, além de contarem com características propícias à implantação das *wetlands*.

Setores ainda não urbanizados, como áreas compostas por gramíneas, áreas de uso agrícola, a parcela composta pela plantação de *Pinus* e a área do Campus 2 da USP não foram

eleitos para a implementação de *wetlands*, pois contam com extensas faixas de vegetação e de gramíneas, além de menor impermeabilização.

#### 5.4 Modelagens hidrológicas e de qualidade da Área 1

Foram utilizadas, em todas as 4 áreas selecionadas, os três tipos de precipitações obtidas no item 5.2.1, para as abordagens 1, 2 e 3.

##### 5.4.1 Resultados para a Abordagem 1, Área 1

O Quadro 7 apresenta os resultados da Abordagem 1, referentes à Área 1, para a precipitação efetiva e concentrações médias de DBO e Fósforo:

Quadro 7 – ESD e CME da Área 1 para chuvas com TR = 2 anos, com 61 minutos de duração (Abordagem 1).

Classe de Uso do Solo	Área (m <sup>2</sup> )	P' (mm)	C <sub>R</sub>	ESD (m <sup>3</sup> )	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Comercial	26.327	33,66	0,72	638,04	23,00	0,32	14,67	0,20
Espaços Abertos	5.920		0,13	25,90	0	0,12	0,00	0,00
Gramínea Comercial	4.753		0,28	44,80	23,00	0,32	1,03	0,01
Gramínea Residencial	15.718		0,28	148,14	25,50	0,57	3,78	0,08
Residencial	241.194		0,30	2.435,58	25,50	0,57	62,11	1,39
Transporte	91.141		0,72	2.208,82	6,40	0,22	14,14	0,49
<b>TOTAL</b>	-	-	-	<b>5.501,28</b>	-	-	<b>95,73</b>	<b>2,17</b>
<b>CME</b>	<b>385.053</b>	-	-	-	<b>17,40</b>	<b>0,40</b>	-	-

A Abordagem 1, conforme já mencionado, é uma abordagem dinâmica, havendo a necessidade de se conhecer, além da precipitação efetiva, o hidrograma gerado pelo escoamento superficial. Para tal, o primeiro passo foi a aplicação da Fórmula de Kirpich, para se calcular o T<sub>c</sub> da área:

Quadro 8 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a Área 1.

L <sub>h</sub> (m)	Sc (m/m)	Tc (min)
1.143	0,0251	18

Consecutivamente foi elaborado o HU da Área 1, da mesma maneira em que foi elaborado para a bacia, e por meio da convolução do HU com a precipitação efetiva, discretizada conforme o hietograma de chuva, gerou-se o hidrograma:

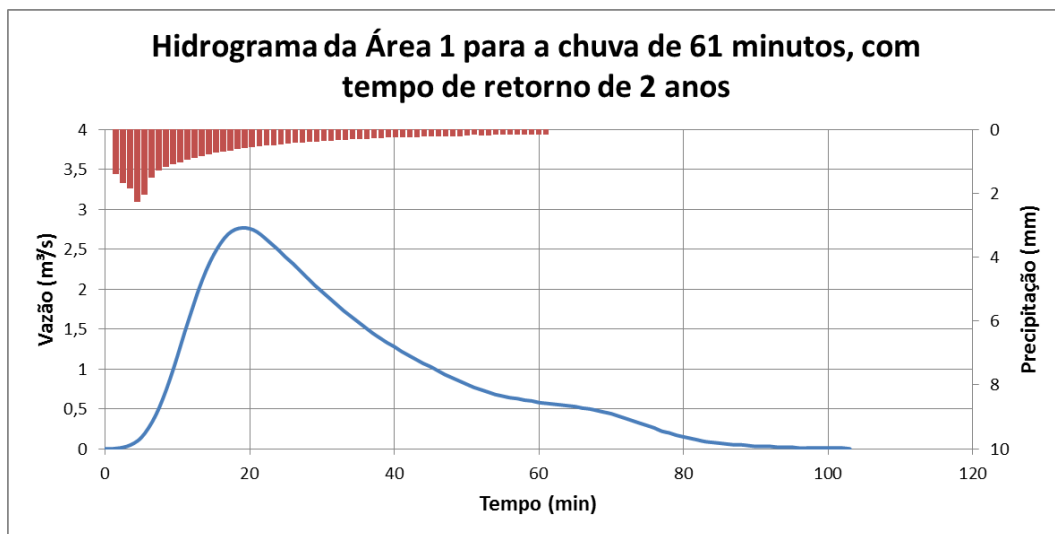


Figura 28 – Hidrograma da Área 1 para a chuva de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos (Abordagem 1).

#### 5.4.2 Resultados para a Abordagem 2, Área 1

O Quadro 9 apresenta os resultados referentes à Área 1, quanto à chuva de 24 horas de duração:

Quadro 9 –ESD e CME da Área 1 para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2).

Classe de Uso do Solo	Área (m²)	P' (mm)	C <sub>R</sub>	ESD (m³)	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Comercial	26.327	44,16	0,72	837,07	23,00	0,32	19,25	0,27
Espaços Abertos	5.920		0,13	33,99	0	0,12	0,00	0,00
Gramínea Comercial	4.753		0,28	58,77	23,00	0,32	1,35	0,02
Gramínea Residencial	15.718		0,28	194,35	25,50	0,57	4,96	0,11
Residencial	241.194		0,30	3.195,34	25,50	0,57	81,48	1,82
Transporte	91.141		0,72	2.897,85	6,40	0,22	18,55	0,64
<b>TOTAL</b>	-	-	-	<b>7.217,36</b>	-	-	<b>125,59</b>	<b>2,86</b>
<b>CME</b>	<b>385.053</b>	-	-	-	<b>17,40</b>	<b>0,40</b>	-	-

#### 5.4.3 Resultados para a Abordagem 3, Área 1

Os resultados obtidos para a Abordagem 3, referentes ao ESD anual da Área 1, estão dispostos no Quadro 10:

Quadro 10 – ESD e CME da Área 1 para o índice de precipitação anual (Abordagem 3)

Classe de Uso do Solo	Área (m²)	P' (mm/ano)	C <sub>R</sub>	ESD (m³)	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/ano)	Carga de Fósforo (kg/ano)
Comercial	26.327	1.392	0,72	26.385,97	23,00	0,32	606,88	8,44
Espaços Abertos	5.920		0,13	1.071,28	0	0,12	0,00	0,13
Gramínea Comercial	4.753		0,28	1.852,53	23,00	0,32	42,61	0,59
Gramínea Residencial	15.718		0,28	6.126,25	25,50	0,57	156,22	3,49
Residencial	241.194		0,3	100.722,61	25,50	0,57	2.568,43	57,41
Transporte	91.141		0,72	91.345,16	6,40	0,22	584,61	20,10
<b>TOTAL</b>	<b>385.053</b>	-	-	<b>227.503,80</b>	-	-	<b>3.958,75</b>	<b>90,16</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>17,40</b>	<b>0,40</b>	-	-

## 5.5 Resultados da modelagem de *wetlands* de superfície livre para a Área 1

### 5.5.1 Resultados para a Abordagem 1, Área 1

Como se pôde observar no hidrograma da Área 1 (Figura 28), o ESD de 5.501 m³ gera uma vazão de pico de 2,77 m³/s, e a duração do hidrograma é de 103 minutos. Tratar um ESD com essas características em uma WSL, funcionando como um sistema contínuo, demanda uma grande área, no entanto, pode-se minimizá-la com mecanismos de amortecimento das vazões.

De forma a facilitar a implementação de *wetlands* construídas nessas condições, procedeu-se ao dimensionamento de uma bacia de detenção, de formato de prisma trapezoidal, para amortecer as vazões, de forma a proteger o sistema de grandes impactos, assim como aumentar sua performance de remoção.

#### 5.5.1.1 Amortecimento de vazões da Área 1

Adotaram-se as seguintes características para a bacia de detenção da Área 1:

Quadro 11 – Características da bacia de detenção da Área 1.

Características da bacia de detenção	Bacia de Detenção
Comprimento (m)	60
Largura (m)	50
Altura (m)	1,65
Razão horizontal/vertical das bordas	3H:1V
Volume máximo (m³)	5.902
Diâmetro do orifício de saída (m)	0,3
Cota do centro do orifício (m)	0,25
Comprimento da tubulação de descarga (m)	6
Coefficiente de Descarga (Cd)	0,74

O maior nível d'água alcançado na bacia de detenção, por conta da precipitação da Abordagem 1, foi de aproximadamente 1,35 m. Optou-se por adicionar 0,3 m de borda livre,

totalizando uma altura de 1,65 m; porém, alternativamente, outras medidas de segurança poderiam ser empregadas, como mecanismos de by-pass, por exemplo. Como esse não é o foco do presente estudo, esses mecanismos não foram explorados.

Também se optou por posicionar o orifício de descarga a 0,1 m do fundo da bacia de detenção, de forma a reservar uma parte do volume para acúmulo de sedimentos, além de dificultar sua passagem para a WSL. Nesse caso, supõe-se uma bacia de detenção coberta por gramíneas, capaz de infiltrar o volume de água que ficará retido abaixo do orifício.

As vazões amortecidas pela bacia de detenção, segundo os critérios elencados na metodologia, são apresentadas na Figura 29:

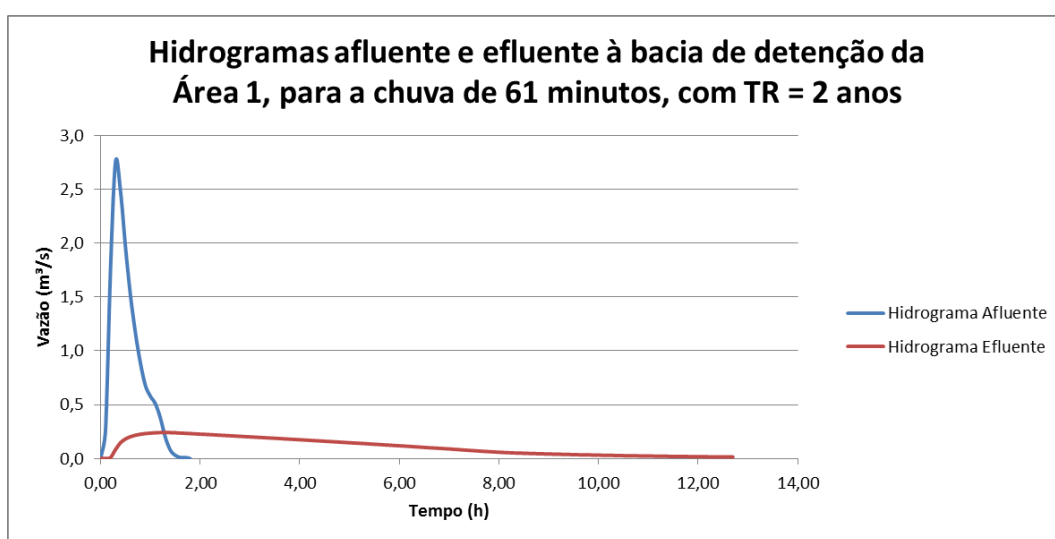


Figura 29 – Hidrogramas afluente e efluente à bacia de detenção da Área 1, para a chuva de 61 minutos, com TR = 2 anos.

#### 5.5.1.2 Modelagem da wetland de superfície livre para a Abordagem 1, Área 1

Optou-se por modelar a *wetland* de superfície livre assumindo-se a condição da *wetland* vazia, sendo uma parcela do volume do ESD retida para a manutenção do sistema. Essa parcela mantida no sistema contribui significativamente para a redução de cargas, sendo gradualmente infiltrada e evaporada após o fim do hidrograma, além de também sofrer reduções de concentração posteriormente, por batelada.

Esse critério foi adotado não só para a Área 1, como também para as áreas 2, 3 e 4. O volume eleito para retenção é equivalente a 0,3 m de nível d'água, pois conforme a Tabela 10, esse nível de água encontra-se na faixa adequada para a manutenção de diversas plantas comumente utilizadas em WC, como a *Typha spp.*, *Phragmites australis.*, *Scripus californicus*, dentre outras:

Tabela 10 – Profundidades adequadas às plantas comumente utilizadas em *wetlands* construídas.

Nome Científico	Profundidade ideal (cm)	Profundidade de inundação (cm)
<i>Scirpus californicus</i>	30-60	120
<i>Scirpus validus</i>	15-30	60
<i>Typha latifolia</i>	30	60
<i>Typha angustifolia</i>	30	60
<i>Phragmites australis</i>	30-60	90
<i>Sagittaria</i> spp.	3-8	30
<i>Iris pseudacorus</i>	3-8	45
<i>Pontederia cordata</i>	8-15	30
<i>Juncus effusus</i>	8-15	25
<i>Scirpus cyperinus</i>	3-15	30

Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

Também vale ressaltar que o volume de uma WSL deve ser multiplicado por um fator de porosidade para que se obtenha seu volume útil, pois uma parcela do seu interior é ocupada pela vegetação. Conforme as recomendações de Kadlec e Wallace (2009), foi adotado o valor de 0,95 para a porosidade.

Esclarecidos esses critérios, há uma última consideração a se fazer para a realização do balanço hídrico e de poluentes da *wetland* na Abordagem 1. O modelo P-k-C\*, utilizado para realizar a modelagem das *wetlands*, é um modelo contínuo, ou seja, para utilizá-lo é necessário que se utilize uma vazão constante.

No caso de sistemas de tratamento de águas pluviais por gravidade, as vazões do ESD são variáveis e intermitentes, e o modelo deve ser aplicado com ressalvas.

Para contornar essa questão, diversos autores empregam modelos contínuos, porém buscando adaptar as vazões variáveis para vazões contínuas equivalentes, como Wong e Geiger (1997), ou adaptando as constantes cinéticas de primeira ordem para incluir as variações anuais, como Carleton *et al.* (2001).

Kadlec e Wallace (2009), propõem também a utilização do modelo P-k-C\* em escalas temporais maiores, como mensais ou anuais, ignorando as características dinâmicas do escoamento e utilizando as vazões médias, buscando uma tendência central de performance, sendo essa proposição explorada na Abordagem 3.

As condições dinâmicas ao qual o sistema de tratamento é submetido, no caso da Abordagem 1, envolvem um sistema vazio que recebe uma vazão afluyente, e após atingir determinado nível passa a soltar uma vazão efluente. Tais condições seriam melhor descritas por um modelo semicontínuo de volume variável. No entanto, *wetlands* construídas são sistemas complexos e compõem uma área em desenvolvimento, e ainda não há, na data de

realização deste trabalho, um modelo consolidado capaz de abranger tal dinâmica, e muito menos coeficientes cinéticos documentados para tal situação.

Portanto, na ausência de um modelo mais adequado, e ressalvadas as possíveis imprecisões, na Abordagem 1 será utilizado o modelo P-k-C\*, adotando-se como vazão afluente a vazão média extravasada pelo sistema durante a duração total do hidrograma amortecido pela bacia de detenção:

Quadro 12 – Estimativa de vazão média para a modelagem da WSL de 7.500 m<sup>2</sup>, da Área 1.

Parâmetros para estimativa da vazão média	
Volume Total de ESD (m <sup>3</sup> )	5.501,28
Volume retido na bacia de detenção (m <sup>3</sup> )	303,31
Volume retido na <i>wetland</i> (m <sup>3</sup> )	2.139,00
Volume extravasado pela <i>wetland</i> (m <sup>3</sup> )	3.058,97
Duração total da descarga da bacia de detenção (h)	12,70
<b>Vazão média (m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>240,86</b>

Para uma performance mínima de remoção de 50% das cargas de DBO e Fósforo, o balanço iterativo pelo modelo P-k-C\*, para a Abordagem 1, resultou em um sistema de 7.500 m<sup>2</sup>, com 150 m de comprimento e 50 m de largura:

Quadro 13 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 7.500 m<sup>2</sup> na Área 1, para a Abordagem 1.

	Entrada do sistema	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3 (Saída)	Retido no sistema (kg)	Redução
<b>Balanço Hídrico</b>						
Vazão (m <sup>3</sup> /h)	240,86	237,69	234,52	231,35	-	-
Precipitação (m <sup>3</sup> /h)	-	6,63	6,63	6,63	-	-
Evapotranspiração (m <sup>3</sup> /h)	-	0,27	0,27	0,27	-	-
Infiltração (m <sup>3</sup> /h)	-	9,53	9,53	9,53	-	-
<b>Balanço de Fósforo</b>						
Concentração de Fósforo (mg/L)	0,4	0,39	0,37	0,36	-	<b>11%</b>
Carga de Fósforo (kg/evento)	2,08	-	-	1,05	1,031	<b>50%</b>
<b>Balanço de DBO</b>						
Concentração de DBO (mg/L)	17,40	14,71			-	<b>15%</b>
Carga de DBO (kg/evento)	90,44	43,21			47,23	<b>52%</b>

É válido ressaltar que o modelo P-k-C\* inclui parâmetros obtidos em sistemas já construídos, e exclusivamente quanto ao balanço da DBO utiliza-se  $P = 1$ , pois esse parâmetro oferece um melhor ajuste aos comportamentos observados em WC..

Nota-se que, nos balanços de DBO e Fósforo, a porcentagem de redução das cargas é sempre superior à remoção das concentrações, visto que esta leva em consideração apenas o decaimento cinético, enquanto aquela leva em conta o volume de água retido na *wetland*, assim como a infiltração e a evapotranspiração durante o evento.

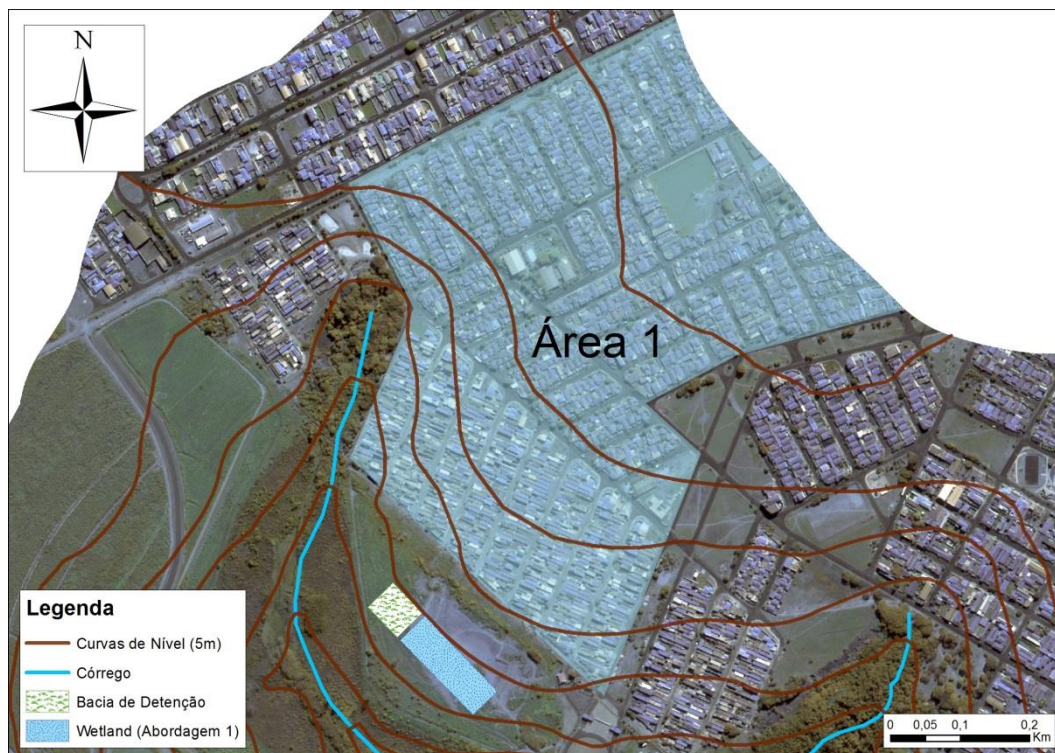


Figura 30 – Wetland modelada para a Área 1, Abordagem 1.

### 5.5.2 Resultados para a Abordagem 2, Área 1

O dimensionamento do sistema para a Abordagem 2 se resumiu ao cálculo da área necessária para receber todo o volume de ESD.

O nível d'água adotado para o sistema, neste caso, foi de 0,6 m, pois conforme a Tabela 10, esse nível d'água encontra-se na faixa de profundidade de inundação de diversas espécies comumente adotadas como vegetação de WC, e como o evento de precipitação se trata de um evento crítico, esse volume não será gerado de forma recorrente.

Optou-se por considerar também o volume gerado pela precipitação dentro do sistema, assim como os volumes de infiltração e evapotranspiração ao longo das 24 horas:

Quadro 14 – Dimensionamento da wetland da Área 1, para a Abordagem 2.

Precipitação (mm)	Volume de ESD(m <sup>3</sup> )	Nível d'água (m)	Área da wetland	Volume precipitado na wetland (m <sup>3</sup> )	Volume de infiltração e evapotranspiração em 24 h (m <sup>3</sup> )	Volume armazenado
44,16	7.217,36	0,6	11.643,31	514,17	1094,84	6.363,69

As dimensões selecionadas para o sistema foram de 195 m de comprimento, e 60 m de largura, totalizando uma área de 11.700 m<sup>2</sup> e preservando a relação mínima de 3:1 para comprimento e largura:





Figura 31 – *Wetland* modelada para a Área 1, Abordagem 2.

Há duas opções quanto à destinação do volume de água que permanece no sistema após o fim da precipitação.

- A primeira opção envolve aguardar as concentrações de DBO e Fósforo atingirem níveis desejados, e então liberar a água para o canal de drenagem natural gradualmente, esvaziando o sistema para os próximos eventos. Neste caso, pelo período em que o sistema funcionar sem vazão de entrada ou de saída, não são aplicáveis as previsões do modelo P-k-C\*, pois a remoção de poluentes se daria por batelada.
- A segunda opção envolve manter o volume de água para a manutenção do sistema, que será gradualmente infiltrado e evaporado com o decorrer do tempo.

Ambas as opções acima podem ser exploradas, uma vez que o controle de nível das *wetlands* de superfície livre pode ser exercido por uma estrutura de saída, como exemplificado na Figura 32:

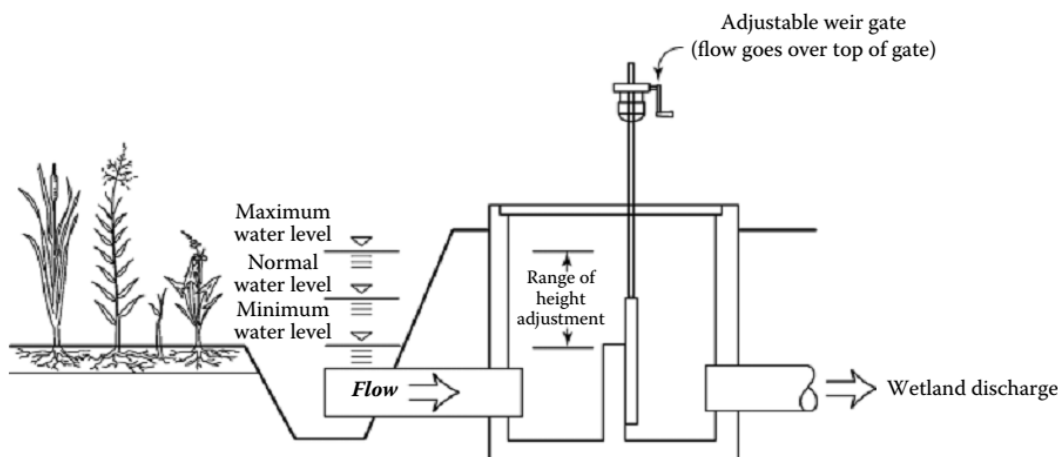


Figura 32 – Estrutura de saída típica para controle de nível d'água em *wetlands* de superfície livre. Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

O decaimento das concentrações de DBO e Fósforo, em regime de batelada, não pôde ser modelado pela carência de estudos sobre modelos e coeficientes cinéticos para tal situação em *wetlands* de superfície livre. No entanto, conforme a revisão bibliográfica deste estudo, há evidências de que seja possível construir essa relação experimentalmente.

CrITÉRIOS análogos aos da Abordagem 2 foram associados a valores empíricos de remoção por Schueler (1992), que propôs que *wetlands* construídas deveriam ser capazes de armazenar o ESD de até o 90º percentil da distribuição anual de chuvas. A esse critério o autor associou índices de remoção de 75% para as concentrações de Sólidos Suspensos Totais, 45% para Fósforo e 33% para Nitrogênio Total. Porém, a adoção desses índices é questionável, pois se tratam de coeficientes empíricos obtidos em outra região, sob determinadas características de precipitações, vazões afluentes, concentrações de poluentes e temperaturas.

### 5.5.3 Resultados para a Abordagem 3, Área 1

Para uma performance média de remoção de 80% das cargas anuais de DBO e Fósforo, o balanço pelo modelo P-k-C\*, para a Abordagem 3, resultou em um sistema de 5.000 m<sup>2</sup>:

Quadro 15 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 5.000 m<sup>2</sup> na Área 1, para a Abordagem 3.

	Entrada do sistema	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3 (Saída)	Retido (kg)	Redução
<b>Balanço Hídrico</b>						
Vazão (m <sup>3</sup> /d)	623,30	466,89	310,48	154,07	-	-
Precipitação (m <sup>3</sup> /d)	-	6,36	6,36	6,36	-	-
Evapotranspiração (m <sup>3</sup> /d)	-	4,13	4,13	4,13	-	-
Infiltração (m <sup>3</sup> /d)	-	152,43	152,43	152,43	-	-
<b>Balanço de Fósforo</b>						
Concentração de Fósforo (mg/L)	0,4	0,37	0,34	0,29	-	27%

	Entrada do sistema	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3 (Saída)	Retido (kg)	Redução
Carga de Fósforo (kg/ano)	91	-	-	18	73	80%
<b>Balanco de DBO</b>						
Concentração de DBO (mg/L)	17,4	-	-	10,80	-	38%
Carga de DBO (kg/ano)	3.959	-	-	681	3.278	83%

Optou-se pelas dimensões de 125 m de comprimento e 40 m de largura:



Figura 33 – *Wetland* modelada para a Área 1, Abordagem 3.

Na Abordagem 3 fica claro o peso da infiltração na redução de cargas. Porém, caso o objetivo de uma *wetland* seja a redução de concentrações, e não de cargas, a área necessária seria significativamente superior às obtidas neste estudo. Seria ainda relevante considerar a impermeabilização do solo, a fim de se reduzir as taxas de infiltração e garantir a sustentação do sistema ao longo do ano.

A título de exemplo, caso fosse almejada uma redução média anual das concentrações de Fósforo em 50%, sob as mesmas condições da Abordagem 3, para a Área 1, e promovendo a impermeabilização do sistema a fim de se obter um índice médio de infiltração de 0,06 mm/h, o modelo P-k-C\* retorna uma área necessária de 16.250 m<sup>2</sup>.

Em comparação, utilizando a constante cinética de primeira ordem anualizada para Fósforo, de 8,3 m/ano (Tabela 3), proposta por Carleton *et al.* (2001), em conjunto com a equação de cinética de primeira ordem (Equação 6), obtêm-se uma performance de remoção de aproximadamente 45% das concentrações de P, para a mesma área de 16.250 m<sup>2</sup>. É um resultado

bem próximo ao obtido pelo modelo P-k-C\*, principalmente se levado em consideração a diferença nas constantes cinéticas. No entanto, a Equação 6 não abrange o balanço hídrico do sistema, que deve ser levado em consideração de forma complementar.

Para finalizar essa colocação, um sistema sem impermeabilização, com 16.250 m<sup>2</sup> de área, teria uma capacidade de infiltração de 1.489,5 m<sup>3</sup>/dia, para o índice adotado neste estudo, de 3,81 mm/h. Ao todo, esse índice acumularia uma infiltração de 543.667,5 m<sup>3</sup>/ano, contra um ESD de apenas 227.503,80 m<sup>3</sup>/ano para a Área 1. Portanto, nesse caso, índices de 50% de redução nas concentrações só poderiam ser alcançados, de forma viável, caso houvesse a impermeabilização do sistema, ou se o mesmo fosse sustentado por um afloramento de lençol freático.

No entanto, no caso de sistemas para o tratando águas pluviais, a infiltração pode ser vista como uma vantagem. Ao final, a opção correta irá depender dos parâmetros aos quais se deseja atender, visto que a redução de concentrações e a redução de cargas são objetivos diferentes.

## 5.6 Modelagens hidrológicas e de qualidade da Área 2

### 5.6.1 Resultados para a Abordagem 1, Área 2

O Quadro 16 apresenta os resultados da Abordagem 1, referentes à Área 2, para a precipitação efetiva e concentrações médias de DBO e Fósforo:

Quadro 16 – ESD e CME da Área 2 para chuvas com TR = 2 anos e 61 minutos de duração (Abordagem 1).

Classe de Uso do Solo	Área (m <sup>2</sup> )	P (mm)	C <sub>R</sub>	ESD (m <sup>3</sup> )	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Comercial	51.771	33,66	0,72	1.254,68	23,00	0,32	28,86	0,40
Espaços Abertos	15.578		0,13	68,17	0	0,12	0,00	0,01
Florestas	1.439		0,11	5,33	5,00	0,01	0,03	0,00
Gramínea Comercial	6.280		0,28	59,19	23,00	0,32	1,36	0,02
Gramínea Residencial	24.099		0,28	227,13	25,50	0,57	5,79	0,13
Industrial	5.292		0,68	121,13	14,00	0,28	1,70	0,03
Residencial	236.916		0,3	2.392,38	25,50	0,57	61,01	1,36
Transporte	90.671		0,72	2.197,43	6,40	0,22	14,06	0,48
<b>TOTAL</b>	<b>432.046</b>	-	-	<b>6.325,43</b>	-	-	<b>112,81</b>	<b>2,43</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>17,83</b>	<b>0,39</b>	-	-

O resultado da aplicação da Fórmula de Kirpich, para se calcular o T<sub>c</sub> da área, é apresentado no Quadro 17:

Quadro 17 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a Área 2.

$L_h$ (m)	$Sc$ (m/m)	$T_c$ (min)
1.174	0,0168	22

Consecutivamente foi elaborado o HU da Área 2, e então gerado o hidrograma da Área 2 para a precipitação da Abordagem 1:

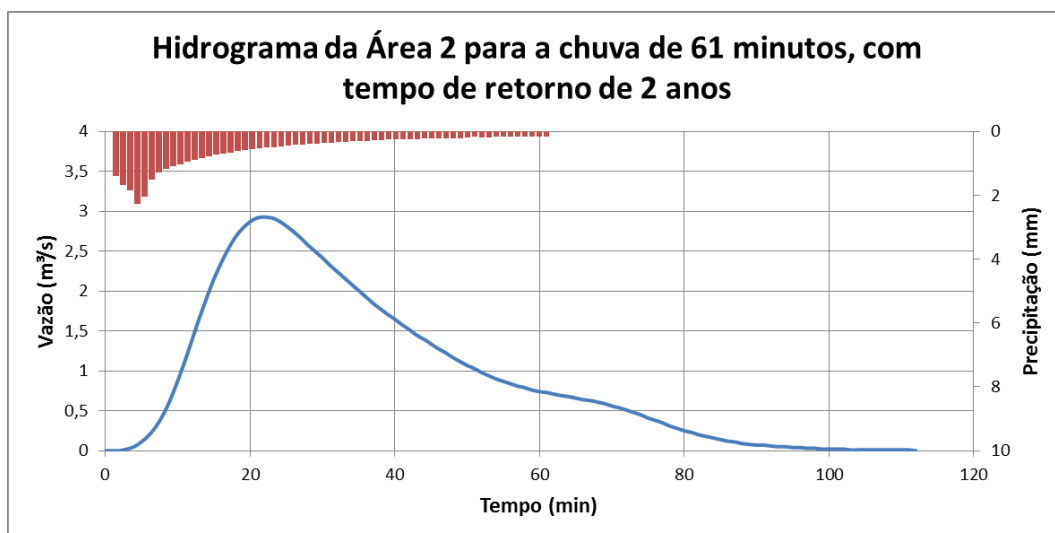


Figura 34 – Hidrograma da Área 2 para a chuva de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos.

### 5.6.2 Resultados para a Abordagem 2, Área 2

O Quadro 18 apresenta os resultados referentes à Área 2, quanto à chuva de 24 horas de duração:

Quadro 18 – ESD e CME da Área 2 para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2).

Classe de Uso do Solo	Área (m²)	P (mm)	$C_R$	ESD (m³)	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Comercial	51.771	44,16	0,72	1.646,07	23,00	0,32	37,86	0,53
Espaços Abertos	15.578		0,13	89,43	0	0,12	0,00	0,01
Florestas	1.439		0,11	6,99	5,00	0,01	0,03	0,00
Gramínea Comercial	6.280		0,28	77,65	23,00	0,32	1,79	0,02
Gramínea Residencial	24.099		0,28	297,98	25,50	0,57	7,60	0,17
Industrial	5.292		0,68	158,91	14,00	0,28	2,22	0,04
Residencial	236.916		0,3	3.138,66	25,50	0,57	80,04	1,79
Transporte	90.671		0,72	2.882,90	6,40	0,22	18,45	0,63
<b>TOTAL</b>	<b>432.046</b>	-	-	<b>8.298,60</b>	-	-	<b>147,99</b>	<b>3,19</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>17,83</b>	<b>0,39</b>	-	-

### 5.6.3 Resultados para a Abordagem 3, Área 2

Os resultados referentes ao ESD anual da Área 2, estão dispostos na Quadro 19:

Quadro 19 – ESD e CME da Área 2 para o índice de precipitação anual (Abordagem 3).

Classe de Uso do Solo	Área (m²)	P' (mm/ano)	C <sub>R</sub>	ESD (m³)	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/ano)	Carga de Fósforo (kg/ano)
Comercial	51.771	1.392	0,72	51.886,97	23,00	0,32	1.193,40	16,60
Espaços Abertos	15.578		0,13	2.818,99	0	0,12	0,00	0,34
Florestas	1.439		0,11	220,34	5,00	0,01	1,10	0,00
Gramínea Comercial	6.280		0,28	2.447,69	23,00	0,32	56,30	0,78
Gramínea Residencial	24.099		0,28	9.392,83	25,50	0,57	239,52	5,35
Industrial	5.292		0,68	5.009,20	14,00	0,28	70,13	1,40
Residencial	236.916		0,3	98.936,12	25,50	0,57	2.522,87	56,39
Transporte	90.671		0,72	90.874,10	6,40	0,22	581,59	19,99
<b>TOTAL</b>	<b>432.046</b>	-	-	<b>261.586,24</b>	-	-	<b>4.664,91</b>	<b>100,85</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>17,83</b>	<b>0,39</b>	-	-

## 5.7 Resultados da modelagem de *wetlands* de superfície livre para a Área 2

### 5.7.1 Resultados para a Abordagem 1, Área 2

Assim como nas demais áreas, foi dimensionada uma bacia de retenção, de formato de prisma trapezoidal, para amortecer as vazões.

#### 5.7.1.1 Amortecimento de vazões da Área 2

Adotaram-se as seguintes características para a bacia de retenção da Área 2:

Quadro 20 – Características da bacia de retenção da Área 2.

Características da bacia de retenção	Bacia de Retenção
Comprimento (m)	80
Largura (m)	40
Altura (m)	1,75
Razão horizontal/vertical das bordas	3H:1V
Volume máximo (m³)	6.767
Diâmetro do orifício de saída (m)	0,3
Cota do centro do orifício (m)	0,25
Comprimento da tubulação de descarga (m)	6
Coefficiente de Descarga (Cd)	0,74

O maior nível d'água alcançado na bacia de retenção, por conta da precipitação da Abordagem 1, foi de aproximadamente 1,45 m. Foi adicionado 0,3 m de borda livre, totalizando uma altura de 1,75 m. O orifício de descarga se encontra a 0,1 m do fundo da bacia de retenção.

As vazões amortecidas pela bacia de retenção, segundo os critérios elencados na metodologia, são apresentadas na Figura 35:



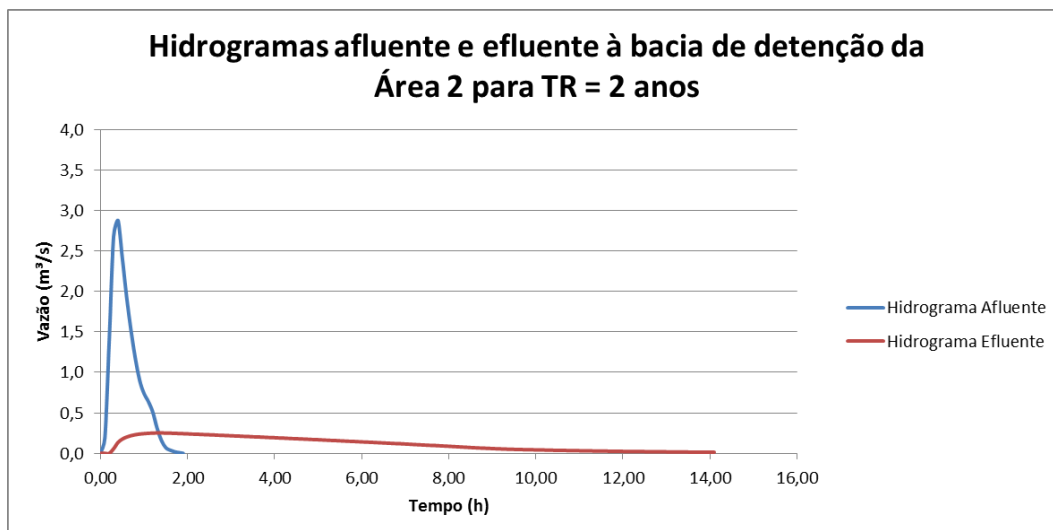


Figura 35 – Hidrogramas afluente e efluente à bacia de detenção da Área 2, para a chuva de 61 minutos, com TR = 2 anos.

#### 5.7.1.2 Modelagem da wetland de superfície livre para a Abordagem 1, Área 2

A Área 2 não apresentou limitações quanto à área disponível, porém o formato do espaço impôs restrições à proporção mínima de 3:1, entre comprimento e largura, para garantir uma eficiência hidráulica dos sistemas.

Há duas alternativas possíveis quando esse tipo de situação ocorre: dimensionar somente um sistema com proporções inferiores, e garantir a eficiência hidráulica por meio de mecanismos de entrada e saída que minimizem caminhos preferenciais, assim como bermas que subdividam a *wetland*, ou então dimensionar mais de uma célula ou sistema, em série ou em paralelo.

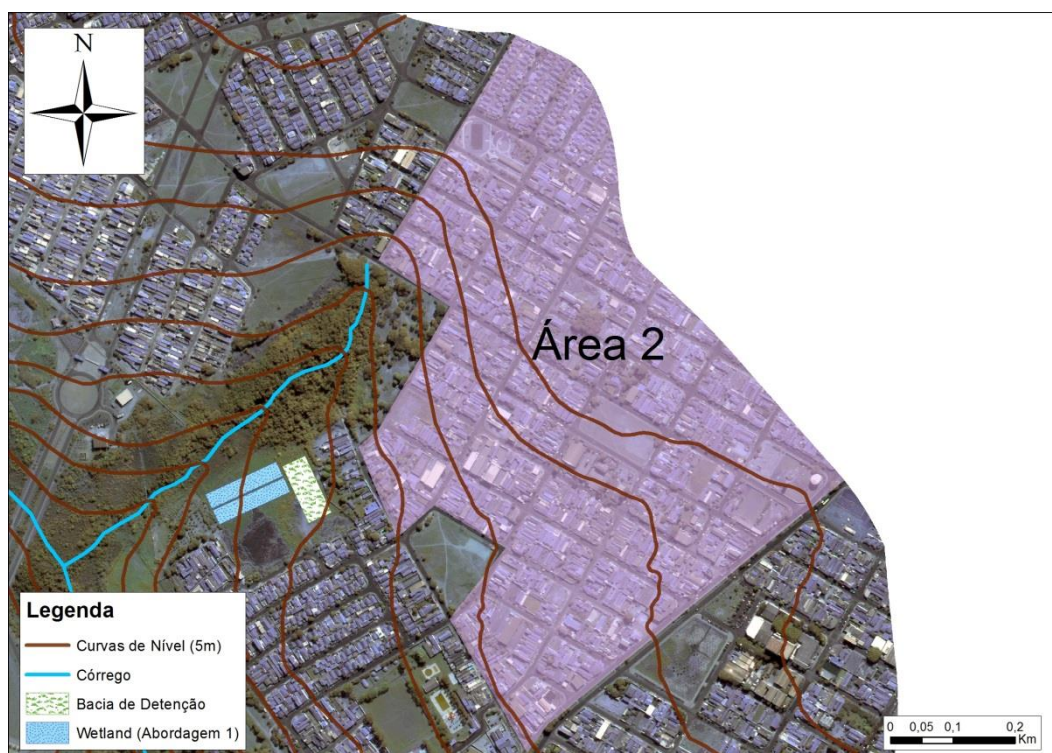
Optou-se, na Área 2, por dimensionar dois sistemas em paralelo, dividindo a vazão efluente da bacia de detenção igualmente entre eles. Portanto, os balanços hídricos e os balanços de poluentes dos dois sistemas serão idênticos.

Para uma performance mínima de remoção de 50% das cargas de DBO e Fósforo, empregando o modelo P-k-C\* com as mesmas considerações utilizadas na Área 1, a área de cada um dos sistemas é de 4.375 m<sup>2</sup>, com 125 m de comprimento e 35 m de largura:

Quadro 21 – Balanço hídrico, de DBO e de P, em uma das WSL de 4.375 m<sup>2</sup> na Área 2, para a Abordagem 1.

	Entrada do sistema	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3 (Saída)	Retido no sistema (kg)	Redução
<b>Balanço Hídrico</b>						
Vazão (m <sup>3</sup> /h)	124,32	121,42	118,52	115,62	-	-
Precipitação (m <sup>3</sup> /h)	-	2,82	2,82	2,82	-	-
Evapotranspiração (m <sup>3</sup> /h)	-	0,16	0,16	0,16	-	-
Infiltração (m <sup>3</sup> /h)	-	5,55	5,55	5,55	-	-
<b>Balanço de Fósforo</b>						
Concentração de Fósforo (mg/L)	0,39	0,38	0,36	0,35	-	<b>10%</b>
Carga de Fósforo (kg/evento)	1,17	-	-	0,57	0,598	<b>51%</b>
<b>Balanço de DBO</b>						
Concentração de DBO (mg/L)	17,83	15,08			-	<b>15%</b>
Carga de DBO (kg/evento)	53,51	24,59			28,91	<b>54%</b>

A disposição da bacia de retenção e de ambas as *wetlands* é apresentada na Figura 36:

Figura 36 – *Wetlands* modeladas para a Área 2, Abordagem 1.

### 5.7.2 Resultados para a Abordagem 2, Área 2

O dimensionamento do sistema para a Abordagem 2 apresentou os seguintes resultados:



Quadro 22 – Dimensionamento da *wetland* da Área 2, para a Abordagem 2.

Precipitação (mm)	Volume de ESD (m <sup>3</sup> )	Nível d'água (m)	Área da <i>wetland</i>	Volume precipitado na <i>wetland</i> (m <sup>3</sup> )	Volume de infiltração e evapotranspiração em 24 h (m <sup>3</sup> )	Volume armazenado
44,16	8.298,60	0,6	11.643,31	563,91	1200,75	7.661,75

A área necessária para a implantação da WSL, na Abordagem 2, é de no mínimo 11.643,31 m<sup>2</sup>. No entanto, não há espaço suficiente para preservar a proporção mínima desejada de comprimento e largura em um único sistema. Neste caso, optou-se por um único sistema de proporção 2:1.

Mesmo em sistemas funcionando em batelada a eficiência hidráulica é importante, pois garante que caso um novo evento de precipitação ocorra, o volume de água que porventura esteja dentro do sistema é expulso de forma eficaz, conforme a Figura 37:

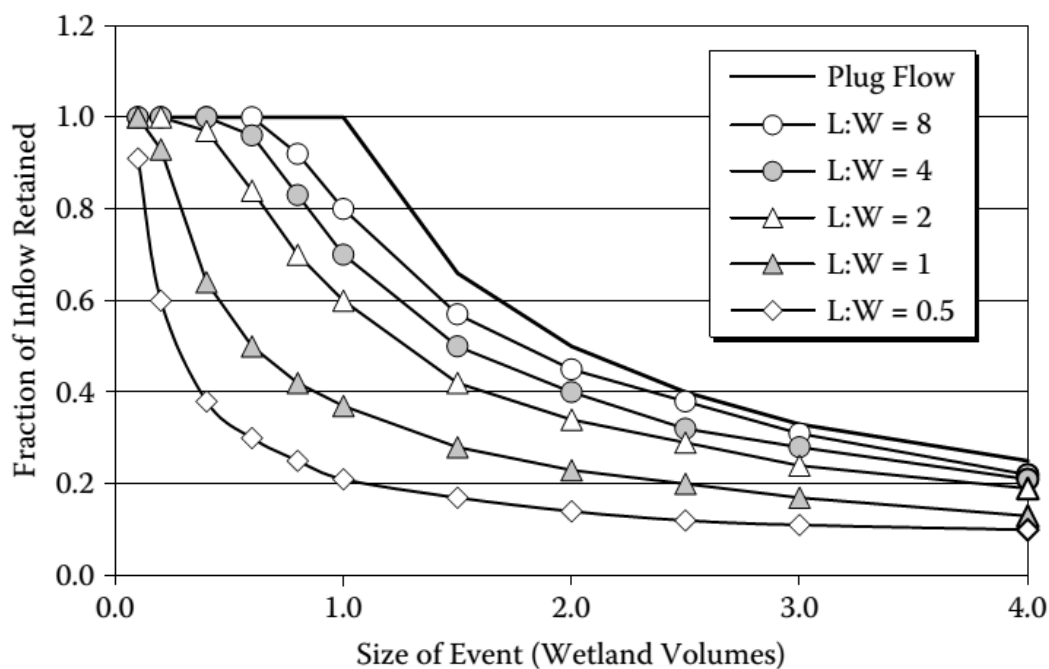


Figura 37 – Fração de um evento afluente contida em uma WSL previamente cheia, em função da relação Comprimento/Largura (Length/Width, L:W). Fonte: Walker (1998), adaptado por Kadlec e Wallace (2009).

As dimensões seleccionadas para o sistema foram de 160 m de comprimento, e 80 m de largura, totalizando uma área de 12.800 m<sup>2</sup>:

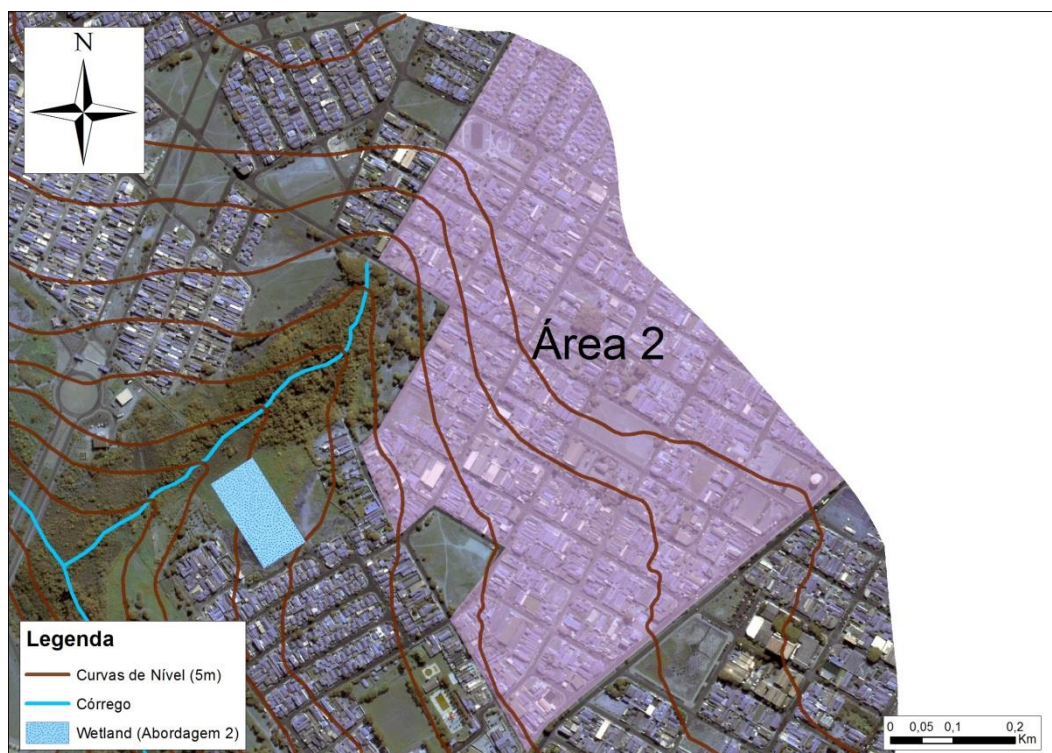


Figura 38 – Wetland modelada para a Área 2, Abordagem 2.

### 5.7.3 Resultados para a Abordagem 3, Área 2

Para uma performance média de remoção de 80% das cargas anuais de DBO e Fósforo, o balanço pelo modelo P-k-C\*, para a Abordagem 3, resultou em um sistema de 5.808 m<sup>2</sup>:

Quadro 23 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 5.808 m<sup>2</sup> na Área 2, para a Abordagem 3.

	Entrada do sistema	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3 (Saída)	Retido (kg)	Redução
<b>Balanço Hídrico</b>						
Vazão (m <sup>3</sup> /d)	716,68	542,24	367,80	193,36	-	-
Precipitação (m <sup>3</sup> /d)	-	7,38	7,38	7,38	-	-
Evapotranspiração (m <sup>3</sup> /d)	-	4,79	4,79	4,79	-	-
Infiltração (m <sup>3</sup> /d)	-	177,03	177,03	177,03	-	-
<b>Balanço de Fósforo</b>						
Concentração de Fósforo (mg/L)	0,39	0,36	0,33	0,28	-	<b>28%</b>
Carga de Fósforo (kg/ano)	102,02	-	-	19,90	82,12	<b>80%</b>
<b>Balanço de DBO</b>						
Concentração de DBO (mg/L)	17,80		10,99		-	<b>38%</b>
Carga de DBO (kg/ano)	4656,24		775,41		3880,83	<b>83%</b>

Optou-se pelas dimensões de 132 m de comprimento e 44 m de largura:

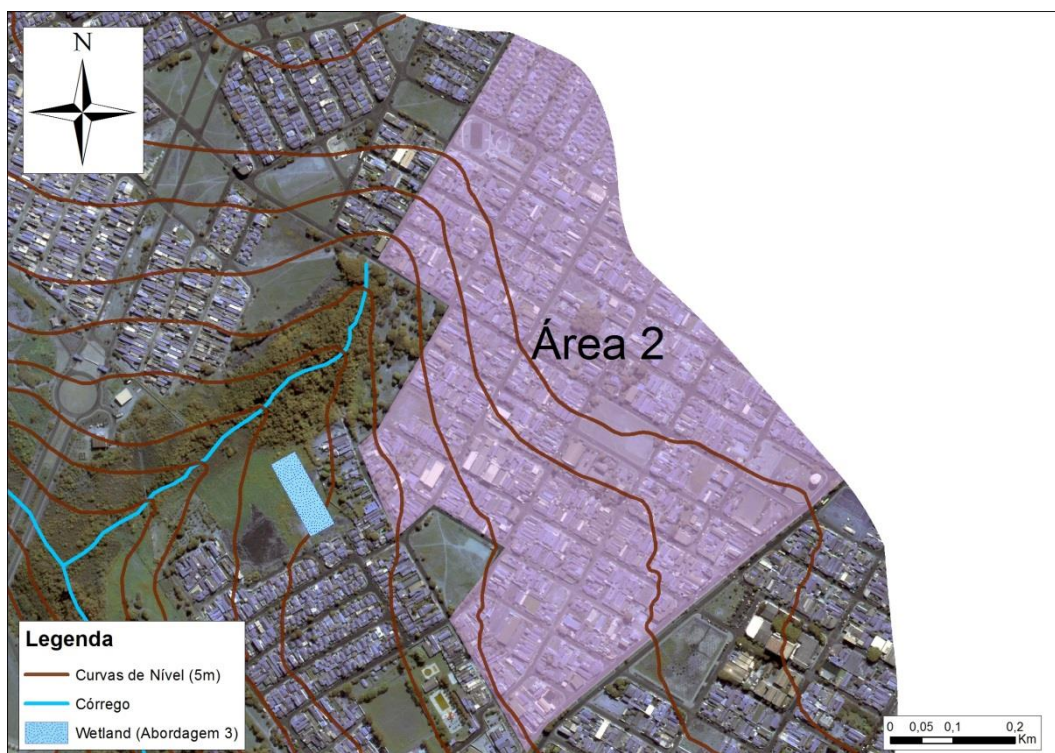


Figura 39 – Wetland modelada para a Área 2, Abordagem 3.

## 5.8 Modelagens hidrológicas e de qualidade da Área 3

### 5.8.1 Resultados para a Abordagem 1, Área 3

O Quadro 24 apresenta os resultados da Abordagem 1, referentes à Área 3, para a precipitação efetiva e concentrações médias de DBO e Fósforo:

Quadro 24 – ESD e CME da Área 3 para chuvas com TR = 2 anos e 61 minutos de duração (Abordagem 1).

Classe de Uso do Solo	Área (m <sup>2</sup> )	P (mm)	C <sub>R</sub>	ESD (m <sup>3</sup> )	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Comercial	40.205	33,66	0,72	974,38	23,00	0,32	22,41	0,31
Espaços Abertos	83.913		0,13	367,19	0	0,12	0,00	0,04
Gramínea Residencial	147.422		0,28	1.389,42	25,50	0,57	35,43	0,79
Industrial	15.599		0,68	357,04	14,00	0,28	5,00	0,10
Residencial	304.653		0,3	3.076,39	25,50	0,57	78,45	1,75
Transporte	114.597		0,72	2.777,28	6,40	0,22	17,77	0,61
<b>TOTAL</b>	<b>706.389</b>	-	-	<b>8.941,70</b>	-	-	<b>159,06</b>	<b>3,60</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>17,79</b>	<b>0,40</b>	-	-

A aplicação da Fórmula de Kirpich, para se calcular o T<sub>c</sub> da área, é apresentada no Quadro 25:

Quadro 25 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a Área 3.

$L_h$ (m)	$Sc$ (m/m)	$T_c$ (min)
1.956	0,0253	27

Consecutivamente foi elaborado o HU da Área 3, e então gerado o hidrograma da Área 3 para a Abordagem 1:

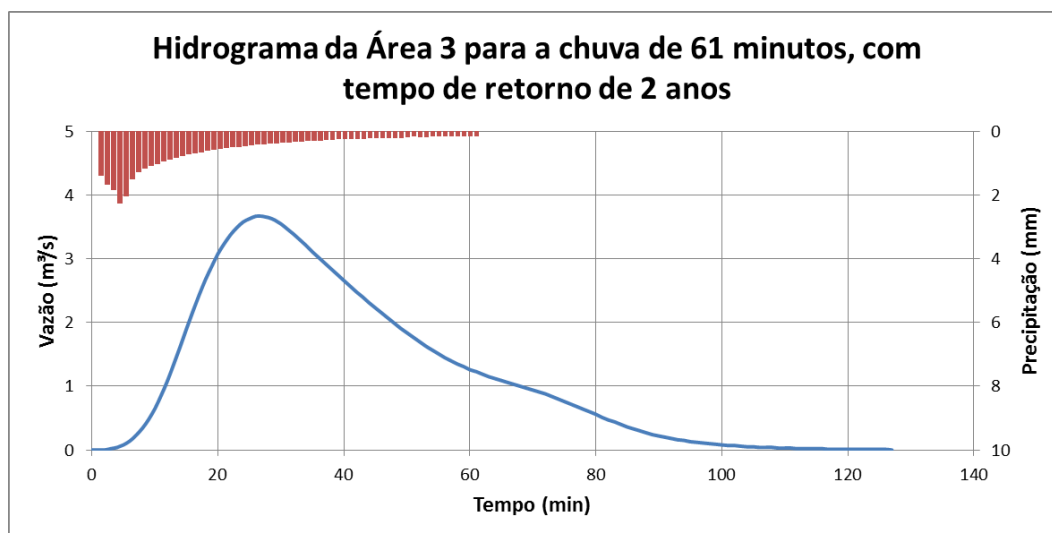


Figura 40 – Hidrograma da Área 3 para a chuva de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos (Abordagem 1).

### 5.8.2 Resultados para a Abordagem 2, Área 3

O Quadro 26 apresenta os resultados referentes à Área 3, quanto à chuva de 24 horas de duração:

Quadro 26 – ESD e CME da Área 3 para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2).

Classe de Uso do Solo	Área (m²)	P (mm)	$C_R$	ESD (m³)	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Comercial	40.205	44,16	0,72	1.278,33	23,00	0,32	29,40	0,41
Espaços Abertos	83.913		0,13	481,73	0	0,12	0,00	0,06
Gramínea Residencial	147.422		0,28	1.822,84	25,50	0,57	46,48	1,04
Industrial	15.599		0,68	468,42	14,00	0,28	6,56	0,13
Residencial	304.653		0,3	4.036,04	25,50	0,57	102,92	2,30
Transporte	114.597		0,72	3.643,63	6,40	0,22	23,32	0,80
<b>TOTAL</b>	<b>706.389</b>	-	-	<b>11.730,99</b>	-	-	<b>208,68</b>	<b>4,74</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>17,79</b>	<b>0,40</b>	-	-

### 5.8.3 Resultados para a Abordagem 3, Área 3

Os resultados referentes ao ESD anual da Área 3, estão dispostos no Quadro 27:

Quadro 27 – ESD e CME da Área 3 para o índice de precipitação anual (Abordagem 3).

Classe de Uso do Solo	Área (m²)	P' (mm/ano)	C <sub>R</sub>	ESD (m³)	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/ano)	Carga de Fósforo (kg/ano)
Comercial	40.205	1.392	0,72	40.295,06	23,00	0,32	926,79	12,89
Espaços Abertos	83.913		0,13	15.184,90	0	0,12	0,00	1,82
Gramínea Residencial	147.422		0,28	57.459,20	25,50	0,57	1.465,21	32,75
Industrial	15.599		0,68	14.765,39	14,00	0,28	206,72	4,13
Residencial	304.653		0,3	127.223,09	25,50	0,57	3.244,19	72,52
Transporte	114.597		0,72	114.853,70	6,40	0,22	735,06	25,27
<b>TOTAL</b>	<b>706.389</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>369.781,33</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>6.577,97</b>	<b>149,38</b>
<b>CME</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>17,79</b>	<b>0,40</b>	<b>-</b>	<b>-</b>

## 5.9 Resultados da modelagem de *wetlands* de superfície livre para a Área 3

### 5.9.1 Resultados para a Abordagem 1, Área 3

Os resultados para a Abordagem 1 são apresentados a seguir, separadamente, para a bacia de detenção e para a *wetland*.

#### 5.9.1.1 Amortecimento de vazões da Área 3

Adotaram-se as seguintes características para a bacia de detenção da Área 3:

Quadro 28 – Características da bacia de detenção da Área 2.

Características da bacia de detenção	Bacia de Detenção
Comprimento (m)	70
Largura (m)	60
Altura (m)	1,90
Razão horizontal/vertical das bordas	3H:1V
Volume máximo (m³)	6.767
Diâmetro do orifício de saída (m)	0,3
Cota do centro do orifício (m)	0,25
Comprimento da tubulação de descarga (m)	6
Coefficiente de Descarga (Cd)	0,74

O maior nível d'água alcançado na bacia de detenção, por conta da precipitação da Abordagem 1, foi de aproximadamente 1,60 m. Foi adicionado 0,3 m de borda livre, totalizando uma altura de 1,9 m. O orifício de descarga se encontra a 0,1 m do fundo da bacia de detenção.

As vazões amortecidas pela bacia de detenção, segundo os critérios elencados na metodologia, são apresentadas na Figura 41:

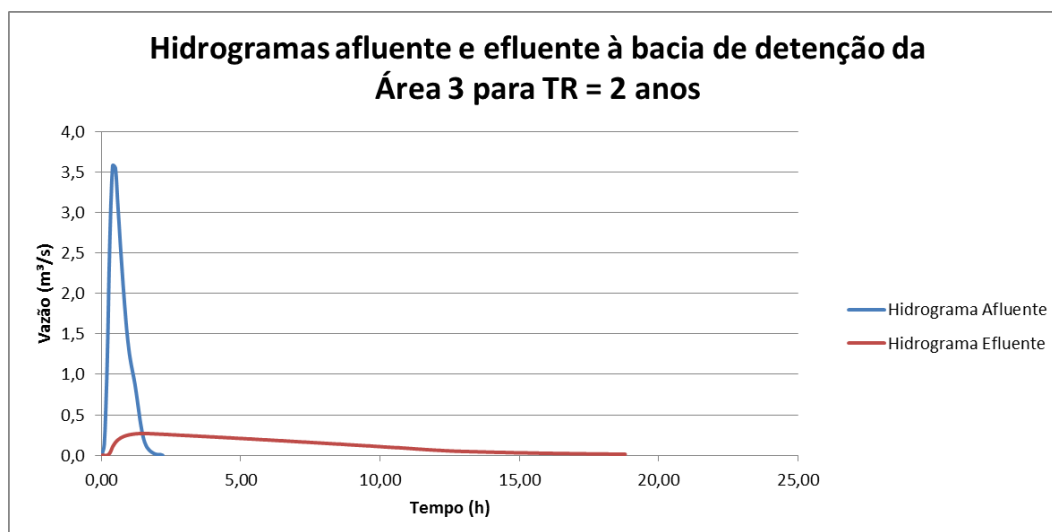


Figura 41 – Hidrogramas afluente e efluente à bacia de retenção da Área 3, para a chuva de 61 minutos, com TR = 2 anos.

### 5.9.1.2 Modelagem da wetland de superfície livre para a Abordagem 1, Área 3

Para uma performance mínima de remoção de 50% das cargas de DBO e Fósforo, empregando o modelo P-k-C\*, a área necessária é de 10.800 m<sup>2</sup>, com 180 m de comprimento e 60 m de largura:

Quadro 29 – Balanço hídrico, de DBO e de P, em uma das WSL de 10.800 m<sup>2</sup> na Área 3, para a Abordagem 1.

	Entrada do sistema	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3 (Saída)	Retido no sistema (kg)	Redução
<b>Balanço Hídrico</b>						
Vazão (m <sup>3</sup> /h)	242,99	233,93	224,87	215,81	-	-
Precipitação (m <sup>3</sup> /h)	-	5,05	5,05	5,05	-	-
Evapotranspiração (m <sup>3</sup> /h)	-	0,39	0,39	0,39	-	-
Infiltração (m <sup>3</sup> /h)	-	13,72	13,72	13,72	-	-
<b>Balanço de Fósforo</b>						
Concentração de Fósforo (mg/L)	0,40	0,39	0,37	0,36	-	<b>10%</b>
Carga de Fósforo (kg/evento)	3,06	-	-	1,45	1,61	<b>53%</b>
<b>Balanço de DBO</b>						
Concentração de DBO (mg/L)	17,80		14,76		-	<b>17%</b>
Carga de DBO (kg/evento)	136,10		59,89		76,22	<b>56%</b>

A disposição da bacia de retenção e da *wetland* de superfície livre é apresentada Figura 42:



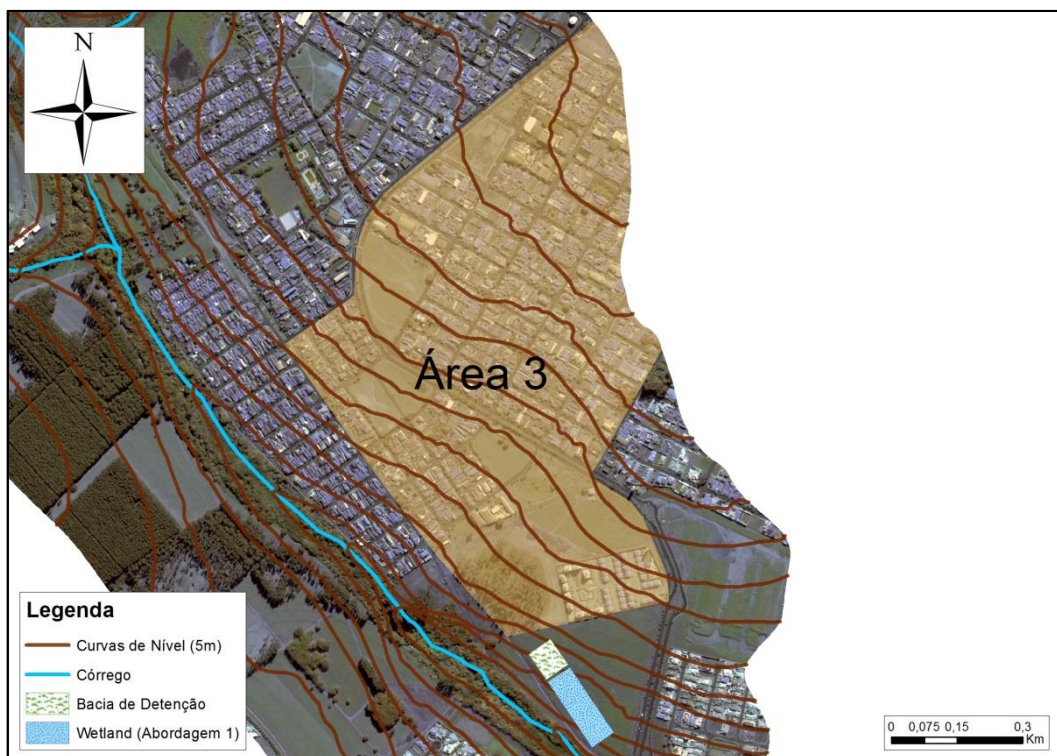


Figura 42 – *Wetland* modelada para a Área 3, Abordagem 1.

Como se pode notar, há áreas próximas à Área 3 cujo escoamento superficial não pode ser transportado à *wetland* de superfície livre sem a utilização de bombas, por estarem em cotas mais baixas. Soma-se a esse fator a proximidade das áreas com a Área de Preservação Permanente (APP), não havendo assim áreas livres disponíveis em cotas inferiores.

No entanto, há um conjunto de melhores práticas, como jardins de chuva ou poços de infiltração, que poderiam ser implementadas não só nesse tipo de área, como também em áreas atendidas pelos sistemas, de forma complementar, podendo reduzir o tamanho necessário das *wetlands* de superfície livre.

### 5.9.2 Resultados para a Abordagem 2, Área 3

O dimensionamento do sistema para a Abordagem 2 apresentou os seguintes resultados:

Quadro 30 – Dimensionamento da *wetland* da Área 3, para a Abordagem 2.

Precipitação (mm)	Volume de ESD (m <sup>3</sup> )	Nível d'água (m)	Área da <i>wetland</i>	Volume precipitado na <i>wetland</i> (m <sup>3</sup> )	Volume de infiltração e evapotranspiração em 24 h (m <sup>3</sup> )	Volume armazenado
44,16	11.730,99	0,6	18.051,25	797,14	1697,39	10.830,75

As dimensões selecionadas para o sistema foram de 241 m de comprimento, e 75 m de largura, totalizando uma área de 18.051 m<sup>2</sup>:

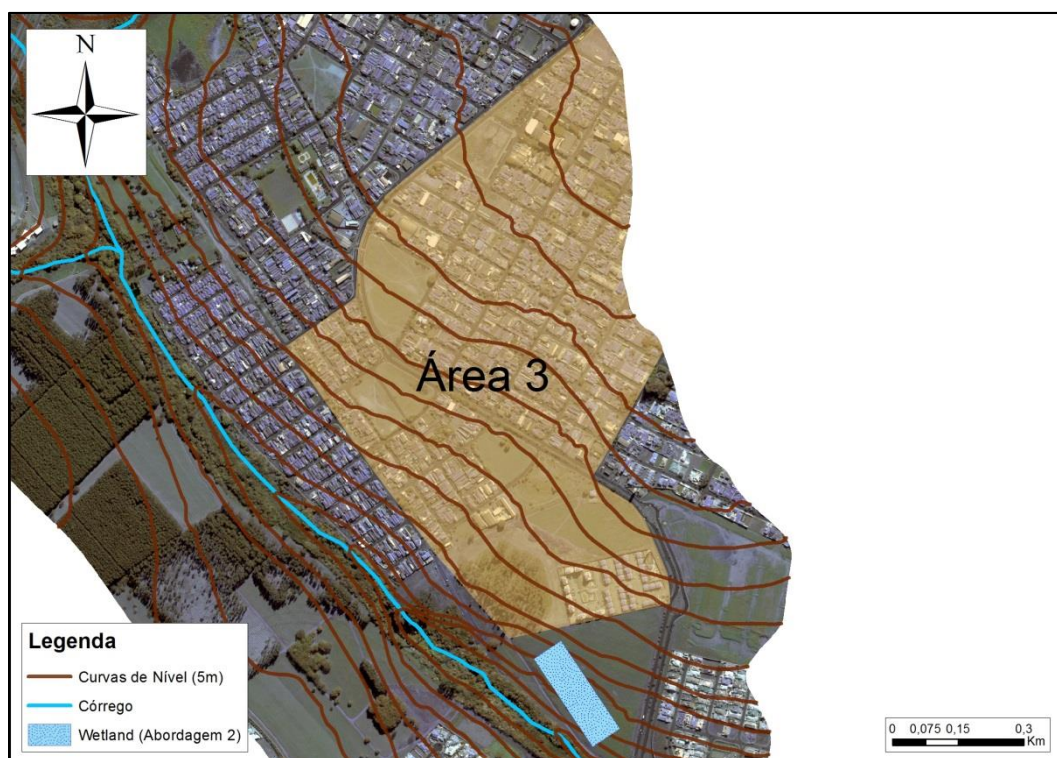


Figura 43 – *Wetland* modelada para a Área 3, Abordagem 2.

### 5.9.3 Resultados para a Abordagem 3, Área 3

Para uma performance média de remoção de 80% das cargas anuais de DBO e Fósforo, o balanço pelo modelo P-k-C\*, para a Abordagem 3, resultou em um sistema de 8.250 m<sup>2</sup>:

Quadro 31 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 8.250 m<sup>2</sup> na Área 3, para a Abordagem 3.

	Entrada do sistema	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3 (Saída)	Retido (kg)	Redução
<b>Balanço Hídrico</b>						
Vazão (m <sup>3</sup> /d)	1013,10	765,32	517,54	269,76	-	-
Precipitação (m <sup>3</sup> /d)	-	10,49	10,49	10,49	-	-
Evapotranspiração (m <sup>3</sup> /d)	-	6,81	6,81	6,81	-	-
Infiltração (m <sup>3</sup> /d)	-	251,46	251,46	251,46	-	-
<b>Balanço de Fósforo</b>						
Concentração de Fósforo (mg/L)	0,40	0,37	0,33	0,29	-	<b>28%</b>
Carga de Fósforo (kg/ano)	147,91	-	-	28,41	119,50	<b>81%</b>
<b>Balanço de DBO</b>						
Concentração de DBO (mg/L)	17,8		10,97		-	<b>38%</b>
Carga de DBO (kg/ano)	6.582		1.080		5.502	<b>84%</b>

Optou-se pelas dimensões de 165 m de comprimento e 50 m de largura:



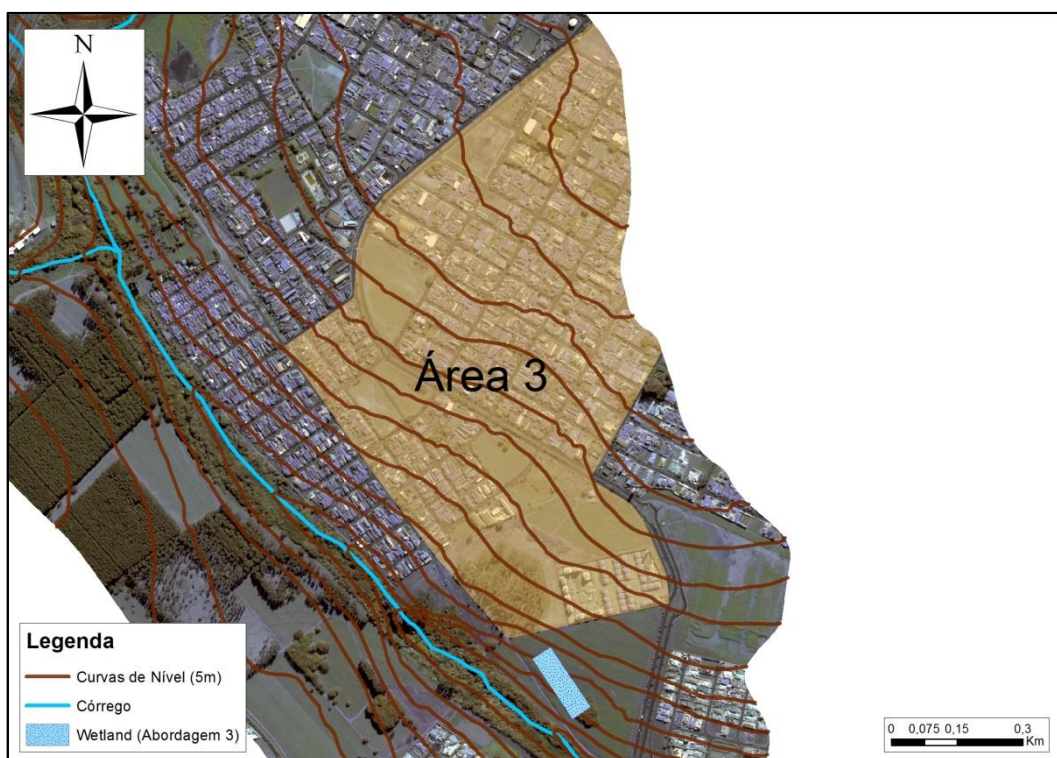


Figura 44 – *Wetland* modelada para a Área 3, Abordagem 3.

## 5.10 Modelagens hidrológicas e de qualidade da Área 4

### 5.10.1 Resultados para a Abordagem 1, Área 4

O Quadro 32 apresenta os resultados da Abordagem 1, referentes à Área 4, para a precipitação efetiva e concentrações médias de DBO e Fósforo:

Quadro 32 – ESD e CME da Área 4 para chuvas com TR = 2 anos e 61 minutos de duração (Abordagem 1).

Classe de Uso do Solo	Área (m <sup>2</sup> )	P (mm)	C <sub>R</sub>	ESD (m <sup>3</sup> )	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Comercial	27.121	33,66	0,72	657,28	23,00	0,32	15,12	0,21
Espaços Abertos	9.820		0,13	42,97	0	0,12	0,00	0,01
Gramínea Comercial	3.030		0,28	28,56	23,00	0,32	0,66	0,01
Gramínea Residencial	27.862		0,28	262,59	25,50	0,57	6,70	0,15
Transporte	35.577		0,72	862,22	6,40	0,22	5,52	0,19
<b>TOTAL</b>	<b>103.410</b>	-	-	<b>1.853,62</b>	-	-	<b>28,00</b>	<b>0,57</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>15,10</b>	<b>0,30</b>	-	-

A aplicação da Fórmula de Kirpich, para se calcular o T<sub>c</sub> da área, é apresentada no Quadro 33:

Quadro 33 – Resultado da aplicação da fórmula de Kirpich para a Área 4.

$L_h$ (m)	$Sc$ (m/m)	$T_c$ (min)
583	0,0847	7

Consecutivamente foi elaborado o HU da Área 4, e então gerado o hidrograma para a Abordagem 1:

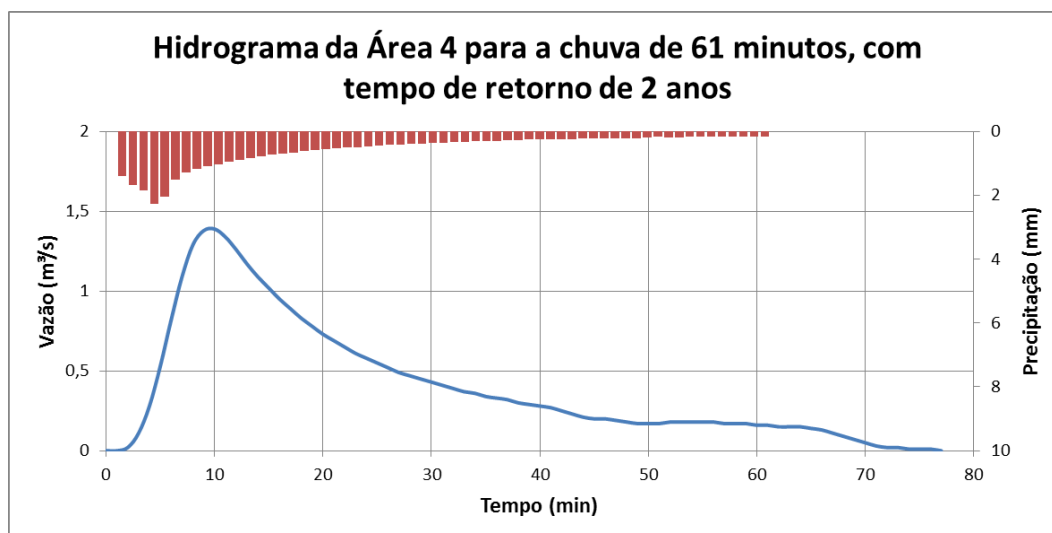


Figura 45 – Hidrograma da Área 4 para a chuva de 61 minutos, com tempo de retorno de 2 anos (Abordagem 1).

### 5.10.2 Resultados para a Abordagem 2, Área 4

O Quadro 34 apresenta os resultados referentes à Área 4, quanto à chuva de 24 horas de duração:

Quadro 34 – ESD e CME da Área 4 para chuvas com TR = 1 ano, com 24 horas de duração (Abordagem 2).

Classe de Uso do Solo	Área (m²)	P (mm)	$C_R$	ESD (m³)	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/evento de precipitação)	Carga de Fósforo (kg/evento de precipitação)
Comercial	27.121	44,16	0,72	862,32	23,00	0,32	19,83	0,28
Espaços Abertos	9.820		0,13	56,37	0	0,12	0,00	0,01
Gramínea Comercial	3.030		0,28	37,47	23,00	0,32	0,86	0,01
Gramínea Residencial	27.862		0,28	344,51	25,50	0,57	8,78	0,20
Transporte	35.577		0,72	1.131,18	6,40	0,22	7,24	0,25
<b>TOTAL</b>	<b>103.410</b>	-	-	<b>2.431,84</b>	-	-	<b>36,71</b>	<b>0,75</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>15,10</b>	<b>0,30</b>	-	-

### 5.10.3 Resultados para a Abordagem 3, Área 4

Os resultados referentes ao ESD anual da Área 3, estão dispostos no Quadro 35:

Quadro 35 – ESD e CME da Área 4 para o índice de precipitação anual (Abordagem 3).

Classe de Uso do Solo	Área (m <sup>2</sup> )	P' (mm/ano)	C <sub>R</sub>	ESD (m <sup>3</sup> )	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Carga de DBO (kg/ano)	Carga de Fósforo (kg/ano)
Comercial	27.121	1.392	0,72	27.181,75	23,00	0,32	625,18	8,70
Espaços Abertos	9.820		0,13	1.777,03	0	0,12	0,00	0,21
Gramínea Comercial	3.030		0,28	1.180,97	23,00	0,32	27,16	0,38
Gramínea Residencial	27.862		0,28	10.859,49	25,50	0,57	276,92	6,19
Transporte	35.577		0,72	35.656,69	6,40	0,22	228,20	7,84
<b>TOTAL</b>	<b>103.410</b>	-	-	<b>76.655,94</b>	-	-	<b>1.157,46</b>	<b>23,32</b>
<b>CME</b>	-	-	-	-	<b>15,10</b>	<b>0,30</b>	-	-

## 5.11 Resultados da modelagem de *wetlands* de superfície livre para a Área 4

### 5.11.1 Resultados para a Abordagem 1, Área 4

Os resultados para a Abordagem 1 são apresentados a seguir, separadamente, para a bacia de detenção e para a *wetland*.

#### 5.11.1.1 Amortecimento de vazões da Área 4

Adotaram-se as seguintes características para a bacia de detenção da Área 4:

Quadro 36 – Características da bacia de detenção da Área 2.

Características da bacia de detenção	Bacia de Detenção
Comprimento (m)	40
Largura (m)	30
Altura (m)	1,45
Razão horizontal/vertical das bordas	3H:1V
Volume máximo (m <sup>3</sup> )	2.218
Diâmetro do orifício de saída (m)	0,15
Cota do centro do orifício (m)	0,175
Comprimento da tubulação de descarga (m)	6
Coefficiente de Descarga (Cd)	0,64

O maior nível d'água alcançado na bacia de detenção, por conta da precipitação da Abordagem 1, foi de aproximadamente 1,15 m. Foi adicionado 0,3 m de borda livre, totalizando uma altura de 1,45 m. O orifício de descarga se encontra a 0,1 m do fundo da bacia de detenção.

As vazões amortecidas pela bacia de detenção, segundo os critérios elencados na metodologia, são apresentadas na Figura 46:

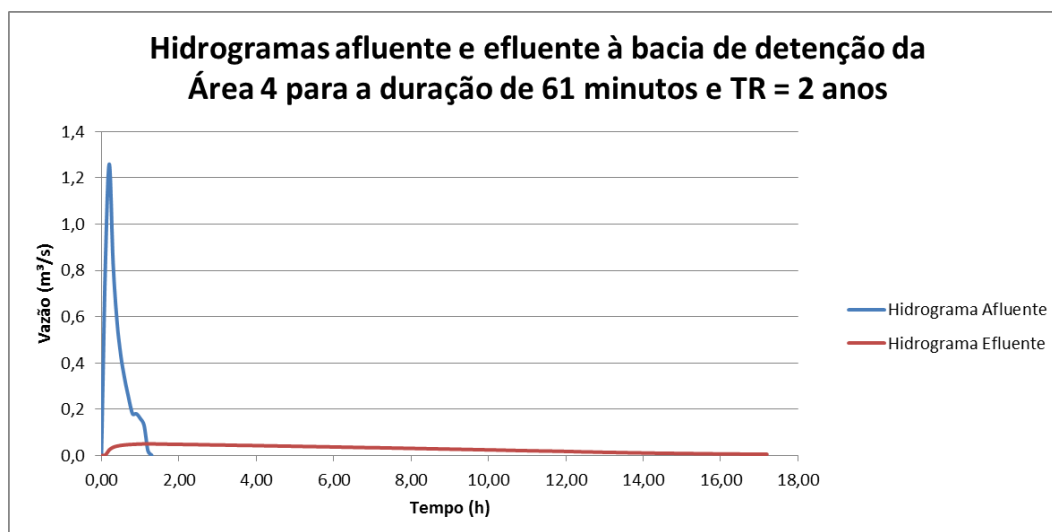


Figura 46 – Hidrogramas afluente e efluente à bacia de retenção da Área 5, para a chuva de 61 minutos, com TR = 2 anos.

#### 5.11.1.2 Modelagem da wetland de superfície livre para a Abordagem 1, Área 4

Para uma performance mínima de remoção de 50% das cargas de DBO e Fósforo, empregando o modelo P-k-C\*, a área necessária é de 2.700 m<sup>2</sup>, com 90 m de comprimento e 30 m de largura:

Quadro 37 – Balanço hídrico, de DBO e de P, em uma das WSL de 2.700 m<sup>2</sup> na Área 4, para a Abordagem 1.

	Entrada do sistema	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3 (Saída)	Retido no sistema (kg)	Redução
<b>Balanço Hídrico</b>						
Vazão (m <sup>3</sup> /h)	55,84	53,58	51,32	49,06	-	-
Precipitação (m <sup>3</sup> /h)	-	1,26	1,26	1,26	-	-
Evapotranspiração (m <sup>3</sup> /h)	-	0,10	0,10	0,10	-	-
Infiltração (m <sup>3</sup> /h)	-	3,43	3,43	3,43	-	-
<b>Balanço de Fósforo</b>						
Concentração de Fósforo (mg/L)	0,30	0,29	0,28	0,27	-	<b>11%</b>
Carga de Fósforo (kg/evento)	0,52	-	-	0,26	0,26	<b>51%</b>
<b>Balanço de DBO</b>						
Concentração de DBO (mg/L)	15,10	12,38			-	<b>18%</b>
Carga de DBO (kg/evento)	26,15	10,45			15,70	<b>60%</b>

A disposição da bacia de retenção e da wetland de superfície livre é apresentada na Figura 47:

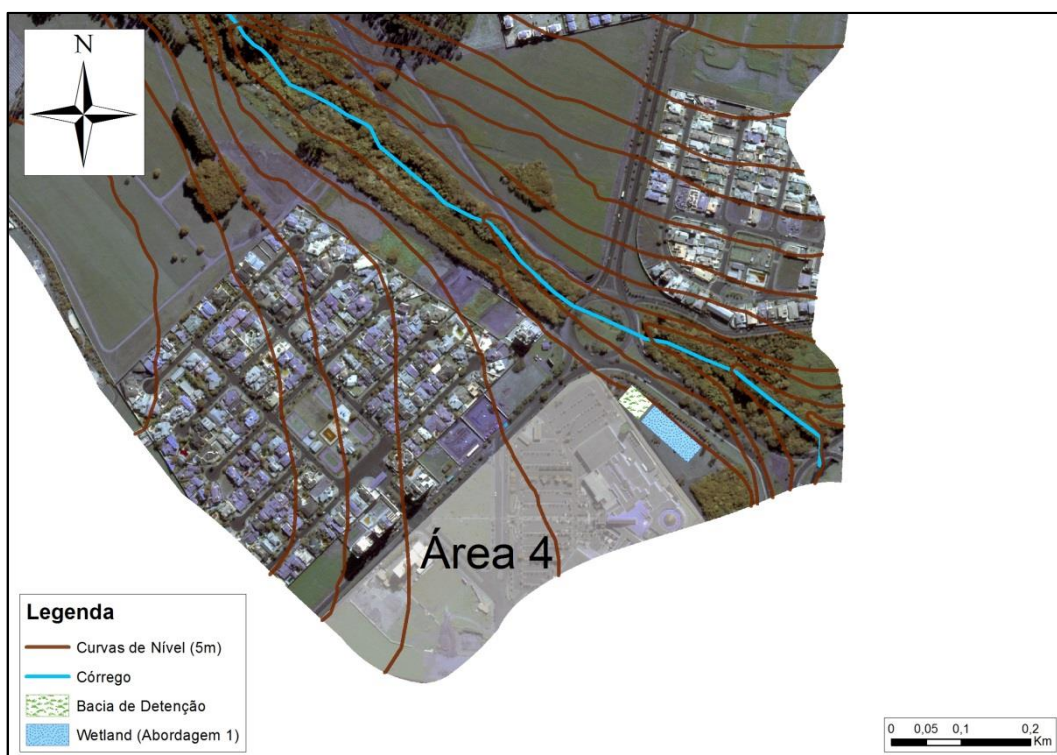


Figura 47 – *Wetland* modelada para a Área 4, Abordagem 1.

Há próximas à Área 4 alguns setores residenciais, que comportam alguns condomínios, no entanto, ao se transportar o escoamento superficial dessas áreas para o sistema, não seria possível atender aos critérios de qualidade estabelecidos em face às limitações das áreas livres disponíveis para a construção da *wetland*.

### 5.11.2 Resultados para a Abordagem 2, Área 4

O dimensionamento do sistema para a Abordagem 2 apresentou os seguintes resultados:

Quadro 38 – Dimensionamento da *wetland* da Área 4, para a Abordagem 2.

Precipitação (mm)	Volume de ESD (m³)	Nível d'água (m)	Área da <i>wetland</i>	Volume precipitado na <i>wetland</i> (m³)	Volume de infiltração e evapotranspiração em 24 h (m³)	Volume armazenado
44,16	2.431,84	0,6	3.742,02	165,25	351,87	2.245,21

As dimensões selecionadas para o sistema foram de 125 m de comprimento, e 30 m de largura, totalizando uma área de 3.750 m²:



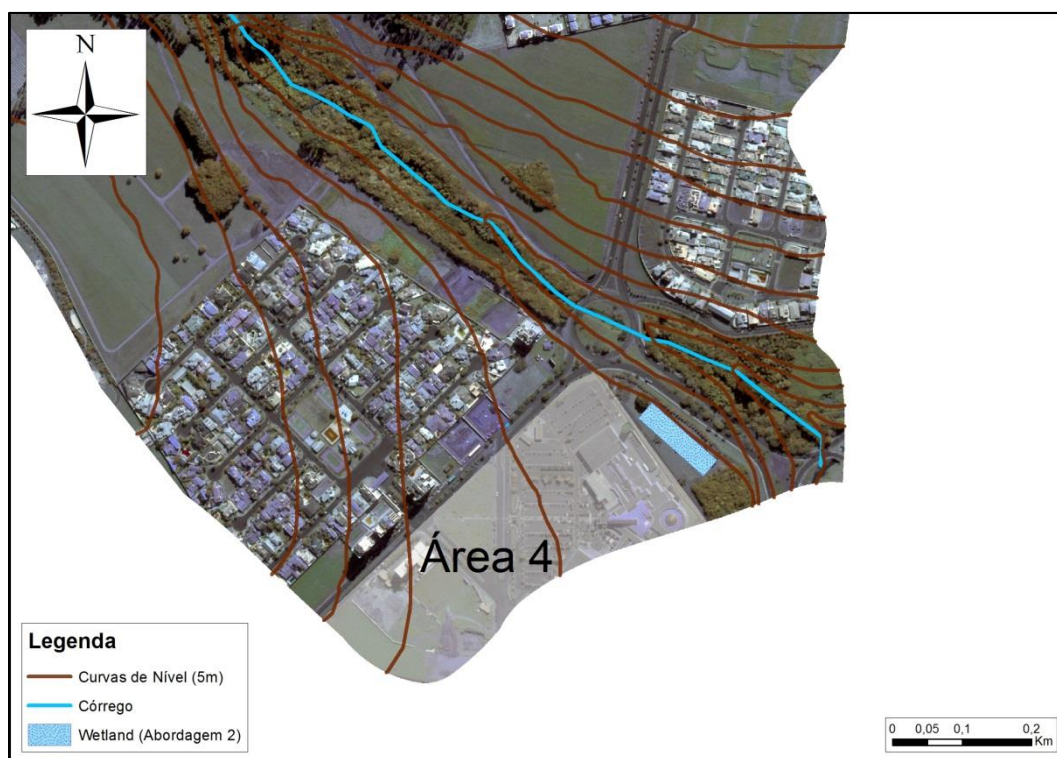


Figura 48 – *Wetland* modelada para a Área 4, Abordagem 2.

### 5.11.3 Resultados para a Abordagem 3, Área 4

Para uma performance média de remoção de 80% das cargas anuais de DBO e Fósforo, o balanço pelo modelo P-k-C\*, para a Abordagem 3, resultou em um sistema de 1.700 m<sup>2</sup>:

Quadro 39 – Balanço hídrico, de DBO e de P, na WSL de 1.700 m<sup>2</sup> na Área 4, para a Abordagem 3.

	Entrada do sistema	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3 (Saída)	Retido (kg)	Redução
<b>Balanço Hídrico</b>						
Vazão (m <sup>3</sup> /d)	210,02	158,93	107,84	56,75	-	-
Precipitação (m <sup>3</sup> /d)	-	2,16	2,16	2,16	-	-
Evapotranspiração (m <sup>3</sup> /d)	-	1,40	1,40	1,40	-	-
Infiltração (m <sup>3</sup> /d)	-	51,85	51,85	51,85	-	-
<b>Balanço de Fósforo</b>						
Concentração de Fósforo (mg/L)	0,30	0,28	0,25	0,22	-	28%
Carga de Fósforo (kg/ano)	23,00	-	-	4,50	18,50	80%
<b>Balanço de DBO</b>						
Concentração de DBO (mg/L)	15,10	9,45			-	37%
Carga de DBO (kg/ano)	1157,50	195,81			961,69	83%

Optou-se pelas dimensões de 85 m de comprimento e 20 m de largura:



Figura 49 – Wetland modelada para a Área 4, Abordagem 3.

## 5.12 Síntese dos Resultados

Os resultados obtidos são resumidos no Quadro 40:

Quadro 40 – Síntese dos resultados para as Abordagens 1, 2 e 3.

Abordagem	Setor	Área (m <sup>2</sup> )	P (mm)	ESD (m <sup>3</sup> )	Área das Wetlands (m <sup>2</sup> )	Proporção Wetland:Áreas atendidas	Redução de cargas	
							DBO	Fósforo
Abordagem 1	Área 1	385.053	33,66	5.501,28	7.500	1,95%	52%	50%
	Área 2	432.046		6.325,43	8.750	2,03%	54%	51%
	Área 3	706.389		8.941,70	10.800	1,53%	56%	53%
	Área 4	103.410		1.853,62	2.700	2,61%	60%	51%
	Bacia	5.849.883		61.107,96	29.750	0,51%	20%	19%
Abordagem 2	Área 1	385.053	44,16	7.217,36	11.700	3,04%	-	-
	Área 2	432.046		8.298,60	12.800	2,96%	-	-
	Área 3	706.389		11.730,99	18.051	2,56%	-	-
	Área 4	103.410		2.431,84	3.750	3,63%	-	-
	Bacia	5.849.883		80.170,16	46.301	0,79%	-	-
Abordagem 3	Área 1	385.053	1.392	2.527.102,80	5.000	1,30%	83%	80%
	Área 2	432.046		227.503,80	5.808	1,34%	83%	80%
	Área 3	706.389		261.586,24	8.250	1,17%	84%	81%
	Área 4	103.410		369.781,33	1.700	1,64%	83%	80%
	Bacia	5.849.883		76.655,94	20.758	0,35%	30%	26%

Na Abordagem 2, não foram estimadas as reduções de carga, pois não foram encontrados modelos, além de coeficientes cinéticos, consolidados para WSL em regime de batelada.

A Abordagem 2 apresentou o maior potencial de redução das vazões de pico na bacia, por ser capaz de armazenar a totalidade dos volumes gerados na precipitação de 44,16 mm. Porém, no caso deste estudo foram utilizados hidrogramas sintéticos, não sendo possível realizar uma avaliação dos seus impactos no hidrograma da bacia.

A Abordagem 3 resultou nos menores sistemas, mesmo com critérios de remoção mínima mais exigentes. Isso se deu pelo fato das Abordagens 1 e 2 serem baseadas no tratamento de eventos críticos.

A implementação de WSL, apesar de ocorrer apenas nas Áreas 1, 2, 3 e 4, proporcionou uma redução de 19% nas cargas de Fósforo, e de 20% nas cargas de DBO, para a Abordagem 1. Para a Abordagem 3, a redução foi de 26% para o Fósforo, e de 30% para a DBO, também em toda a bacia. São valores expressivos se levada em conta a área ocupada pelos sistemas, de apenas 0,51% da bacia na Abordagem 1, e de 0,35% na Abordagem 3.

É interessante ressaltar que, os sistemas projetados fizeram uso da infiltração para reduzir a maioria das cargas, apesar da contribuição expressiva das reduções de concentrações das águas efluentes. Caso se optasse pela impermeabilização das *wetlands*, seriam necessárias áreas significativamente maiores para que os sistemas atingirem índices similares de remoção de cargas, conforme previamente discutido no Item 5.5.3 deste trabalho.

Outra observação relevante é de que, para todos os sistemas, o tamanho mínimo foi determinado pelo balanço de fósforo.



## 6 CONCLUSÕES

Este trabalho se propôs a explorar sistemas de *wetlands* construídas como uma alternativa para o tratamento da poluição difusa em águas pluviais. O tema foi abordado de forma prática, tendo como base de sua aplicação a bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.

Como não há, no Brasil, imposições legais para o tratamento de águas pluviais, as performances de remoção selecionadas para os sistemas foram estabelecidas de forma arbitrária. No entanto, isso não prejudicou o tema, pois conforme a abordagem prática as técnicas foram avaliadas, e suas limitações e vantagens expostas independentemente dos parâmetros estabelecidos no trabalho.

Ademais, pôde-se contrapor 3 diferentes situações por meio das Abordagens 1, 2 e 3, o que ampliou o escopo da discussão de forma positiva.

No que diz respeito à modelagem de WC, o presente estudo evidenciou de forma didática a complexidade acerca de diferentes critérios de modelagem.

Essa complexidade se deve, primeiramente, à utilização de modelos contínuos para vazão constante, como o modelo P-k-C\*, ou a equação da cinética de primeira ordem (Equação 6), em um cenário de vazões variáveis e intermitentes, que é o do tratamento de águas pluviais. A Abordagem 1, que detalha o hidrograma gerado por um evento crítico, expõe a dificuldade do modelo P-k-C\* em descrever o comportamento do tratamento ao longo das variações de vazões de entrada e de saída das *wetlands*.

Concluiu-se que a utilização de modelos contínuos de vazão constante é imprecisa em situações análogas à Abordagem 1. No entanto, a Abordagem 1 não deve ser descartada, pois possui relevância no dimensionamento de estruturas de proteção ao sistema, como é o caso das bacias de retenção.

O emprego do modelo P-k-C\*, na Abordagem 3, se mostrou mais adequado para modelagens baseadas na performance, pois um desempenho médio anual pode ser representado em modelos contínuos, para o caso de águas pluviais, conforme a literatura científica.

Contudo, os modelos devem passar por ajustes para aumentar sua precisão, mitigando as limitações ligadas às características dos modelos contínuos de vazão constante. Para tal, as incertezas do cenário de tratamento das águas pluviais devem ser transpostas para dentro dos modelos contínuos. Isso pode ser realizado de duas formas: adaptando-se a constante cinética de primeira ordem ou adaptando-se as vazões. Assim, a variabilidade das condições de geração do ESD seria absorvida por modificações na constante cinética dos modelos, ou então transformadas em uma vazão equivalente.

Entretanto, tais adaptações da constante cinética, ou das vazões, devem ser subsidiadas por dados de sistemas construídos, para que se possa então aplicar os modelos adaptados em condições similares. Tratam-se de abordagens já exploradas por Wong e Geiger (1997) e Carleton *et al.* (2001), que, no entanto, não podem ser utilizadas indiscriminadamente, por traduzirem condições locais não ajustáveis, justamente, pelo grau de empirismo empregado.

Resta ainda uma possibilidade mais simples, de adoção de diretrizes empíricas para o dimensionamento de *wetlands*, não associada a modelagens de performance. São proposições análogas à utilizada na Abordagem 2, cujo critério de dimensionamento se baseou no armazenamento do volume de ESD gerado por um evento crítico. Esse tipo de critério também é conhecido como *Water Quality Volume* (WQV), e é adotado como critério unificado de dimensionamento para práticas de mitigação de poluição difusa, como WC, em diversos manuais de drenagem, como dos estados como Nova Iorque e Maryland (CENTER OF WATERSHED PROTECTION, 2015; SCHUELER e CLAYTOR, 2000).

Ao se utilizar uma metodologia simplificada como essa, tampouco há necessidade de se modelar a qualidade das águas pluviais, pois se pressupõe que os critérios de seleção do WQV correspondam a resultados satisfatórios, que, no entanto, não são expostos aos usuários desse tipo de abordagem.

Concluiu-se, por este estudo, que metodologias similares à Abordagem 2 contam com a maior praticidade, com critérios que se integrados a diretrizes de drenagem possuem fácil replicação. Todavia, não há discussões aprofundadas acerca de sua eficácia correspondente, e se os critérios de WQV existentes na literatura são satisfatórios para a realidade local.

Quanto aos obstáculos para a implementação de WC na bacia, o fator limitante de maior peso foi a disponibilidade de áreas livres, sendo agravado pela opção de se utilizar sistemas abastecidos por gravidade. Caso haja a possibilidade de se optar também pelo bombeamento das águas pluviais, há muito mais flexibilidade na escolha da localização dos sistemas, em sacrifício dos custos operacionais.

Dentre os critérios eleitos para o desempenho das WC, talvez o mais impactante tenha sido a escolha da redução de cargas, ao invés da redução de concentrações. Por tal razão, optou-se por não impermeabilizar os sistemas.

Por outro lado, o foco na redução de concentrações, com sistemas impermeabilizados, disponibilizaria um maior volume de águas superficiais tratadas, que ao serem lançadas no córrego contribuiriam para a redução das concentrações de poluentes no corpo hídrico durante os eventos de precipitação. Por conseguinte, o emprego de WC pode demonstrar certa

flexibilidade face aos objetivos de um projeto, desde que haja consciência das limitações de cada abordagem, e suas implicações no tamanho dos sistemas.

Concluiu-se que WC demonstraram potencial de aplicação para o tratamento de poluição difusa na bacia do Córrego do Mineirinho, porém há uma necessidade de estudos a fim de se adaptar as ferramentas de modelagem disponíveis.



## 7 RECOMENDAÇÕES

A metodologia utilizada na obtenção das concentrações médias de evento, para caracterizar as concentrações de DBO e Fósforo nas águas pluviais, se mostrou prática e de fácil reprodução, evidenciando as principais vantagens de uma abordagem empírica. Contudo, há de se destacar que os índices utilizados foram obtidos em circunstâncias diversas, pertencendo a outras regiões.

Seria interessante que um maior número de pesquisas confrontasse índices de CME estabelecidos na literatura, ou que propusessem novas relações entre os usos e ocupações de solo e a qualidade das águas pluviais, de forma a compor uma base mais sólida para o planejamento de ações de mitigação de poluição difusa no Brasil.

No que tange a utilização de WC para tratamento de águas pluviais, recomenda-se que estudos sejam realizados a fim de se obter dados experimentais, através de monitoramentos de longo prazo. Os dados poderiam subsidiar a proposição coeficientes cinéticos regionalizados para modelos existentes, como o modelo P-k-C\*.

Vazões equivalentes poderiam ser obtidas para os mesmos fins, onde neste caso seriam mantidos os coeficientes cinéticos documentados, porém as vazões variáveis anuais seriam adaptadas na forma de uma vazão constante equivalente, capaz de descrever o tempo de detenção médio do sistema ao longo do ano.

Há ainda a possibilidade de estudos que desenvolvam critérios empíricos de dimensionamento, análogos ao WQV, relacionado determinados volumes de armazenamento a índices de remoção. Como resultado, poderiam ser propostas diretrizes mais simples e acessíveis para o tratamento de poluição difusa em WC, desde que respeitadas as limitações quanto à sua replicação em condições similares.

Há uma necessidade de se explorar mais o tema, principalmente com o enfoque no tratamento de águas pluviais. Como se pôde observar, é necessário que se confronte os critérios documentados com as realidades regionais, a fim de se reafirmar a precisão dos resultados obtidos com as técnicas de dimensionamento atualmente disponíveis.



## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGELINI SOBRINHA, L.; MARTINS, L. G. B.; GENOVA, R. M.; GALBETTI, M. V.; MINE, M. M.; BRANDÃO, J. L. B. Challenges of the hydrological monitoring of small hydrographic basins: Case of study of the Mineirinho stream basin, São Carlos (SP – Brazil). **6th International Conference on Flood Management**, São Paulo, 2014.

APRÍGIO, P.O. **Avaliação de modelos de simulação de cargas difusas em bacias urbanas**. 2012. 113p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

AKRATOS, Christos S.; PAPASPYROS, John NE; TSIHRINTZIS, Vassilios A. An artificial neural network model and design equations for BOD and COD removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, v. 143, n. 1, p. 96-110, 2008.

AKRATOS, Christos S.; PAPASPYROS, John NE; TSIHRINTZIS, Vassilios A. Total nitrogen and ammonia removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands: use of artificial neural networks and development of a design equation. **Bioresource technology**, v. 100, n. 2, p. 586-596, 2009.

BAIRD, C.; JENNINGS, M. **Characterization of Nonpoint Sources and Loadings to the Corpus Christi Bay National Estuary Program Study Area**, Texas Natural Resource Conservation Commission, 1996.

BARBASSA, A.P. **Simulação do efeito da urbanização sobre a drenagem pluvial na cidade de São Carlos/SP**. 1991. 327 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1991.

BENINI, R.M. **Cenários de ocupação urbana e seus impactos no ciclo hidrológico na bacia do Córrego do Mineirinho**. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

BERTONI, J.C.; TUCCI, C.E.M. Precipitação. In: TUCCI, C.E.M (Organizador). **Hidrologia**. Porto Alegre: Editora da Universidade; ABRH; EDUSP, 1993. Cap. 5, p.177- 242.

BHOMIA, R. K.; INGLETT, P. W.; REDDY, K. R. Soil and phosphorus accretion rates in sub-tropical wetlands: Everglades Stormwater Treatment Areas as a case example. **Science of The Total Environment**, v. 533, p. 297-306, 2015.

BODIN, H.; PERSSON, J.; ENGLUND, J. E.; MILBERG, P. Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. **Journal of Hydrology**, v. 501, p. 1–12, 2013.

BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection?. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 13, p. 3923-3930, 2009.

BRIX, H. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands System Design, Removal Processes and Treatment Performance. **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. Ed. By Gerald A. Moshiri. Lewis Publishers, 1993.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005. Cap. 3, p.87-91.

CARDINAL, P.; ANDERSON, J. C.; CARLSON, J. C.; *et al.* Macrophytes may not contribute significantly to removal of nutrients, pharmaceuticals, and antibiotic resistance in model surface constructed wetlands. **The Science of the total environment**, v. 482-483, p. 294–304, 2014.

CARLETON, J. N.; GRIZZARD, T. J.; GODREJ, A. N.; POST, H. E. Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. **Water Research**, v. 35, n. 6, p. 1552–1562, 2001.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. Edgard Blücher Editora, São Paulo, 1999. Cap. 1, p.1-18.



CENTER OF WATERSHED PROTECTION. **New York State Stormwater Management Design Manual**. Albany, New York, 2015.

CHIN, David A. **Water-Quality Engineering in Natural Systems: Fate and Transport Processes in the Water Environment**. John Wiley & Sons, 2013.

DIGITALGLOBE. **Spectral Response for Digital Globe Earth Imaging Instruments**, 2011  
Disponível em: <[http://global.digitalglobe.com/sites/default/files/DigitalGlobe\\_Spectral\\_Response\\_1.pdf](http://global.digitalglobe.com/sites/default/files/DigitalGlobe_Spectral_Response_1.pdf)> Acesso em: 25 de set. 2015.

ELSAIED, O. F.; MAILLARD, E.; VUILLEUMIER, S.; MILLET, M.; IMFELD, G. Degradation of chloroacetanilide herbicides and bacterial community composition in lab-scale wetlands. **The Science of the total environment**, v. 520, p. 222–31, 2015.

EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE. **Banco de dados climáticos do Brasil**. Campinas, SP. Disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/index.php>>. Acesso em 10 de dez. 2014.

FERNANDES, J. P.; ALMEIDA, C. M. R.; PEREIRA, A. C.; *et al.* Microbial community dynamics associated with veterinary antibiotics removal in constructed wetlands microcosms. **Bioresource technology**, v. 182, p. 26–33, 2015.

**Georgia Stormwater Management Manual**. Atlanta Regional Commission *et al.*, 2016;  
Disponível em: <<http://documents.atlantaregional.com/gastormwater/GSMM-2016-FINAL.pdf>>. Acesso em 25/02/2016.

GILL, L. W.; RING, P.; HIGGINS, N. M. P.; JOHNSTON, P. M. Accumulation of heavy metals in a constructed wetland treating road runoff. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 133–139, 2014. Elsevier B.V.

GUITTONNY-PHILIPPE, A.; PETIT, M.; MASOTTI, V.; MONNIER, Y.; MALLERET, L.; COULOMB, B.; COMBROUX, I.; BAUMBERGER, T.; VIGLIONE, J.; LAFFONT-SCHWOB, I. Selection of wild macrophytes for use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. **Journal of Environmental Management**. v.147, p.108-123, 2015

HALL, Michael J. **Urban hydrology**. 1984.

HIJOSA-VALSERO, M.; REYES-CONTRERAS, C.; DOMÍNGUEZ, C.; BÉCARES, E.; BAYONA, J. M. Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: InflueHijosa-Valsero, M., Reyes-Contreras, C., Domínguez, C., Bécares, E., & Bayona, J. M. (2016). Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in cons. **Chemosphere**, v. 145, p. 508–517, 2016.

IBEKWE, A. M.; MA, J.; MURINDA, S.; REDDY, G. B. Bacterial community dynamics in surface flow constructed wetlands for the treatment of swine waste. **Science of The Total Environment**, v. 544, p. 68–76, 2016.

IBGE Cidades; Disponível em: < <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em 22/09/2015.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. CRC. Boca Raton, FL, 1996.

KADLEC, Robert H. Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design. **Ecological Engineering**, v. 20, n. 1, p. 1-16, 2003.

KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott. **Treatment wetlands**. CRC press, 2009.

KELLAGHER, R. *et al.* **The SUDS manual**. Londres: Ciria, 2007.

KO, C. H.; LEE, T. M.; CHANG, F. C.; LIAO, S. P. The correlations between system treatment efficiencies and aboveground emergent macrophyte nutrient removal for the Hsin-Hai Bridge phase II constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 9, p. 5431–5437, 2011. Elsevier Ltd.

KOCH, B. J.; FEBRIA, C. M.; GEVREY, M.; WAINGER, L. A.; PALMER, M. A. Nitrogen Removal by Stormwater Management Structures: A Data Synthesis. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 6, p. 1594–1607, 2014.

KUMAR, J. L. G.; ZHAO, Y.Q. A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 3, p. 400-406, 2011.

LETO, C.; TUTTOLOMONDO, T.; BELLA, S. LA; LEONE, R.; LICATA, M. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland - phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). **Ecological Engineering**, v. 61, p. 282–291, 2013. Elsevier B.V.

MARTINS, R. G.; BRANDÃO, J. B.. **Influences of land use on the quantity and quality aspects of water resources in urban basins**. In: 17th International Conference on Diffuse Pollution and eutrophication, 2015, Berlin. IWA the International Water Association, 2015.

MCCUEN, R. H. **Hydrologic analysis and design**. 1998.

MANGANGKA, I. R.; LIU, A.; EGODAWATTA, P.; GOONETILLEKE, A. Sectional analysis of stormwater treatment performance of a constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 172–179, 2015. Elsevier B.V.

MELBOURNE WATER, **Constructed Wetland Guidelines**, Melbourne 2010.

MEYER, D.; CHAZARENC, F.; CLAVEAU-MALLET, D.; et al. Modelling constructed wetlands: Scopes and aims – a comparative review. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 205–213, 2015.

MITSCH, William J.; GOSSELINK, James G. **Wetlands**. Hoboken. 2007.

MITCHELL, G. **The quality of urban stormwater in Britain and Europe: Database and recommended values for strategic planning models**. In: Technical report, School of Geography. University of Leeds UK, 2001.

MUSCHALLA, D.; VALLET, B.; ANCTIL, F.; et al. Ecohydraulic-driven real-time control of stormwater basins. **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 82–91, 2014. Elsevier B.V.

NAZ, M.; UYANIK, S.; YESILNACAR, M. I.; SAHINKAYA, E. Side-by-side comparison of horizontal subsurface flow and free water surface flow constructed wetlands and artificial neural network (ANN) modelling approach. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 8, p. 1255–1263, 2009.

NGUYEN, M. T.; JASPER, J. T.; BOEHM, A. B.; NELSON, K. L. Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria in open-water unit process treatment wetlands: Modeling endogenous and exogenous inactivation rates. **Water Research**, v. 83, p. 282–292, 2015.

NOVOTNY, Vladimir; CHESTERS, Gordon. **Handbook of nonpoint pollution**. 1981.

NOVOTNY, Vladimir; OLEM, Harvey. Water quality. **Prevention Identification and Management of Diffuse Pollution**. VNR, New York, 1994.

NRCS, USDA. **National Engineering Handbook: Part 630—Hydrology**. USDA Soil Conservation Service. Washington, DC, USA, 2004.

PATTERSON, James J.; SMITH, Carl; BELLAMY, Jennifer. Understanding enabling capacities for managing the ‘wicked problem’ of nonpoint source water pollution in catchments: A conceptual framework. **Journal of environmental management**, v. 128, p. 441–452, 2013.

PITT, R. E. *et al.* **The National Stormwater Quality Database** (NSQD, version 4.02). Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Alabama, Tuscaloosa, AL (2015).

PMSC – Prefeitura Municipal de São Carlos. Secretaria Municipal de Obras. SHS Consultoria e Projetos de Engenharia S/S Ltda. **Plano Diretor de Drenagem Urbana Ambientalmente Sustentável**. São Carlos: 2011.

PORTO, M. F. A. Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial em Áreas Urbanas. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.L.; BARROS, M.T. **Drenagem urbana**. 1ª edição. Porto Alegre: ABRH / Editora da Universidade / UFRGS, 1995.

PORTO, R. M. **Hidráulica básica**. 4. ed. São Carlos: EESC-USP, 2006.

RITTER, William F.; SHIRMOHAMMADI, Adel. **Agricultural nonpoint source pollution: watershed management and hydrology**. 2001.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. V. 10, n. 4, p. 5-18, 2005.

SCHUELER, Thomas R.; CLAYTOR, Richard A. **Maryland Stormwater Design Manual**. Maryland Department of the Environment. Baltimore, MD, 2000.

SCHUELER, Thomas R. **Design of stormwater wetland systems: guidelines for creating diverse and effective stormwater wetlands in the mid-Atlantic region**. Anacostia Resoration Team, Dept. of Environmental Programs, Metropolitan Washington Council of Governments, 1992

SILVEIRA, A.L. Desempenho de fórmulas de tempo de concentração em bacias urbanas e rurais. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.10, n.1, p.5-23, jan./mar. 2005.

TILLEY, E.; LÜTHI, C.; MOREL, A.; ZURBRÜGG, C.; SCHERTENLEIB, R. Compendium of Sanitation Systems and Technologies. **Development**, p. 180, 2014.

TUCCI, Carlos E. M. **Modelos hidrológicos**. UFRGS, 1998.

USEPA. **Results of the nationwide urban runoff program**. Washington D.C., 1983.

\_\_\_\_\_. **Storm Water Technology Fact Sheet Storm Water Wetlands**. Washington D.C., 1999.

\_\_\_\_\_. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. Washington D.C., 2000.

\_\_\_\_\_. **Constructed Treatment Wetlands**. Washington D.C., 2004.

\_\_\_\_\_. **Polluted Runoff: Nonpoint Source Pollution**, 2015. Disponível em: <http://water.epa.gov/polwaste/nps/> Acesso em: 25 de set. 2015.

VYMAZAL, Jan. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 582-592, 2013.

VYMAZAL, Jan; BŘEZINOVÁ, Tereza. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. **Environment international**, v. 75, p. 11-20, 2015.

WALKER, D. J. Modelling residence time in stormwater ponds. **Ecological Engineering**, v. 10, n. 3, p. 247-262, 1998.

WALKER, D J.; HURL, S. The reduction of heavy metals in a stormwater wetland. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 4, p. 407-414, 2002.

WONG, T. H. F.; GEIGER, W. F. Adaptation of wastewater surface flow wetland formulae for application in constructed stormwater wetlands. **Ecological Engineering**, v. 9, n. 3-4, p. 187-202, 1997.

WONG, T.H.F.; BREEN, Peter F.; SOMES, Nicholas LG; LLOYD, Sara D. **Managing urban stormwater using constructed wetlands**. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 1999.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p. 40–45, 2014. Elsevier Ltd.

WU, S.; CARVALHO, P. N.; MÜLLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONG, R. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of The Total Environment**, v. 541, p. 8–22, 2016.

ZHANG, L.; SCHOLZ, M.; MUSTAFA, A.; HARRINGTON, R. Assessment of the nutrient removal performance in integrated constructed wetlands with the self-organizing map. **Water research**, v. 42, n. 13, p. 3519–27, 2008.

ZHANG, L.; SCHOLZ, M.; MUSTAFA, A.; HARRINGTON, R. Application of the self-organizing map as a prediction tool for an integrated constructed wetland agroecosystem treating agricultural runoff. **Bioresource technology**, v. 100, n. 2, p. 559–65, 2009.

ZHI, Wei; JI, Guodong. Constructed wetlands, 1991–2011: a review of research development, current trends, and future directions. **Science of the Total Environment**, v. 441, p. 19–27, 2012.