UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO

**Poluição Difusa da Drenagem Urbana com Base Ecohidrológica: Diagnóstico Atual e
Cenários de Longo Prazo em Bacias Urbanas de São Carlos, SP**

VERSÃO CORRIGIDA

SÃO CARLOS

2012

ALINE GOMES ZAFFANI

**Poluição Difusa da Drenagem Urbana com Base Ecohidrológica: Diagnóstico Atual e
Cenários de Longo Prazo em Bacias Urbanas de São Carlos, SP**

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

Orientador: Dr. Eduardo Mario Mendonço

SÃO CARLOS

2012

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

Zaffani, Aline Gomes

Z17p Poluição difusa da drenagem urbana ecohidrológica : diagnóstico atual e cenários de longo prazo em bacias urbanas de São Carlos-SP / Aline Gomes Zaffani ; orientador Eduardo Mario Mendiando. -- São Carlos, 2012.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento)-- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Licenciada **ALINE GOMES ZAFFANI**.

Título da dissertação: "Poluição difusa da drenagem urbana com base ecohidrológica: diagnóstico atual e cenários de longo prazo em bacias urbanas de São Carlos, SP".

Data da defesa: 12/09/2012

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. **Eduardo Mario Menciondo (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Vladimir Caramori Borges de Souza**
(Universidade Federal de Alagoas/UFAL)

Prof. Dr. **Jo Ueyama**
(Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação/USP)

Resultado:

Aprovado

APROVADO

APROVADO

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

Prof. Titular **Edson Cezar Wendland**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**

Aos meus pais que sempre me apoiaram e
torceram pela minha felicidade e sucesso.

Pelo exemplo que sempre foram e serão,

Obrigada!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todas as oportunidades e conquistas alcançadas até aqui.

Aos meus pais por todo o amor e carinho, pela compreensão nos longos períodos sem voltar para casa e por todo o suporte que me deram durante minha caminhada até aqui. Tudo que sou hoje devo a vocês.

Aos familiares mais próximos que sempre proporcionam momentos de muita alegria e descontração: Tato, Janete, Renan, Jaque, Tia Santa, Tio Taíde, Tia Neninca e Lelo.

Ao Rafa por me dar carinho, conselhos, suporte técnico, emocional e alimentar. Obrigada pela parceria e por partilhar de mais essa conquista!

Aos amigos de longa data que mesmo longe, sempre estiveram presentes nos momentos importantes: Cris, Bia, Nani, Shigeo, Paty, Ju, Lia e Tati. Obrigada pelos encontros super animados e pelos anos de amizade e companheirismo que o tempo já provou que são verdadeiros!

Aos amigos de Sanca, que se tornaram uma família inseparável, mesmo estando em cantos tão distantes do mundo: Deia, Vâninha, Dé, Mica, Gah, Fe, Dre, Lolys Ladi e Gisa. Por todas as experiências, pelos desabafos, comemorações, viagens e encontros deliciosos!

À segunda família oficial, as pessoas que partilharam de todos os momentos nesses 7 anos. Pelos anos de convivência, experiência e aprendizado: Carol, Juka, Mari e Giu.

Aos amigos que vieram nos últimos anos e cooperaram para meu crescimento pessoal e profissional: Danie, Gui (Piu), Dulce, Gui (Fofucho), Irene, Ivie, Pedro, Richard. Obrigada pela constante ajuda, pelos conselhos, pelos ouvidos, pela paciência, enfim... pela parceria!

Ao Richard, obrigada pela sua simpatia e disponibilidade em me ajudar todas as vezes que precisei.

Ao professor Mario Mendiondo pela orientação, pela confiança e pela paciência na execução deste trabalho. Obrigada por proporcionar esta oportunidade de aprendizado e crescimento.

A todos os funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento, por toda a atenção e carinho. Obrigada a Sá e Rose pelos atendimentos sempre muito educados e eficientes. Obrigada aos técnicos do LabSan e aos técnicos de campo do CRHEA.

A Capes, pela bolsa concedida.

Ao projeto UFAL & EESC/USP e ao Professor Vladimir pelo apoio.

A todos os que participam da minha vida e contribuem para minha felicidade e crescimento, MUITO OBRIGADA!!

**O homem é do tamanho de seu
sonho (Fernando Pessoa)**

**Bom mesmo é ir a luta com determinação, abraçar a vida e viver
com paixão, perder com classe e vencer com ousadia,
pois o triunfo pertence a quem se atreve e a
vida é muito bela para ser insignificante
(Charles Chaplin)**

RESUMO

ZAFFANI, A. G. (2012). **Poluição Difusa da Drenagem Urbana com Base Ecohidrológica: Diagnóstico Atual e Cenários de Longo Prazo em Bacias Urbanas de São Carlos, SP**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SP.

O estado da drenagem urbana relaciona-se com o tipo e frequência de cheias, o aumento da poluição difusa e a degradação da qualidade da água. Como parte dos projetos FINEP/MAPLU “Manejo de Águas Pluviais em Meio Urbano” e FAPESP-IAV “Assessment of Impacts and Vulnerability to Climate Change in Brazil and Strategies for Adaptation Options”, o presente estudo teve por objetivo a análise experimental e a modelagem quali-quantitativa da poluição difusa da drenagem urbana com base ecohidrológica. O estudo foi realizado na área urbana da cidade de São Carlos, em 5 sub-bacias com áreas de drenagem entre 3,4 e 75,6 km², com grau de urbanização entre 0 e 100% e com potencial de escoamento (CN) de 58 a 95. Foram escolhidos 14 pontos para o levantamento de dados experimentais. Avaliando a continuidade dos rios, pode-se observar o impacto da urbanização na redução da qualidade no sentido da nascente à foz, com influência de esgoto. Os intervalos das variáveis de qualidade foram de: 235 a 35.000 kg/km²/ano para DQO; 0 a 7300 kg/km²/ano para DBO; 0 a 1378 kg/km²/ano para N-amoniaco; 0 a 133 kg/km²/ano para Fósforo Total e $7,8 \times 10^4$ a $1,3 \times 10^7$ NMP/km²/ano para coliformes fecais. Os maiores valores para as cargas específicas de DBO, DQO, N-amoniaco, Fósforo Total e Coliformes Fecais foram observados na saída das duas bacias com maior grau de urbanização. Dois indicadores ecohidrológicos foram aqui estudados: o indicador de continuidade X1 relaciona o número de afluentes laterais por unidade de comprimento do rio principal (nº/km), e X18, relacionado à vulnerabilidade, é obtido pelo produto entre velocidade e profundidade da água (m²/s). Em geral, X1 apresentou comportamento variado em cada sub-bacia, enquanto X18 mostrou elevação contínua no sentido de montante a jusante. A modelagem matemática foi realizada com o modelo SWMM no qual foram simulados cenários de macrodrenagem com base em mudanças no uso e ocupação do solo adaptados do Millenium Ecosystem Assessment. Para chuva de projeto com TR = 10 anos foram simulados cenários conforme o macrozoneamento, variando valores de CN, declividade e coeficiente de rugosidade “n-Manning”. Com horizontes futuros de uso e ocupação para os anos 2025, 2050, 2075 e 2100, os cenários de políticas reativas (“GO” e “OS”) apresentaram vazão máxima específica e carga máxima de poluição específica superiores aos verificados nos cenários pró-ativos (“AM” e “TG”). Os resultados indicaram que a variabilidade quali-quantitativa da drenagem urbana é afetada não somente por aspectos antropogênicos, como lançamento de esgotos e falta de planejamento, como também por critérios ecohidrológicos mais complexos que sugerem aumentar expressivamente o monitoramento e simulações quali-quantitativas da poluição difusa urbana.

Palavras-chave: ecohidrologia; poluição difusa; drenagem urbana, SWMM

ABSTRACT

ZAFFANI, A. G. (2012). **Diffuse Pollution from Urban Drainage based on ecohydrology: Diagnosis and Long Term Scenarios in Urban Watershed in São Carlos, SP.** M.Sc. Dissertation. School of Engineering at São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, Brazil.

Urban drainage is influenced by the frequency of floods, the increase of diffuse pollution and the degradation of water quality. As a component of research projects FINEP/MAPLU “Urban Water Management” and FAPESP-IAV “Assessment of Impacts and Vulnerability to Climate Change in Brazil and Strategies for Adaptation Options”, this study aimed to do experimental analyses and quali-quantitative modeling of diffuse pollution of urban drainage based on ecohydrology. The study was developed at the urban area of São Carlos, in 5 sub-basins with drainage area between 3,4 and 75,6 km². The urbanization varies between 0 and 100% and the runoff potential (CN) between 58 to 95. Evaluating the continuity of the river, we can notice the impact of urbanization in decreasing water quality from upstream to downstream. Experimental analyses were made in 14 points and the quality variables oscillated between 235 - 35.000 kg/km²/yr to COD; 0 - 7300 kg/km²/yr to BOD; 0 - 1378 kg/km²/yr to N-NH₃; 0 - 133 kg/km²/yr to total phosphorus and 7,8x10⁴ - 1,3x10⁷ MPN/km²/ano to fecal coliform. The highest values of specific charge for COD, N-NH₃ and phosphorus were observed at sub-basins with high degree of urbanization. Two ecohydrological indicators were estimated. The continuity indicator X1, relates to the number of lateral affluents and to the length of the river. X18 is related to vulnerability, and obtained by the product between velocity and depth. The indicator X1 showed different behaviors in sub-basins, while X18 increased in direction upstream to downstream. Both indicators didn't show a typical behavior. Mathematical modeling used SWMM model to simulate scenarios of macrodrainage based on land use changes adapted from Millenium Ecosystem Assessment. Rainfall of project with return period of 10 years was used to simulate scenarios in all sub-basins according to the macrozoning, ranging values for runoff potential (CN), slope and rugosity coefficient. The scenarios were simulated with horizons of use and occupation for the years 2025, 2050, 2075 e 2100. The reactive scenarios (“GO” and “OS”) showed maximum specific flow and maximum specific load higher than the proactives scenarios (“AM” and “TG”). The results indicated that the variability quali-quantitative of an urban drainage is affected by antropogenic factors, like wastewater and lack of planning, and also by ecohydrologic criteria. This fact suggests the necessity of a significant increase in the monitoring and simulations quali-quantitatives of the diffuse pollution in urban drainage.

Keywords: ecohydrology, diffuse pollution, urban drainage, SWMM

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Indicadores Ecohidrológicos (Fonte: Almeida-Neto & Menciondo, 2008).....	22
Tabela 2 - Comparação de Modelos e Métodos de escoamento urbano (Fonte: VIESSMAN & LEWIS, 2002).....	43
Tabela 3 - Variáveis de qualidade e métodos de análise utilizados.....	49
Tabela 4 - Matriz de interação entre indicadores ecohidrológicos e variáveis de qualidade de água durante um pulso de inundação (Fonte: ALMEIDA-NETO & MENDIONDO, 2008). .	56
Tabela 5 - Parâmetros de caracterização das sub-bacias	59
Tabela 6 - Parâmetros de caracterização dos condutos no SWMM	61
Tabela 7 - Parâmetros utilizados para caracterizar os nós.....	62
Tabela 8 - Parâmetros para a caracterização dos poluentes no SWMM	65
Tabela 9 - Médias ponderadas das concentrações na água da chuva (GALAVOTI, 2012)	65
Tabela 10 - Valores dos coeficientes de acumulação de poluentes	66
Tabela 11 - Coeficientes C_1 e C_2 para a função EXP de lavagem dos poluentes.....	70
Tabela 12 - Evolução dos indicadores no cenário OS	72
Tabela 13 - Evolução dos indicadores no cenário GO	73
Tabela 14 - Evolução dos indicadores no cenário AM.....	74
Tabela 15 - Evolução dos indicadores no cenário TG.....	75
Tabela 16 - Valores dos parâmetros hidráulicos e hidrológicos verificados em campo	76
Tabela 17 - Variáveis físicas medidas nos pontos de análise	79
Tabela 18 – Variáveis limnológicas nos pontos analisados	83
Tabela 19 - Valores médios para a variável de qualidade sólidos (Fonte: Pehovaz, 2010)	84
Tabela 20 - Relação entre variáveis de qualidade e indicadores ecohidrológicos.....	105
Tabela 21 - Concentração das variáveis de qualidade sob diferentes condições.....	119
Tabela 22 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Santa Maria do Leme - OS .	120
Tabela 23 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Tijuco Preto - OS	121
Tabela 24 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Mineirinho - OS.....	121
Tabela 25 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Gregório - OS	122
Tabela 26 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Santa Maria do Leme - GO.	123
Tabela 27 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Tijuco Preto - GO	124
Tabela 28 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Mineirinho - GO	124
Tabela 29 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Gregório - GO.....	125
Tabela 30 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Santa Maria do Leme - AM	126
Tabela 31 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Tijuco Preto - AM.....	126

Tabela 32 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Mineirinho - AM.....	127
Tabela 33 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Gregório - AM	127
Tabela 34 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Santa Maria do Leme - TG	128
Tabela 35 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Tijuco Preto - TG	128
Tabela 36 - Variação da rugosidade do canal no Córrego Tijuco Preto	128
Tabela 37 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Mineirinho - TG	129
Tabela 38 - Variação da rugosidade do canal no Córrego Mineirinho	129
Tabela 39 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Gregório - TG.....	129
Tabela 40 - Variações no CN e em variáveis quali-quantitativas na Bacia do Monjolinho ..	134

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Síntese dos objetivos, metodologias e resultados.....	17
Figura 2 - Processos geobiohidrológicos em áreas ripárias. (Fonte: KOBIYAMA, 2003)	19
Figura 3: Cenários propostos pelo Millenium Ecosystem Assessment	31
Figura 4: Relação entre módulos do SWMM (Fonte: Modificado GARCIA, 2005)	40
Figura 5: Localização do município de São Carlos no estado de São Paulo (Fonte: CBH-TJ, 2000)	44
Figura 6: Mancha urbana do município de São Carlos (Fonte: CBH-TJ, 2000)	45
Figura 7: Mapa com os diferentes tipos de solo encontrados na cidade de São Carlos.....	46
Figura 8: Histórico de ocupação do solo (Fonte: CBH-TJ, 2000)	47
Figura 9: Pontos de coleta.....	49
Figura 10: Pontos de Coleta no Córrego do Monjolinho	51
Figura 11: Pontos 4 e 5, no Córrego Santa Maria do leme. a- ponto após as nascentes, antes da área urbanizada. b- mata ciliar preservada. c- ponto antes da junção com o Córrego do Monjolinho.....	52
Figura 12: Pontos de coleta no Córrego do Tijuco Preto. a- próximo à nascente na área urbana. b- antes da confluência como Córrego do Monjolinho.....	53
Figura 13: a- próximo à nascente, no campus 2 da USP. b- resíduos sólidos na calha. c- próximo à confluência com o Córrego do Monjolinho.....	54
Figura 14: Pontos de coleta no Córrego do Gregório. a- após as nascente, já na área urbana. b- no meio de seu percurso, em área intensamente urbanizada. c- próximo à confluência com o Córrego do Monjolinho.....	55
Figura 15: Discretização das sub-bacias utilizadas na modelagem com o SWMM (Fonte: Modificada de Pehovaz, 2010).....	58

Figura 16: Gráfico da desagregação pelo método do primeiro quartil	64
Figura 17: Curva-chave correspondente a variável OD	68
Figura 18: Curva-chave correspondente a variável DQO (Fonte: Pehovaz, 2010)	68
Figura 19: Curva-chave correspondente a variável sólidos totais	69
Figura 20: Curva-chave correspondente a variável fósforo total	69
Figura 21: Curva-chave correspondente a variável DBO (Fonte: Pehovaz, 2010)	70
Figura 22: Variação longitudinal dos parâmetros hidráulicos e hidrológicos no Córrego do Monjolinho	77
Figura 24: Variação longitudinal dos parâmetros hidráulicos e hidrológicos. a: pontos no Córrego Mineirinho. b: pontos no Córrego do Gregório	78
Figura 23: Variação longitudinal dos parâmetros hidráulicos e hidrológicos. a: pontos no Córrego Santa Maria do Leme. b: pontos no Córrego Tijuco Preto	78
Figura 25: Carga específica de DQO e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas	85
Figura 26: Carga específica de N-amoniaco e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas	85
Figura 27: Carga específica de OD e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas	86
Figura 28: Carga específica de Coliformes Fecais e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas	86
Figura 29: Carga específica de Fósforo Total e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas	87
Figura 30: Carga Específica de Sólidos Totais e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas	87
Figura 31: Comparação da variável DBO para diferentes eventos de coleta	88
Figura 32: Comparação da variável fósforo total para diferentes eventos de coleta	89
Figura 33: Comparação da variável coliformes fecais para diferentes eventos de coleta	89
Figura 34: Comparação da variável sólidos totais para diferentes eventos de coleta	90
Figura 35: Relação entre STV/STF para os pontos analisados	91
Figura 36: Relação STV/STF com o raio representando os valores de STF	92
Figura 37: Relação STV/STF apresentada por Pehovaz (2010)	92
Figura 38: Carga de coliformes Fecais para os 14 pontos analisados	94
Figura 39: Carga de Fósforo total para os 14 pontos analisados	95
Figura 40: Carga de N-amoniaco para os 14 pontos analisados	95
Figura 41: Carga de DQO para os 14 pontos analisados	96

Figura 42: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Monjolinho.....	98
Figura 43: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Monjolinho.....	98
Figura 44: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego Santa Maria do Leme.....	99
Figura 45: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego Santa Maria do Leme.....	99
Figura 46: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Mineirinho.....	100
Figura 47: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Mineirinho.....	101
Figura 48: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego Tijuco Preto	102
Figura 49: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego Tijuco Preto	102
Figura 50: Comparação entre período seco e chuvoso para variáveis de qualidade na sub-bacia do Tijuco Preto.....	103
Figura 51: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Gregório	104
Figura 52: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Gregório	104
Figura 53: Variação do indicador ecohidrológico X1 ao longo dos rios	106
Figura 54: Variação do indicador X18 ao longo do comprimento dos rios.....	107
Figura 55: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade DBO....	108
Figura 56: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade DBO..	109
Figura 57: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade fósforo total	110
Figura 58: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade fósforo total.....	110
Figura 59: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade DQO....	111
Figura 60: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade DQO..	112
Figura 61: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade N-amoniacoal	113

Figura 62: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade N-amoniacal.....	113
Figura 63: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade C.F.	114
Figura 64: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade C.F.	114
Figura 65: Variação temporal de variáveis de qualidade e do indicador X18 a montante	116
Figura 66: Variação temporal de variáveis de qualidade e do indicador X18 a montante	117
Figura 67: Variação temporal de variáveis de qualidade e do indicador X18 a jusante	117
Figura 68: Variação temporal de variáveis de qualidade e do indicador X18 a jusante	118
Figura 71: Vazões simuladas nos cenários para o ano de 2050.....	130
Figura 72: Vazões simuladas nos cenários para o ano de 2100.....	131
Figura 73: Concentrações específicas simuladas para o ano de 2050	132
Figura 74: Concentrações específicas simuladas para o ano de 2100	132
Figura 75: Carga específica simulada para o ano de 2050	133
Figura 76: Carga específica simulada para o ano de 2100	133
Figura 77: Variação do CN médio na Bacia do Monjolinho.....	135
Figura 78: Variação da vazão máxima simulada na Bacia do Monjolinho	136

LISTA DE SIGLAS

AM – Adapting Mosaic
CDCC – Centro de Divulgação Científica e Cultural
CF – Coliformes Fecais
CN – Curva Número
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CREAMS - Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems
CT – Coliformes Totais
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EMC – Event Mean Concentration
EPA – Environmental Protection Agency
EPIC - Environmental Policy Integrated Climate Model
FAPESP – Fundo de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos
FT – Fósforo Total
GLEAMS - Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems
GO – Global Orchestration
HSPF – Hydrological Simulation Program
IHP – Instituto de Pesquisas Hidráulicas
L-THIA – Long Term Hydrologic Impact Assessment
MEA – Millenium Ecosystem Assessment
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
OD –Oxigênio Dissolvido
OS – Order from Strength
pH – Potencial Hidrogeniônico
SAAE – Sistema Autônomo de Água e Esgoto
SCS – Soil Conservation Service
SIG – Sistema de Informação Geográfica
SS – Sólidos Suspensos
ST – Sólidos Totais
STF – Sólidos Totais Fixos
STORM – Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model
STV – Sólidos Totais Voláteis
SWAT – Soil Water Assessment Tool
SWMM – Storm Water Management Model
SWRB – Soil Water Retention Barriers
TG – TechnoGarden
TR – Tempo de Retorno
UFSCar – Universidade Federal de São Carlos
UGRHI – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USP – Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVO.....	16
2.1. Objetivos Específicos.....	16
2.2. Síntese Metodológica	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1. Ecohidrologia	18
3.1.2. Indicadores Ecohidrológicos	21
3.1.3. Integração Ecohidrológica.....	23
3.2. Mudanças no uso do solo e impactos nos recursos hídricos	24
3.2.1. Aspectos quali-quantitativos da água no meio urbano	26
3.3. Cenários como Ferramenta de Planejamento	29
3.3.1. Cenários do Millenium Ecosystem Assessment.....	30
3.3.1.1. <i>Order from Strength</i>	32
3.3.1.2. <i>Global Orchestration</i>	32
3.3.1.3. <i>Adapting Mosaic</i>	33
3.3.1.4. <i>TechnoGarden</i>	34
3.4. Modelos Hidrológicos	35
3.4.2. Modelo SWMM	38
4. MATERIAL E MÉTODOS	44
4.1. Área de Estudo	44
4.1.1. Pedologia.....	46
4.1.2. Uso e Ocupação do Solo no Município.....	47
4.2. Levantamento de Dados de Campo.....	48
4.2.1. Apresentação dos pontos de coleta.....	50
4.3. Integração entre variáveis quali-quantitativas e indicadores ecohidrológicos	55
4.4. Modelagem Matemática.....	56
4.4.1. Modelagem com o SWMM.....	57

4.4.1.1. Subdivisão da Bacia	57
4.4.1.2. Características das Sub-bacias	58
4.4.1.3. Dados Hidrológicos.....	62
4.4.1.4. Dados de qualidade da água	64
4.4.2. Aplicação da modelagem com o SWMM.....	71
4.4.2.1. Cenários de longo prazo.....	71
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	76
5.1. Variáveis Hidrológicas e Hidráulicas	76
5.2. Variáveis Físicas.....	79
5.3. Variáveis Limnológicas.....	80
5.4. Relação STV/STF.....	90
5.5. Uso do Solo e Qualidade da Água.....	93
5.6. Ecohidrologia	105
5.6.1. Indicadores Ecohidrológicos	105
5.6.2. Indicadores ecohidrológicos durante pulso de inundação	115
5.7. Cenários de Longo Prazo.....	119
5.7.1. Order from Strength.....	120
5.7.2. Global Orchestration.....	122
5.7.3. Adapting Mosaic.....	125
5.7.4. TechnoGarden	127
5.7.5. Cenários para a Bacia do Monjolinho	129
6. CONCLUSÕES.....	137
7. RECOMENDAÇÕES.....	141
8. REFERÊNCIAS	142
ANEXOS	154

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional nos centros urbanos gera crescente demanda por água em quantidade e com qualidade que atenda aos múltiplos usos aos quais se destina. No entanto, as mudanças no uso do solo que ocorrem em meio urbano têm causado grandes alterações no ciclo hidrológico, sobre aspectos qualitativos e quantitativos. Além do incremento em cargas poluentes, as alterações no uso do solo também promovem o aumento da ocorrência de erosões, deslizamentos e enchentes – o que aponta para a necessidade de estudos e medidas que possam propor maneiras de minimizar tais impactos.

Na cidade de São Carlos, já foram realizados diversos estudos (BARRETO, 1999; PELAEZ-RODRIGUEZ, 2001; VIANA, 2005; FRACÁCIO, 2006; DORNFELD, 2006, entre outros) que comprovam a existência de pontos vulneráveis e de um gradiente decrescente na qualidade da água nos principais rios da área urbana. As principais causas apontadas são o despejo de esgoto sem tratamento e a crescente urbanização não planejada. Além das fontes pontuais de poluição, a poluição difusa vinda da drenagem urbana tem sido reconhecida como fonte de degradação das águas tanto em áreas rurais como urbanas.

O conhecimento das relações entre ambiente terrestre e aquático é imprescindível para garantir políticas de planejamento e manejo de áreas urbanas que assegurem a manutenção dos recursos hídricos para a população e para os ecossistemas. Nesse sentido, a abordagem ecohidrológica, tem sido amplamente utilizada, pois promove a avaliação integrada de fatores bióticos, abióticos e antrópicos. Dessa forma, permite a melhor compreensão dos impactos da urbanização sobre os recursos hídricos, auxiliando o processo de gestão por parte dos tomadores de decisão. Como ferramentas de suporte à tomada de decisão e ao estabelecimento de metas e medidas de mitigação, a implantação de redes de monitoramento e a aplicação de modelagem matemática tem ganhado destaque. Ambos permitem a análise dos impactos de mudanças nas condições atuais e a modelagem permite a simulação de condições futuras sob diferentes cenários.

O presente estudo e os objetivos propostos visam contribuir com o projeto FINEP “Monitoramento, avaliação do processo de transformação Chuva-vazão sob os aspectos qualitativos, suas inter-relações com a geração de resíduos sólidos e proposição de medidas compensatórias em sub-bacias urbanas de diferentes níveis de ocupação do Município de São Carlos” (NASCIMENTO, 2010) e com o projeto Temático FAPESP intitulado “Assessment of Impacts and Vulnerability to Climate Change in Brazil and Strategies for Adaptation Options” (ORSINI, 2009).

2. OBJETIVO

O presente estudo teve por objetivo realizar uma análise experimental e de modelagem hidrológica quali-quantitativa da poluição difusa da drenagem urbana com base em critérios ecohidrológicos e sob cenários prospectivos para o manejo das águas urbanas na cidade de São Carlos, SP.

2.1. Objetivos Específicos

Para que o objetivo geral possa ser alcançado foram identificados os seguintes objetivos específicos:

- Coleta e análise de dados de qualidade e quantidade das águas em diferentes sub-bacias urbanas;
- Análise e discussão de indicadores ecohidrológicos associados a variáveis de qualidade de água;
- Simulação de cenários de longo prazo sob mudanças no uso do solo e análise quali-quantitativa da drenagem urbana.

2.2. Síntese Metodológica

A Figura 1 apresenta a síntese dos objetivos, as metodologias relacionadas a cada um deles e os resultados obtidos com o presente estudo.

Figura 1: Síntese dos objetivos, metodologias e resultados

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A seguir apresenta-se uma revisão bibliográfica sobre os temas relevantes abordados no presente trabalho como a ecohidrologia, o uso e ocupação do solo em áreas urbanas, os impactos dessa ocupação sob aspectos quali-quantitativos e o uso da modelagem hidrológica de cenários de longo prazo.

3.1. Ecohidrologia

O *International Hydrological Programme* (IHP), da UNESCO, define a ecohidrologia como sendo uma abordagem que considera a relação funcional entre hidrologia, sistemas aquáticos e sua biota na escala de bacia hidrográfica, usando processos do ecossistema para encontrar metas para a gestão da água doce (UNESCO, 2007). A Figura 2 mostra os processos e interações existentes no ecossistema ripário. Os processos que ocorrem em áreas de várzea são chamados de processos geohidrobiológicos e determinam as características dessas áreas. A compreensão desses processos está condicionada a compreensão de processos hidrológicos, biológicos e geomorfológicos. Nos primeiros podemos citar chuva, estiagem, escoamento superficial, velocidade da vazão, entre outros. Dentre os processos biológicos tem-se a taxa de fotossíntese e respiração e desenvolvimento radicular das plantas. E nos processos geomorfológicos a rede fluvial, declividade e planície de inundação.

Figura 2 - Processos geobiohidrológicos em áreas ripárias. (Fonte: KOBAYAMA, 2003)

Janauer (2000) define ecohidrologia como um estudo da interdependência entre ecologia e hidrologia para que os conhecimentos humanos possam ser aplicados com o objetivo de mudar os cursos de água em benefício de todas as coisas vivas. Nessa definição a ecohidrologia integra a ecologia em abordagens hidrológicas e a hidrologia em estudos ecológicos, ou seja, considera indispensável que se tenha informações biológicas em estudos de hidrologia e vice-versa.

Huet *et al.* (1949) definem a ecohidrologia como um conceito que pode ser aplicado para resolver questões ambientais. No entanto, os autores, já naquela época, reconheceram que as tentativas de solucionar os problemas ambientais no meio aquático não estariam surtindo os resultados esperados que pudessem garantir a qualidade de vida das pessoas.

Segundo Zalewski (2002) o ambiente aquático, na escala da bacia hidrográfica, é uma função de fatores como condições climáticas, estruturas geomorfológicas e evolução biológica. Diante da necessidade de entendermos a integração desses fatores, Moraes (2009)

afirma que a ecohidrologia vem sendo utilizada como uma ferramenta útil para encontrarmos o uso sustentável dos recursos aquáticos. Esse mesmo autor afirma que em ecossistemas de água doce a qualidade da água depende de fatores e processos bióticos, abióticos e antrópicos, favorecendo o uso dessa abordagem no meio urbano como forma de encontrar as metas para a gestão dos recursos hídricos.

No meio urbano o crescimento populacional e suas aspirações provocam uma série de mudanças nos ambientes aquáticos. A canalização de rios, a redução e a ocupação de áreas de várzea e a drenagem urbana causam sérias modificações no fluxo de água, de nutrientes, sedimentos e poluentes (UNESCO, 2007). Tais modificações geram preocupação, pois podem acarretar consequências irreversíveis para os recursos hídricos.

A manutenção da qualidade e quantidade dos recursos hídricos é uma tarefa complexa, pois não depende só de ações locais. O caráter de continuidade dos corpos hídricos implica no estabelecimento de políticas e metas que extrapolem os limites dos municípios. Nesse caso, a unidade de planejamento é a bacia hidrográfica. O desenvolvimento de políticas em escala de bacias hidrográficas envolve o balanço de múltiplos objetivos como, por exemplo, água limpa, áreas de recreação, controle de cheias, enriquecimento de espécies e proteção (EKNESS e RANDHIR, 2007). O conhecimento das relações entre ambiente terrestre e aquático é imprescindível para garantir políticas de planejamento e manejo de áreas urbanas que assegurem água em quantidade e com qualidade suficiente para atender às necessidades da população e às demandas ambientais.

Normalmente, mesmo em lugares onde há preocupação com questões ambientais, as decisões relacionadas ao gerenciamento dos recursos hídricos são tomadas sem bases científicas e empíricas, e focadas, normalmente em ações de curto prazo, sem considerar a complexidade dos processos num ecossistema aquático (NAIMAN *et al.*, 1995). O resultado dessas ações é uma baixa eficiência ambiental e econômica das atividades (UNESCO, 2007), pois aos poucos os impactos dessa abordagem superficial afetam o funcionamento do ecossistema.

Almeida-Neto (2007) apresentou uma visão da integração ecohidrológica para pulsos temporais e espaciais com ênfase no processo de inundação. Segundo o autor, as variações do nível da água e da vazão provocaram uma série de transformações nas características limnológicas dos corpos d' água causadas por interações entre os ambientes terrestre e aquático, originando a variação da carga e concentração de alguns indicadores de qualidade da água. Mencionando (2008) abordou os desafios sobre a perda de biodiversidade em áreas urbanas, estabelecendo relações com a ecohidrologia. Nesse trabalho o autor deu ênfase aos

problemas decorrentes da eutrofização e salientou a importância de considerar as questões da biodiversidade urbana não só do ponto de vista ecológico, mas também equiparando-as com aspectos hidrológicos, e considerando relevante o estudo da qualidade da água como parte dos planos e projetos de restauração da biodiversidade em busca de rios mais saudáveis. Bottino & Mendiondo (2009) apresentaram os resultados de um trabalho desenvolvido no Rio Canha. A abordagem ecohidrológica permitiu a avaliação da influência do uso e ocupação das bacias afluentes confrontando os resultados com as cargas específicas. Pehovaz (2010) discutiu a relação entre um indicador ecohidrológico relacionado à vulnerabilidade e variáveis de qualidade de água para uma bacia urbana.

Ao integrar dois ramos da ciência – hidrologia e ecologia – a ecohidrologia cria um novo background para o gerenciamento dos recursos hídricos e acelera a implantação do desenvolvimento sustentável, pois permite que os tomadores de decisão eliminem ameaças como secas, inundações e fontes de poluição e amplifiquem as chances, garantindo resistência e resiliência (UNESCO, 2007). Dessa forma, a ecohidrologia favorece progressos na limnologia que aumentam a capacidade de incorporar e utilizar conhecimentos interdisciplinares para o diagnóstico e restauração de ecossistemas aquáticos.

3.1.2. Indicadores Ecohidrológicos

Segundo Nuttle (2002) a ecohidrologia como ciência busca o conhecimento para que possamos compreender a influência das atividades humanas sobre os recursos hídricos. Assim, podemos dizer que ela engloba uma série de temas tão variados como os ecossistemas da Terra e as atividades humanas que irão determinar o seu, e nosso futuro.

Uma maneira de avaliar como a interferência das atividades humanas nos processos ecológicos afeta os processos hidrológicos é fazendo uso de indicadores, neste caso chamados os indicadores de “indicadores ecohidrológicos”.

Serão considerados indicadores de sustentabilidade do sistema fluvial, que foram apresentados por Almeida Neto (2007) e são mostrados na Tabela 1, que foi construída a partir da literatura mundial. De acordo com Almeida Neto & Mendiondo (2008), os pulsos de inundação são constituídos temporalmente pelas etapas de limnofase e potamofase, por isso os indicadores ecohidrológicos relacionados à passagem dos pulsos levam em consideração fatores ligados a estas fases como, por exemplo, nível de água, velocidade, tempo de duração do pulso etc.

Tabela 1 - Indicadores Ecohidrológicos (Fonte: Almeida-Neto & Mendiondo, 2008)

	Continuidade	Diversidade	Dinâmica	Resiliência	Vulnerabilidade
	Bacia - Rio	Bacia - Várzea	Bacia - Várzea	Várzea - Rio	Várzea - Rio
Descrição do Indicador	Indicador associado ao número e extensão de canais da rede de drenagem e da frequência de inundações máximas da várzea, responsáveis pela manutenção do regime dos rios, ciclos bio-geo-químicos subterrâneos e autodepuração de cargas.	Quantificação de áreas alagadas permanentes em relação ao total de áreas alagadas da várzea, como indicativo de proporção de sistemas lênticos internos com potencial de intercâmbio de nutrientes, energia e/ou informação com o leito principal.	Mecanismo não-linear de processos multivariados de nutrientes, de informação e de energia, transferidos entre a bacia de drenagem e a várzea, sob situações de limnofase e de potamofase dos pulsos.	Capacidade de recuperação potencial do indicador e/ou de alcançar um novo equilíbrio em face à ocorrência de entradas de matéria, energia e/ou informação.	Análise de risco e gestão de várzeas, usando três fatores: ameaça (tempo de retorno), vulnerabilidade (custos indiretos de falta ou excesso de um serviço ambiental) e exposição (localização relativa dentro da várzea, em relação ao rio principal).
Variável do indicador (unidade)	X1: número de sub-bacias afluentes laterais por unidade de comprimento longitudinal do rio principal (nº/km) X2: densidade de afluentes na drenagem (km/km²) X3: frequência de ocorrência de completa inundação da várzea por pulsos extremos (nº/decadas) X4: fração de áreas de lagoas perenes dentro das várzeas (km²/km², %) X5: quociente de perímetro molhado da seção potencial máxima de várzea e canal, relativo ao perímetro do canal principal (m/m, %)	X6: valor relativo, quociente das áreas co potencial de alagamento, perenes e intermitentes, com relação à área total de várzeas disponíveis para alagamento (km²/km², %) X7: valor relativo, ou quociente, do total de áreas de várzeas com relação à área total da bacia de contribuição de montante (km²/km², %) X8: número de usos e ocupações diferentes por unidade de várzea (nº/km²)	X9: valor relativo, quociente, do tempo de manutenção de áreas alagadas nas várzeas após ocorrência de alturas máximas, pela duração do pulso respectivo (dias/dias, %) X10: valor relativo, quociente do tempoo de extravasamento de pulso, acima da cota de conexão rio-várzea, sobre o tempo de duração de pulso total (dias/dias, %)	X11: taxa da diferença de indicadores de produção primária em áreas preservadas e em áreas degradadas da várzea (gPS/dia) X12: gradiente da vazão com cota hidrométrica (a) antes e (b) depois do extravasamento (m³/s/m) X13: superfície dimensional de "loops" do indicador produção primária versus altura hidrométrica X14: superfície dimensional de "loops" do indicador de produção primária versus área alagada	X15: fração de produção primária durante e após inundação máxima, em relação ao valor existente antes da inundação (gPS/gPS, %) X16: mudança das vazões Q5% e Q95%, na curva de permanência, devido a impactos antrópicas e uso do solo (m³/s) X17: mudança de probabilidade da vazão original de Q95%, como impactos diretos de ações antrópicas e/ou do uso (probabilidade) X18: produto de velocidade média e profundidade média (m²/s)

Almeida Neto (*op cit*) afirma que os princípios envolvidos na abordagem ecohidrológica já foram discutidos por diversos autores, por exemplo, continuidade (VANNOTE *et al.*, 1980; KAREIVA & WENERGREN, 1995; DALE *et al.*, 2000), diversidade (HULSE *et al.*, 2000; WARD & TOCKNER, 2001), similaridade de habitats nas interfaces rio-várzea (THOMAZ *et al.*, 2007), vulnerabilidade (DER VEEN, A. LOGTMEIJER, 2005; BERKES, 2007), resiliência e estabilidade de sistemas dinâmicos (HOLLING, 1973; HOLLING & GUNDERSON, 2002) e diversidade (NEIFF, 1990; BUNN & ARTHINGTON, 2002; COLLISCHON *et al.*, 2005). Alguns desses princípios são tomados como categorias para as 18 variáveis consideradas para avaliar a sustentabilidade do sistema fluvial. Diversos trabalhos como Almeida Neto (2007), Benassi (2006), Janauer (2000), Mendiondo *et al.* (2000a,b), Neiff *et al.* (2000), Pehovaz (2010), Zalewski (2000), têm sido desenvolvidos no sentido de entender a dinâmica das áreas de várzeas e das variáveis ecohidrológicas.

3.1.3. Integração Ecohidrológica

A integração ecohidrológica pode ser realizada, como mostrou Almeida Neto e Mendiondo (2008), associando as variáveis ecohidrológicas com parâmetros de qualidade e quantidade de água. Dessa forma, aliam-se ferramentas utilizadas frequentemente para a análise do estado de um corpo hídrico, como parâmetros químicos e biológicos, com as variáveis ecohidrológicas que consideram diferentes fatores bióticos e abióticos no ecossistema.

Com essa integração é possível avaliar o estado de conservação e a suscetibilidade de bacias decorrentes das alterações no uso do solo. No meio urbano onde essas modificações são mais intensas, gerando maior degradação dos recursos hídricos e do ecossistema de maneira geral, tal integração pode favorecer a gestão com a identificação de áreas de risco.

Pehovaz (2010) avaliou o indicador X18, relacionado à vulnerabilidade, associado à variáveis de qualidade, vazão e altura da água nos canais. O autor observou que o aumento da altura hidrométrica influenciou diretamente na vulnerabilidade. No entanto, não foi possível identificar padrões na relação entre o indicador ecohidrológico e as cargas de poluentes.

A continuidade de estudos sobre integração ecohidrológica é essencial para a compreensão das relações entre fatores bióticos, abióticos e antrópicos.

3.2. Mudanças no uso do solo e impactos nos recursos hídricos

As mudanças no uso do solo em áreas urbanas apresentam uma relação paradoxal entre desenvolvimento e sustentabilidade. Ao mesmo tempo em que infraestruturas como moradia, fornecimento de água, energia, coleta de resíduos e transporte são necessárias para promover o bem-estar da população; elas moldam problemas sócio-econômicos e ambientais (MONSTADT, 2009). De acordo com Hubacek *et al.* (2009), para que haja um balanço entre metas sócio-econômicas e sustentabilidade ambiental é necessário o conhecimento da capacidade suporte do ambiente. Esse conceito tem sido inserido em diversas abordagens como a Pegada Ecológica e a Pegada Hídrica, que se propõem a quantificar o impacto das ações humanas nos recursos naturais. A partir da identificação de padrões não sustentáveis do consumo desses recursos é possível propor medidas mitigadoras e de adaptação.

De acordo com Tucci (2003), o ciclo hidrológico no meio urbano sofre alterações devido às modificações na superfície, canalizações, poluição do ar e das superfícies, entre outros fatores. As modificações na superfície se configuram pelo aumento de áreas impermeáveis que está relacionado com a densidade populacional. Assim, num país com 86,12% da população vivendo em áreas urbanas (IBGE, 2010), podemos entender a origem dos problemas atuais e, diante da tendência de crescimento populacional pensar em formas de não deixar que esses problemas se agravem nas gerações futuras.

O fornecimento de água para o funcionamento das cidades é uma necessidade relatada desde o início da era cristã por Julius Frontinus VI que tinha, em Roma, a missão de gerenciar os diversos aquedutos para garantir água à população. No entanto, o empenho para garantir o fornecimento não era o mesmo utilizado para assegurar a manutenção da qualidade dos corpos hídricos. A qualidade só passou a ser uma preocupação após a época da revolução industrial, quando o crescimento das cidades e a perda de qualidade que isso acarretava tornaram impossível a captação de água de abastecimento (CAMPOS, 2003).

O uso inconsequente evidenciou a necessidade de uma gestão de demanda, que se configura como um conjunto de medidas que têm por objetivo influenciar o comportamento do usuário, de forma que ele faça uso desse recurso conscientemente e com responsabilidade (STUDART E CAMPOS, 2001).

A noção de responsabilidade no consumo de água é um tema que vem sendo discutido no sentido de promover uma mudança no comportamento dos usuários do recurso. Atualmente, o preço que se paga pelo uso da água corresponde somente ao serviço das

concessionárias, sem realmente atribuir um valor ao recurso hídrico. No entanto, diante do quadro de escassez e perda de qualidade, causado pelas ações antrópicas, tem sido implantadas formas de cobrar também pelo recuso em si. Essa cobrança estaria dentro dos princípios do consumidor-pagador e poluidor-pagador, segundo os quais se cobra um valor por desfrutar da água de qualidade e devolvê-la com certo grau de degradação.

De acordo com TUCCI (1997), a falta de planejamento da ocupação do solo no Brasil tem trazido transtornos e custos tanto para a sociedade quanto para o meio ambiente, já que acarreta um aumento crescente na frequência de inundações, perda de biodiversidade, da qualidade dos recursos hídricos, no crescimento na produção de sedimentos e de problemas de saúde.

De acordo com Moraes e Jordão (2002), cerca de um décimo da vida produtiva de pessoas que vivem em países em desenvolvimento é perdido devido a doenças relacionadas à água. Esse dado aponta para a importância que a qualidade da água, ou a sua degradação, exerce sobre a saúde humana.

Garantir a manutenção dos corpos hídricos em áreas urbanas é uma tarefa complexa. A tomada de decisões visando à sustentabilidade em áreas urbanas requer um processo participativo e a compreensão das complexas interações entre os fatores envolvidos (FOXON, 2002).

Os problemas atuais em áreas urbanas relacionados com a mudança no uso do solo são agravados pelos impactos das mudanças climáticas, que afetam a frequência e distribuição das precipitações, tornando essas áreas mais vulneráveis à ocorrência de desastres, como as enchentes que ocorrem anualmente em diversas cidades do Brasil e do mundo. Um dos fatores de contribuição para as mudanças climáticas são as alterações no uso e ocupação do solo, que ocorrem de forma mais intensa em áreas urbanas. De acordo com Tucci *et al.* (2001), a influência dessas modificações no clima ocorre em pequena escala, porém, a longo prazo podem resultar em alterações significativas no balanço hídrico.

Os ambientes urbanos foram considerados durante muito tempo como ambientes não naturais, por isso os estudos se focavam nas relações entre plantas e animais. Os ecologistas urbanos, no entanto, passaram a analisar as cidades, focados nos processos que convertem grande quantidade de matéria e energia em *commodities* essenciais, como eletricidade e água potável e resíduos. O metabolismo urbano é entendido como um processo interligado de fluxos biofísicos dentro e fora do território urbano. Os estudos desse metabolismo proporcionam, por meio de análises e de modelagem, informações sobre o fluxo de materiais,

descobrimos fontes de poluição e associando-as à produção específica ou padrões de consumo, deduzindo assim requisitos para uma gestão de fluxo mais sustentável (MONSTADT, 2009).

3.2.1. Aspectos quali-quantitativos da água no meio urbano

A água é o recurso natural que apresenta os mais variados usos. Podemos destacar o abastecimento público, consumo industrial, irrigação, dessedentação de animais, recreação, geração de energia elétrica, transporte, diluição de poluentes e proteção da fauna e flora. Cada um deles requer água em determinada quantidade e com certa qualidade específica.

O crescimento populacional e a expansão das áreas urbanas aumentam a demanda por serviços como o fornecimento de água e energia, coleta de esgoto, ampliação da rede de drenagem, entre outros. Quando a ocupação ocorre sem o planejamento adequado, esses serviços ficam sobrecarregados e seu funcionamento, comprometido. A multiplicação de loteamentos é uma das ações mais impactantes, pois além de ser de fácil disseminação e constituir uma necessidade do ser humano, a demanda é crescente e seus efeitos dificilmente são reversíveis (CARVALHO e BRAGA, 2003). A discussão sobre o meio urbano na Rio+20 apontou para preocupação de como as cidades irão contribuir para o equilíbrio ambiental ou, pelo contrário, como promoverão o desequilíbrio que estamos sofrendo. Filho (2012) destacou a especulação imobiliária no meio urbano ou nas franjas de crescimento como causa da expansão desnecessária das cidades, que leva à ampliação desnecessária de serviços públicos.

A crescente impermeabilização resulta, invariavelmente, no aumento do escoamento superficial, com redução do amortecimento das águas e, conseqüentemente causa o aumento das vazões máximas e do risco de desastres (BRITO, 2006). A partir de simulações, Tucci *et al.* (2001) verificaram que essas mudanças no uso do solo causam aumento nos valores do pico e nos volumes totais escoados.

Além de alterações em termos quantitativos nos recursos hídricos, é necessário considerar os impactos na qualidade das águas decorrentes do processo de urbanização. Segundo Araújo e Santaella (2003), inicialmente a preocupação com relação aos recursos hídricos se dava somente em termos quantitativos e as características físicas que interessavam eram a presença de sólidos e compostos que conferiam odor e sabor à água. Somente a partir dos anos 70, com o aumento da deterioração da qualidade das águas devido ao despejo de dejetos e águas residuárias, é que se deu início ao combate à poluição dos rios. Nessa época,

percebeu-se que o processo de autodepuração dos rios não era suficiente para eliminar toda a poluição lançada (carga orgânica) nas águas.

Diante dessa constatação e do crescimento da demanda por água com qualidade para atender as necessidades humanas, tem se intensificado a preocupação e adoção de medidas que prezem pela manutenção das características essenciais desse recurso.

Segundo Gastaldini e Mendonça (2001), a poluição do meio aquático é decorrente da introdução direta ou indireta de substâncias e energia. Ela causa danos aos organismos vivos, às atividades aquáticas, riscos à saúde pública e prejuízos à qualidade das águas, interferindo no uso industrial, doméstico e na agricultura. No meio urbano, a degradação da qualidade das águas tem tomado proporções cada vez maiores, incentivando diversos estudos que possam fornecer subsídios seu manejo nessas áreas.

Segundo Tucci *et al.*, (2001), as principais fontes de poluição no meio urbano estão ligadas a cargas pontuais e difusas. Benetti e Bidone (2001) destacam como fontes de poluição o despejo de esgotos sanitários ou de águas residuárias, o lançamento de resíduos sólidos, a drenagem urbana, fontes acidentais e fontes atmosféricas.

A poluição difusa vinda do escoamento tem sido identificada como a maior causa de degradação dos corpos receptores (PORTO *et al.*, 2001; LEE e BANG, 2000). Lee e Bang (2000) afirmam que, muitas vezes o impacto da contribuição de um evento de precipitação é superior à carga de efluentes sanitários. Além da qualidade, as grandes quantidades de água que são geradas pelo escoamento superficial durante eventos de precipitação causam prejuízos sociais e econômicos durante extravasamentos ou inundações.

Para o controle da poluição difusa Kim *et al.* (2006) ressaltam a necessidade de melhores práticas de gestão (*Best Management Practices*) e que a legislação relacionada aos níveis de tolerância seja utilizada de forma simultânea com a gestão integrada de bacias hidrográficas.

A resposta técnica para os problemas decorrentes da urbanização, como o aumento da drenagem e das cargas poluidoras, é o disciplinamento da ocupação urbana através da densificação compatível com os riscos de inundação e capacidade de autodepuração. Para tanto, é necessária a quantificação dos impactos de diferentes condições de urbanização sobre o escoamento (TUCCI *et al.*, 2001). Essa avaliação pode e tem sido realizada através da modelagem hidrológica de cenários em longo prazo.

Além de ações antrópicas que interferem na qualidade das águas, há ainda fatores como condições geológicas e geomorfológicas, cobertura vegetal e comportamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos que naturalmente já fazem com que a qualidade da água

seja diferente de um corpo de água para outro (TUCCI *et al.*, 2001). Devido à ação dessas variáveis é necessário que, em cada caso, haja uma avaliação para encontrar a melhor forma de gerenciar esse recurso assegurando sua manutenção em quantidade e qualidade.

Pehovaz (2010) ressalta que, além das fontes de poluição lançadas nos corpos de água, é preciso considerar também a sua capacidade de assimilação, pois as interações físicas, químicas e biológicas que determinam essa capacidade são alteradas devido às mudanças no uso do solo que ocorrem no meio urbano. Zaffani *et al.* (2011) apresentaram resultados referentes à pegada hídrica cinza da drenagem urbana, que considera a quantidade de água necessária para diluir cargas poluentes até níveis estabelecidos pela legislação local. O trabalho mostrou que as cargas de poluentes que chegam até os rios durante eventos de precipitação podem exceder a capacidade de assimilação dos mesmos, causando a degradação da qualidade.

Fisher *et al.* (2007) propõem a adoção do conceito de cargas críticas para a gestão das águas. Cargas críticas são definidas como a quantidade de uma substância que pode adentrar um corpo hídrico sem causar danos aos indicadores biológicos e químicos. Nessa abordagem, a tolerância de poluentes fica condicionada à capacidade de depuração do sistema aquático em questão, reduzindo os riscos para o ecossistema e para a população.

Durante muito tempo o objetivo da drenagem urbana foi remover o excesso de águas pluviais para que não causassem prejuízos e riscos de inundações. A implantação de medidas estruturais era a solução mais adotada para reduzir esses riscos. No entanto, os resultados da implantação dessas medidas não se mostraram suficientes para lidar com os problemas da drenagem urbana. Os problemas decorrentes da drenagem urbana devem ser entendidos dentro do contexto do meio urbano com os diversos fatores que o influenciam. Dessa forma, a drenagem urbana passou a ser vista como um problema com componentes políticos e sociológicos (PORTO *et al.*, 2001).

A implantação de obras estruturais deve vir acompanhada de planejamento do uso e ocupação do solo que visem minimizar os impactos da urbanização na geração do escoamento superficial, como manter certa porcentagem de área impermeável, conservar áreas de várzeas, entre outros, conscientizar a população a respeito de sua participação nesse processo e utilizar tecnologias para a implementação de melhorias.

3.3. Cenários como Ferramenta de Planejamento

Antes de tomar decisões é preciso avaliar as consequências que cada ação poderá surtir. Podemos estimar como o ecossistema e seus serviços irão mudar nas próximas décadas em decorrência de mudanças como o crescimento populacional, econômico, políticas de comércio, políticas ambientais, mudanças climáticas e assim por diante. Mas como os tomadores de decisão podem avaliar qual das alternativas disponíveis é melhor diante de tantas opções?

A elaboração de diferentes cenários visa elucidar a comparação entre mudanças em processos chave. Ao analisar múltiplos cenários futuros é possível observar a relação “causa-efeito” e os possíveis resultados de cada um. Dessa forma, os tomadores de decisão podem explorar e avaliar e reduzir as incertezas. No contexto do presente trabalho, a modelagem matemática vem auxiliar essa etapa de redução de incertezas, pois a representação do ambiente e a possibilidade de testar e avaliar mudanças auxilia a tomada de decisão por parte dos envolvidos.

Measham *et al.* (2011) destacam a relevância dos cenários para a avaliação das consequências das mudanças climáticas. A falta de informações e previsões climáticas confiáveis torna a elaboração de cenários uma ferramenta útil no planejamento para as mudanças climáticas. De acordo com He *et al.* (2011), diante dos impactos que as mudanças climáticas podem causar à qualidade e à quantidade de água, diversos estudos têm sido desenvolvidos para avaliar esses impactos e propor medidas de mitigação e adaptação. Os mesmos autores formularam cenários futuros com base em mudanças na precipitação e temperatura. As respostas hidrológicas às mudanças foram medidas em termos de volume e valor de pico, para a vazão e em termos de valor médio de evento para aspectos qualitativos.

A construção de cenários lida com previsibilidade e a dicotomia: o porvir determinístico, dependente das leis da natureza, e o futuro imprevisível, impossível de ser determinado pelos homens. Na concepção de cenários o futuro não é determinado, pois é aberto a influências e ocorre na conjunção entre liberdade, necessidade e vontade. Como tecnologia, os cenários auxiliam na tomada de decisão capaz de influenciar o futuro, de construir a realidade desejada. Portanto, eles não têm a finalidade de prever o futuro, mas de melhorar e sistematizar a observação do ambiente através de uma postura antecipatória (APRÍGIO, 2012).

O uso de cenários prospectivos possibilita a visualização de diferentes situações através da criação de diferentes cenários que partem das incertezas para o futuro (NEVES, 2007). No Brasil, a utilização de cenários como ferramenta de suporte para a tomada de decisão ainda é incipiente. No entanto, os casos bem sucedidos têm estimulado a ampliação de sua utilização (SOUZA, 2008). O primeiro estudo a utilizar cenários como ferramenta para o planejamento, no Brasil, foi o Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), em 2006.

O reconhecimento dos prejuízos decorrentes da drenagem urbana em eventos extremos levou os governos locais a adotarem os Planos Diretores de Drenagem Urbana. Diante da dependência de eventos naturais, como as precipitações, das incertezas inerentes à sua ocorrência e das mudanças no uso do solo, a elaboração de um Plano de Drenagem Urbana conta com a projeção de cenários, que possibilitem a exploração de diversas condições e alternativas. A cidade de São Carlos desenvolveu seu Plano de Drenagem com base em cenários. Um cenário tendencial elaborado considerando as diretrizes do plano diretor municipal, estudos da distribuição da população nos setores, projetos aprovados ou em aprovação na prefeitura, alternativas locais com relação às propostas do plano, opinião dos técnicos da prefeitura e do SAAE e modelagem da rede com base em dados experimentais. A partir do cenário tendencial foram selecionadas alternativas para adaptações a serem implantadas no sistema de drenagem, definindo assim o cenário proposto para o plano diretor de drenagem do município (PMSC, 2011).

Estudos como o *State of the future* e o *Millenium Ecosystem Assessment (MEA)* são exemplos de cenários elaborados por um conjunto de especialistas de vários locais que retratam a visão do futuro para o mundo. São propostas mudanças em diversos setores que podem ser interpretados e aplicados na escala e no local de interesse (MEA, 2005).

Para o presente estudo foram adotados os cenários propostos pelo MEA e anteriormente interpretados por Souza (2008).

3.3.1. Cenários do Millenium Ecosystem Assessment

O *Millenium Ecosystem Assessment (MEA)* foi desenvolvido com o intuito de atender às necessidades de informações científicas dos tomadores de decisão. A construção dos cenários foi baseada na questão-chave: “Quais serão as consequências plausíveis das

mudanças nas trajetórias de desenvolvimento para os ecossistemas e seus serviços e para o bem-estar humano?”. A partir dessa questão outras quatro, mais específicas, foram consideradas e originaram quatro cenários diferentes que exploram aspectos futuros plausíveis e suas implicações para os serviços dos ecossistemas (Figura 3). Os cenários “*Adapting Mosaic*” (AM) e “*TechnoGarden*” (TG) apresentam políticas pró-ativas de manejo dos ecossistemas, enquanto o “*Global Orchestration*” (GO) e o “*Order from Strength*” (OS) apresentam políticas ambientais reativas.

Os cenários foram elaborados a partir de entrevistas com líderes de organizações não-governamentais, de governos, e de empresas nos cinco continentes. Além disso, foram consultadas literaturas e documentos de políticas que estabelecem relações entre as mudanças nos ecossistemas e o bem-estar humano. A maioria dos entrevistados mostrou-se preocupada com a perda de qualidade e quantidade de serviços ambientais. No entanto, quando questionados sobre a causa para tais distúrbios, não houve consenso.

Figura 3: Cenários propostos pelo Millenium Ecosystem Assessment
(Fonte: Percy e Lubchenco, 2006)

Os cenários do MEA foram construídos para explorar uma ampla gama de contextos em que o desenvolvimento sustentável seja alcançado. Quanto ao contexto dos cenários, são propostas situações de globalização e de regionalização. Eles são divididos também de acordo com a abordagem escolhida. De um lado temos cenários em que o foco está centrado em

crescimento econômico e promoção de bens públicos. De outro, temos cenários em que há maior preocupação com o manejo dos ecossistemas e os serviços que eles nos oferecem. Segundo MEA (2005) para cada cenário foram analisados conjuntos de mudanças socioeconômicas plausíveis consistentes com mudanças contrastantes no manejo dos ecossistemas. Dessa forma, são exploradas as consequências de quatro futuros para os serviços ecossistêmicos e para o bem-estar da população. No entanto, não foi objetivo do estudo citado propor o melhor ou o pior caminho. Os autores ressaltam que podem haver combinações entre as propostas de cada um para que se alcancem as mudanças desejadas.

3.3.1.1. Order from Strength

No cenário OS há uma preocupação em se isolar e afastar dos problemas econômicos e ambientais. Ocorre exagerada regionalização e elevada desigualdade global. Isso é feito através de barreiras instituídas por meio de políticas protecionistas. Dessa forma, acredita-se que seja possível afastar a pobreza, os conflitos e a degradação dos serviços ambientais. Nesse cenário ocorre o menor crescimento econômico e o maior crescimento populacional. Além disso, ocorrem inúmeras formas de distúrbios nos serviços ecossistêmicos, que são causados com certa frequência.

Tanto nesse cenário quanto no GO os ecossistemas são considerados resistentes às ações antrópicas, por isso a posição reativa com relação ao meio ambiente. Inicialmente, para a manutenção dos serviços dos ecossistemas é proposta a política de manutenção de áreas naturais. No entanto, o foco na segurança nacional só favorece a manutenção dos serviços dos ecossistemas se for combinado com o manejo ecossistêmico além das fronteiras de reservas naturais. Caso contrário, as pressões acarretam falhas no oferecimento de serviços ecossistêmicos.

3.3.1.2. Global Orchestration

A globalização e o crescimento econômico propostos nesse cenário se baseiam na constatação de que os maiores problemas globais têm suas raízes na pobreza e na

desigualdade. Como solução propõem-se políticas que favoreçam o bem-estar das pessoas nos países mais pobres através da remoção de barreiras comerciais e de subsídios. A preocupação com o meio ambiente está em segundo plano, pois acredita-se que o crescimento econômico criará a demanda e os meios para se alcançar um meio ambiente equilibrado. As consequências desse posicionamento com relação ao meio ambiente é a degradação global como o aumento de gases do efeito estufa, a redução da biodiversidade e o crescimento não planejado de áreas urbanas. Apesar dos impactos globais, algumas regiões são mais afetadas pelos impactos ambientais. Em países pobres, a melhoria no bem-estar da população é alcançada à custa da degradação dos serviços ambientais até 2050.

O foco no crescimento econômico e na proteção de bens públicos como saúde, educação e infra-estrutura desvia a atenção de políticas ambientais e aumenta o risco de falhas no oferecimento de serviços ambientais. Os problemas ambientais que se relacionam com o bem-estar só são considerados após se tornarem evidentes. Há uma ampla gama de distúrbios nos serviços ecossistêmicos, mas com frequência menor que no cenário OS.

O crescimento econômico, o aumento da classe média e a expansão na educação levam ao aumento da necessidade por cidades mais limpas, menos poluição e mais belezas naturais. A elevação da renda gera mudanças no padrão de consumo, que por sua vez impacta a quantidade de florestas, a oferta de alimentos, a disponibilidade de água potável, a frequência de inundações, a transmissão de doenças, entre outros.

3.3.1.3. Adapting Mosaic

O cenário AM também adota uma abordagem regional, porém explora os riscos e benefícios locais, em escala de bacias hidrográficas. A falta de crédito de instituições internacionais e o reconhecimento da importância da resiliência do ambiente levam a adoção de medidas que visem à experimentação e o controle local dos ecossistemas. Há investimento em capital social e humano com o objetivo de compreender melhor o funcionamento e o manejo dos ecossistemas. O resultado desse investimento é a compreensão sobre resiliência flexibilidade e fragilidade dos ecossistemas locais. Como as ações são regionais há planos bem sucedidos e outros mal sucedidos. No entanto, a troca de informações entre as regiões

propicia a aprendizagem compartilhada. Dessa forma, o número de experiências bem-sucedidas aumenta gradualmente.

Os problemas globais são ignorados inicialmente, mas depois são tratados de maneira flexível, favorecendo sua solução. Apesar dos esforços para a manutenção de serviços ambientais, alguns deles sofrem degradação ao longo do processo.

Quando o manejo do ecossistema é proativo e orientado a lidar com mudanças, os serviços do ecossistema se tornam mais resilientes e a população menos vulnerável a distúrbios no seu oferecimento. O problema dessa abordagem regional é a falta de atenção dada a problemas globais como as mudanças climáticas.

3.3.1.4. TechnoGarden

O TG é um cenário globalizado que aposta nas tecnologias para solucionar problemas ambientais. Assim como no cenário AM, há reconhecimento da importância desses serviços, o que impulsiona ações pró-ativas. O investimento em tecnologias verdes é acompanhado por significativo desenvolvimento econômico e educacional, o que ajuda as pessoas a entenderem que os ecossistemas são responsáveis pelo fornecimento de meios para a subsistência da população.

As tecnologias são utilizadas para estimularem os serviços ecossistêmicos até seus limites em favor do bem-estar humano. A oferta de serviços é grande no mundo todo, mas a flexibilidade é baixa devido à dependência de um conjunto de fatores ideais.

Em alguns casos, falhas nas tecnologias ou na resiliência ambiental aumentam a vulnerabilidade dos serviços ambientais. Essa situação pode, às vezes, acarretar interrupções no fornecimento desses serviços, afetando o bem-estar humano.

3.4. Modelos Hidrológicos

Existe uma ampla gama de modelos nacionais e internacionais disponíveis para aplicação. A escolha do modelo depende de fatores como o tamanho da área de estudo, a variabilidade espacial dos processos e a disponibilidade de dados.

O IPH-S1 é um software brasileiro, desenvolvido pelo IPH (Instituto de Pesquisas Hidráulicas) na Universidade do Rio Grande do Sul, em parceria com outras instituições. Possibilita a obtenção do hidrograma de projeto com base na seleção de modelos para a simulação parcial de cada fase da transformação chuva-vazão, sendo dividido nos módulos bacia e rio. No módulo bacia, há opções de modelos de precipitação, separação do escoamento, escoamento superficial e subterrâneo. No módulo rio, os modelos disponíveis permitem a simulação do escoamento no canal, em reservatórios e a derivação de vazões (IPH-UFRGS, 2004). Souza (2008) utilizou o modelo IPH-S1 para a simulação de cenário de longo prazo e análise da variação do escoamento.

A plataforma HEC (Hydrologic Engineering Center) é desenvolvida pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA. O pacote, disponibilizado gratuitamente, conta com um módulo hidráulico, HEC-RAS e o módulo hidrológico, HEC-HMS. O último simula a transformação chuva-vazão em sistemas de bacias e sub-bacias hidrográficas. Possibilita a estimativa de escoamento superficial por meio dos modelos tradicionalmente utilizados em hidrologia, com vistas ao planejamento urbano. Uma opção para os usuários é a modelagem semi-distribuída, que pode ser útil para áreas maiores.

A plataforma Kalypso é um pacote de ferramentas para o gerenciamento de inundações desenvolvido na Alemanha. Permite a simulação hidráulico-hidrológica e do risco. O pacote vem sendo amplamente utilizado na Alemanha pelos gestores de drenagem urbana. O pacote disponibiliza módulos para a simulação hidrológica, simulação hidráulica de remanso, simulação hidrodinâmica uni e bidimensional, plataforma de integração com sistemas de informações geográficas para processamento de modelos digitais de elevação do terreno e elaboração de manchas de inundação, plataforma de cálculo de risco, com base em curvas de prejuízo e mapas de uso e ocupação do solo e geração de mapas de risco. Graciosa (2010) utilizou o modelo Kalypso para análise econômica de inundações visando seguro contra riscos hidrológicos.

Muitos dos modelos utilizados em áreas urbanas simulam não só a quantidade, mas também a qualidade da água. Tendo em vista os impactos que o processo de urbanização

causa na qualidade dos rios urbanos, essa passa a ser uma característica importante dos modelos disponíveis. Segundo Bottino (2008) nos anos 70, o aumento da preocupação com a eutrofização, estimulou o desenvolvimento de modelos que considerassem a geração de cargas poluidoras.

Drolc & Koncan (1996) ressaltaram a utilização de modelos matemáticos com avaliação de qualidade para uma estimativa do impacto de despejos na qualidade de águas em rios. No entanto, a poluição no meio urbano tem como fontes as cargas pontuais, como lançamento de esgotos, e as cargas difusas, vindas do escoamento superficial (TUCCI *et al.*, 2001). Portanto, os modelos de simulações para áreas urbanas devem considerar aspectos quali-quantitativos para que sejam ferramentas úteis no manejo de águas urbanas.

Obropta e Kardos (2007) argumentam que os modelos de predição de qualidade de água de chuva apresentam acurácia inferior àqueles que modelam quantidade, devido à complexidade dos processos envolvidos na modelagem da qualidade. De acordo com Pehovaz (2010), apesar de na realidade os processos físicos, químicos e biológicos serem mais complexos do que os equacionados pelos modelos, eles podem sistematizar o funcionamento do ecossistema de forma prática e simplificada, favorecendo assim a compreensão de algumas relações. Esses modelos possibilitam a análise de diferentes situações tanto atuais quanto futuras, os chamados cenários prospectivos, podendo ser utilizados com diferentes funções como análise de risco, de sensibilidade, para controle, simulação etc, favorecendo assim o planejamento de ações e estabelecimento de metas de gestão.

O QUAL2K é modelo de qualidade de águas em rios e córregos. É um modelo unidimensional, simula condições de fluxo permanente. Simula fontes pontuais e difusas de entrada e saída. Na representação do canal, o modelo considera toda a extensão com características constantes. As fontes de poluição podem ser alocadas em qualquer ponto da representação. Bottino (2008) aplicou o QUAL2K para validar dados experimentais de qualidade e para avaliar a relação entre variáveis de qualidade e indicadores ecohidrológicos no Rio Canha, SP.

O L-THIA, (*Long Term Hydrologic Impact Assessment*) foi desenvolvido pela Universidade de Purdue (EUA). Trata-se de um modelo integrado com o sistema de informações geográficas Arcview e destina-se a quantificar alterações no escoamento superficial e nas cargas difusas de poluição, decorrentes das mudanças no uso e ocupação do solo. O componente central do modelo é o método SCS (*Soil Conservation Service*). Partindo de relações empíricas entre precipitação e escoamento superficial determina-se o efeito das mudanças no uso e ocupação do solo sobre as alterações no volume escoado. A estimativa de

cargas difusas é realizada através do método da concentração média no evento (EMC), que resultam em cargas de poluentes. Aprígio (2012) utilizou o modelo para a simulação de cenários de longo prazo e comparou os resultados com a simulação realizada no SWMM. O autor encontrou respostas diferentes dos modelos analisados, sendo que, naquele contexto, o L-THIA apresentou valores subestimados em comparação com o SWMM.

O modelo STORM (*Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model*) foi desenvolvido pela Water Resources Engineers, Inc. (WRE), em 1973. Segundo Yang *et al.* (2009) é uma ferramenta útil no planejamento, especialmente para a avaliação da compensação entre o tratamento e o armazenamento de águas pluviais, como medida de controle da poluição em sistemas combinados de esgotos. O STORM possui rotinas hidrológicas e de qualidade simplificadas, e por isso podem ser aplicadas à bacias de qualquer tamanho. Pode ser usado tanto para simulação contínua como para eventos únicos. Se por um lado isso diminui a quantidade de dados necessários, por outro incorre em menor flexibilidade na correspondência entre hidrogramas modelados e observados. Os métodos para o acúmulo de poluentes são de dois tipos e as rotinas de qualidade se assemelham às do SWMM. Como limitações citam-se a inflexibilidade de correspondência entre polutogramas simulados e observados; o uso de dados horários de precipitação; e a falta de uma versão para microcomputador (HEC, 1977; DONIGIAN Jr. *et al.*, 1991).

O SWAT (*Soil Water Assessment Tool*) é um modelo semi-distribuído, desenvolvido pelo Department of Agriculture, Agricultural Research Service (USDA – ARS), na década de 1990. Segundo Neitsh *et al.* (2005) sua criação incorporou características de outros modelos como SWRB, CREAMS, GLEAMS e EPIC. Esse modelo opera de forma contínua, com o objetivo de analisar os impactos de longo prazo relativos às práticas de manejo agrícola sobre os recursos hídricos e sobre a produção de sedimentos e poluentes em bacias grandes e complexas. É capaz de simular por longos períodos de tempo processos hidrológicos, físicos e químicos como escoamento superficial, transporte de sedimentos, nutrientes e compostos agrícolas. Dentre as diversas aplicações do SWAT destaca-se a simulação de escoamento, poluição difusa e usos do solo (Zhang e Xia, 2009).

O HSPF (*Hydrological Simulation Program – FORTRAN*) foi desenvolvido pela US EPA. Ele simula, de modo contínuo, as contribuições de sedimentos, nutrientes, pesticidas e coliformes feciais vindos de áreas agrícolas e urbanas, bem como o transporte e o destino desses poluentes na bacia hidrográfica. Permite a avaliação dos impactos das mudanças no uso e ocupação do solo, a operação de reservatórios, as alternativas de tratamento de fontes de poluição pontuais e difusas, os desvios de vazão em sistemas combinados de tratamento de

esgoto e seus efeitos sobre a qualidade da água (DONIGIAN Jr. *et al.*, 1991; BICKNELL *et al.*, 2005; BARNWELL e JOHANSON, 1981 *apud* YANG *et al.*, 2009).

O SWMM (*Storm Water Management Model*) também desenvolvido pela EPA. É um modelo amplamente aplicado em áreas urbanas, pois permite a simulação da micro e da macrodrenagem. Ao contrário dos outros modelos para área urbana que são concentrados, o SWMM usa abordagem distribuída para o cálculo detalhado das vazões em cada ponto da rede de drenagem, integrando a modelagem da micro e da macrodrenagem.

Para as simulações realizadas neste trabalho foi escolhido o modelo SWMM. A escolha desse modelo se deu pela grande aceitação no meio científico, por ser um modelo amplamente empregado em áreas urbanas e pela possibilidade de simulação de amplo número de variáveis de qualidade. Além disso, a vasta literatura sobre a aplicação do modelo e sua utilização em trabalhos anteriores na mesma área de estudo, facilitam a obtenção dos dados de entrada.

A seguir serão apresentadas as principais características do SWMM, utilizado neste trabalho.

3.4.2. Modelo SWMM

O modelo *Storm Water Management Model* (SWMM) teve sua primeira versão desenvolvida em 1971 e desde então o frequente uso do modelo em pesquisas tem colaborado para sua melhoria, culminando na atual quinta versão. Trata-se de um modelo dinâmico de simulação chuva-vazão que pode ser utilizado para eventos isolados ou contínuos. O componente de escoamento trabalha em conjuntos de sub-bacias que recebem a precipitação e geram o escoamento e cargas de poluentes. O modelo pode transportar o escoamento por tubulações, canais, unidades de tratamento, bombas, entre outros (ROSSMAN, 2010).

Segundo Collodel (2009) o modelo permite a escolha de nível de detalhe desejado (micro ou macro-drenagem) e, a partir da inserção de dados de entrada, simula os hidrogramas resultantes. Como resultado, o modelo determina a quantidade da água de escoamento, vazão e profundidade do fluxo, qualidade em tubulação ou canal. Assim, pode

ser aplicado a sistemas de drenagem para controle de inundações; percepção dos problemas de controle de inundações e de qualidade de água; fontes de produção de poluentes; entre outras.

O SWMM analisa vários processos hidrológicos que geram escoamento em áreas urbanas como, por exemplo, o tempo de chuva, interceptação da precipitação por armazenamento, infiltração da chuva nas camadas do solo, percolação da água nas camadas do solo, captação e retenção da chuva-vazão devido a diversos tipos de práticas de desenvolvimento de baixo impacto, entre outras. A variabilidade espacial desses processos é alcançada com a subdivisão da bacia de estudo em unidades menores, sub-bacias. As sub-bacias são tratadas como reservatórios não-lineares, por meio de equações de manning e da continuidade. A solução do sistema de equações não-lineares é feita pelo método iterativo de Newton-Raphson (GRACIOSA, 2010). O modelo conta também com um flexível conjunto de capacidade de modelagem hidráulica para rotear o escoamento e influxos externos através de redes de drenagem, canais, unidades de armazenamento e tratamento e outras estruturas. Isso é possível a partir da capacidade do modelo em considerar: tamanhos ilimitados de redes; diferentes condutos sejam abertos, fechado, naturais ou não; conseguir modelar elementos como bombas, unidades de tratamento e armazenamento, barragens, divisores de fluxo; utilizar onda cinemática ou onda dinâmica; entre outras. Além disso, aliado aos modelos de geração e transporte de fluxos, o modelo pode estimar a produção de cargas poluentes associadas ao escoamento. Para tanto, o modelo pode avaliar o acúmulo de poluentes em tempo seco; a lavagem de poluentes em eventos específicos; redução da concentração de certos constituintes devido ao tratamento da água etc (ROSSMAN, 2010).

Os resultados da simulação podem ser observados na forma de relatórios, de planilhas, de gráficos e de mapas. A visualização pode ser feita para cada item da modelagem, ou seja, para as sub-bacias, canais ou nós. A ferramenta de mapas permite a visualização das alterações causadas pelas chuvas durante o evento. A ocorrência de extravazamentos pode ser analisada através dos relatórios ou do acompanhamento dinâmico durante a precipitação.

O processamento do SWMM é realizado por meio de nove blocos ou módulos divididos em duas partes: cinco blocos de serviço e quatro blocos computacionais. Os blocos de serviço são responsáveis pela entrada de dados no modelo, enquanto os computacionais contêm os modelos hidrológicos que processam os dados de entrada. A Figura 4 mostra a estrutura e a conexão dos blocos citados.

Figura 4: Relação entre módulos do SWMM (Fonte: Modificado GARCIA, 2005)

Nos blocos de serviço são inseridos os dados climáticos, hidrológicos, hidráulicos e limnológicos necessários para a caracterização da bacia de estudo. Dentre os blocos computacionais, o “runoff” simula o escoamento e sua propagação através da transformação da chuva em vazão. Para isso utiliza dados de precipitação, infiltração, retenção e escoamento. O escoamento superficial pode ser obtido por meio de diferentes processos hidrológicos, sendo o mais comumente utilizado, o reservatório não-linear para as sub-bacias, representado por uma combinação das equações de Manning e da continuidade (ROSSMAN, 2010). A infiltração pode ser simulada de acordo com a equação de Horton, o método de Green-Ampt ou o método do Soil Conservation Service (SCS).

O transporte por tubulações ou canais naturais dentro do sistema de drenagem é realizado pelo bloco “transport”, aplicando as equações de conservação de massa e de quantidade de movimento. Há três opções disponíveis de modelos hidráulicos de transporte: o modelo de escoamento uniforme, o modelo da onda cinemática e o modelo da onda dinâmica.

O bloco “extran” é um bloco alternativo e de maior complexidade para simulação em condutos sob pressão. Utiliza os princípios de conservação de massa e as equações de energia e de momento para a simulação do escoamento.

O bloco “storage ou treatment” simula o armazenamento ou o tratamento de água. Esse bloco é responsável pelo processamento da qualidade da água. O modelo de qualidade considera que os condutos se comportam como um tanque de mistura completa. A concentração de um determinado poluente no extremo final de um conduto em um instante de tempo obtém-se mediante a integração da equação da conservação da massa, utilizando valores médios para as magnitudes que variam ao longo do tempo, tais como a vazão e o volume de água no conduto (PEHOVAZ, 2010).

De acordo com Pehovaz (2010) os resultados das simulações apresentados pelo SWMM na forma de hidrogramas, polutogramas e cargas poluentes fornecem subsídios para a tomada de decisões operacionais com relação a aspectos quali-quantitativos. Esse autor utilizou o SWMM com o objetivo de avaliar a qualidade da água em uma bacia urbana. A partir de dados experimentais, procedeu a calibração, a validação e a simulação de cenário de longo prazo. Os processos de calibração e validação resultaram em correspondências aceitáveis entre hidrogramas e concentrações observadas e simuladas, levando o autor à conclusão de que o modelo pode ser uma ferramenta útil para a avaliação da qualidade da água.

Temprano *et al.* (2006) aplicaram o SWMM para predizer o grau de poluição em uma bacia localizada em Santander, Espanha, avaliando sólidos suspensos (SS), demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK), parâmetros que foram utilizados para a calibração e validação do modelo. Esses autores efetuaram também a calibração de 14 parâmetros hidráulicos através do método da tentativa e erro.

Garcia e Paiva (2006) realizaram um estudo comparando as respostas do SWMM para a calibração de eventos com faixas de intensidades de precipitação diferentes, buscando o melhor grupo de parâmetros que representassem os fenômenos ocorridos na bacia hidrográfica do Arroio Cancela, localizada em Santa Maria, RS.

Chang *et al.* (2008) aplicou o SWMM em duas áreas industriais com a finalidade de estabelecer critérios para a interceptação do escoamento superficial para controle da carga difusa. Para isso, analisam a relação entre carga de poluente e volume de escoamento das duas áreas consideradas. Após a calibração e validação, os resultados das simulações indicaram que os 6-8 mm de escoamento superficial incluem mais de 60% da carga difusa. Escoamento com 10mm de contém, em média, 80% da carga carreada. Os autores concluíram também que para interceptar 80% da carga de poluição difusa da área de estudo, seria necessário coletar lâminas de 7 a 12 mm do escoamento superficial.

Park *et al.* (2008) avaliaram a influência do nível de segmentação das bacias e da resolução espacial da rede de drenagem nas respostas produzidas pelo SWMM em áreas urbanas.

Collodel (2009) avaliou os diferentes níveis de detalhamento na representação da bacia do Gregório, localizada em São Carlos, SP, utilizando o SWMM. Realizou uma calibração do modelo, utilizando como ferramenta os algoritmos genéticos.

Lee *et al.* (2010) aplicaram os modelos HSPF e SWMM com o objetivo de avaliar a aplicabilidade desses modelos na simulação hidrológica de pequenas bacias. Diante dos resultados da simulação que refletiam os dados experimentais, os autores concluíram que ambos os modelos são ferramentas úteis e recomendadas no suporte à decisão.

A Tabela 2, retirada de Viessman e Lewis (2002) apresenta uma comparação entre alguns modelos hidrológicos que têm sido utilizados no meio urbano. Apesar da grande quantidade de dados de entrada necessária para a simulação com o SWMM, as possibilidades de simulação, a eficiência e as formas de visualização dos resultados favorecem sua aplicação na área urbana e a avaliação dos impactos decorrentes da urbanização na micro e na macrodrenagem.

Tabela 2 - Comparação de Modelos e Métodos de escoamento urbano (Fonte: VIESSMAN & LEWIS, 2002)

MODELOS	Roteamento de escoamento	Roteamento de fluxo em tubulações	Roteamento de qualidade	Grau de sofisticação no roteamento do escoamento	Grau de sofisticação no roteamento do fluxo em tubulações	Acurácia da modelagem e sobretaxas	Flexibilidade da modelagem de componentes de drenagem	Modelagem explícita de armazenamento	Modelagem de tratamento	Grau de calibração e verificação requerida	Período de simulação	Disponibilidade	Documentação	Quantidade de dados requeridos
Método Racional	Fluxos de pico	Fluxos de pico	Não	Baixo	Baixo	Não	Baixo	Não	ND	-	-	Livre	Boa	Baixa
Chicago	Sim	Não	Não	Moderado	ND	ND	ND	ND	ND	Moderado	Eventos individuais	Livre	Razoável	Moderada
Unit Hydrograph	Sim	Combinado com escoamento	Não	Baixo	Baixo	Não	Baixo	Não	ND	Alto	Eventos individuais	Livre	Razoável	Moderada
STORM	Sim	Combinado com escoamento	Sim	Baixo	Baixo	Não	Baixo	Não	Sim	Baixo	Série contínua	Livre	Boa	Moderada
RRL	Sim	Sim	Não	Moderado	Baixo-Moderado	Não	Baixo	Não	ND	Moderado	Eventos individuais	Livre	Boa	Moderada
MIT	Sim	Não	Não	Alto	ND	ND	ND	ND	ND	Moderado	Eventos individuais	Livre	Razoável	Moderada
EPA-SWMM	Sim	Sim	Sim	Alto	Moderado	Sim	Alto	Sim	Sim	Moderado	Eventos individuais ou contínuos	Livre	Boa	Grande
Cincinnati	Sim	Sim	Sim	Alto	Baixo	Não	Baixo	Não	Não	Moderado	Eventos individuais	Livre	Razoável	Grande
HSPF	Sim	Sim	Sim	Moderado	Moderado	Não	Baixo	Não	Não	Alto	Eventos individuais ou contínuos	Livre	Razoável	Grande
ILLUDAS	Sim	Sim	Não	Moderado	Alto	Não	Baixo	Não	ND	Moderado	Eventos individuais	Livre	Boa	Grande

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica que abrange a área urbana da cidade de São Carlos, interior de São Paulo. A cidade de São Carlos está localizada no interior do estado de São Paulo, distando aproximadamente 230 quilômetros da capital (Figura 5). Segundo dados do IBGE (2010) o município tem uma população de 221.936 habitantes e área de 1.140,9 km², sendo que apenas 6% (67,25 km²) de seu território correspondem à área urbanizada (PMSC) (Figura 6). Apresenta altitude média de 856 metros em relação ao nível do mar, e coordenadas geográficas de 22°02' de latitude Sul e 47°52' de longitude Oeste (PEHOVAZ, 2010).

O clima da região é classificado, segundo Köeppen, como Cwb e apresenta duas estações bem definidas, sendo uma seca, de abril a setembro, e uma chuvosa, de dezembro a fevereiro, com médias anuais de precipitação entre 1.200 e 1.500mm (SÉ, 1992).

Figura 5: Localização do município de São Carlos no estado de São Paulo (Fonte: CBH-TJ, 2000)

Figura 6: Mancha urbana do município de São Carlos (Fonte: CBH-TJ, 2000)

O município está inserido em duas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI). A maior parte do território, que inclui as áreas não urbanizadas, pertence à UGRHI 9 – Mogi-Guaçu. A área urbana faz parte da UGRHI 13 – Tietê-Jacaré, onde se encontram as sub-bacias do Monjolinho, do Feijão e do Jacaré-Guaçu. O presente estudo foi desenvolvido na Bacia do Monjolinho, que é subdividida em bacias urbanas menores. A escolha por esta sub-bacia se deu pelo fato de abranger áreas urbanas com grande densidade populacional e problemas decorrentes da intensa urbanização. Além disso, os inúmeros trabalhos já realizados que podem ajudar para que a discussão seja mais bem embasada. O zoneamento apresentado no Plano Diretor da cidade prevê áreas para a expansão e a recuperação e

controle de áreas já ocupadas. Dessa forma, estudos relacionados à ocupação do solo e impacto na qualidade da água podem auxiliar os tomadores de decisão.

4.1.1. Pedologia

De acordo com o Polis (2002), os solos da cidade de São Carlos são caracterizados pela alta permeabilidade. A Figura 7 mostra os oito tipos de solo que podem ser identificados: latossolo roxo, latossolo vermelho escuro, latossolo vermelho amarelo, podzóico vermelho amarelo, terra roxa estruturada, areia quartzosas profundas, solos litólicos e solos hidromórficos. A maior parte do município os solos apresenta latossolo-vermelho-amarelo e areia quartzosa profunda.

Figura 7: Mapa com os diferentes tipos de solo encontrados na cidade de São Carlos (Fonte: CBH-TJ, 2000)

4.1.2. Uso e Ocupação do Solo no Município

O relevo é caracterizado pelo planalto sedimentar e tinha originalmente como cobertura vegetal os biomas de mata atlântica e cerrado. No entanto, hoje, devido à grande pressão exercida pelo crescimento e desenvolvimento da cidade, estas vegetações estão restritas a fragmentos. A vegetação original era composta por 27% de cerrado, 16% cerradão, 55% floresta semidecídua e ripária e 2% de floresta de Araucária. Atualmente restaram 2% de cerrado, 2,5% cerradão, 1% floresta semidecídua e ripária e 0% de mata de Araucária (SOARES *et al.*, 2003).

A urbanização teve início no entorno do Córrego do Gregório, devido ao Picadão de Cuiabá, caminho que levava até Araraquara. Essa região apresenta-se intensamente urbanizada de forma que as modificações na bacia acarretam problemas sociais e econômicos em épocas chuvosas. Após 1940, o crescimento da cidade acarretou a ocupação do entorno de outras sub-bacias urbanas (Figura 8). A ocupação desorganizada com invasão de áreas protegidas e despejo de esgotos domésticos e industriais causou, ao longo do tempo, degradação na qualidade dos rios urbanos.

Figura 8: Histórico de ocupação do solo (Fonte: CBH-TJ, 2000)

4.2. Levantamento de Dados de Campo

Os dados limnológicos, hidráulicos e hidrológicos foram obtidos na campanha realizada em período chuvoso, no dia 23 de janeiro de 2012 pela manhã. A precipitação acumulada nos 15 dias anteriores à coleta soma 357,55mm indicando, portanto uma intensa lavagem das superfícies. Como indicadores de qualidade foram escolhidos variáveis físicas como turbidez, temperatura e série de sólidos; variáveis químicas como OD, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo total, pH; e variáveis microbiológicas nas quais temos coliformes totais e fecais. As variáveis hidráulicas levantadas foram altura da água (m) e a largura do canal (m), medidas a partir do uso de régua limnimétrica e fita métrica, respectivamente. As variáveis hidrológicas velocidade (m/s) e vazão (m³/s) foram obtidas com o auxílio de um molinete que foi posicionado perpendicular ao fluxo da água. Nas seções de largura entre 1 e 2 m, o molinete foi posicionado a cada 0,30 m. nas larguras acima de 5 m a seção era dividida a cada 0,5 m.

Para a campanha citada acima foram estabelecidos quatorze pontos de coleta de amostras. Esses pontos foram escolhidos pela autora e estão localizados nos 5 córregos mais relevantes da área urbana de forma que representem a influência da passagem desses córregos em áreas urbanas. Dessa maneira, em todos os córregos têm-se ao menos dois pontos de coleta; uma a montante e outro a jusante antes da confluência com outros rios (Figura 9).

As amostras coletadas em cada ponto foram levadas até o laboratório onde foram analisadas de acordo com as metodologias apresentadas na Tabela 3.

Figura 9: Pontos de coleta

Tabela 3 - Variáveis de qualidade e métodos de análise utilizados

Parâmetro	Unidade	Método	Referência bibliográfica
pH	-	4500-H+B	APHA (2005)
Temperatura	°C	-	APHA (2005)
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg/L	4500-O C	APHA (2005)
Turbidez	NTU	2130 B	APHA (2005)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/L	5220 D	APHA (2005)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mg/L	5210 B	APHA (2005)
Fósforo Total (FT)	mg/L	4500-P E	APHA (2005)
Sólidos Totais (ST)	mg/L	2540 B	APHA (2005)
Sólidos Totais Fixos (STF)	mg/L	2540 E	APHA (2005)
Sólidos Totais Voláteis (STV)	mg/L	2540 E	APHA (2005)
Nitrogênio amoniacal	mg/L	4500 N _{org} B	APHA (2005)
Coliformes (termotolerantes e totais)	NMP/100 ml	9222 B A	APHA (2005)

4.2.1. Apresentação dos pontos de coleta

Os 14 pontos analisados no presente estudo foram distribuídos ao longo das sub-bacias urbanas de forma a permitir uma análise da influência do uso do solo na qualidade da água. Os pontos 1, 2, 3, 8 e 14 pertencem ao Córrego do Monjolinho, principal rio que corta a cidade de São Carlos. Ao longo de seu percurso pela área urbana recebe contribuição de outros afluentes que drenam a cidade. O primeiro ponto está localizado após as nascentes, em área rural com muita vegetação no entorno do curso de água (Figura 10.a). A ocupação do solo nessa área é caracterizada pela pecuária e agricultura. O segundo ponto encontra-se após o lago da UFSCar (Figura 10.b), grande parte da área de drenagem é caracterizada pela agricultura, com poucas áreas já urbanizadas. O ponto de número 3 encontra-se em área urbanizada, antes da junção com outros dois córregos. Ao contrário dos pontos anteriores, a várzea nessa região é caracterizada por uma estreita faixa de vegetação, circundada por ruas e construções (Figura 10.c). O ponto 8 fica antes da junção com outros dois afluentes e é um ponto de monitoramento já característico da área urbana da cidade. A várzea apresenta uma faixa mais larga de vegetação (Figura 10.d) e solo exposto e as margens apresentam alguns pontos de erosão. O ponto 14 é o exutório da bacia urbana, está localizado a jusante do encontro dos rios que drenam a cidade e recebe toda a água da drenagem, por estes motivos, é um ponto de frequentes extravasamentos.

Figura 10.a

Figura 10.b

Figura 10.c

Figura 10.d

Figura 10: Pontos de Coleta no Córrego do Monjolinho

Os pontos 4 e 5 pertencem a sub-bacia Santa Maria Madalena. O principal curso de água que passa por essa sub-bacia é o Córrego Santa Maria do Leme nasce na área rural e percorre aproximadamente 11 km até encontrar o córrego do Monjolinho. A maior parte deste percurso ocorre em áreas ainda não urbanizadas. O primeiro ponto neste córrego está localizado após as nascentes, próximo à Rodovia Washington Luis, antes da urbanização (Figura 11 a e b). O segundo ponto neste córrego está localizado antes da junção com o Córrego do Monjolinho; a várzea apresenta uma faixa de vegetação rasteira e espécies arbóreas (Figura 11.c). O leito é natural e suas laterais são protegidas por pedras e tela de alambrado para evitar erosão das margens.

Figura 11.a

Figura 11.b

Figura 11.c

Figura 11: Pontos 4 e 5, no Córrego Santa Maria do leme. a- ponto após as nascentes, antes da área urbanizada. b- mata ciliar preservada. c- ponto antes da junção com o Córrego do Monjolinho.

A sub-bacia do Tijuco Preto é representada pelos pontos 6 e 7. A nascente do Córrego do Tijuco encontra-se na área urbana e atualmente está coberta e canalizada devido à construções de moradias no local. O ponto número 6, foi colocado após a nascente. Apesar de seu entorno ser bem urbanizado, a área de várzea apresenta margens amplas com algumas árvores em processo de crescimento, sem construções ou impermeabilização (Figura 12.a). O leito neste ponto é natural, tem largura de 0,9m com fundo protegido por pedras e tela de alambrado e a lateral é protegida por madeiras. O sétimo ponto está localizado antes da junção com o Córrego do Monjolinho, próximo ao campus da USP. Neste trecho o Córrego do Tijuco encontra-se retificado, com o canal concretado e uma estreita faixa de vegetação rasteira separa o canal das ruas que passam paralelas a ele (Figura 12.b). É possível observar canais de lançamento de água pluvial e sentir um cheiro forte de presença de esgoto.

Figura 12: Pontos de coleta no Córrego do Tijuco Preto. a- próximo à nascente na área urbana. b- antes da confluência como Córrego do Monjolinho

Os pontos 9 e 10 representam a sub-bacia do Mineirinho, apontada no plano diretor como o vetor de crescimento da cidade. O ponto 9 está dentro do campus II da USP, após as nascentes do Córrego do Mineirinho (Figura 13.a). A região a montante deste ponto é caracterizada pela ocupação no entorno do córrego, incluindo as áreas próximas às nascentes. Uma das consequências dessa ocupação é a presença de grande quantidade de resíduos em diversos pontos do córrego (Figura 13.b). O Córrego do Mineirinho apresenta mata ciliar bem preservada ao longo de seu curso até se unir ao Córrego do Monjolinho. O ponto 10 fica localizado antes dessa confluência e também é possível observar presença de resíduos no canal, dificultando a passagem da água pelas tubulações (Figura 13.c).

Figura 13.a

Figura 13.b

Figura 13.c

Figura 13: a- próximo à nascente, no campus 2 da USP. b- resíduos sólidos na calha. c- próximo à confluência com o Córrego do Monjolinho

A sub-bacia do Gregório é representada pelos pontos 11, 12 e 13. O Córrego do Gregório passa pela área mais urbanizada da cidade. O ponto 11, mais próximo às nascentes apresenta leito natural e é rodeado por ruas e construções (Figura 14.a). A mata ciliar está restrita a uma estreita faixa com vegetação rasteira e árvores, sendo possível observar canais de descarga de água pluvial. Mais adiante, no ponto 12, a vegetação ciliar fica restrita a espécies rasteiras e as margens apresentam maior declividade (Figura 14.b). As características desse córrego e de sua área de drenagem favorecem a ocorrência de extravazamentos em alguns locais. Ao longo do curso, o Córrego do Gregório tem trechos regularizados e concretados e trechos canalizados passando por debaixo da área central. O 13º ponto fica antes da confluência com o Córrego do Monjolinho. Neste ponto, o leito do rio é natural e as margens apresentam declividade acentuada (Figura 14.c).

Figura 14.a

Figura 14.b

Figura 14.c

Figura 14: Pontos de coleta no Córrego do Gregório. a- após as nascente, já na área urbana. b- no meio de seu percurso, em área intensamente urbanizada. c- próximo à confluência com o Córrego do Monjolinho

4.3. Integração entre variáveis quali-quantitativas e indicadores ecohidrológicos

Os indicadores ecohidrológicos expressam uma função ou estrutura do ecossistema (PEHOVAZ, 2010) que por sua vez interferem nos processos que ocorrem no ambiente. Os indicadores ecohidrológicos enquadram-se em diferentes categorias como, por exemplo, continuidade, diversidade, dinâmica, resiliência e vulnerabilidade. Para o presente trabalho foram considerados os indicadores ecohidrológicos apresentados por Almeida-Neto & Mendingo (2008), que reuniram nessas categorias 18 indicadores que relacionam o rio, a área de drenagem e a área de inundação. Os indicadores ecohidrológicos escolhidos para compor este trabalho foram X1, na categoria Continuidade e X18 na categoria Vulnerabilidade.

Para auxiliar a avaliação dos diferentes usos e conservação do solo na qualidade dos rios urbanos foram construídos dois tipos de figuras. Uma delas relaciona indicadores ecohidrológicos com características do rio e a outra relaciona variáveis de qualidade da água com indicadores ecohidrológicos.

Na categoria de Continuidade o indicador X1 é obtido pela razão entre o número de afluentes laterais por unidade de comprimento do rio principal. Sua unidade de representação é n°/km. O indicador X18 (m^2/s) foi obtido de duas formas sendo, portanto denominados X18_A e X18_B. O primeiro é obtido pelo produto entre a altura da água (h) e a velocidade da água (V). O segundo é originado pela razão entre vazão (Q) e largura do canal (B).

Com base na Tabela 4 de interação entre indicadores ecohidrológicos e variáveis de qualidade proposta por Almeida-Neto & Mendingo (2008), realizou-se uma análise do indicador X18 durante a passagem de um pulso de inundação. Essa análise partiu da modelagem matemática realizada com o SWMM, que gerou os dados necessários para a construção de figuras e tabelas.

Tabela 4 - Matriz de interação entre indicadores ecohidrológicos e variáveis de qualidade de água durante um pulso de inundação (Fonte: ALMEIDA-NETO & MENDIONDO, 2008).

Parâmetro	Categorias: indicadores e variáveis																	
(unidades)	Continuidade					Diversidade			Dinâmica		Resiliência				Vulnerabilidade			
	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	X ₆	X ₇	X ₈	X ₉	X ₁₀	X ₁₁	X ₁₂	X ₁₃	X ₁₄	X ₁₅	X ₁₆	X ₁₇	X ₁₈
Q _{95%} (m³/s)	++	++	?	+	+	++	+	?	++	--	++	s/r	?	?	?	-	--	-
Q _{50%} (m³/s)	+	+	?	+/-	+/-	+	+	?	+	-	+	s/r	+/-	?	?	+/-	?	+/-
Q _{05%} (m³/s)	+/-	+	++	+/-	-	+/-	-	+/-	+/-	+	+/-	+/-	+/-	+/-	-	+/-	?	+
Q _{01%} (m³/s)	+/-	+/-	+	-	--	-	--	+/-	-	++	-	++/-	-	-	--	+	+	++
CE (µS/cm)	-	-	-	+/-	+/-	+/-	-	++	+/-	+/-	-	-; +	-	-	-	-	+	-
DQO (mg/L)	-	-	-	+/-	-	-	-	+	-	+/-	?	-; ?	-	-	?	-	+	-
DBO (mg/L)	-	-	-	+/-	+/-	+/-	-	+	+/-	+/-	-	-; +	-	-	-	-	+	-
N-tot (mg/L)	+/-	+	-	+/-	+	+/-	+/-	+	+	-	+	+; -	?	?	?	+	++	+/-
P-tot (mg/L)	+	+/-	-	+/-	+	+/-	+/-	+	+	-	+/-	+; -	?	?	?	++	++	+/-
IB (gPS/m²)	+/-	+/-	-	+	+	+/-	+	+/-	+	-	+	+; +	+	+/-	-	--	-	-
SSI (mg/L)	+	+	+	-	-	+	-	+	-	+	-	+; +	?	?	?	+	++	+
SSO (mg/L)	+	+	+	+/-	-	-	-	+	-	+	-	+; +	+/-	?	+	+	+	?
SST (mg/L)	+	+	+	-	--	+/-	--	++	--	++	--	+; +	+/-	?	?	++	++	+

Notações de possíveis interações entre as magnitudes das variáveis (colunas) e dos parâmetros (linhas):

+: positiva, ++: altamente positiva, -: negativa, --: altamente negativa, +/-: mista, x: subida e recessão do pulso, ?: indeterminado, s/r: sem relação

4.4. Modelagem Matemática

A modelagem matemática tem sido muito utilizada na simulação e avaliação de problemas reais em menor escala. Dessa forma, permite a análise de diferentes possibilidades de causas e soluções para problemas complexos de serem avaliados.

Na hidrologia, os modelos matemáticos são muito utilizados para representarem bacias hidrográficas e permitir a análise dos impactos decorrentes dos usos do solo nos processos hidrológicos. Diante dos inúmeros problemas em escala de bacia hidrográfica que fazem uso

de modelos matemáticos, tem sido desenvolvida uma grande variedade de modelos que se diferenciam com relação ao grau de discretização da bacia, aos processos que simula e a quantidade de dados de entrada que necessita. Dessa forma, a seleção do modelo a ser utilizado está condicionada as características do ambiente natural que se pretende simular.

O modelo escolhido para o presente estudo foi o SWMM, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental (sigla em inglês EPA) nos Estados Unidos em 1971. O SWMM é um modelo dinâmico de simulação chuva-vazão que pode ser utilizado para eventos particulares ou continuados.

4.4.1. Modelagem com o SWMM

A modelagem com o SWMM requer uma grande quantidade de dados de entrada para a caracterização das bacias. São necessários dados hidrológicos, hidráulicos das bacias e dos canais e dados limnológicos para a simulação da qualidade. A inserção de dados climatológicos é uma opção da modelagem, que não foi utilizada neste trabalho.

A seguir é apresentada a caracterização da área urbana de São Carlos considerada neste estudo.

4.4.1.1. Subdivisão da Bacia

Para considerar as variações no uso do solo que ocorrem na bacia, e o impacto desses usos nos processos hidrológicos é interessante que haja sua divisão em unidades menores, chamadas de sub-bacias. A discretização da bacia utilizada neste trabalho é a mesma proposta por Souza (2008) e utilizada por Pehovaz (2010). Nesta discretização a bacia do Monjolinho foi subdividida em 57 unidades ou sub-bacias (Figura 15).

Figura 15: Discretização das sub-bacias utilizadas na modelagem com o SWMM (Fonte: Modificada de Pehovaz, 2010)

4.4.1.2. Características das Sub-bacias

Cada sub-bacia representada no modelo deve conter parâmetros físicos como área total, área impermeável, largura, declividade, coeficiente de Manning de áreas permeáveis e impermeáveis, uso e ocupação do solo e poluição inicial acumulada. O escoamento gerado em cada sub-bacia é representado na rede de drenagem que no SWMM é composta por nós, condutos que em alguns pontos se comunicam.

Os canais são representados graficamente através de nós e condutos. Os nós são posicionados no início e no fim dos elementos de condução do escoamento superficial,

possibilitando a mudança de direção natural que ocorre nos rios e sua conexão com outros condutos ou afluentes que se somam ao rio principal.

a. Sub-bacias

As sub-bacias são as unidades de contribuição para a drenagem urbana e, segundo Rossman (2010) conduzem o escoamento até um ponto de descarga. O ponto de saída ou outlet de cada sub-bacia é a sub-bacia seguinte que receberá o escoamento.

A Tabela 5 mostra os parâmetros necessários para a caracterização das sub-bacias.

Tabela 5 - Parâmetros de caracterização das sub-bacias

Parâmetro	Sigla	Unidade
Área	A	ha
Largura	W	m
Declividade	S	%
Áreas impermeáveis	AI	%
Coeficiente de rugosidade de Manning – superfícies impermeáveis	NI	-
Coeficiente de rugosidade de Manning – superfícies permeáveis	NP	-
Capacidade de armazenamento em depressões – superfícies impermeáveis	DI	mm
Capacidade de armazenamento em depressões – superfícies permeáveis	DP	mm
Áreas impermeáveis com armazenamento em depressão zero	AIZERO	%

As áreas (A) de cada sub-bacia foram calculadas por Pehovaz (2010) com suporte do software AUTOCAD. A largura da sub-bacia (W) e as quantificações das áreas impermeáveis (AI) das sub-bacias foram determinadas seguindo a metodologia de Collodel (2009). As declividades médias (S) foram retiradas do trabalho de Souza (2008).

Os coeficientes de rugosidade de Manning para as superfícies permeáveis e impermeáveis (NP e NI), e as respectivas capacidades de armazenamento (DP e DI) foram retirados de Collodel (2009). Os valores utilizados foram obtidos através da calibração para a bacia do Gregório e foram aplicados para as outras sub-bacias devido à falta de informação e

por terem sido considerados valores satisfatórios. As áreas impermeáveis diretamente conectadas ao canal (AIZERO) são as áreas que contribuem para o escoamento superficial.

Os valores inseridos no modelo para esses parâmetros em cada sub-bacia podem ser visualizados no Anexo A.

A caracterização das sub-bacias no SWMM requer a determinação do uso do solo, assim como a porcentagem da área que corresponde a esse uso. No presente trabalho foram adotados dois tipos de uso do solo: residencial e rústico ou rural. As porcentagens correspondentes a cada um desses usos foram retiradas do trabalho de Pehovaz (2010) que obteve os valores a partir de imagem contendo a área urbana da cidade de São Carlos e também a divisão das bacias utilizadas no trabalho. De posse das imagens, utilizou-se imagens georreferenciadas e o software SPRING para calcular as porcentagens de áreas residenciais e rurais em cada sub-bacia.

O SWMM dispõe de três opções para o método de infiltração, sendo eles: a equação de Horton, a fórmula de Green-Ampt e o método SCS (*Soil Conservation Service*). Em seu trabalho, Souza (2008) determinou o coeficiente CN, utilizado pelo método CSC, para as bacias de estudo em questão para situação atual e para condições futuras. Diante à proposta de cenarização deste estudo utilizando esses dados utilizou-se o método SCS, com os números de curvas (CN).

b. Condutos

Segundo Rossman (2010) os condutos no SWMM podem ser canais naturais, como rios ou tubulações para águas pluviais, podendo ser caracterizados de acordo com o formato da seção transversal e quanto a serem abertos ou fechados. Neste trabalho foram desconsideradas as tubulações e galerias de águas pluviais sendo considerados somente os canais naturais. Tais canais foram caracterizados de acordo com os parâmetros apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Parâmetros de caracterização dos condutos no SWMM

Parâmetro	Sigla	Unidade
Comprimento	L	m
Rugosidade	n	-
Vazão de base	Q_b	m^3/s
Largura	-	m
Profundidade	h	m

O comprimento dos canais foi calculado por Pehovaz (2010) a partir da planta planialtimétrica da bacia com o auxílio do software AUTOCAD.

A rugosidade adotada para os canais foi retirada de Souza (2008) e foram obtidas a partir de estimativas realizadas pela autora com base nos trabalhos de CHOW, 1959; NEVES, 1968; THOMAZ, 2002; PORTO *et al.*, 2003, citados pela autora.

As características dos canais naturais utilizadas neste trabalho foram obtidas através do levantamento de dados em campo durante a saída em Janeiro de 2012. Para os trechos em que não havia dados disponíveis, a geometria do canal e os valores de rugosidade foram determinados de acordo com os condutos mais próximos para os quais haviam dados.

A entrada e de saída de cada sub-bacia apresentam diferenças de cotas entre o fundo do canal natural e o nó de montante e jusante respectivamente. Esse parâmetro foi considerado zero, seguindo os autores Collodel (2009) e Pehovaz (2010) que utilizaram o modelo previamente.

Os valores de vazão de base utilizados no presente estudo foram retirados do trabalho de Souza (2008) que estimou os valores a partir de curvas empíricas com dados anteriores a chuvas. Os valores variam entre 0,02 e 2,27 m^3/s , de acordo com a localização do trecho de rio.

c. Nós

Os nós no SWMM são junções que conectam os condutos. Segundo Rossman (2010) eles podem representar a confluência de canais naturais ou a junção de tubulações. Os nós foram adotados também como sendo a saída ou o outlet de cada sub-bacia, recebendo contribuição da sub-bacia a montante e também contribuições externas de vazões.

Os parâmetros utilizados para caracterizar os nós são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Parâmetros utilizados para caracterizar os nós

Parâmetro	Sigla	Unidade
Coordenada	x, y	-
Cota de fundo	Z	m
Profundidade máxima	$h_{\max}$	m^3/s

Segundo Pehovaz (2010) as coordenadas e as cotas do fundo de cada nó foram obtidas através da planta planialtimétrica da área de estudo, com o auxílio do SIG. A profundidade ou nível máximo nos nós que são medidas desde o fundo do terreno foi determinada a partir das seções transversais dos condutos que conformam os nós.

4.4.1.3. Dados Hidrológicos

A modelagem realizada com SWMM é uma etapa que requer dados de precipitação para a calibração e simulação de eventos. Os dados de qualidade apresentados neste trabalho referem-se à coleta realizada em janeiro de 2012 após 15 dias de intensas precipitações, que acumularam 357,55mm, de acordo com dados do SAAE. No entanto, por se tratar de apenas um evento com valores baixos para as variáveis consideradas, adotou-se a calibração realizada por Pehovaz (2010). Em seu trabalho o autor considerou dados de qualidade de 3 coletas realizadas sob diferentes condições.

Na etapa de simulação hidrológica dos cenários de longo prazo foi utilizada chuva de projeto. Tais chuvas são eventos críticos de referência para os quais é analisada a formação de cheias, a capacidade de escoamento da bacia e, neste caso também a qualidade da água. A chuva de projeto é estimada de acordo com a intensidade da chuva, dada pela *curva idf*, função que relaciona a intensidade da chuva com duração e frequência estatística de ocorrência, ou período de retorno. O período ou tempo de retorno (TR) é o tempo médio, em anos, em que um evento é igualado ou superado. As curvas *idf* são características de cada local e determinadas de acordo com dados históricos de precipitação local (GRACIOSA, 2010). A curva *idf* de São Carlos foi proposta por Barbassa (1991) e pode ser observada na equação 1.

$$i = 1519 \cdot \frac{T^{0,236}}{(t + 16)^{0,935}} \quad (1)$$

Em que:

i = é a intensidade de precipitação, em mm/h;

t = é a duração da chuva, em min;

T = é o período de retorno, em anos.

Para a construção da chuva de projeto foi considerado tempo de retorno de 10 anos ($TR = 10$). A duração da chuva foi determinada de acordo com o tempo de concentração (t_c) da bacia do Monjolinho. Esse t_c foi calculado com base nas equações mostradas abaixo que utilizam diferentes metodologias:

Kirpich
$$t_c = (3,989 \cdot L)^{0,77} \cdot S^{-0,385} \quad (2)$$

California Culverts Practice
$$t_c = (57 \cdot L)^{1,155} \cdot H^{-0,385} \quad (3)$$

George-Ribeiro
$$t_c = \frac{16 \cdot L}{(1,05 - 0,2 \cdot p) \cdot (100 \cdot I)^{0,04}} \quad (4)$$

SCS Lag Formula
$$t_c = 3,42 \cdot L^{0,8} \left(\frac{1000}{CN} - 9 \right)^{0,7} \cdot S^{-0,5} \quad (5)$$

Nas equações mencionadas os termos significam:

A = área da bacia (km²)

L = comprimento do talvegue (km)

S = declividade do talvegue (m/m)

H = diferença entre as cotas da seção de saída e o ponto mais a montante da bacia (m)

CN = número da curva - SCS (adimensional)

O tempo de concentração obtido através das equações acima variou entre 3 horas e 3 e meia. Adotou-se, então, o tempo de duração de 3 horas. A aplicação da fórmula de Barbassa (1991) resultou em uma precipitação com 55,6 mm. A desagregação dessa chuva de projeto foi realizada pelo método do primeiro quartil (HUFF, 1990) resultando na Figura 16.

Figura 16: Gráfico da desagregação pelo método do primeiro quartil

4.4.1.4. Dados de qualidade da água

Na análise da qualidade da água, o SWMM permite avaliar o acúmulo de poluentes durante período seco, a lavagem desses poluentes por eventos de precipitação, a redução da sua concentração devido a unidades de tratamento e também o transporte de cargas poluentes por tubulações e canais (ROSSMAN, 2010).

a. Caracterização dos Poluentes

Para que essa análise qualitativa ocorra é necessário inicialmente proceder a uma caracterização dos poluentes a serem analisados. Neste trabalho foram utilizadas as variáveis de qualidade: OD, DBO, DQO, FT e ST.

Os parâmetros que caracterizam cada poluente são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Parâmetros para a caracterização dos poluentes no SWMM

Propriedade	Sigla	Unidade
Concentração do poluente na água da chuva	R _{conc}	mg/L
Concentração do poluente na água subterrânea	Gw _{conc}	mg/L
Concentração do poluente em entradas diretas ou infiltração	I&I _{conc}	mg/L
Concentração do poluente em tempo seco	DWF _{conc}	mg/L
Coeficiente de decaimento	DC	dias ⁻¹
Neve	NV	-
Co-poluente	CP	-
Co-fração do co-poluente	CF	-

As concentrações dos poluentes na chuva foram obtidas a partir de dados empíricos no trabalho de Galavoti (2012). Foram calculadas médias ponderadas de 6 séries amostrais correspondentes a 6 eventos de chuva na cidade de São Carlos. Os valores das médias são apresentados na Tabela 9.

Neste trabalho não foram consideradas as águas subterrâneas, dessa forma, o valor adotado para os poluentes nesse campo foi zero. O mesmo ocorreu para os campos neve, coeficiente de decaimento, concentração em tempo seco, co-poluente e co-fração. A concentração de poluente devido a processo direto ou infiltração está relacionada à presença de unidades de armazenamento e foi considerada zero.

Tabela 9 - Médias ponderadas das concentrações na água da chuva (GALAVOTI, 2012)

Parâmetro	OD	FT	ST	DBO	DQO
Concentração média (mg/L)	7,4	0,07	62,6	2,6	15,2

b. Uso do solo

Na determinação da qualidade da água o SWMM analisa o acúmulo e a lavagem de poluentes na bacia. Tais funções são determinadas a partir dos usos atribuídos ao solo. De acordo com Rossman (2010) são categorias das atividades desenvolvidas na área da bacia. Neste estudo foram adotadas duas categorias de uso do solo: residencial e rural.

A função de acúmulo de poluentes depende da quantidade de dias sem a ocorrência de precipitação, ou seja, é a porção dos poluentes que ficam depositados sobre superfícies ou

circulando na atmosfera. Essa função é também chamada de “deposição seca”. O acúmulo de poluentes pode ser definido pelo SWMM de acordo com 3 funções: a função exponencial (EXP), a função potencial (POW) e a função saturação (SAT). A primeira delas (EXP) determina um acréscimo exponencial do acúmulo que se aproxima assintoticamente de um valor máximo determinado. A função POW representa o acúmulo de poluentes proporcionais ao tempo e elevado a uma determinada potência, até atingir um valor máximo. Já a função SAT inicia o acúmulo de forma linear com posterior redução ao longo do tempo (ROSSMAN, 2010). As equações de 6 a 8 descrevem as funções de acúmulo que podem ser utilizadas no SWMM.

$$\text{Função EXP} \quad B = C_1 \cdot (1 - e^{-C_2 \cdot t}) \quad (6)$$

Sendo: B o acúmulo; C_1 a máxima acumulação possível; C_2 a constante de acumulação (1/dia).

$$\text{Função POW} \quad B = \text{Min} (C_1 \cdot C_2 \cdot t^{C_3}) \quad (7)$$

Sendo: B o acúmulo; C_1 a máxima acumulação possível; C_2 a constante de acumulação e C_3 o tempo exponencial.

$$\text{Função SAT} \quad B = \frac{C_1 \cdot t}{C_2 + t} \quad (8)$$

Sendo: B o acúmulo; C_1 a máxima acumulação possível; C_2 a constante de meia saturação (número de dias necessários até atingir a metade do acúmulo máximo disponível).

Com relação à função de acúmulo de poluentes, neste trabalho adotou-se a função exponencial (EXP). Os cálculos dos coeficientes C_1 e C_2 da função foram realizados com base em dados empíricos de acordo com a metodologia descrita por Pehovaz (2010). Os valores utilizados para cada uso do solo são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Valores dos coeficientes de acumulação de poluentes

	Coefficiente	OD	FT	ST	DBO	DQO
Residencial	Máxima acumulação (C1)	0,49	0,03	11,44	0,32	0,61
	Constante de acumulação (C2)	39,60	36,00	40,80	40,80	40,80
Rural	Máxima acumulação (C1)	0,25	0,02	5,72	0,16	0,31
	Constante de acumulação (C2)	0,17	0,15	0,17	0,17	0,17

A função de lavagem dos poluentes depende da ocorrência de eventos de precipitação; quando há a lavagem das superfícies, carregando os poluentes depositados. Essa função é também chamada de “deposição úmida”. Assim como para a função de acúmulo, o SWMM dispõe de 3 funções para a determinação da lavagem dos poluentes: a função exponencial (EXPO), a função curva de fluxo de lavagem ou “rating curve” (RC) e a função concentração média no evento (sigla em inglês, EMC).

A função exponencial (EXPO) expressa a carga de lavagem proporcional ao produto do escoamento (elevado a uma potência) com a quantidade de poluente acumulado. A função RC determina a carga de lavagem proporcional à vazão de escoamento elevado a uma determinada potência. A função EMC é um caso especial da função RC, onde se estabelece uma relação linear entre a carga de lavagem e a vazão de escoamento (ROSSMAN, 2010). As equações de 9 a 11 apresentam as funções mencionadas.

$$\text{- Função EXPO} \quad W = C_1 \cdot q^{C_2} \cdot B \quad (9)$$

Onde: W é a carga de lavagem; C_1 é o coeficiente de lavagem; C_2 é o expoente de lavagem; q é o escoamento por unidade de área e B é o acúmulo de poluente por unidade de área.

$$\text{- Função RC} \quad W = C_1 \cdot Q^{C_2} \quad (10)$$

Onde: W é a carga de lavagem; C_1 é o coeficiente de lavagem; C_2 é o expoente de lavagem; Q é a vazão de escoamento.

$$\text{- Função EMC} \quad W = C_1 \cdot Q^{C_2} \quad (11)$$

Onde C_1 é o coeficiente de lavagem do poluente; Q é a vazão de escoamento e C_2 (expoente de lavagem) é numericamente igual a 1.

Nas simulações realizadas neste estudo foi adotada a função exponencial, pelo fato dela considerar o acúmulo de poluentes, anteriormente descrito. Os coeficientes C_1 e C_2 foram obtidos a partir de dados experimentais da coleta de janeiro de 2012 para 14 pontos diferentes. A partir dos dados de qualidade (OD, FT, ST, DBO, DQO), foram construídos gráficos de carga específica (em kg/s) em função das vazões correspondentes (m^3/s). Procedeu-se então, o

ajuste não linear do tipo potência para as curvas obtidas. As Figuras 17 a 20 mostram as curvas-chaves de qualidade obtidas a partir dos dados empíricos.

Figura 17: Curva-chave correspondente a variável OD

Figura 18: Curva-chave correspondente a variável DQO (Fonte: Pehovaz, 2010)

Figura 19: Curva-chave correspondente a variável sólidos totais

Figura 20: Curva-chave correspondente a variável fósforo total

A curva-chave de DBO, obtida a partir da coleta de janeiro de 2012 não permitiu o ajuste potencial, pois apresenta valores inferiores a um. Dessa forma, utilizou-se a curva-chave obtida por Pehovaz (2010), apresentada na Figura 21.

Figura 21: Curva-chave correspondente a variável DBO (Fonte: Pehovaz, 2010)

A Tabela 11 apresenta os valores dos coeficientes C_1 e C_2 obtidos para a lavagem de poluentes a partir das equações das figuras acima.

Tabela 11 - Coeficientes C_1 e C_2 para a função EXP de lavagem dos poluentes

Parâmetro	C_1	C_2
OD	0,0069	0,9941
ST	0,0001	0,9221
FT	0,0001	1,8002
DBO	0,0072	1,0953
DQO	0,013	1,1386

Na caracterização da lavagem do solo há a possibilidade de se definir a eficiência da limpeza das ruas e a eficiência decorrente de melhores práticas no uso do solo. Ambas as opções trariam uma redução na porcentagem de poluentes disponíveis para serem lavados pela água da chuva. No entanto, essas eficiências não foram consideradas nesse estudo.

4.4.2. Aplicação da modelagem com o SWMM

O modelo hidrológico SWMM já foi, anteriormente, aplicado à área urbana da cidade de São Carlos. Portanto, a calibração de hidrogramas observados e a validação dos dados de qualidade já foram previamente apresentadas por Pehovaz (2010). Neste trabalho a aplicação do modelo tem por finalidade a simulação de cenários de longo prazo que permitam a utilização da modelagem como uma ferramenta no processo de planejamento urbano e na identificação de pontos críticos quanto à geração de cargas poluentes.

4.4.2.1. Cenários de longo prazo

A simulação de cenários teve como objetivo modelar os quatro cenários propostos pelo estudo *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA). A etapa de construção dos cenários teve como base os trabalhos de Mendingo (2005) e Souza (2008). O primeiro autor propõe uma lista com 29 indicadores para a construção de cenários regionais de drenagem urbana. Nessa lista, 21 indicadores referem-se à macrodrenagem e os demais a microdrenagem (escala de lote). A partir de uma estimativa o autor propõe mudanças para cada indicador em horizontes temporais com intervalos de 25 anos que vão de 2025 até 2100. As alterações em cada cenário são representadas pelos símbolos (+) aumento; (++) aumento acentuado; (0) estagnação; (-) diminuição e (--) diminuição acentuada. Souza (2008) interpretou de forma quantitativa a evolução proposta para os cenários ao longo dos anos. A tabela e as variações para os cenários podem ser observadas nos Anexos B e C, respectivamente.

Souza e Mendingo (2007) e Souza (2008) ressaltam que a construção de cenários depende de uma etapa importante que é a adaptação dos cenários qualitativos. Segundo os mesmos autores, essa adaptação depende de cada indivíduo. As incertezas derivadas das diferentes percepções nesse processo não devem inviabilizar a utilização de cenários, mas proporcionar uma gestão adaptativa que promova as adequações necessárias.

A seguir são apresentadas as variações temporais propostas para cada cenário considerado.

- *Order from Strength*

A Tabela 12 mostra que taxa de crescimento populacional apresenta crescimento somente nos primeiros 25 anos, sofrendo redução nos períodos seguintes. A densidade populacional aumenta de forma acentuada até o ano de 2050; nos 50 anos que se seguem há aumento em menor proporção.

O potencial de escoamento se comporta da mesma forma que a densidade até o ano de 2075, após esse período o indicador permanece inalterado. A declividade do canal aumenta até o ano de 2075, sendo que nos primeiros 25 ocorre de forma mais acentuada. Entre 2075-2100 não há alteração. A sinuosidade apresenta redução até 2050, de forma mais acentuada nos primeiros 25 anos. Entre 2050-2075 não há mudanças e, no último intervalo há nova redução. A rugosidade apresenta redução até 2075, mas de forma mais acentuada nos primeiros 50 anos. Entre 2075-2100 não há mudanças. A porcentagem de área impermeável conectada ao canal aumenta durante todo o período, com incremento mais acentuado durante os primeiros 50 anos. A largura e a rugosidade da planície de inundação apresentam o mesmo comportamento de redução até o ano de 2050. A largura sofre nova redução no intervalo seguinte e depois se estabiliza. Já a rugosidade estagna em 2075.

Tabela 12 - Evolução dos indicadores no cenário OS

Order from Strength					
regional, reativo					
Indicador	Unidade	2025	2050	2075	2100
Crescimento populacional	%/ano	+	-	-	-
Densidade populacional	hab/km ²	++	++	+	+
Potencial de escoamento	-	++	++	+	0
Declividade do canal	m/m	++	+	+	0
Sinuosidade do canal	m/m	--	-	0	-
Rugosidade do canal	-	--	--	-	0
Áreas impermeáveis. conectadas ao canal	%	++	++	+	+
Largura planície de inundação	m	--	-	-	0
Rugosidade da planície de inundação	-	--	-	0	0

- *Global Orchestration*

A Tabela 13 apresenta as variações ocorridas no cenário GO. Nos primeiros 25 anos a taxa de crescimento populacional permanece inalterada. Nos anos seguintes ocorre decréscimo constante. A densidade populacional aumenta até o ano de 2075, ocorrendo de forma mais acentuada nos primeiros 50 anos. Após esse período permanece inalterada.

O potencial de escoamento nesse cenário aumenta nos primeiros 50 anos, mas ocorre de forma acentuada nos primeiros 25. Após 2050 permanece inalterado. O percentual de áreas impermeáveis conectadas ao canal apresenta o mesmo comportamento que o potencial de escoamento para os primeiros 25 anos. O período entre 2025-2075 o aumento ocorre em menor proporção e, no período seguinte não sofre alteração.

Com relação à declividade, há aumento nos primeiros 50 anos, com diminuição da rugosidade e da sinuosidade. Entre 2050-2075 os três indicadores permanecem inalterados, mas entre 2075-2100 ocorre diminuição da declividade do canal e aumento da rugosidade e sinuosidade. Com relação às planícies de inundação, há diminuição da largura e da rugosidade até 2050 e no resto do tempo permanecem inalteradas.

Tabela 13 - Evolução dos indicadores no cenário GO

Global Orchestration					
global, reativo					
Indicador	Unidade	2025	2050	2075	2100
Crescimento populacional	%/ano	0	-	-	-
Densidade populacional	hab/km ²	++	++	+	0
Potencial de escoamento	-	++	+	0	0
Declividade do canal	m/m	+	+	0	-
Sinuosidade do canal	m/m	-	-	0	+
Rugosidade do canal	-	--	-	0	+
Áreas impermeáveis. conectadas ao canal	%	++	+	+	0
Largura planície de inundação	m	-	-	0	0
Rugosidade da planície de inundação	-	-	-	0	0

- *Adapting Mosaic*

Na Tabela 14 podem ser observadas as variações para o cenário AM. A taxa de crescimento populacional diminui durante todo o período enquanto a densidade aumenta até 2050, permanecendo inalterada a partir de então. O potencial de escoamento e a porcentagem de áreas impermeáveis conectadas ao canal aumentam nos primeiros 25 anos e depois permanecem inalterados.

A declividade não sofre variação no primeiro intervalo e diminui nos seguintes. A sinuosidade aumenta até 2075 e permanece constante após esse período. Já a rugosidade fica estável nos primeiros 25 anos, com posterior aumento até 2075 e permanece constante até 2100. Nas planícies de inundação a largura se mantém constante até 2050 com posterior diminuição. A rugosidade não se altera até 2025, e a partir de então aumenta até 2100.

Tabela 14 - Evolução dos indicadores no cenário AM

Adapting Mosaic					
regional, proativo					
Indicador	Unidade	2025	2050	2075	2100
Crescimento populacional	%/ano	-	-	-	-
Densidade populacional	hab/km ²	+	+	0	0
Potencial de escoamento	-	+	0	0	0
Declividade do canal	m/m	0	-	-	-
Sinuosidade do canal	m/m	+	+	+	0
Rugosidade do canal	-	0	+	+	0
Áreas impermeáveis. conectadas ao canal	%	+	0	0	0
Largura planície de inundação	m	0	0	-	-
Rugosidade da planície de inundação	-	0	+	+	+

- TechnoGarden

A taxa de crescimento diminui acentuadamente nos primeiros 25 anos, e diminui em menor proporção nos anos seguintes. A densidade aumenta nos primeiros 50 anos, permanecendo constante até 2100.

O potencial de escoamento é constante até 2050, diminui até 2075 e reduz acentuadamente até 2100. O percentual de áreas impermeáveis conectadas ao canal aumenta durante o primeiro intervalo (até 2025) e permanece inalterado nos demais. A declividade dos

canais diminui até 2025, sofre redução maior até 2050, se mantém constante até 2075 e diminui novamente no último intervalo. A sinuosidade e a rugosidade dos canais aumentam até 2075, ocorrendo de forma mais acentuada entre 2025-2050, enquanto permanecem estagnadas entre 2075-2100. As larguras das planícies de inundação aumentam acentuadamente até 2025 e em menor proporção até 2050. Entre 2075-2100 o indicador permanece inalterado. As rugosidades aumentam até 2075, com aumento acentuado entre 2025-2050 e permanecem constantes daí até 2100 (Tabela 15).

Tabela 15 - Evolução dos indicadores no cenário TG

TechnoGarden					
global, proativo					
Indicador	Unidade	2025	2050	2075	2100
Crescimento populacional	%/ano	--	-	-	-
Densidade populacional	hab/km ²	++	++	0	0
Potencial de escoamento	-	0	0	-	--
Declividade do canal	m/m	-	--	0	-
Sinuosidade do canal	m/m	+	++	+	0
Rugosidade do canal	-	+	++	+	0
Áreas impermeáveis. conectadas ao canal	%	+	0	0	0
Largura planície de inundação	m	++	+	0	0
Rugosidade da planície de inundação	-	+	++	+	0

Os parâmetros considerados na elaboração dos cenários para a modelagem foram: CN, o coeficiente de Manning e a declividade dos canais. O CN representa as alterações no uso do solo e, portanto na geração de escoamento e carregamento de cargas poluentes geradas nas bacias. O coeficiente de Manning dos canais está relacionado com a rugosidade e, portanto com a velocidade da água nos condutos. A declividade influencia a quantidade a velocidade do escoamento.

Os resultados da simulação foram analisados sob aspectos qualitativos e quantitativos e também com base no Zoneamento proposto pelo Plano Diretor Municipal para as quatro sub-bacias que compõem a bacia urbana do Monjolinho. Dessa forma, é possível observar como as mudanças no uso do solo impactam os corpos hídricos e como podem impactar a população. O Anexo D contém as áreas urbanas segundo a classificação do Plano Diretor.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir são apresentados e discutidos os resultados deste estudo. Inicialmente, o impacto do uso do solo na qualidade dos corpos hídricos, seguido pela abordagem ecohidrológica e análise de alguns indicadores e, finalmente a modelagem de cenários futuros.

5.1. Variáveis Hidrológicas e Hidráulicas

Nesta sessão são apresentados os dados referentes às variáveis hidráulicas e hidrológicas dos pontos nos quais foram coletadas amostras.

A Tabela 16 apresenta a área de drenagem a montante de cada ponto, área da seção transversal, valores de vazão, de largura do canal e também valores médios de altura e profundidade. Com relação à vazão, identificamos o maior valor no ponto 14 e o menor valor no ponto 6. O ponto 14 correspondente ao exutório da bacia que drena a área urbana, portanto, ocorre a junção de diversos córregos que drenam a cidade. O ponto 6 está localizado próximo à nascente da sub-bacia do Gregório; nesse mesmo ponto podemos observar a menor média de velocidade e a menor largura do canal.

Tabela 16 - Valores dos parâmetros hidráulicos e hidrológicos verificados em campo

Ponto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Área de drenagem (Km²)	5,72	28,74	37,89	8,78	11,49	2,01	3,40	54,55	3,21	5,84	4,23	9,24	14,41	75,64
Comprimento do canal (Km)	5,62	26,33	32,90	4,60	6,76	1,40	2,52	45,24	2,10	3,63	4,97	10,41	15,68	65,15
Largura (m)	-	5,40	4,60	2,10	2,80	0,90	3,60	7,50	1,00	2,20	1,90	2,50	5,30	-
Profundidade média (m)	-	0,41	0,45	0,28	0,28	0,12	0,20	0,41	0,12	0,16	0,17	0,19	0,17	-
Velocidade média (m/s)	-	0,41	0,50	0,43	0,44	0,09	0,28	0,56	0,25	0,45	0,19	0,36	0,39	-
Vazão (m³/s)	0,00	0,90	1,03	0,26	0,35	0,01	0,21	1,74	0,03	0,16	0,06	0,17	0,35	2,25
	Monjolinho	Sta. M. Leme		Tijucu		Mineirinho		Gregório						

As Figuras 22 a 24 a seguir, apresentam um corte transversal dos canais em cada ponto de análise de forma que é possível observar a variação lateral na profundidade dos canais. Os dados utilizados para a elaboração das figuras foram obtidos durante o levantamento da vazão

em cada seção. Nas figuras podem ser observados os valores referentes a largura do canal (B), a altura média da água no canal (H), a velocidade média da água (V), a área da seção do canal (A) e a vazão (Q). Na bacia do Monjolinho (Figura 22), os pontos 1 e 14 não receberam descrição porque não houve levantamento de dados hidráulicos nesses pontos. Ao contrário dos demais córregos, nos quais observamos aumento dos parâmetros hidráulicos e hidrológicos ao longo do rio, podemos observar que nesse córrego o ponto 2 apresenta valores mais elevados que o ponto 3 para esses parâmetros. Isso ocorre porque o ponto 2 está localizado a jusante de uma bacia de retenção, onde o volume de saída é mais elevado.

Figura 22: Variação longitudinal dos parâmetros hidráulicos e hidrológicos no Córrego do Monjolinho

As Figuras 23 a e b e 24 a e b apresentam a variação longitudinal observada nos quatro afluentes do Córrego do Monjolinho. Podemos observar a tendência de aumento dos parâmetros em questão no sentido montante-jusante. Além disso, podemos observar as diferenças na batimetria das seções consideradas.

O ponto 7 representa uma seção canalizada, que por esse motivo deveria apresentar um canal regular, no entanto, na batimetria levantada em campo não confirmou tal regularidade. Além do fato de que o canal não apresenta leito plano, a água não o cobria totalmente, gerando tal discrepância.

Figura 23: Variação longitudinal dos parâmetros hidráulicos e hidrológicos. a: pontos no Córrego Santa Maria do Leme. b: pontos no Córrego Tijuco Preto

Figura 24: Variação longitudinal dos parâmetros hidráulicos e hidrológicos. a: pontos no Córrego Mineirinho. b: pontos no Córrego do Gregório

5.2. Variáveis Físicas

A seguir são apresentados os valores das variáveis físicas temperatura e turbidez para os 14 pontos levantados (Tabela 17).

Tabela 17 - Variáveis físicas medidas nos pontos de análise

Ponto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
T° (°C)	23,0	22,5	23,0	21,5	22,5	23,0	26,0	24,0	21,5	24,0	20,5	22,0	25,0	25,0
Turbidez (NTU)	18,6	20,5	19,8	14,3	29,2	10,1	25,1	22,1	16,5	20,1	17,2	13,5	8,4	17,7

A temperatura é uma condição ambiental importante, pois interfere nas propriedades físicas e nos processos químicos (ESTEVES, 1995). Uma propriedade física de extrema importância para o ecossistema aquático é a solubilidade dos gases, que diminui com o aumento da temperatura, afetando a disponibilidade para os organismos aquáticos e a decomposição aeróbia. Por outro lado, esse aumento pode favorecer a decomposição de matéria orgânica (PIVELI e KATO, 2006). A temperatura superficial é influenciada dentre outros fatores pela profundidade, período do dia e estação do ano (SANTOS, 2009).

Os valores de temperatura observados variaram entre 20,5°C e 26°C. No sentido de montante para jusante é possível observar uma variação na temperatura dos pontos analisados. Aqueles mais próximos às nascentes apresentam temperaturas inferiores àqueles próximos a confluência. O aumento da temperatura a jusante pode ser atribuído aos processos de degradação que ocorrem nos corpos hídricos. Ao longo do comprimento dos rios, ocorre entrada de efluentes, que elevam a temperatura (MARINELLI *et al.*, 2000).

Salami (1996) verificou o valor médio de 21,8°C para o rio Monjolinho em período chuvoso. Pelaéz-Rodriguez (2001) encontrou valores entre 21 e 25°C em época de chuvas. Em seu trabalho Viana (2005) encontrou temperaturas variando entre 20,4 e 25,2°C em período chuvoso. Pehovaz (2010) encontrou valores entre 22 e 25°C para pontos no Córrego do Gregório e Monjolinho. Neste trabalho, a média encontrada é de 23°C.

A turbidez apresentou valores baixos quando comparados com o limite permitido pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios de classe 2, sendo o maior valor observado no ponto 5. Segundo Piveli e Kato (2006), a erosão das margens dos rios é exemplo de fenômeno que contribui para o aumento da turbidez. Já Barreto (1999) aponta o revolvimento de sedimentos do fundo e o carregamento de material alóctone como fontes de turbidez. O

córrego ao qual pertence o ponto 5, nasce em área rural e a maior parte de seu percurso é feito em área não urbanizada, ou seja, com canais e área de drenagem naturais, contribuindo para a entrada de partículas no corpo de água. Em trabalhos realizados anteriormente na bacia do Monjolinho, Barreto (1999) encontrou os maiores valores de turbidez durante o período chuvoso, devido à entrada de material alóctone. Pelaez-Rodriguez (2001) verificou em período chuvoso uma variação de turbidez entre 22 e 100 NTU. Viana (2005), por outro lado, reportou valores mais elevados de turbidez durante períodos de estiagem. Segundo o autor, as causas seriam ações antrópicas desenvolvidas na bacia.

5.3. Variáveis Limnológicas

Os resultados experimentais apresentados referem-se à coleta realizada no mês de Janeiro de 2012 e são analisados com base no uso e ocupação do solo e nas condições das várzeas. A coleta foi realizada no dia 23 de janeiro, após dias consecutivos de chuvas. A precipitação acumulada nos 15 dias anteriores foi de 357,55mm. Como consequência, os resultados dos parâmetros de qualidade de água analisados apresentaram valores baixos. Poucos deles não se enquadraram nos limites estabelecidos pela legislação CONAMA 357/2005. Atribuem-se esses resultados à prévia lavagem das superfícies proporcionada pela chuva nos dias anteriores, fazendo com que a quantidade de poluentes nos rios estivesse baixa.

A Tabela 18 contém resultados de parâmetros qualitativos para os quatorze pontos. Para rios de classe 2 somente os parâmetros fósforo total e coliformes fecais não atenderam à CONAMA 357/2005. Os coliformes fecais extrapolaram o limite de 1000 NMP/100mL em 12 dos 14 pontos. A presença de coliformes fecais é decorrente da presença de fezes do homem e de animais de sangue quente e pode ser utilizado como um indicador da potencialidade de transmitir doenças (VON SPERLING, 1996). Dessa forma, os resultados indicam a presença de despejos de efluentes nos corpos hídricos e merecem atenção pelo fato dos constantes extravasamentos dos canais que colocam a população em contato com água contaminada.

O fósforo total, ultrapassou o limite de 0,1 mg/L somente nos pontos 13 e 14. As concentrações de fósforo total verificadas por Pelaez- Rodriguez (2001) durante o período chuvoso também apresentaram valores reduzidos, variando entre 0,04 e 0,06 mg/L. Viana (2005) reportou valores elevados de fósforo na saída da bacia, decorrentes do lançamento de

esgotos sanitários. O mesmo autor ressalta que os estudos já realizados no rio Monjolinho (GUERESCHI, 1995; BARRETO, 1999) verificaram maiores valores de fósforo a partir de 17 km de distância da nascente e que a causa desse aumento é a presença de esgoto.

O enquadramento para a variável nitrogênio amoniacal está associado ao pH da água. Considerando as variações de pH medidas nas amostras, essa variável não apresenta valores fora do enquadramento. A concentração mais elevada pode ser observada no ponto 13, após a passagem do Córrego pela sub-bacia do Gregório. O menor valor foi encontrado no ponto 9, que está localizado mais próximo à cabeceira do Córrego do Mineirinho. Tais valores comprovam a contribuição de áreas urbanas no incremento de fontes de nitrogênio. Essa forma de nitrogênio é encontrada mais próxima de fontes de poluição, antes de ser decomposta em outras formas de compostos nitrogenados. Reginato e Piechota (2004) e Botino (2008) encontraram as maiores cargas de nitrogênio em períodos chuvosos, atribuindo esses valores a fontes de poluição difusa.

A concentração de oxigênio dissolvido na água é função de dois fatores principais: temperatura e pressão parcial do oxigênio na água (ALLAN, 1995). O incremento na sua concentração pode vir da atmosfera ou da fotossíntese realizada pelos organismos aquáticos. É um parâmetro fundamental para a sobrevivência dos organismos e para o processo de autodepuração dos rios (PIVELI e KATO, 2006). Os valores de oxigênio dissolvido (OD) variaram entre 6,2 e 7,8. O menor valor foi verificado no ponto 1 caracterizado por ser um ambiente lântico com muita vegetação cobrindo o canal do rio. O maior valor foi observado no ponto 13 antes da confluência com o Córrego do Monjolinho; neste ponto há maior turbulência, favorecendo o aumento da concentração de OD. Pelaez-Rodriguez (2001) não verificou variações significativas entre períodos de chuva e de seca. Os valores variaram entre 5,6 e 8,5 mg/L. Viana (2005) observou diminuição de OD em alguns pontos e atribuiu tal redução à entrada de efluentes, que consomem o OD para serem degradados. Sé (1992), Mendes (1998) e Barreto (1999) verificaram um decréscimo de OD no sentido nascente-foz. Botino (2008) observou no Rio Canha, que a maior concentração de oxigênio ocorreu durante o inverno, quando as temperaturas eram menores.

O pH representa a atividade do íon hidrogênio na água e tem origem na dissociação da própria molécula de água e de outras moléculas como o ácido sulfúrico, clorídrico, nítrico, acético e qualquer outra substância que apresentem reação ácida com água (PIVELI E KATO, 2006). Este parâmetro interfere diretamente na fisiologia dos seres aquáticos além de favorecer a precipitação de substâncias tóxicas como os metais e afetar a solubilidade de nutrientes (SANTOS, 2009; CETESB 2009). No presente estudo foram observados valores

num intervalo entre 6,66 no ponto 4 e 7,89 no ponto 7. A Resolução CONAMA 357/05 estabelece o intervalo de 6 a 9 para rios de classe 2 e, portanto nenhum dos pontos analisados está fora do enquadramento. Pelaéz-Rodriguez (2001) verificou características mais ácidas no verão, entre 4,9 e 6,6. No inverno foram observados valores ligeiramente ácidos, entre 6 e 6,7. Viana (2005) observou valores de pH variando entre 4,7 e 7,7; os valores mais ácidos foram atribuídos a entrada de matéria orgânica no corpo de água.

O ponto 13 é o que apresenta os maiores valores para as variáveis fósforo, N-amoniacoal e DQO. Ao observar os valores dessas variáveis no ponto 12, é possível perceber que entre eles há uma fonte de poluição. Ao se juntar com o Córrego do Monjolinho, que já recebeu outros afluentes, ocorre uma diluição desses parâmetros. Esta hipótese da existência de poluição pontual entre os pontos 12 e 13, com posterior diluição no ponto 14 ganha força ao observarmos os valores de coliformes totais e fecais. No ponto 12 esses valores são bem inferiores aos observados no ponto 13. Após o incremento observado no ponto 13 tem-se uma redução no ponto 14, após a confluência.

O ponto 4 apresenta um valor bem acima dos outros pontos para coliformes totais apesar de não ultrapassar o limite para coliformes fecais. Atribui-se esse valor às características da área de drenagem neste ponto. Os coliformes totais são decorrentes da presença de bactérias presentes nas fezes de animais e em água e solo poluído e não-poluído (VON SPERLING, 1996), portanto, áreas rurais como a parte de montante do ponto 4 podem contribuir de forma significativa para a presença de coliformes totais.

Com relação à presença de coliformes fecais, a maior concentração foi identificada no ponto 3. Apesar dos elevados valores encontrados em todos os pontos, é possível notar que ocorre diluição desses valores. Ao efetuarmos o balanço de carga entre o ponto 8 e seus afluentes, pontos 5 e 7, podemos perceber que ocorre uma diluição da concentração devido ao aumento de vazão no rio principal. O mesmo comportamento pode ser observado no ponto 14, que recebe contribuição dos pontos 10 e 13.

Tabela 18 – Variáveis limnológicas nos pontos analisados

Ponto	Área de drenagem (km²)	Vazão (m³/s)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	N-amoniacoal (mg/L)	Coliforme Total (NMP/100ml)	Coliforme Fecal (NMP/100ml)	ST	STF	STV	SDT	SDF	SDV
1	5,72	0	6,85	6,2	<1	12	0,02	0,51	28800	1000	0,19	0,15	0,04	0,08	0,05	0,02
2	28,74	0,9	7,08	7	<1	13	0,03	0,42	345500	500	0,12	0,10	0,02	0,08	0,03	0,05
3	37,89	1,03	6,98	6,9	<1	<2	0,05	0,41	124450	12300	0,19	0,02	0,17	0,05	0,05	0,01
4	8,78	0,26	6,66	7,1	<1	11	0,03	0,17	110000000	1000	0,09	0,06	0,02	0,06	0,04	0,02
5	11,49	0,35	6,73	7	<1	18	0,07	0,36	83200	9850	0,11	0,08	0,04	0,05	0,04	0,01
6	2,01	0,01	7,62	6,6	<1	<2	0,00	0,47	14950	500	0,40	0,22	0,18	0,15	0,22	0,01
7	3,40	0,21	7,89	7,6	3,8	18	0,05	0,51	22500	7100	0,21	0,13	0,08	0,17	0,14	0,02
8	54,55	1,74	7,05	7	1,7	8	0,06	0,32	71050	7400	0,14	0,07	0,08	0,07	0,04	0,02
9	3,21	0,03	6,89	7,3	2,42	10	0,03	0,16	38350	1550	0,09	0,05	0,05	0,04	0,02	0,01
10	5,84	0,16	7,08	7,3	4,4	18	0,08	0,62	40450	2050	0,13	0,06	0,07	0,03	0,01	0,02
11	4,23	0,06	7,08	7,7	0	14	0,03	0,24	76450	7250	0,14	0,05	0,08	0,04	0,01	0,03
12	9,24	0,17	7,11	7,4	2	19	0,06	0,46	17250	500	0,12	0,08	0,04	0,07	0,05	0,02
13	14,41	0,35	6,98	7,8	4	22	0,17	1,80	81200	5400	0,18	0,10	0,08	0,07	0,07	0,00
14	75,64	2,25	6,94	6,6	4,8	21	0,12	1,09	55950	4300	0,14	0,08	0,06	0,07	0,05	0,02

ST= Sólidos Totais; STF= Sólidos Totais Fixos; STV= Sólidos Totais Voláteis; SDT= Sólidos Dissolvidos Totais; SDF= Sólidos Dissolvidos Fixos;

SDV= Sólidos Dissolvidos Voláteis. **Limites CONAMA 357/2005:** OD 5mg/L; DBO 5mg/L; FT 0,1mg/L; N-amoniacoal 3,7; CF 1000/100ml; STD 500mg/L

Monjolinho Sta. Mª. Leme Tijuco Mineirinho Gregório

Com relação aos sólidos totais o maior valor foi identificado no ponto 6, correspondente ao córrego do Tijuco, próximo a nascente. O menor valor foi observado no ponto 9, após a nascente do Córrego do Mineirinho. A concentração de sólidos nos ambientes aquáticos está relacionada a eventos de precipitação, tipo de vegetação, trechos em corredeiras, pedologia e ações antrópicas como o lançamento de efluentes (SALAMI, 1996; BARRETO, 1999). Os valores de sólidos medidos nesta coleta são muito inferiores aos medidos anteriormente por Pehovaz, 2010 em três pontos de monitoramento (Tabela 19) tanto para coleta realizada em época seca quanto chuvosa. Essa discrepância de valores é atribuída à intensa lavagem do solo que ocorreu, sendo que no momento da coleta já não havia mais escoamento de base para carregar partículas para dentro do corpo hídrico. Os baixos valores de sólidos são corroborados pelos baixos valores de turbidez, já apresentados, reforçando a hipótese apresentada. Nota-se que em nenhuma das campanhas apresentadas os valores de sólidos apresentam relação com a área de drenagem, tendo maior influência do tipo do leito e outros fatores.

Tabela 19 - Valores médios para a variável de qualidade sólidos (Fonte: Pehovaz, 2010)

	Nº Campanha	Estação	Sólidos totais (mg/L)	ST fixos (mg/L)	ST voláteis (mg/L)
Ponto 8	1	seca	199,0	105,0	94,0
	2	chuvosa*	486,3	317,5	168,8
	3	chuvosa	107,5	41,3	66,2
	4	chuvosa	153,8	57,5	96,3
Ponto 12	1	seca	155,0	63,0	92,0
	2	chuvosa*	1142,5	805,0	337,5
	3	chuvosa	351,3	113,8	237,5
	4	chuvosa	251,3	151,3	100,0
Ponto 14	1	seca	167,0	46,0	121,0
	2	chuvosa*	502,5	386,3	116,2
	3	chuvosa	110,0	21,3	88,7
	4	chuvosa	197,5	53,8	143,7

* sob intensa tormenta

A seguir são apresentadas as cargas das variáveis analisadas em cada sub-bacia e os intervalos de erros (Figuras 25 a 30). Os intervalos de erros foram calculados com base nas

diferentes profundidades e velocidades que foram levantadas em campo para a obtenção da batimetria dos canais.

Figura 25: Carga específica de DQO e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas

Figura 26: Carga específica de N-amoniaco e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas

Figura 27: Carga específica de OD e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas

Figura 28: Carga específica de Coliformes Fecais e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas

Figura 29: Carga específica de Fósforo Total e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas

Figura 30: Carga Específica de Sólidos Totais e erros positivos e negativos para as sub-bacias urbanas

As figuras abaixo (Figuras 31 a 34) apresentam comparações dos parâmetros analisados nos pontos 8, 12 e 14 em diferentes campanhas de coleta. A série identificada como Janeiro 12 refere-se à coleta do presente trabalho. As demais foram apresentadas no trabalho de Pehovaz (2010). As séries “Março 09” e “Março 09*” são referentes à época

chuvosa, sendo que a segunda foi realizada sob forte tormenta. A série “Novembro 08” refere-se à coleta realizada no período seco.

A Figura 31 comparativa para a variável DBO mostra que as cargas apresentadas neste trabalho se aproximam mais dos valores do período seco. Este fato reforça a hipótese de que a lavagem do solo influenciou nos baixos valores dos parâmetros analisados. Nas campanhas chuvosas, o ponto 12 mostra uma discrepância com relação aos pontos 8 e 14.

Figura 31: Comparação da variável DBO para diferentes eventos de coleta

Nas Figuras 32 e 33, referentes à carga de fósforo e coliformes fecais, respectivamente, também é possível observar valores bem elevados para o ponto 12. Os gráficos também mostram que a vazão específica para a coleta de janeiro de 2012 é maior que as observadas nos outros eventos. Esses dados reforçam a influência da chuva acumulada nos dias anteriores.

Figura 32: Comparação da variável fósforo total para diferentes eventos de coleta

Figura 33: Comparação da variável coliformes fecais para diferentes eventos de coleta

A Figura 34 ilustra os resultados já descritos com relação a variável sólidos totais. Os resultados da coleta de janeiro de 2012 são bem inferiores àqueles apresentados por Pehovaz

(2010). Os valores medidos durante tormenta intensa destoam daqueles observados durante período chuvoso e seco, indicando a contribuição de eventos de precipitação para a entrada de material.

Figura 34: Comparação da variável sólidos totais para diferentes eventos de coleta

5.4. Relação STV/STF

A Figura 35 mostra a relação entre Sólidos Totais Voláteis e Sólidos Totais Fixos (STV/STF). O maior valor para esta relação é encontrado no ponto 3, indicando a predominância de STV sobre os STF. A relação inversa pode ser observada no ponto 2, onde há predominância de STF sobre STV. Com relação à vazão específica, não há diferença significativa. Nota-se que mesmo no ponto de maior vazão específica, a relação STV/STF apresenta valores baixos.

Em comparação com os demais pontos analisados, o ponto 3 apresenta valores atípicos para a relação STV/STF. Nas Figuras 35 e 36, podemos observar valores bem mais elevados nesse ponto.

Figura 35: Relação entre STV/STF para os pontos analisados

A Figura 36 apresenta novamente a relação STV/STF adicionando a concentração de STF como o raio da circunferência. Nota-se que na maioria dos pontos analisados apresentou baixos valores para a relação. Os pontos 1 e 6, que correspondem as áreas mais próximas às nascentes do Monjolinho e do Tijuco, respectivamente, apresentaram maior quantidade de sólidos totais fixos que apresentaram valores entre 0,02 e 0,22. Nota-se que mesmo para os pontos que apresentam vazões específicas mais elevadas a relação STV/STF mostra valores baixos. O maior valor pode ser observado no ponto 3, que corresponde ao ponto do Monjolinho, antes da entrada de novos afluentes.

Figura 36: Relação STV/STF com o raio representando os valores de STF

A Figura 37 mostra a relação STV/STF apresentados por Pehovaz (2010) para os três pontos de monitoramento (pontos 8, 12 e 14) em diferentes campanhas. Nota-se que os maiores valores para a relação analisada são observados no ponto 14, no qual temos a maior área de drenagem a montante (75,6km²) e os menores valores de vazão específica.

Figura 37: Relação STV/STF apresentada por Pehovaz (2010)

5.5. Uso do Solo e Qualidade da Água

As Figuras de 38 a 41 apresentadas a seguir, permitem a análise das variáveis de qualidade, em carga específica, com relação à área de drenagem de cada ponto e as características de uso e ocupação do solo a montante.

A Figura 38 mostra a carga de coliformes fecais (ou termotolerantes). O maior valor pode ser observado no ponto 7, cuja área de drenagem é de 3,4 km², enquanto o ponto 14, que recebe contribuição de toda a área urbana (75,64 km²), apresenta valor inferior. O ponto 7 está localizado antes da junção com o córrego do Monjolinho e pertence a sub-bacia do Córrego do Tijuco, assim como o ponto 6. Esta sub-bacia apresenta-se intensamente urbanizada e tem sua nascente debaixo de construções. A elevada carga de coliformes termotolerantes no ponto 7 indica a entrada de contaminação fecal em algum local entre os pontos deste córrego.

O segundo maior valor pode ser observado no ponto 3, pertencente ao Córrego do Monjolinho. Localizado antes da confluência com o Córrego Santa Maria do Leme, este ponto tem área de drenagem de 37,9 km² e recebe contribuições de áreas rurais e urbanas. O ponto 5, com o terceiro maior valor pertence a sub-bacia Santa Maria Madalena, que tem suas nascentes em área rural e apenas parte dos 11,5 km² de sua área, urbanizada.

No ponto 8 podemos dizer que há uma diluição do que foi observado nos pontos 3, 5 e 7, uma vez que nele, os pontos anteriormente citados se juntaram no Córrego do Monjolinho.

Fracácio (2006) comparou as concentrações de coliformes em diferentes períodos e encontrou os maiores valores em época seca. No período chuvoso o maior valor foi observado no Córrego do Gregório. Pehovaz (2010) verificou maiores valores de coliformes totais e fecais no córrego do Gregório, durante o período chuvoso. A sub-bacia do Córrego do Gregório assim como a sub-bacia do Tijuco Preto apresenta intensa urbanização e a presença de valores elevados de coliformes indica deficiência na coleta de esgoto nessas áreas.

Figura 38: Carga de coliformes Fecais para os 14 pontos analisados

As cargas de fósforo total e nitrogênio amoniacal apresentam basicamente o mesmo comportamento com relação à área de drenagem. As Figuras 39 e 40 mostram o ponto 13 como crítico para essas variáveis. Este ponto está localizado na sub-bacia do Gregório que possui parte dos 14,4 km² de área de drenagem intensamente urbanizada. O limite de 0,1 mg/L permitido por legislação (CONAMA 357/2005) em relação ao fósforo total é ultrapassado neste ponto, e as elevadas cargas de nitrogênio e fósforo, somadas a presença de coliformes fecais acima do permitido, indicam a presença de despejos sendo lançados nesse corpo a montante do ponto 13. Da mesma forma, os valores observados no ponto 7, no Córrego do Tijuco, indicam a presença de efluentes domésticos.

Estudos realizados anteriormente na Bacia do Monjolinho reportam valores elevados de fósforo na saída da bacia, após passarem por áreas urbanizadas. Autores como Guereschi (1995) e Barreto (1999) atribuem esse comportamento ao despejo de efluentes sanitários.

Figura 39: Carga de Fósforo total para os 14 pontos analisados

O nitrogênio é um nutriente limitante em muitos ambientes aquáticos, mas atualmente são raros os sistemas hídricos que tem sua produtividade limitada ou diminuída pela ausência desse elemento (BOTTINO, 2008). Esse fato é decorrente das inúmeras fontes de contribuição das ações antrópicas para o incremento desse elemento no meio aquático (FISHER *et al.*, 2007). Seja pela presença de fertilizantes, de esgotos industriais e domésticos ou pela poluição difusa, a entrada de diversas formas de nitrogênio favorece o enriquecimento dos sistemas aquáticos.

Figura 40: Carga de N-amoniaco para os 14 pontos analisados

Com relação à DQO, a Figura 41 mostra valores elevados para as cargas nos pontos analisados, com destaque para o ponto 7. Não há, assim como nos gráficos de coliformes, fósforo e nitrogênio, relação direta entre a área de drenagem e as cargas encontradas, estando este valor mais relacionado com as características do uso e ocupação do solo. Pelaez-Rodriguez (2001) verificou valores mais elevados de DQO após a passagem dos corpos hídricos pela área urbana, indicando influência direta da urbanização no aumento da demanda por oxigênio.

Figura 41: Carga de DQO para os 14 pontos analisados

Os valores de DBO encontrados neste trabalho foram muito baixos. Alguns pontos apresentaram valores inferiores a 1 (um). Somente em pontos próximos ao exutório da bacia e na saída de sub-bacias mais urbanizadas foram encontrados valores entre 3,8 e 4,8 mg/L. Esse resultado vai ao encontro do reportado por Pelaez-Rodrigues (2001), que verificou valores reduzidos de DBO em período chuvoso. O maior valor observado pelo autor foi na saída da bacia.

As Figuras 42 a 52 apresentam as variáveis de qualidade em função da área de drenagem a montante para cada córrego ou sub-bacia urbana. Dessa forma é possível analisar a influência da passagem dos rios pelas sub-bacias. A variável DQO foi colocada em um eixo “y” secundário devido aos elevados valores que apresenta. Pelo mesmo motivo os coliformes fecais e totais foram plotados em um gráfico separado.

O Córrego do Monjolinho é o mais longo curso de água da área urbana de São Carlos. Ao passar por ela, quatro outros córregos se juntam a ele e drenam a cidade. As nascentes estão localizadas em área rural, protegidas por mata ciliar. Essas características explicam os baixos valores encontrados no ponto 1 (ver Tabela 18, página 83) com relação às variáveis de qualidade analisadas (Figura 42). Exceto pelos sólidos que podem ter diversas fontes, essas variáveis estão relacionadas ao despejo de efluentes, não identificado nesta área devido às características da ocupação. No ponto número dois, localizado após um lago é possível observar o aumento no valor das cargas com destaque para a carga de coliformes totais. Esse valor pode ser atribuído à área de contribuição desse ponto, na qual podemos identificar áreas urbanizadas e não urbanizadas que podem contribuir com a entrada de sólidos como areia e argila que contêm coliformes totais. O ponto número três, já na área urbana, está localizado antes da confluência do Córrego do Monjolinho com seu primeiro afluente urbano, o Córrego Santa Maria do Leme. Nesse ponto, após percorrer áreas já ocupadas, as cargas continuam a apresentar valores elevados, com destaque agora para a presença de coliformes fecais. O aumento da carga de coliformes fecais nesse ponto com área urbanizada nos permite inferir a presença de efluentes sanitários (Figura 43).

No ponto de número oito, o Córrego do Monjolinho já recebeu contribuição dos córregos Santa Maria do Leme e Tijuco Preto. Nota-se que as cargas de sólidos, nitrogênio e fósforo não sofrem grandes alterações como as de DQO e coliformes. A carga de DQO apresenta um incremento nesse trecho e os coliformes parecem sofrer uma diluição, uma vez que a vazão nesse ponto é de 1,74 m³/s, enquanto no ponto anterior era de 1,03 m³/s. Considerando a distância entre os pontos 3 e 8 (12 km) podemos atribuir essa redução ao processo de autodepuração.

No ponto 14 temos a junção de todos os rios urbanos, por isso elevação na vazão (2,25 m³/s). O aumento da vazão pode explicar a redução no valor de algumas cargas como sólidos, fósforo total e coliformes. Essa hipótese poderá ser justificada mais adiante quando forem apresentados os dados de outros córregos que apresentam valores elevados para essas variáveis e que, no entanto, ao se unirem ao monjolinho apresentam valores inferiores.

Figura 42: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Monjolinho

Figura 43: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Monjolinho

As Figuras 44 e 45 referem-se ao Córrego Santa Maria do Leme para o qual tem-se dois pontos de análise. Nota-se um aumento na carga da maioria das variáveis analisadas do primeiro ponto (Ponto 4) após a nascente, para o segundo (Ponto 5) antes da confluência. No caso do nitrogênio amoniacoal, DQO e dos coliformes fecais podemos observar um aumento significativo no sentido montante-jusante, indicando a entrada de efluentes em algum trecho

do córrego. Os coliformes totais, ao contrário das demais variáveis, sofreram um decréscimo no ponto mais a jusante. Atribui-se tal fato as características da bacia, uma vez que as nascentes estão localizadas em área rural e parte inicial do trecho na cidade tem amplas margens não ocupadas e compostas por vegetação, contribuindo com sedimentos que são contabilizados nos coliformes totais.

Figura 44: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego Santa Maria do Leme

Figura 45: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego Santa Maria do Leme

No córrego do Mineirinho também foram coletadas amostras em dois pontos. Um deles após as nascentes e o segundo antes da confluência com o Córrego do Monjolinho. A bacia em questão está em processo de urbanização. As nascentes encontram-se no meio do bairro, cercadas por uma pequena área de vegetação, sofrendo os impactos da ocupação. Há muito lixo ao longo do córrego, inclusive causando a obstrução de canais em alguns locais. A diferença de valores apresentada nas Figuras 46 e 47 do primeiro ponto (ponto 9) para o segundo (Ponto 10) com relação às variáveis analisadas indicam a presença de lançamento de efluentes no corpo hídrico.

A sub-bacia do Mineirinho, assim como a Santa Maria Madalena, a qual pertence o Córrego Santa Maria do Leme tem parte de sua área apontada no Plano Diretor Municipal como Zona de Ocupação Induzida. Dessa forma, a urbanização dessas áreas tende a aumentar nos próximos anos e, caso não seja realizada com planejamento, tendem a aumentar os impactos no corpo hídrico que passa pela área.

Figura 46: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Mineirinho

Figura 47: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Mineirinho

A sub-bacia do Tijuco Preto apresenta-se totalmente urbanizada. O córrego já sofreu transformações ao longo da ocupação da área no seu entorno. Sua nascente encontra-se abaixo de edificações e uma pequena parte de seu trecho ainda apresenta condições naturais de leito e margens. O trecho a jusante, onde se encontra o ponto 7, apresenta-se regularizado e foi recentemente destamponado num projeto de revitalização da bacia. Apesar dos esforços para a revitalização as Figuras 48 e 49 mostram um decréscimo na qualidade do rio sentido jusante.

Figura 48: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego Tijuco Preto

Figura 49: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego Tijuco Preto

Mendiondo (2008) apresentou os resultados de qualidade para o período seco em diferentes pontos da sub-bacia do Tijuco Preto. Dois desses pontos foram representados na Figura 50 juntamente com os pontos analisados no presente estudo, em período chuvoso.

A variável DBO apresentou valores diferentes entre período seco e chuvoso, sendo que no período chuvoso esses valores foram bem maiores. No período seco ocorre redução dessa variável no sentido montante-jusante. Já no período chuvoso verificou-se uma elevação significativa no valor da DBO. O mesmo pode ser observado com relação a fósforo total e coliformes totais. A redução de cargas poluentes ao longo do comprimento do rio em período seco pode ser decorrente do processo de autodepuração. A menor frequência de eventos de precipitação diminui a entrada de cargas poluentes e favorece a degradação de cargas já existentes no corpo hídrico. Já em períodos chuvosos, as chuvas frequentes lavam as superfícies e levam novas cargas de poluição, prejudicando o processo natural de autodepuração.

Figura 50: Comparação entre período seco e chuvoso para variáveis de qualidade na sub-bacia do Tijuco Preto

Na sub-bacia do Gregório foram escolhidos três pontos de análise devido ao comprimento do rio e as características da bacia (Figuras 51 e 52). O entorno do primeiro ponto neste córrego (Ponto 11), apresenta-se bem urbanizado, mas grande parte da área a montante não ocupada. Algumas variáveis de qualidade como os coliformes apresentam valores elevados (Figura 52), ultrapassando o limite tolerado pela legislação. No ponto 12, nota-se uma redução na carga de coliformes e aumento na vazão, indicando a diluição ou a autodepuração dessa carga poluidora. Nesse ponto, o córrego do Gregório somou-se a dois outros afluentes. No ponto 13, após ter percorrido a área central da cidade e antes da confluência com o principal curso da cidade, o córrego do Monjolinho, observa-se aumento significativo na carga de coliformes fecais e totais e um aumento menos significativo na carga

de nitrogênio. Esse aumento indica a entrada de efluentes em algum lugar entre os pontos 12 e 13. As cargas de DQO, sólidos totais e fósforo total sofrem variação gradual à medida que aumenta a área de drenagem a montante, sendo que o fósforo total se eleva de forma mais intensa no último ponto deste córrego, reforçando a hipótese de entrada de efluente nesse trecho.

Figura 51: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Gregório

Figura 52: Relação entre variáveis de qualidade e área de drenagem no Córrego do Gregório

5.6. Ecohidrologia

5.6.1. Indicadores Ecohidrológicos

Os indicadores ecohidrológicos X1 e X18 foram analisados com relação a alguns parâmetros de qualidade de água. A definição desses indicadores foi apresentada anteriormente na Tabela 1. A Tabela 20 mostra os indicadores utilizados e os valores das variáveis de qualidade analisados em cada ponto.

Os maiores valores da variável X1 podem ser observados nos pontos 4 e 5, que fazem parte do Córrego Santa Maria do Leme. Nesse córrego há um elevado número de contribuintes laterais por unidade de comprimento do rio. Com relação ao indicador X18, os maiores valores podem ser observados em três pontos do Córrego do Monjolinho, sendo eles os pontos 3, 8 e 14. Os pontos mencionados estão localizados a jusante de confluências com outros córregos, portanto, são locais onde ocorrem maiores valores de vazão, profundidade e velocidade das águas. A tabela abaixo também permite comparar os resultados entre X18_A e X18_B, sendo que tais indicadores não apresentaram diferenças significativas apesar da variação na forma do cálculo.

Tabela 20 - Relação entre variáveis de qualidade e indicadores ecohidrológicos

Ponto	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	FT (mg/L)	ST (mg/L)	N- amoniacoal (mg/L)	C. T. (NMP/100 ml)	C.F. (NMP/100 ml)	X18 _A (m ² /s)	X18 _B (m ² /s)	X1 (Nº/km)
1	6,2	<1	12	0,02	0,19	0,51	28800	1000	0,00	0,00	0,53
2	7,0	<1	13	0,03	0,12	0,42	345500	500	0,17	0,17	0,49
3	6,9	<1	<2	0,05	0,19	0,41	124450	12300	0,23	0,23	0,46
4	7,1	<1	11	0,03	0,09	0,17	110000000	1000	0,12	0,12	1,09
5	7,0	<1	18	0,07	0,11	0,36	83200	9850	0,12	0,12	0,89
6	6,6	<1	<2	0,00	0,40	0,47	14950	500	0,01	0,01	0,00
7	7,6	3,8	18	0,05	0,21	0,51	22500	7100	0,06	0,06	0,40
8	7,0	1,7	8	0,06	0,14	0,35	71050	7400	0,23	0,23	0,40
9	7,3	2,4	10	0,03	0,09	0,16	38350	1550	0,03	0,03	0,00
10	7,3	4,4	18	0,08	0,13	0,62	40450	2050	0,07	0,08	0,55
11	7,7	0,0	14	0,03	0,14	0,24	76450	7250	0,03	0,03	0,40
12	7,4	2,0	19	0,06	0,12	0,46	17250	500	0,07	0,07	0,48
13	7,8	4,0	22	0,17	0,18	1,80	81200	5400	0,07	0,07	0,64
14	6,6	4,8	21	0,12	0,14	1,09	55950	4300	0,25	0,25	0,31

Da cabeceira até a foz, o gradiente de condições físicas influenciam as respostas de interações que ocorrem no ambiente em termos de geração e transporte de cargas e utilização e armazenamento de matéria orgânica (VANOTE *et al.*, 1980). Os indicadores

ecohidrológicos auxiliam na avaliação dos impactos que as mudanças nas condições físicas causam na capacidade de assimilação. Uma vez que no meio urbano essas variações acontecem em larga escala e de forma constante, a manutenção dos ecossistemas aquáticos e o bem-estar da população estão relacionados à compreensão dessas influências.

Podemos observar que o indicador X1 apresenta comportamentos variados em cada córrego analisado (Figura 53). Nos córregos Tijuco e Mineirinho podemos observar o aumento desse indicador devido à ausência de contribuintes anteriores aos primeiros pontos, que estão localizados próximos às nascentes. No córrego do Gregório podemos notar o aumento do indicador X1, pois à medida que passa pela cidade há entrada de novos afluentes laterais, fazendo com que a relação entre número de afluentes por unidade de comprimento do rio aumente. Nos córregos Santa Maria do Leme e Monjolinho, observamos uma diminuição do indicador X1, pois ao longo do comprimento dos rios há menos contribuição de afluentes laterais. O córrego do Monjolinho é o principal rio que drena a área urbana, seus afluentes laterais são os córregos analisados neste trabalho. Dessa forma, o aumento de afluentes por unidade de comprimento é pequena.

Figura 53: Variação do indicador ecológico X1 ao longo dos rios

A Figura 54 apresenta o comportamento do indicador X18 nos córregos urbanos. Segundo Pehovaz (2010) X18 indica risco de inundação nas áreas de várzea, pois relaciona altura e velocidade da água.

Nota-se que há um aumento desse indicador com o aumento do comprimento do rio. Tal comportamento é esperado devido ao incremento no volume de água a jusante de cada córrego e da bacia urbana como um todo.

A relação entre altura hidrométrica e vulnerabilidade foi analisada e relatada por Pehovaz (2010). O autor relata que há uma nítida tendência de aumento da vulnerabilidade quando a altura da água é maior. Já a relação entre a vulnerabilidade e as cargas de poluentes não apresentaram comportamentos padronizados.

Figura 54: Variação do indicador X18 ao longo do comprimento dos rios

A relação entre os indicadores ecohidrológicos e variáveis de qualidade de água é apresentada nas próximas figuras. O indicador X1 está relacionado à continuidade do rio e, portanto, à entrada de novas cargas poluentes e à capacidade de autodepuração de cargas ao longo de sua extensão (ALMEIDA-NETO & MENDIONDO, 2008). A entrada de novos afluentes no rio principal pode contribuir para o aumento da carga de poluentes, mas pode também contribuir para a diluição de certas cargas.

As Figuras 55 e 56 mostram diferentes comportamentos para a variável de qualidade DBO com relação aos indicadores X1 e X18. Com relação ao indicador X1 podemos observar que nos córregos do Tijuco, do Mineirinho e do Gregório o aumento da concentração de DBO é acompanhado pelo aumento do indicador X1. Esses córregos passam por áreas com alto grau de ocupação urbana do solo e essa relação indica que a entrada de novos afluentes contribuiu com o aumento da demanda bioquímica de oxigênio. Já no córrego do Monjolinho,

podemos observar que o indicador X1 decresce na medida em que aumenta a concentração de DBO a jusante. A diminuição de X1 é causada pelo baixo número de afluentes laterais que contribuem com o córrego principal. No entanto, as contribuições que chegam até o corpo principal são suficientes para elevar a concentração de DBO até valores próximos do limite estabelecido na legislação.

Figura 55: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade DBO

Ao analisarmos o indicador X18 observamos a mesma tendência em todos os córregos. Ou seja, o aumento na concentração de DBO é acompanhado pelo aumento do indicador X18.

A presença de DBO em corpos hídricos depende de fatores como turbulência, temperatura, concentração de matéria orgânica e despejo de efluentes (BARRETTO, 1999). Apesar do aumento da concentração de DBO a jusante das bacias, os baixos valores encontrados podem ser atribuídos às intensas precipitações anteriores as coletas.

Figura 56: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade DBO

Com relação à concentração de fósforo total observamos uma crescente contribuição dos córregos urbanos para o incremento dessa variável de qualidade (Figura 57). Ao contrário dos demais córregos analisados, no Monjolinho percebemos que a concentração de fósforo aumenta mesmo com o indicador X1 sofrendo redução. Tal comportamento indica que, mesmo com a entrada de poucos afluentes laterais, as cargas poluentes que chegam ao córrego são suficientes para elevar a concentração de fósforo. Segundo Pelaez-Rodriguez (2001) efluentes domésticos contêm detergentes, efluentes industriais e o escoamento superficial que carregam fertilizantes, contribuem para o aumento de fósforo em águas superficiais.

A jusante da bacia urbana, a qual corresponde o ponto 14 podemos notar que a carga de fósforo excede o limite permitido em legislação para este parâmetro. O último ponto no córrego do Gregório apresenta concentração elevada desse poluente, contribuindo significativamente para o resultado observado no córrego principal. Por se tratar de uma área intensamente urbanizada, tal resultado indica a presença de esgoto sanitário, hipótese que pode ser reforçada pelo aumento das concentrações de nitrogênio e coliformes fecais.

Guereschi (1995), Barreto (1999), Viana (2005), Fracácio (2006), Dornfeld (2006) entre outros identificaram maiores valores de fósforo na saída da bacia urbana ou em bacias intensamente urbanizadas como as do Tijuco e Gregório.

Figura 57: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade fósforo total

A relação entre fósforo total e X18 é apresentada na Figura 58, na qual podemos observar uma tendência de aumento da concentração de fósforo à medida que o indicador X18 se eleva no sentido a jusante da bacia.

Ao se unirem ao rio principal, Córrego do Monjolinho, essas cargas de poluentes vão se somando resultando no alto valor observado no ponto 14, a jusante da bacia urbana. Nota-se, contudo, que a contribuição dada pelo córrego do Gregório é diluída na vazão do rio principal apresentando valor inferior no último ponto de análise.

Figura 58: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade fósforo total

Para a variável DQO (Figuras 59 e 60) observamos a mesma tendência de elevação no sentido a jusante das bacias. No entanto, para dois pontos no córrego do Monjolinho, pontos 3 e 8, a DQO apresentou valores discrepantes. O ponto 3 apresentou valor menor que 2 para esse parâmetro enquanto no ponto 8 foi observada DQO de 8mg/L. Ao considerarmos a distância entre os pontos 2 e 3 e os valores observados para outras variáveis de qualidade, poderíamos atribuir a redução na DQO ao processo de autodepuração.

Figura 59: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade DQO

Os principais fatores que podem influenciar a concentração de DQO são ações antrópicas como o lançamento de efluentes domésticos e industriais; influências naturais como chuvas que carregam materiais que necessitam de oxigênio para sua estabilização e o revolvimento do sedimento do fundo dos rios, que pode disponibilizar na coluna de água compostos para a degradação (BARRETO, 1999).

Figura 60: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade DQO

A variável de qualidade nitrogênio amoniacal apresenta comportamento diferente no Córrego do Monjolinho (Figura 61). Ao contrário do aumento observado nos outros cursos de água, no curso principal notamos uma diminuição na concentração de nitrogênio amoniacal. Tal redução pode ser atribuída à diluição de novas entradas nas vazões crescentes que são observadas no rio principal. Além da diluição, podemos atribuir tal redução aos processos naturais de depuração que ocorrem nos corpos de água. O nitrogênio amoniacal é característico da zona de decomposição ativa, onde é transformado em nitrito e nitrato após o processo de autodepuração (CETESB, 2009).

A elevação de nitrogênio observada no ponto 14, a jusante da bacia urbana, pode ser atribuída à entrada do córrego do Gregório, que apresenta alta concentração desse parâmetro em seu último ponto, antes da confluência com o córrego do Monjolinho.

Dornfeld (2006) verificou valores elevados de formas nitrogenadas nas sub-bacias do Tijuco e do Gregório. Já Fracácio (2006) obteve os maiores valores para a série de nitrogênio nos córregos Mineirinho e Tijuco. Os elevados valores verificados em bacias intensamente urbanizadas indica o impacto da ocupação na produção de cargas com formas nitrogenadas. Tendo em vista que o nitrogênio é um nutriente essencial para a eutrofização, é necessária maior atenção para o controle da entrada de fontes de poluição.

Figura 61: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade N-amoniaco

Figura 62: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade N-amoniaco

A concentração de coliformes fecais é crescente para a maioria das bacias analisadas (Figuras 63 e 64). No entanto, nos córregos do Gregório e do Monjolinho essa tendência não é verificada. No córrego do Gregório a maior concentração de C.F. é observada no ponto 11, a montante do rio. No ponto intermediário desse córrego, observamos a menor concentração desse parâmetro que pode ser atribuída ao processo de autodepuração uma vez que aparentemente não há entrada de novas cargas poluentes.

No córrego do Monjolinho o ponto 3 é o que apresenta maior valor para C.F. Após o incremento observado até o ponto 3, vemos uma diminuição de C.F. no ponto 8 e

posteriormente no ponto 14. Dessa forma, apesar de cada contribuinte do rio principal lançar carga elevada de C.F. esses valores sofrem reduções no corpo principal, provavelmente devido à diluição e à depuração desses coliformes.

Figura 63: Relação entre o indicador ecohidrológico X1 e a variável de qualidade C.F.

A presença de coliformes acima do limite estabelecido em legislação chama a atenção pelo fato de que a cidade de São Carlos conta com uma estação de coleta e tratamento de esgoto que atende 85% da cidade (SAAE, 2011).

Figura 64: Relação entre o indicador ecohidrológico X18 e a variável de qualidade C.F.

Galbraith e Burns (2007) afirmam a necessidade de trabalhos que contemplem as características geomorfológicas da bacia para o entendimento dos processos que ocorrem em um curso de água. A partir da compreensão dos processos que influenciam na qualidade das águas seria possível propor medidas de mitigação para os impactos da ocupação humana.

Para o melhor entendimento desses processos bio-geo-químicos e consequentemente o manejo de sistemas aquáticos Mendingo (2001) propõe a integração entre rio-bacia-várzea, visando os conceitos de resiliência, continuidade, vulnerabilidade, diversidade e dinâmica. A relevância da interação entre esses componentes já foi anteriormente discutida por Almeida-Neto (2007), que mostra a importância da conectividade entre rio e planície de inundação como sistema redutor de cargas.

5.6.2. Indicadores ecohidrológicos durante pulso de inundação

A modelagem realizada com o SWMM permitiu a análise das hipóteses levantadas por Almeida-Neto & Mendingo (2008) e discutidas por Zaffani *et al.* (2010) com relação ao impacto da passagem de pulsos de inundação sobre a interação entre indicadores ecohidrológicos e variáveis de qualidade de água. A hipótese testada é a de que o aumento do indicador X18 acarreta redução da biodiversidade. O impacto causado na biodiversidade pode ser mensurado indiretamente através da análise de variáveis de qualidade de água como DQO, fósforo total e sólidos totais, cujos comportamentos esperados foram apresentados na Tabela 4, anteriormente citada (Página 59).

Os pulsos de inundação podem ser abordados como distúrbios que exigem auto-organização e novos patamares de equilíbrio da várzea (MENDINGO e TUCCI, 1997). Tratando-se do meio urbano, a passagem de pulsos de inundação assume caráter emergencial. As áreas de várzea apresentam-se, muitas vezes, ocupadas por atividades humanas ou restritas a faixas que não cumprem a função de proteção do rio e contenção do escoamento. Uma vez que o nível da água se eleve causando inundação, as pessoas ficam expostas às correntezas e a contaminação.

São apresentados os resultados dessa interação para dois pontos no Córrego do Monjolinho. O primeiro localizado a montante da bacia, após a drenagem de áreas menos urbanizadas e o segundo a jusante, após receber contribuição de diversos córregos que drenam a área urbana. As Figuras 65 e 66 referem-se ao ponto de montante. Durante o evento de

precipitação o aumento do escoamento resulta em aumento da altura e da velocidade da água, fazendo com que o indicador X18 se eleve. A concentração de sólidos totais se eleva com a precipitação e permanece elevada mesmo após o fim do evento chuvoso. A variável DQO atinge seu pico durante a chuva e, após sua passagem permanece com valores mais altos que os iniciais (Figura 65).

Figura 65: Variação temporal de variáveis de qualidade e do indicador X18 a montante

Na Figura 66, podemos observar que a variável DBO se eleva durante a chuva e sua concentração permanece alta mesmo após a precipitação cessar. A concentração de FT não apresenta grandes variações mesmo durante o pico da chuva. O comportamento dessas variáveis pode ser justificado pela área de drenagem a montante desse ponto que tem ocupação marjoritariamente agrícola. Dessa forma, contribuindo com matéria orgânica que eleva a DBO e sem grandes contribuições na geração de compostos ricos em fósforo.

Figura 66: Variação temporal de variáveis de qualidade e do indicador X18 a montante

As Figuras 67 e 68 apresentam os resultados na saída da bacia urbana. Nesse ponto ocorre um considerável aumento na vazão, pois pouco antes desse local, há confluência de diversos córregos da área urbana. Os valores observados nesse ponto são mais elevados que os do ponto anterior, pois a confluência de outros córregos urbanos contribui com a entrada de novas cargas poluentes. A variável DQO apresenta comportamento semelhante àquele observado anteriormente. A variável ST apresenta tendência de elevação após a passagem da chuva, ao contrário da estabilização observada anteriormente, talvez porque esse ponto continue recebendo contribuição de sedimentos após o término da chuva.

Figura 67: Variação temporal de variáveis de qualidade e do indicador X18 a jusante

As variáveis FT e DBO, apresentadas na Figura 68 sofrem aumento significativo durante e após o evento de precipitação, atingindo valores superiores ao limite tolerado para esses parâmetros. O aumento da concentração dessas variáveis mesmo após o término da chuva, que ocorre por volta das 3 horas, pode ser atribuído ao tempo de concentração da bacia, que continua contribuindo com escoamento durante algum tempo.

Figura 68: Variação temporal de variáveis de qualidade e do indicador X18 a jusante

As variáveis DQO e DBO apresentaram comportamento oposto ao esperado segundo a proposta de Almeida-Neto & Mendiondo (2008). No entanto, dados experimentais como os apresentados por Pehovaz (2010) na Tabela 21, obtidos sob diferentes condições, mostram que durante eventos de precipitação os valores de DQO e DBO são significativamente maiores que em outras situações. Já as concentrações de fósforo total, ao contrário do resultado da simulação, de maneira geral não sofrem grandes variações.

Tabela 21 - Concentração das variáveis de qualidade sob diferentes condições

	Campanha	Estação	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Fosfato total (mg/L)
Ponto 8	1	seca	13	8,6	0,47
	2	chuvosa*	96	15,0	0,45
	3	chuvosa	9	2,7	0,42
	4	chuvosa	17	2,7	0,50
Ponto 12	1	seca	9	4,0	0,69
	2	chuvosa*	186	47,0	0,44
	3	chuvosa	94	37,0	1,03
	4	chuvosa	65	26,0	0,99
Ponto 14	1	seca	6	2,0	0,36
	2	chuvosa*	107	16,0	0,46
	3	chuvosa	13	3,9	0,47
	4	chuvosa	11	1,7	0,43

(Fonte: PEHOVAZ, 2010)

Os resultados deste estudo e as comparações com campanhas realizadas anteriormente em diferentes épocas do ano mostram a variação quali-quantitativa nas águas urbanas e reforçam a importância de estudos que visem o monitoramento desses corpos de água. De acordo com Calijuri e Bubel (2006) o monitoramento permite a análise da variação espacial e temporal, permitindo uma avaliação das condições de determinado corpo hídrico. O acompanhamento da qualidade e quantidade da água permite a quantificação dos impactos da urbanização nos corpos hídricos, tanto em termos de cargas pontuais quanto para cargas difusas, vindas do escoamento. Além disso, esses dados são necessários como dados de entrada em modelos hidrológicos, garantindo assim sua maior confiabilidade.

5.7. Cenários de Longo Prazo

Nesta seção são apresentados os resultados da modelagem dos cenários de longo prazo *Global Orchestration*, *Order from Strength*, *Adapting Mosaic* e *TechnoGarden* para a área urbana de São Carlos. Esses cenários foram simulados com uma chuva de projeto de tempo de retorno de 10 anos (TR=10 anos). Inicialmente são apresentados os resultados das mudanças em cada uma das 4 sub-bacias que contribuem com o rio principal, na sub-bacia do

Monjolinho. Posteriormente são apresentados os resultados para a bacia urbana como um todo. Os pontos analisados em cada sub-bacia estão localizados a jusante, antes da confluência com o rio principal. Dessa forma, é possível observar o impacto das mudanças nas características de cada bacia. São apresentadas as variações no CN médio da bacia, na vazão máxima e na carga de poluentes como DQO, DBO e FT.

Neste trabalho, o objetivo da cenarização é avaliar o impacto das mudanças no uso do solo na qualidade e quantidade da drenagem urbana, uma vez que essa é causa de degradação da água.

5.7.1. Order from Strength

O cenário OS apresenta caráter reativo assim como o GO. No entanto, os impactos nos processos hidrológicos são mais intensos porque há aumento nas áreas urbanizadas, aumento da declividade dos canais, do tamponamento de rios, das áreas impermeáveis conectadas aos canais, como mostrado anteriormente na Tabela 12. Juntamente com esses parâmetros temos a redução da rugosidade do canal e da planície de inundação fazendo com que a vazão nesse cenário assuma valores elevados (Tabela 22).

No entorno do córrego Santa Maria do Leme inicialmente ocorre adensamento da ocupação nas áreas de jusante. A partir de 2050 ocorre ocupação mais intensa nas áreas de montante, onde hoje temos agropecuária. Dessa forma, o CN médio da bacia começa a se elevar a partir de 2050, causando aumento dos máximos de vazão e cargas poluentes.

Tabela 22 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Santa Maria do Leme - OS

Santa Maria do Leme						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
OS	2010	68,16	1,38	101,38	2,96	0,12
	2025	80,45	2,04	145,14	4,45	0,18
	2050	98,03	20,61	1232,83	46,34	1,60
	2075	98,03	30,16	1798,81	68,77	2,36
	2100	98,03	30,16	1799,33	68,77	2,36

Na sub-bacia do Tijuco, por ser um local já densamente ocupado, o crescimento da ocupação eleva o valor de CN para 98 desde o período de 2025. Essas modificações conduzem a aumentos significativos de vazão e cargas de poluentes. No período entre 2050 e 2100 ocorrem modificações na estrutura dos canais que também acarretam impactos sobre esses parâmetros.

Tabela 23 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Tijuco Preto - OS

Tijuco						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
OS	2010	93,00	2,62	1647,29	20,41	1,08
	2025	98,14	3,17	2021,19	24,72	1,30
	2050	98,14	4,04	2757,62	30,90	1,66
	2075	98,14	4,04	2557,74	31,01	1,66
	2100	98,14	4,04	2557,74	31,01	1,67

Devido às práticas não conservacionistas características desse cenário, a sub-bacia do Mineirinho tem suas áreas de nascentes intensamente ocupadas, elevando o valor de CN para próximo do máximo. Além disso, os canais têm sua rugosidade reduzida, favorecendo a elevação dos máximos nessa sub-bacia.

Tabela 24 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Mineirinho - OS

Mineirinho						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
OS	2010	80,00	0,20	6,31	0,35	0,02
	2025	98,00	0,94	10,89	0,52	0,02
	2050	97,97	3,66	659,80	16,44	0,69
	2075	97,97	5,55	1065,92	24,94	1,04
	2100	97,97	5,75	1247,74	25,84	1,08

Na sub-bacia do Gregório também se considera a intensa ocupação de áreas de nascente, que chegam a apresentar CN igual ao resto da bacia. Nessa bacia podemos observar os valores mais elevados para as variáveis de qualidade e para a vazão máxima gerada. Diante da situação atual, na qual já ocorrem inundações nessa bacia, as mudanças propostas nesse

cenário aumentam de forma significativa o risco de extravazamentos. Além disso, a qualidade da água pode por em risco a saúde da população.

Tabela 25 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Gregório - OS

Gregório						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
OS	2010	88,99	4,48	420,68	9,52	1,2
	2025	97,99	6,95	678,73	13,03	1,31
	2050	97,99	10,43	1354,74	19,26	1,41
	2075	97,99	42,02	6354,98	77,91	3,79
	2100	97,99	42,11	6360,57	78,07	3,80

Nesse cenário, as bacias onde atualmente há grande área de montante disponível para ocupação urbana, são densamente ocupadas. Os impactos dessa ocupação são grandiosos, pois acarretam a impermeabilização de grandes áreas que antes eram pontos de infiltração das chuvas. Assim, os valores de vazão e de cargas poluentes ao longo dos períodos analisados nos córrego Santa Maria do Leme, Mineirinho e Gregório aumentam bastante.

5.7.2. Global Orchestration

O cenário GO apresenta nos primeiros 50 anos aumento na densidade populacional e no potencial de escoamento, ambos agregados no parâmetro CN (Tabela 13). O adensamento populacional gera inúmeras transformações nas características da bacia e, por consequência, nos processos hidrológicos aumentando as vazões de pico e a geração de cargas poluentes. A contenção desses efeitos tem início entre 2075 e 2100, com a redução do CN em alguns pontos e com o aumento da rugosidade, que favorecem a diminuição das vazões e cargas geradas nesse cenário.

A Tabela 26 apresenta as variações observadas na sub-bacia Santa Maria Madalena, a qual pertence o córrego Santa Maria do Leme, considerada vetor de crescimento da cidade de São Carlos. Segundo o Plano Diretor, as áreas recebem 3 classificações diferentes: Zona de ocupação Induzida (Zona 1), Zona de Ocupação Condicionada (Zona 2) e Zona de Regulação e Ocupação Controlada (Zona 4). A Zona 1 tem ocupação induzida devido a infra-estrutura já existente no local. Essa área está localizada a jusante da bacia, onde a ocupação urbana

encontra-se bem estabelecida. A Zona 2 encontra-se a montante da sub-bacia, na região intermediária entre as nascentes e a área intensamente urbanizada. Apesar da ocupação já existente, a região carece de infraestrutura para comportar futuras instalações sem causar tanto impactos na qualidade e quantidade de água gerada na área. A região das nascentes foi classificadas pelo PD como Zona 4. As Zona de regulação e Ocupação Controlada caracterizam-se pela falta de infraestrutura de drenagem, saneamento etc. No entanto, são áreas com forte tendência de ocupação devido a pressão da expansão urbana.

O cenário GO apresenta comportamento semelhante ao OS. No entanto, após a elevação do CN médio até 2075, os efeitos da intensa ocupação induzem a mudanças no uso e ocupação do solo, de forma que em 2100 ocorre redução do CN médio da bacia. O aumento dos parâmetros que ocorrem nos intervalos iniciais acarreta grandes incrementos na geração de vazões e cargas poluentes. A redução na vazão e nas cargas que ocorre entre 2075-2100 são decorrentes da redução do CN em algumas regiões e do aumento da rugosidade dos canais.

Tabela 26 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Santa Maria do Leme - GO

Santa Maria do Leme						
		CN _{médio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
GO	2010	68,16	1,38	101,38	2,96	0,12
	2025	71,78	2,15	155,85	4,69	0,19
	2050	80,58	2,69	205,81	5,97	0,22
	2075	98,03	2,69	205,95	5,97	0,22
	2100	80,58	2,15	158,24	4,69	0,19

A sub-bacia do Tijuco apresenta atualmente, um alto índice de urbanização. Sua classificação no PD é de Zona 1 (ocupação induzida). Dessa forma, apesar do elevado grau de urbanização já existente, em longo prazo a tendência é que aumente a impermeabilização das áreas.

No cenário em questão não há redução para o CN da bacia, que atinge valores bem elevados (Tabela 27). A redução na vazão máxima e nas cargas observadas no ano de 2100 é decorrente de medidas de mitigação como, por exemplo, a implantação de bacias de detenção e aumento da rugosidade dos canais.

Tabela 27 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Tijuco Preto - GO

Tijuco						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
	2010	93,00	2,62	1647,29	20,41	1,08
GO	2025	98,14	4,04	2558,20	30,90	1,66
	2050	98,14	5,55	3007,39	42,76	2,16
	2075	98,14	5,55	3007,39	42,76	2,16
	2100	98,14	3,70	2021,19	24,72	1,30

A sub-bacia do Mineirinho também é considerada um vetor de crescimento da cidade. A área da sub-bacia é classificada nas três zonas já descritas anteriormente para a sub-bacia Santa Maria Madalena. A Zona 1, localizada a jusante da bacia, apresenta melhor infraestrutura e, por esse motivo é previsto o adensamento da ocupação. A Zona 2 apresenta ocupação variada e infraestrutura geral precária. As diretrizes estimulam a implantação de habitações populares condicionada à melhoria de infraestrutura para minimizar os danos causados pelo uso e ocupação do solo. A Zona 4, localiza-se na transição entre área urbana e rural. No entanto, a expansão da malha urbana exerce pressão para que essa área seja urbanizada. As diretrizes estão no sentido de regulamentar e disciplinar os empreendimentos que acarretarão mudanças no solo, integrando-os a área urbana.

Atualmente a ocupação urbana está concentrada em um lado do córrego onde estão duas das nascentes. O entorno no córrego do Mineirinho é margeado por faixas de APP, no entanto, em muitos locais é possível observar a invasão dessas áreas para o cultivo e a criação de animais.

No cenário GO é considerado um inicial adensamento na ocupação da região de montante. No entanto, a partir de 2075, os impactos da intensa urbanização começam a ser compensados na região de montante, levando a redução dos valores máximos (Tabela 28).

Tabela 28 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Mineirinho - GO

Mineirinho						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
	2010	80,00	0,20	6,31	0,35	0,02
GO	2025	84,07	0,94	11,38	0,51	0,03
	2050	92,12	0,99	26,63	0,89	0,04
	2075	91,92	0,99	26,97	0,89	0,04
	2100	91,92	0,94	11,38	0,52	0,02

A sub-bacia do córrego do Gregório encontra-se intensamente urbanizada na região de jusante (Tabela 29). Somente parte da área de montante, próximo às nascentes, tem uso rural. No PD essa região recebe três classificações: a área de montante, próxima às nascentes é classificada como Zona de Proteção e Ocupação Restrita (Zona 5); a região intermediária é classificada como Zona de Ocupação Condicionada (Zona 2) e a região mais a jusante, Zona de Ocupação induzida (Zona 1).

No cenário GO ocorre adensamento nas áreas classificadas como Zona 1, aumentando ainda mais o CN. Por outro lado, a região próxima às nascentes mantém ao longo do tempo grau de impermeabilização inferior ao resto da bacia. Entre os anos de 2075 e 2100, a preocupação com os impactos decorrentes da urbanização levam a adoção de medidas que reduzam as vazões na bacia. Atualmente a bacia em questão já apresenta pontos críticos com relação à ocorrência de extravasamentos; as mudanças propostas para esse cenário favorecem a ocorrência de inundações em diversos pontos da bacia oferecendo riscos para a população.

Tabela 29 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Gregório - GO

Gregório							
		CN _{medio}	Q _{max} (m³/s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)	
		2010	88,99	4,48	420,68	9,52	1,2
GO	2025	94,20	6,95	821,54	13,12	1,37	
	2050	96,71	10,43	1182,35	20,93	1,75	
	2075	95,65	10,43	1182,43	20,93	1,75	
	2100	95,65	6,95	678,92	13,03	1,31	

5.7.3. Adapting Mosaic

O cenário AM tem caráter proativo, por isso as mudanças no uso e ocupação do solo são realizadas considerando a manutenção dos serviços dos ecossistemas. Há uma tendência de estagnação do CN médio das bacias. Isso ocorre por que esse cenário adota o planejamento urbano com foco nas questões ambientais. Uma das ações de preservação observadas é a manutenção de áreas de nascente, que ajudam a manter o CN da bacia menor. As principais mudanças que ocorrem nesse cenário foram apresentadas na Tabela 14 e estão relacionadas ao canal e à planície de inundação.

Em todas as sub-bacias analisadas podemos observar o mesmo comportamento (Tabelas 30 a 33). Há uma pequena elevação do CN médio quando comparado com a situação atual. Essa elevação permanece por todo o intervalo analisado e, portanto, as mudanças observadas nesse cenário são decorrentes de modificações em outros parâmetros das bacias.

Nota-se também que os valores resultantes nesse cenário se assemelham aos observados na situação atual.

Tabela 30 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Santa Maria do Leme - AM

Santa Maria do Leme						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
AM	2010	68,16	1,38	101,38	2,96	0,12
	2025	72,97	1,19	84,32	2,52	0,10
	2050	72,97	1,09	75,79	2,27	0,09
	2075	72,97	1,08	62,25	2,18	0,09
	2100	72,97	1,08	62,25	2,18	0,09

As sub-bacias que, atualmente apresentam elevado índice de urbanização (Tabelas 30 e 32) apresentam CN médios próximos do valor máximo. Porém, as cargas e a vazão máxima sofrem redução devido às medidas compensatórias.

Tabela 31 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Tijuco Preto - AM

Tijuco						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
AM	2010	93,00	2,62	1647,29	20,41	1,08
	2025	98,14	2,62	1648,52	20,41	1,08
	2050	98,14	2,11	1293,80	16,50	0,93
	2075	98,14	1,59	925,22	12,36	0,69
	2100	98,14	1,59	925,22	12,36	0,69

Tabela 32 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Mineirinho - AM

Mineirinho						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
	2010	80,00	0,20	6,31	0,35	0,02
AM	2025	81,98	0,20	6,31	0,35	0,01
	2050	81,98	0,21	4,11	0,26	0,01
	2075	81,98	0,66	1,99	0,15	0,01
	2100	81,98	0,66	1,99	0,15	0,01

Tabela 33 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Gregório - AM

Gregório						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
	2010	88,99	4,48	420,68	9,52	1,2
AM	2025	93,01	4,46	431,59	7,76	1,03
	2050	93,01	3,76	325,99	6,42	0,62
	2075	93,01	3,50	226,87	6,45	0,77
	2100	93,01	3,50	226,87	6,45	0,77

A redução observada nos cenários proativos pode ser alcançada por meio de políticas ambientais e estímulos à conservação como o IPTU verde, que já ocorre na cidade de São Carlos. Essa proposta estimula, por meio de bonificações, a manutenção de áreas verdes em lotes urbanos. Dessa forma, favorece o aumento da infiltração e a redução do escoamento.

5.7.4. TechnoGarden

TechnoGarden é um cenário pró-ativo e globalmente conectado. Considera a manutenção de mananciais e a preservação da qualidade de água aliado a troca de informações sobre novas tecnologias. As variações consideradas neste cenário foram apresentadas na Tabela 15. O alargamento de rios e córregos, juntamente com o das planícies de inundação são os principais fatores que colaboram para a redução das vazões verificadas nesse cenário (SOUZA, 2008).

A Tabela 34 mostra as variações na sub-bacia do Córrego Santa Maria do Leme. Esse cenário tem como característica a manutenção do CN até o ano de 2050, enquanto nos intervalos seguintes ocorre redução desse parâmetro.

Tabela 34 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Santa Maria do Leme - TG

Santa Maria do Leme						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
TG	2010	68,16	1,38	101,38	2,96	0,12
	2025	68,18	1,20	70,80	2,48	0,01
	2050	68,18	1,07	61,54	2,17	0,09
	2075	66,18	0,96	55,77	1,93	0,08
	2100	64,34	0,96	55,77	1,93	0,08

A redução do CN médio e os impactos das mudanças no uso do solo são mostrados na Tabela 35 para a sub-bacia do Tijuco. As variações no coeficiente de rugosidade utilizadas para a modelagem dos cenários podem ser observadas na Tabela 36. Nota-se que há um significativo aumento na rugosidade do canal principal.

Tabela 35 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Tijuco Preto - TG

Tijuco						
		CN _{medio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
TG	2010	93,00	2,62	1647,29	20,41	1,08
	2025	93,13	2,11	1291,19	16,50	0,93
	2050	93,13	0,87	432,82	6,46	0,36
	2075	90,13	0,85	133,56	2,88	0,17
	2100	88,12	0,85	133,60	2,88	0,17

Tabela 36 - Variação da rugosidade do canal no Córrego Tijuco Preto

	Atual	TG 2025	TG 2050	TG 2075	TG 2100
trecho montante	0,10	0,12	0,14	0,16	0,16
trecho jusante	0,012	0,015	0,03	0,06	0,06

As mesmas observações feitas para a sub-bacia do Tijuco podem ser constatadas na sub-bacia do Mineirinho (Tabelas 37 e 38).

Tabela 37 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Mineirinho - TG

Mineirinho						
		CN _{medio}	Q _{max} (m³/s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
		2010	80,00	0,20	6,31	0,35
TG	2025	79,98	0,75	3,70	0,24	0,01
	2050	79,98	0,69	2,07	0,15	0,01
	2075	80,43	0,64	1,92	0,15	0,01
	2100	74,98	0,64	1,92	0,15	0,01

Tabela 38 - Variação da rugosidade do canal no Córrego Mineirinho

Trecho	2010	2025	2050	2075	2100
6.1.1	0,10	0,12	0,15	0,16	0,16
6.2.1	0,08	0,10	0,15	0,16	0,16

A Tabela 39 apresenta as variações dos cenários TG para a sub-bacia do Gregório.

Tabela 39 - Variação do CN e de variáveis quali-quantitativas Gregório - TG

Gregório							
		CN _{medio}	Q _{max} (m³/s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)	
		2010	88,99	4,48	420,68	9,52	1,2
TG		2025	88,98	3,49	239,61	6,50	0,90
		2050	88,98	2,98	186,43	5,46	0,53
		2075	86,88	2,61	147,41	4,78	0,49
		2100	86,48	2,61	148,53	4,78	0,50

5.7.5. Cenários para a Bacia do Monjolinho

A seguir são apresentados os resultados para toda a bacia urbana, Bacia do Monjolinho, na qual estão inseridas as 4 outras descritas anteriormente. As Figuras 71 a 76 apresentam os resultados para o ponto de exutório da área urbana (ponto 14). A variação da vazão durante a chuva de projeto utilizada na simulação pode ser observada nas Figuras 71 e

72. Nos primeiros 50 anos já é possível observar os diferentes resultados de cada cenário. Os dois cenários reativos, GO e OS apresentam valores mais elevados de vazão, enquanto os cenários pró-ativos AM e TG resultaram em diminuição da vazão na área urbana. no cenário reativo OS a vazão apresenta valores mais elevados durante todo o evento de precipitação. Dentre os cenários proativos, podemos observar que o cenário AM apresenta uma curva bem semelhante a curva da condição atual, enquanto no cenário TG podemos observar uma redução nos valores de vazão.

Figura 69: Vazões simuladas nos cenários para o ano de 2050

No ano de 2100 observamos que há um aumento na vazão máxima no cenário OS e uma diminuição nos valores máximos de vazão para no cenário GO. No entanto, ambos ainda apresentam valores elevados quando comparados com os cenários proativos.

Uma vez que todos os cenários e intervalos temporais foram simulados com a mesma chuva de projeto (TR= 10anos), esses resultados indicam a contribuição das mudanças no uso do solo para o aumento do escoamento superficial.

Figura 70: Vazões simuladas nos cenários para o ano de 2100

Com relação à concentração e carga específica são apresentados os resultados para a variável DBO (Figuras 73 a 76). Nos primeiros 50 anos dos cenários OS e GO nota-se os maiores valores de concentração de DBO durante o evento de precipitação (Figura 73). Da mesma forma que no cenário atual, esses valores continuam elevados mesmo após a chuva. Nos cenários AM e TG a resposta da bacia para o incremento de DBO é mais demorada e em menor quantidade. Possivelmente porque a maior quantidade de área permeável retarda a geração do escoamento que carrega as cargas de poluentes e a matéria orgânica, que nesse caso resultará em DBO.

No ano de 2100, observamos uma redução na concentração específica de DBO gerada no cenário GO (Figura 74). No entanto, para os demais, continuam sendo geradas as mesmas quantidades de poluentes.

Figura 71: Concentrações específicas simuladas para o ano de 2050

Figura 72: Concentrações específicas simuladas para o ano de 2100

A geração de carga de DBO pode ser vista nas Figuras 75 e 76, nas quais pode ser observado que no cenário OS ocorre geração de grande quantidade de carga de DBO, mesmo no período de 2100, quando o outro cenário reativo (GO) reduziu sua contribuição.

Figura 73: Carga específica simulada para o ano de 2050

Figura 74: Carga específica simulada para o ano de 2100

As mudanças ocorridas em cada cenário nos 4 intervalos de tempo analisados podem ser visualizadas de forma resumida na tabela abaixo (Tabela 40).

O cenário OS é o que apresenta maior elevação no CN médio da bacia e também na geração de vazão e cargas poluentes. Até o ano de 2075 esses valores se elevam significativamente comparados aos valores atuais. No entanto, de 2075 a 2100, como a ocupação do solo já ocorreu de forma bastante intensa a geração de vazão e carga não se modifica muito.

No cenário GO ocorre aumento do CN médio da bacia até o ano de 2075. A elevação desse parâmetro gera maior vazão e maior carga de poluentes. No entanto, todos esses parâmetros diminuem no período entre 2075 e 2100 devido à redução do CN médio e ao aumento da rugosidade.

As medidas adotadas no cenário AM não exercem impacto no CN médio da bacia, que permanece igual para os intervalos analisados. No entanto, há uma redução gradual na vazão de pico e nas cargas de poluentes geradas nesse cenário. As principais mudanças nesse cenário não ocorrem através de mudanças na impermeabilização do solo, mas nos canais dos rios. Assim, a principal mudança é a rugosidade dos canais.

No cenário TG, a adoção de políticas pró-ativas leva à diminuição do CN médio da bacia. Essa redução pode ser vista também na vazão máxima e nas variáveis de qualidade.

Tabela 40 - Variações no CN e em variáveis quali-quantitativas na Bacia do Monjolinho

Monjolinho						
		CN _{médio}	Q _{max} (m ³ /s)	C _{max} DQO (mg/ha.s)	C _{max} DBO (mg/ha.s)	C _{max} FT (mg/ha.s)
OS	2010	73,13	92,61	1642,44	35,26	1,71
	2025	79,15	114,20	1963,88	40,36	2,05
	2050	86,01	158,62	3008,32	58,30	3,12
	2075	92,24	175,28	3572,18	64,42	3,41
	2100	100,00	175,35	3574,36	64,45	3,41
GO	2025	76,02	108,66	1927,08	38,36	2,01
	2050	81,62	123,01	2217,36	43,62	2,44
	2075	83,45	128,87	2291,98	46,20	2,38
	2100	81,83	115,94	2012,81	41,00	2,08
AM	2025	75,88	93,26	1639,78	35,76	1,72
	2050	75,88	92,04	1605,92	35,53	1,70
	2075	75,88	94,84	1581,92	33,35	1,51
	2100	75,88	94,84	1581,92	33,35	1,51
TG	2025	73,17	60,46	1563,92	32,69	1,48
	2050	73,13	48,92	1516,24	31,88	1,43
	2075	71,52	43,86	1495,48	31,69	1,41
	2100	68,76	42,78	1481,21	31,44	1,40

A Figura 77 apresenta de forma gráfica as variações no CN médio contidas na tabela acima. As vazões máximas decorrentes dessas mudanças podem ser vistas na Figura 78. É possível observar a discrepância no cenário OS, uma vez que o aumento significativo de CN não é acompanhado pela elevação na vazão máxima. A redução observada nas vazões

máximas do cenário OS pode ser explicada com base nas mudanças que ocorrem nesse cenário. Inicialmente, entre a situação atual e 2025 ocorre uma grande mudança no uso do solo que levando os valores de CN na área urbana próximos do limite. Nos intervalos seguintes o aumento de CN ocorre em menor proporção porque a bacia já apresenta um elevado grau de ocupação.

Figura 75: Variação do CN médio na Bacia do Monjolinho

A redução de vazão observada nos cenários AM e TG são decorrentes de diferentes medidas. No cenário AM as principais mudanças ocorrem nos canais, com modificações no coeficiente de rugosidade de Manning. O CN da bacia toda não sofre alterações. No cenário TG, adotam-se medidas que favorecem a redução do CN ao longo dos anos em diversas áreas da bacia. Aliado a essas medidas, há modificações na rugosidade dos canais que favorecem a redução das vazões de pico.

Figura 76: Variação da vazão máxima simulada na Bacia do Monjolinho

Com relação às variações quali-quantitativas observadas na simulação dos cenários propostos, Galbraith e Burns (2007) relatam que o tamanho da bacia e sua declividade, assim como a hidrologia e o tipo de ocupação do solo desempenham papel fundamental na qualidade dos recursos hídricos. Tendo em vista que essas mudanças foram mais intensas no cenário OS e GO, essa afirmação explica o aumento na quantidade e a degradação da qualidade do escoamento.

6. CONCLUSÕES

As conclusões para o presente estudo são apresentadas nesta seção de acordo com os objetivos específicos estabelecidos.

6.1. Coletar e analisar dados de qualidade e quantidade das águas urbanas em diferentes sub-bacias

A análise do entorno dos pontos de coleta realizada durante saída à campo e através da análise de imagens de satélite mostrou a variedade nas condições de uso e ocupação do solo e também nas condições de áreas de várzea. Durante grande parte do percurso, os córregos analisados passam por áreas urbanizadas sofrendo influências das mesmas. Os principais impactos da ocupação no entorno dos canais são a remoção da vegetação ripária, o aumento de áreas impermeabilizadas, erosão, lançamento de esgotos e resíduos sólidos.

Os dados de qualidade coletados nas sub-bacias urbanas apresentaram variação longitudinal, indicando a influência da urbanização sobre aspectos qualitativos e apresentaram valores baixos, que foram atribuídos à precipitação acumulada nos dias anteriores.

Com relação a classificação dos córregos analisados, somente as variáveis fósforo total e coliformes fecais excederam os limites permitidos na Resolução CONAMA 357/2005.

A variável fósforo total apresentou valores elevados e fora do enquadramento em dois pontos: na saída de uma sub-bacia intensamente urbanizada e no exutório da bacia urbana. Nesses mesmos pontos foram observados os maiores valores de nitrogênio e DQO.

Com relação às variáveis biológicas, coliformes totais e fecais, não houve um padrão nos resultados encontrados. Os valores de coliformes fecais ou termotolerantes foram superiores ao permitido pela legislação em 12 dos 14 pontos analisados. Os resultados para essas variáveis mostraram que ao longo de seu comprimento, esses corpos de água recebem contribuição de esgotos domésticos e permitiram a identificação de alguns pontos críticos.

Apesar de não terem ultrapassado os limites tolerados pela legislação, as variáveis DBO e nitrogênio amoniacal apresentaram aumento longitudinal, com os maiores valores nas saídas de bacias intensamente urbanizadas.

A série de sólidos apresentou valores bem reduzidos quando comparados com outras campanhas realizadas na área urbana.

Observou-se que não há uma relação direta entre a qualidade da água e a área de drenagem a montante. A variação longitudinal da qualidade em cada sub-bacia está relacionada aos diferentes usos e ocupações do solo, que geram diferentes cargas poluentes. A influência da urbanização na geração de cargas poluentes fica nítida quando observamos um ponto próximo a nascente não ocupada e um ponto seguinte, já em área urbanizada.

6.2. Analisar e discutir indicadores ecohidrológicos associados a variáveis de qualidade de água

O indicador X1, mostrou diferentes comportamentos de acordo com a sub-bacia analisada. Os maiores valores foram observados na sub-bacia Santa Maria do Leme, pois há a maior número de afluentes laterais por unidade de comprimento do rio principal. O aumento das concentrações de variáveis de qualidade juntamente com o aumento de X1 mostra que a passagem dos córregos por áreas urbanizadas contribui para a entrada de maior quantidade de poluentes. Dessa forma, o processo natural de autodepuração dos corpos hídricos fica comprometido.

O indicador X18 apresentou aumento contínuo de montante para jusante devido ao incremento em vazão que ocorre com a confluência dos corpos hídricos. Essa elevação de X18 está associada ao aumento do risco de inundação das áreas de várzea. O aumento do nível da água associado à elevação da concentração de poluentes, eleva o risco de contaminação da população em caso de inundações.

Somente as variáveis DQO, nitrogênio amoniacal e coliformes fecais não apresentaram aumento contínuo no sentido a jusante da bacia. Essa descontinuidade pode ser atribuída à diluição de cargas ou ao processo de autodepuração. Segundo dados do SAAE, a cidade tem coleta e tratamento de 85% do esgoto. No entanto os dados encontrados nas coletas mostram deficiência nessa coleta.

6.3. - Simular e analisar cenários de longo prazo sob mudanças no uso e ocupação do solo

A simulação de condições atuais e futuras mostrou-se ferramenta útil na avaliação dos impactos da urbanização sobre os recursos hídricos. As mudanças propostas em cada cenário resultaram em variações significativas no escoamento e na geração de cargas poluentes.

A modelagem matemática permitiu a avaliação da contribuição da drenagem na qualidade e quantidade de água no meio urbano. A simulação de cenários em longo prazo permitiu a análise de como a variação nas características físicas da bacia influenciam a geração de escoamento e o carregamento de cargas poluentes.

Na etapa de modelagem, foi essencial a necessidade de dados experimentais para a obtenção de resultados mais confiáveis e próximos da realidade, ressaltando a necessidade do monitoramento quali-quantitativo das águas urbanas.

O aumento nos picos de vazão e na carga de poluentes gerada nos cenários reativos (“GO” e “OS”) indica que as medidas adotadas nesses cenários, como o aumento de áreas impermeáveis, a redução da rugosidade dos canais e o aumento da declividade, não são indicadas em termos de planejamento urbano. Principalmente para locais onde já ocorre o extravasamento de canais durante eventos de precipitação como é o caso da sub-bacia do Gregório. A elevação do nível da água e da concentração de poluentes, como ocorre nessas ocasiões põe em risco a segurança da população e causa prejuízos para o poder público.

Objetivo Principal:

Realizar uma análise experimental e de modelagem hidrológica quali-quantitativa de águas da drenagem urbana com base em critérios ecohidrológicos e sob cenários prospectivos para o manejo das águas urbanas.

Os resultados da análise experimental e da modelagem quali-quantitativa da drenagem urbana apresentados neste estudo indicam a necessidade da implantação de rede de monitoramento como a proposta pelo Projeto FINEP (Reis, 2010). O acompanhamento da evolução de aspectos quali-quantitativos da drenagem urbana permite a identificação de pontos críticos para o estabelecimento de medidas mitigadoras. O monitoramento quali-quantitativo pode ser empregado não só para a avaliação os impactos da mudança no uso do

solo e para a manutenção da qualidade da água destinada aos usos na bacia, mas também pensando na continuidade dos corpos hídricos e, portanto, nos impactos causados a jusante.

A modelagem de condições atuais e futuras mostrou-se uma ferramenta útil na avaliação dos impactos das mudanças no uso do solo sobre as águas urbanas. Diante da contribuição das alterações no uso do solo para as mudanças climáticas, o presente trabalho contribui com o Projeto Temático FAPESP (ORSINI, 2009). Ao avaliar os impactos causados pelas mudanças no uso e ocupação do solo, as simulações permitem a avaliação dos riscos dos recursos hídricos frente a essas mudanças, permitindo assim, a adoção de medidas que aumentem a resiliência desse recurso no meio urbano.

7. RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos neste trabalho são propostas as seguintes recomendações:

- Implantar um sistema periódico de coleta e análise de amostras de água em diferentes pontos, pois a disponibilidade de dados qualitativos e quantitativos é relevante para o planejamento urbano e para a calibração de modelos que auxiliam os tomadores de decisão.
- Aprofundar análise da relação entre indicadores ecohidrológicos e variáveis de qualidade de água.
- Incluir nas simulações dados climatológicos.
- Realizar construção de cenários utilizando outros parâmetros para a variação, a fim de tornar a simulação cada vez mais representativa de sistemas reais.
- Aplicação de cenários com menor discretização temporal, para que os tomadores de decisão possam analisar e implantar medidas de forma mais rápida, durante um mandato.
- Realização de modelagem com variação espacial da precipitação.

8. REFERÊNCIAS

ALLAN, J. D. **Stream ecology: structure and function of running waters**. London: Chapman and Hall, 388p. 1995.

ALMEIDA, C. das N. **Modelagem integrada de recursos hídricos com apoio de um sistema de informações geográficas**. 2006. 115p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

ALMEIDA-NETO, P.A. **Hidrogramas experimentais de áreas alagadas da microbacia do rio Jacupiranguinha, Baixo Ribeira de Iguape, SP**. 2007. 152 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

ALMEIDA-NETO, P; MENDIONDO, E. M. 2008. Eco-hidrologia de pulsos sobre várzeas: conceitos, exemplos e cenários. *In*: Calijuri MC, Poli AC, Bortoletto P. **Subsídios para a sustentabilidade dos recursos hídricos**: um estudo de caso em sub-bacias do Baixo Ribeira de Iguape, São Paulo, Brasil. Editorial EESC/USP, 1 ed São Carlos, Brasil. p. 67-86.

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

ARAÚJO, J. C.de; SANTAELLA, S. T. 2003. Gestão da qualidade. *In*: **Gestão das águas**: princípios e práticas. CAMPOS, N.; STUDART, T (Edit.). Porto Alegre, RS: ABRH, 2ªed., 242p.

BARBASSA, A, P. **Simulação do efeito da urbanização sobre a drenagem pluvial na cidade de São Carlos-SP**. 1991. 328p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos – USP. São Carlos, 1991.

BARNWELL, T.O.; JOHANSON, R. (1981). **HSPF**: a comprehensive package for simulation of watershed hydrology and water quality. *In*: **Nonpoint Pollution Control**: Tools and Techniques for the Future. Interstate Commission on the Potomac River Basin, 1981.

BARRETO, A. **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação pelas comunidades biológicas e na sua quantificação no sedimento e água**.

1999. 276 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1999.

BENASSI, R. F. **Dinâmica espaço-temporal de um sistema de áreas alagáveis na planície de inundação do rio Jacupiranguinha, Vale do Ribeira do Iguape, SP.** 2006. 152p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. *In: Hidrologia: ciência e aplicação.* Porto Alegre: ABRH. 2Ed. 943p. 2001.

BERKES, F. Understanding uncertainty and reducing vulnerability: lessons from resilience thinking, **Natural Hazards** (2007) 41:283–295. 2007.

BICKNELL, B.R.; IMHOFF, J.C.; KITTLE Jr, J.L.; JOBES, T.H.; DONIGIAN Jr., A.S. **HSPF Version 12.2 User's Manual.** AQUA TERRA Consultants, Mountain View, CA, 2005. Em cooperação com o Office of Surface Water, Water Resources Discipline, US. Geological Survey, Reston, VA, and National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development, EPA, Athens, GA.

BOTTINO, F. **Estudo experimental e matemático de qualidade de água com base na ecohidrologia fluvial de pequenas bacias:** estudo de caso do rio Canha, Baixo Ribeira do Iguape, SP. 2008. 188p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

BOTTINO, F.; MENDIONDO, E.M. Estudo experimental e matemático da qualidade de água visando à eco-hidrologia fluvial: Estudo de caso do rio Canha. In: Calijuri MC, Poli AC, Bortoletto P. **Subsídios para a sustentabilidade dos recursos hídricos: um estudo de caso em sub-bacias do Baixo Ribeira de Iguape,** São Paulo, Brasil. Editorial EESC/USP, 1 ed São Carlos, Brasil. p.123-138. 2009.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. Resolução **357 de 17 de março de 2005.** Diário Oficial da União da República Federativa do Brasil, Brasília, DF.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. **Resolução 369 de 28 de Março de 2006.** Disponível em:<www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res36906.xml>. Acesso em: Novembro/2010.

BRITO, D.S. **Metodologia para seleção de sistemas de drenagem**. Dissertação (Mestrado). Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Brasília, DF. 2006.

BUNN, S.E.; ARTHINGTON, A.H. Basic principles and ecological consequences of the altered flow regimes for aquatic diversity. **Environmental Management**, v.30, n° 4, p. 492-507. 2002.

CALIJURI, M.C.; BUBEL, A.P.M. 2006. Conceituação de microbacias. In: Lima WP, Zaika MJB. **As florestas plantadas e a água**. RiMa Editora, São Carlos, Brasil. p.45-60.

CAMPOS, N. Gestão de águas: novas visões e paradigmas. In: **Gestão das águas: princípios e práticas**. CAMPOS, N.; STUDART, T (Ed.). ABRH, 2ªed., 2003. 242p.

CARVALHO, P.F.; BRAGA, R. Águas nas cidades: reflexões sobre usos e abusos para aprender novos usos. In: BRAGA, R.; CARVALHO, P.F. (Org.) **Recursos Hídricos e Planejamento Urbano e Regional**. 1ªEd. Rio Claro, p. 09-35. 2003.

CBH – TJ. 2000. Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré – Relatório Zero – **Diagnóstico da Situação atual dos recursos Hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré** - Relatório Final nº 40.674. 528p. 1CD-ROM.

CHANG, C.H.; WEN, C.G.; LEE, C.S. Use of intercepted runoff depth for stormwater runoff management in industrial parks in Taiwan. **Water Resources Management**, 22. p.1609-1623. 2008.

COLLISCHONN, W.; ANGRA, S.; FREITAS G.; PRIANTE G. R.; TASSI R.; SOUSA C. Em busca do hidrograma ecológico. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa (PB), 2005 Anais. ABRH: São Paulo.

COLLODEL, M. **Aplicação do modelo hidrológico SWMM na avaliação de diferentes níveis de detalhamento da bacia hidrográfica submetida ao processo de transformação chuva-vazão**. 2009. 221p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**. 2009. Disponível

em:< www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/125-variaveis-de-qualidade-das-aguas-e-dos-sedimentos>. Acesso em Junho de 2012.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>. Acesso 28 fevereiro de 2012.

DALE, V.H., BROWN, S., HAEUBER, R.A., HOBBS, N.T., HUNTLY, N., NAIMAN, R.J., RIEBSAME, W.E., TURNER, M.G. AND VALONE, T.J. ESA Report: Ecological principles and guidelines for managing the use of land. **Ecological Applications** 10(3), 639–670. 2000.

DER VEEN, A. LOGTMEIJER. C. Economic Hotspots: Visualizing Vulnerability to Flooding, **Natural Hazards** 36: 65-80, 2005.

DONIGIAN Jr., A.S.; HUBER, W.C. (1991). **Modelling of nonpoint source water quality in urban and non-urban areas**. Environmental Research Laboratory, US. Environmental Protection Agency, Athens.

DORNFELD, C.B. **Utilização de *Chironomus sp* (Diptera, Chironomidae) para a avaliação de qualidade de sedimentos e contaminação por metais**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, SP. 2006. 211p.

EKNESS, P.; RANDHIR, T. Effects of riparian areas, stream order, and land use disturbance on watershed-scale habitat potential: an ecohydrologic approach to policy. **Journal of the American Water Resources Association**, Vol.43, Nº6, p.1468-1482. 2007.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia. 2 ed. Rio de Janeiro. **Interciência**, 1995. 602p.

FISHER, L.S.; MAYS, P.A.; WYLIE, C.L. An overview of nitrogen critical loads for policy makers, stakeholders and industries in the United States. **Water Air Soil Pollut.** Nº. 179. p.3-18. 2007.

FOXON, T. Sustainability criteria for decision support in the UK water industry. **Journal of Environmental Planning and Management**. 45 (2), p. 285-301. 2002.

FRACÁCIO, R. **Estudos limnológicos e ecotoxicológicos (laboratoriais e *in situ*), com ênfase na avaliação da toxicidade de metais e de pesticidas organoclorados em peixes**

(Danio rerio e Poecilia reticulata) - Sub-bacia do rio Monjolinho. 2006. 184p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

GALAVOTI, R.C. **Proposta de um Modelo de Gestão Integrada de Águas Urbanas em Escala de Lote Residencial: Alcances e Limitações**. 2012. 252p. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento - SHS/EESC/USP. São Carlos, SP, 2012.

GALBRAITH, L.M.; BURNS, C.W. Linking land-use, water body type and water quality in Southern New Zeland. **Landscape Ecology**. N° 22. P.23-24. 2007.

GARCIA, J.I.B. **Monitoramento Hidrológico e Modelagem da Drenagem Urbana da Bacia Hidrográfica do Arroio Cancela**. 2005. 169 p. Dissertação (Mestrado)- Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul, 2005.

GARCIA, J. I. B.; PAIVA, E. M. C. D. Monitoramento Hidrológico e Modelagem da Drenagem Urbana da Bacia do Arroio Cancela – RS. RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, Out/Dez 2006, p. 99-108. 2006.

GASTALDINI, M. C. C.; MENDONÇA A. S. F. Conceitos para a avaliação da qualidade da água. In: Paiva, J.B.D.; Paiva, E.M.C.D. (orgs.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH. 625 p. 2001.

GRACIOSA, M. C. P. **Modelo de seguros para riscos hidrológicos com base em simulação hidráulico-hidrológica como ferramenta de gestão do risco de inundações**. 2010. 163p. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, SP. São Carlos, 2010.

GUERESCHI, R.M. **Monitoramento biológico da bacia hidrográfica do Rio Monjolinho pelo uso de invertebrados bentônicos**. 1995. 93p. Monografia (Graduação). Universidade Federal de São Carlos, SP. 1995.

HE, J.; VALEO, C.; CHU, A.; NEUMANN, N.F. Stormwater quantity and quality response to climate change using artificial neural networks. **Hydrological Processes**. 25, 1298–1312, 2011.

HEC (HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER). **Storage, treatment, overflow, runoff Model (STORM)**. User's Manual, 1977.

HINKEL, R. Vegetação Ripária: *Funções e Ecologia*. In: I SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS. 2003. Santa Catarina. **Anais do I Seminário de Hidrologia Florestal**, SC: 40-48p. 2003.

HOLLING, C. Resilience and stability of ecological systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4: 1-23. 1973.

HOLLING, C.S. AND GUNDERSON, L.H. Resilience and adaptive cycles. In **Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems** (L.H. Gunderson and C.S. Holling, eds.), Island Press, Washington, D.C. p. 25–62, 2002.

HUBACEK, K. GUAN, D., BARRETT, J., WIEDMAN, T. Environmental implications of urbanization and lifestyle change in China: Ecological and Water Footprints. **Journal of Cleaner Production**. 17, p.1241–1248. 2009.

HUET, M. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. **Schweiz. Z. Hydrol.** 11:332-351, 1949.

HUFF, F. A. **Time Distributions of Heavy Rainstorms in Illinois**. 1990. Illinois State Water Survey Champaign. 18 p.

HULSE, D., EILERS, J., FREEMARK, K., WHITE, D. AND HUMMON, C. Planning alternative future landscapes in Oregon: evaluating effects on water quality and biodiversity. **Landscape Journal** 19(2), 1–19. 2000.

IBGE. 2009. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <www.ibge.gov.br/paisesat/main.php>. Acesso em Novembro/2010.

_____. 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. Disponível em: <www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em Novembro/2010.

JANAUER, G. A. Ecohydrology: fusing concepts and scales. In: **Ecological Engineering**. 16, p. 9-16, 2000.

KAREIVA, P. AND WENNERGREN, U. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. **Nature** 373, 299–302. 1995.

KIM, G.; YUR, J.; KIM, J. Diffuse pollution loading from urban stormwater runoff in Daejeon city, Korea. **Journal of Environmental Management**, v. 85, n. 1, pp. 9-16. 2007.

KOIDE S.; ALMEIDA DE SOUZA, M.A. Monitoramento da qualidade da água. In: Paiva, J.B.D.; Paiva, E.M.C.D. (orgs.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH. 625 p. 2001.

KOBIYAMA, M. Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos. In: I SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS. 2003. Santa Catarina. **Anais do I Seminário de Hidrologia Florestal, SC: 2003**. 1-14p.

LEE, J. H.; BANG, K. W. Characterization of urban stormwater runoff. **Water Research**, v. 34, n. 6, pp. 1773-1780, 2000.

LEE, S.B.; YOON, C.G.; JUNG, K.W; HWANG, H.S. Comparative evaluation of runoff and water quality using HSPF and SWMM. **Water Science and Technology –WST**. 62.2. p.1401-1409. 2010.

MARENGO ORSINI, J. A. (2009). Assessment of Impacts and Vulnerability to Climate Change in Brazil and Strategies for Adaptation Options. Projeto temático FAPESP aprovado em 2011.

MARINELLI, C.E.; MORETTO, E.M.; BRUCHA, G.; LUCCA, J.V. Limnologia. In: Espindola ELG, Silva JSV, Martinelli CE, Abdon MM. **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho**. RiMa Editora, São Carlos, Brasil. p.133-149, 2000.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). Scenario Working Group. Four Scenarios. In: S.R. Carpenter, P.L. Pingali, E.M. Bennett, M.B. Zurek (editors). **Ecosystems and Human Well-being: Scenarios**, Island Press: Washington, V2, Capter 8, p. 223-294. 2005.

MEASHAM, T.G.; PRESTON, B.L.; SMITH, T.F.; BROOKE, C.; GORDDARD, R; WITHYCOMBE, G.; MORRISON, C. **Adapting to climate change through local municipal planning: barriers and challenges**. Mitig Adapt Strateg Glob Change. DOI 10.1007/s11027-011-9301-2. 2011.

MENDES, A.J.S. **Avaliação dos impactos sobre a comunidade macrozoobentônica no córrego do Monjolinho** (São Carlos, SP). 1998, 106p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

MENDIONDO, E. M.; CLARKE, R. T.; TOENSMANN, F. 2000a. River restoration, discharge uncertainty and floods. In: TOENSMANN, F.; KOCH, M. (ed.). **River flood defence**. Kassel, Alemanha, v. 2, p. 141-152.

MENDIONDO, E. M.; NEIFF, J. J.; DEPETTRIS, C. A. 2000b. Ecohydrology of wetlands aided by remote sensing: a case study with the revive's goals initiative. In: MAIONE, U.; LEHTO, B. M.; MONTI, R. (Ed.). **New trends in water and environmental engineering for safety and life**. Rotterdam, Netherlands.

MENDIONDO, E. M. 2005. Flood risk management of urban waters in humid tropics: early-warning, protection and rehabilitation, Invited paper In: C. TUCCI & J. GOLDENFUM (Orgs.) **Workshop on Integrated Urban Water Management in Humid Tropics**, UNESCO IHP-VI, 2-3 Abril 2005, Foz do Iguaçu, Brasil.

MENDIONDO, E.M. Challenging issues of urban biodiversity related to ecohydrology. **Brazilian Journal of Biology**, p.983-1002. 2008.

MENDIONDO, E. M., TUCCI, C. E. Escalas hidrológicas III: hipótese integradora de processos na bacia vertente, **Rev. Bras. Rec. Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 101-122, 1997.

MONSTADT, J. Conceptualizing the political ecology of urban infrastructures: insights from technology and urban studies. **Environment and Planning A**. Volume 41, 2009. p. 1924 – 1942.

MORAES, L. A. F. de. A visão integrada da ecohidrologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. In: **Oecologia Brasiliensis**. 13(4), p. 676-687, 2009.

MORAES, D. S. de L.; JORDÃO, B.Q. Degradação ambiental e saúde humana. In: **Revista Saúde Pública**. 36(3): p.370-374, 2002.

NAIMAN, R. J.; BILBY R. E.; BISSON, P. A. Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. In: *BioScience*. Vol. 50. Nº11. November 2000. 996-1011 p.

NASCIMENTO, N. (2010). Monitoramento, avaliação do processo de transformação Chuva-vazão sob os aspectos quali-quantitativos, suas inter-relações com a geração de resíduos sólidos e proposição de medidas compensatórias em sub-bacias urbanas de diferentes níveis de ocupação do Município de São Carlos. SP. Projeto de pesquisa FINEP aprovado, 2010.

NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. **Interciencia** 15 (6): 425-441, 1990.

NEIFF, J. J.; MENDIONDO, E.; DEPETTRIS, C. Enso's floods on Paraná river ecosystems, South America. *In*: TONSMANN, F.; KOCH, M. (Edit.). **River flood defence**. Herkules Vg., Kassel. 2000.

NEITSH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. **Soil and water assessment tool. Theoretical Documentation**, Temple, Texas, USA, 2005.

NEVES, E.T. (1968). Curso de Hidráulica. 2ª Edição. Editora Globo. Porto Alegre.

NEVES, M. J. M. O uso do planejamento por cenários em recursos hídricos: uma revisão. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo-SP. 2007.

NUTTLE, W. K. 2002. Is ecohydrology one idea or many? *In*: **Hydrological Sciences–Journal–des Sciences Hydrologiques**, 47(5): p. 805-807, October 2002.

OBROPTA CC, KARDOS JS. Review of urban stormwater quality models: deterministic, stochastic, and hybrid approaches. **Journal of the American Water Resources Association** 43: 1508–1523. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00124.x. 2007.

PARK, S. Y.; LEE, K. W.; PARK, I. H.; HA, S. R. Effect of the Aggregation Level of Surface Runoff Fields and Sewer Network for a SWMM Simulation. **Desalination** 226. p. 328-337, 2008.

PEHOVAZ, R. P. A. **Avaliação experimental e teórica da qualidade da água de bacias urbanas com base na ecohidrologia**. 2010. 218p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

PELAEZ-RODRIGUEZ, M. **Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu SP (Ribeirão do Feijão e rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. 2001. 145 p. Tese de doutorado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001.

PERCY, S.; LUBCHENCO, J. **Ecossistemas e bem-estar humano: Oportunidades e desafios para empresas e a indústria**. Disponível em: <www.cebds.org.br/cebds/pub-docs/pub-MEA-Oportunidades-Empresas.pdf>. Acesso em Novembro/2010.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo, ABES, 285 p. 2006.

PMSC. Prefeitura Municipal de São Carlos. **Plano Diretor Municipal**. Textos da Lei e Anexos. 2005.

_____. Prefeitura Municipal de São Carlos. **Dados da Cidade**. Disponível em: <www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/conheca-sao-carlos/115442-dados-da-cidade-geografico-e-demografico.html>. Acesso em Agosto/2010.

_____. Prefeitura Municipal de São Carlos. Plano Diretor de Drenagem Urbana Ambientalmente Sustentável do Município de São Carlos. Relatório Síntese. 2011.

_____. Prefeitura Municipal de São Carlos. **Dados da cidade**. Disponível em: <www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/noticias-2012/162211-saae-inaugura-obras-complementares-da-ete-monjolinho.html>. Acesso em Junho/2012.

POLIS (2002). Assessoria Técnica para Elaboração do Plano Diretor de São Carlos. Leitura Técnica da Cidade (Produto 1). São Paulo.

PORTO, R.; ZAHED, K, F.; TUCCI, C.; BIDONE, F. Drenagem urbana. *In: Hidrologia: ciência e aplicação*. TUCCI, C. 2Ed. 2001. 943p.

REGINATO, M.; PIECHOTA, T.C. Nutrient contribution of nonpoint source runoff in the Las Vegas Valley. **Journal of the American Water Association**. 40:6. p.1537-1551, 2004.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model, Version 5.0: User's Manual**. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH45268. Disponível em: <www.epa.gov/ednnrmrl/models/swmm/index.htm>. Acesso em Novembro/2010.

SALAMI, L. N. B. P. **Estudo das influencias climáticas e antropogênicas nas características físico-químicas no rio do Monjolinho**. 1996. 136p. Dissertação (mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos. 1996.

SANTOS, M. G. **Decomposição aeróbia de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. E caracterização limnológica na bacia do rio Monjolinho** (São Carlos, SP, Brasil). 2009. 135p. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de São Carlos. PPGRN, 2009.

SÉ, J. **O rio do Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistema ecológicos: um conjunto de informações para o início de um processo de pesquisas ecológicas, de educação, planejamento e gerenciamento ambientais a longo prazo.** 1992. 381 p. Dissertação de Mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1992.

SOARES, J.J.; SILVA, D.W.; LIMA, M.I.S. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil. **Braz. J. Biol.**, 63(3): 527-536, 2003.

SOUZA, T. F. **Drenagem Urbana sob Cenários de Longo Prazo visando Incentivos Ambientais.** 2008. 253p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008.

STUDART, T.; CAMPOS, N. **Gestão das águas: princípios e práticas.** CAMPOS, N.; STUDART, T (Ed.). ABRH, 2ªed., 2003. 242p.

TEMPRANO, J. ; ARANGO,O.; CAGIAO,J.;SUAREZ,J.; TEJERO,I. Stormwater quality calibration by SWMM: A case of study in Northern Spain. **Water SA**, v.32, Nº.1, p. 55-63, 2006.

THOMAZ , S, BINI, L M, BOZELLI, R L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems, **Hydrobiologia** 579(1): 1-13p, 2007.

TUCCI, C. E. M. Água no meio urbano. *In:* Água Doce. 1997.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETO, O.M. Gestão da Água no Brasil. Brasília, DF: UNESCO, 2001. p. 190.

TUCCI, C. E. M. Drenagem urbana. *Ciência e Cultura*, v. 55, 2003. p. 10-11.

_____. **Modelos Hidrológicos.** Porto Alegre:Edit. Universidade/UFRS. ABRH. 2005. 669p.

UNESCO. **Ecohydrology:** an interdisciplinary approach for the sustainable management of water resources. International Hydrological Programme and Man and the Biosphere Programme, 2007.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** v. 37 n.1, p. 130-137, 1980.

VIANA, S. **Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio Monjolinho e tributários (São Carlos, SP) e análise de sua relação com as variáveis físicas e químicas.** 2005. 135 p. Dissertação de Mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2005.

VISSMAN, Jr., W.; LEWIS, G.L. **Introduction to Hydrology.** 5ªEd. Pearson Education, Inc., 2002, 612p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas residuárias e ao tratamento de esgotos.** 2Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996. 243p.

WARD, J & TOCKNER, K Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. **Freshwater Biology** 46: 807–819p, 2001.

YANG, Y.S.; WANG, L. A review of modeling tools for implementation of the EU water framework directive in handling diffuse water pollution. **Water Resource Manage.** N°. 24. p.1819-1843. DOI 10.1007/s11269-009-9526-y, 2009.

ZAFFANI, A.G.; BRESSIANI, D.A.; PEHOVAZ, R.P.; MENDIONDO, E.M. 2011. A poluição da drenagem urbana relacionada com a pegada hídrica cinza: caso da cidade de São Carlos, SP. *In*: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Anais: Maceió-AL. 2011.

ZALEWSKI, M. Ecohydrology. The scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. **Guest Editorial. Ecol. Engineering** 16:1-8p, 2000.

_____. Ecohydrology—the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources. **Hydrological Sciences-Journal des Sciences Hydrologiques.** 47(5), 823-832 p, 2002.

ZHANG X, XIA J. Coupling the hydrological and ecological process to implement the sustainable water resources management in Hanjiang River Basin. **Science in China Series E: Technological Sciences**, V.52, n.11, 3240—3248, p 2009.

ANEXOS

ANEXO A

Dados de entrada no modelo para o ano de 2010

Tabela A1- Características das sub-bacias inseridas no SWMM. Ano 2010

Sub-bacia	Área (ha)	% AI	% AIZero	Uso do solo	% área	% Slope	W (m)	NI	NP	DI	DP
1	253,60	1,5	0	Rust	99	2,8	2.114,57	0,02	0,15	1,47	3,13
2	50,28	3	0	Rust	91	1,5	1.326,11	0,02	0,15	1,47	3,13
3	77,84	0,5	0	Rust	100	2,7	1.600,27	0,02	0,15	1,47	3,13
4	73,85	1	0	Rust	99	0,3	1.932,77	0,02	0,15	1,47	3,13
5	190,56	7	0	Rust	100	1,8	3.080,42	0,02	0,15	1,47	3,13
6	4,43	1	0	Rust	100	1,3	349,04	0,02	0,15	1,47	3,13
7	136,07	16	0	Rust	74	2,4	2.442,90	0,02	0,15	1,47	3,13
8	153,53	0,8	0	Rust	100	3,3	1.241,74	0,02	0,15	1,47	3,13
9	153,53	0,8	0	Rust	100	2,3	571,77	0,02	0,15	1,47	3,13
10	192,64	0,8	0	Rust	100	3,0	1.642,14	0,02	0,15	1,47	3,13
11	34,29	45	0	Rust	100	0,2	1.564,00	0,02	0,15	1,47	3,13
12	193,49	58	77	Res	61	2,8	2.449,81	0,02	0,12	1,47	3,13
13	53,88	13	13	Res	61	0,1	1.544,46	0,02	0,12	1,47	3,13
14	200,27	1	0	Rust	100	2,9	1.577,15	0,02	0,15	1,47	3,13
15	69,53	42	30	Rust	50	0,1	1.967,63	0,02	0,15	1,47	3,13
16	221,23	55	40	Res	99	1,9	2.465,99	0,02	0,12	1,47	3,13
17	99,38	12	4	Res	54	0,1	2.481,36	0,02	0,12	1,47	3,13
18	225,59	1	0	Rust	100	1,6	1.920,01	0,02	0,15	1,47	3,13
19	18,92	2	0	Rust	82	0,3	1.258,44	0,02	0,15	1,47	3,13
20	104,89	66	30	Rust	55	1,6	2.263,41	0,02	0,15	1,47	3,13
21	25,69	2	0	Rust	100	0,2	1.443,44	0,02	0,15	1,47	3,13
22	340,30	1,2	0	Rust	100	1,2	2.366,39	0,02	0,15	1,47	3,13
23	245,74	40	30	Rust	59	0,6	3.376,61	0,02	0,15	1,47	3,13
24	353,33	18	0	Rust	79	2,1	1.913,78	0,02	0,15	1,47	3,13
25	95,88	92	77	Res	87	0,8	1.874,81	0,02	0,12	1,47	3,13
26	113,85	80	77	Res	87	3,3	1.784,25	0,02	0,12	1,47	3,13
27	106,80	92	77	Res	100	0,8	2.165,68	0,02	0,12	1,47	3,13
28	509,65	7	0	Rust	93	1,2	2.284,77	0,02	0,15	1,47	3,13
29	43,82	12	4	Rust	100	1,3	1.702,28	0,02	0,15	1,47	3,13
30	191,93	17	5	Rust	89	2,2	1.534,22	0,02	0,15	1,47	3,13
31	132,60	20	20	Rust	59	1,0	1.673,22	0,02	0,15	1,47	3,13
32	153,66	60	55	Res	93	3,2	2.312,27	0,02	0,12	1,47	3,13
33	117,69	94	77	Res	100	0,5	2.059,70	0,02	0,12	1,47	3,13

Continuação da Tabela A1: Características das sub-bacias inseridas no SWMM. Ano 2010

Sub-bacia	Área (ha)	% AI	% AIZero	Uso do solo	% área	% Slope	W (m)	NI	NP	DI	DP
34	14,78	94	77	Res	100	2,2	1.365,17	0,02	0,12	1,47	3,13
35	201,10	94	77	Res	100	3,2	1.744,32	0,02	0,12	1,47	3,13
36	139,37	95	77	Res	100	0,7	2.218,70	0,02	0,12	1,47	3,13
37	33,82	95	77	Res	100	2,2	1.930,63	0,02	0,12	1,47	3,13
38	30,36	66	55	Res	100	3,3	1.472,59	0,02	0,12	1,47	3,13
39	65,95	92	77	Res	100	1,7	884,2	0,02	0,12	1,47	3,13
40a	31,13	37	27	Res	100	0,5	1.886,88	0,02	0,12	1,47	3,13
40b	77,16	35	25	Res	100	0,3	2.170,07	0,02	0,12	1,47	3,13
41	320,98	65	30	Rust	61	2,0	3.260,06	0,02	0,15	1,47	3,13
42	262,84	70	67	Res	99	2,0	2.700,10	0,02	0,12	1,47	3,13
43	141,82	8	0	Rust	100	3,4	2.134,56	0,02	0,15	1,47	3,13
44	117,31	23	10	Rust	99	2,9	1.348,50	0,02	0,15	1,47	3,13
45	163,56	68	55	Res	43	0,3	2.754,83	0,02	0,12	1,47	3,13
46	67,07	55	50	Res	81	4,1	1.505,97	0,02	0,12	1,47	3,13
47	64,41	93	77	Res	100	0,9	1.921,86	0,02	0,12	1,47	3,13
48	121,42	14	14	Res	84	3,2	1.777,68	0,02	0,12	1,47	3,13
49	72,13	80	77	Res	100	3,1	1.466,44	0,02	0,12	1,47	3,13
50	93,49	23	15	Res	100	3,9	1.520,39	0,02	0,12	1,47	3,13
51	82,35	75	75	Res	100	3,2	1.721,10	0,02	0,12	1,47	3,13
52	226,81	89	77	Res	100	1,0	2.774,82	0,02	0,12	1,47	3,13
53	1,00	87	77	Res	100	4,2	3.556,89	0,02	0,12	1,47	3,13
54	127,28	90	77	Res	100	3,0	2.264,55	0,02	0,12	1,47	3,13
55	162,20	95	77	Res	100	0,6	2.361,28	0,02	0,12	1,47	3,13
56	6,66	10	2	Res	100	3,6	702,64	0,02	0,12	1,47	3,13
57	83,59	15	7	Res	94	2,2	2.218,33	0,02	0,12	1,47	3,13

Tabela A2 - Dados de entrada para os trechos de canal no ano de 2010

		2010
	trecho	n
m o n j o l i n h o	1.2.1	0,06
	1.3.1	0,06
	1.4.1	0,07
	1.5.1.	0,04
	1.6.1	0,03
	1.7.1.	0,03
	1.8.1.	0,03
	1.9.1.	0,04
	1.10.1	0,03
	1.11.1	0,015
	1.12.1.	0,015
	1.13.1.	0,015
	1.14.1.	0,015
	3.2.1	0,015
	5.2.1	0,015
	5.3.1	0,015
	5.4.1a	0,015
	5.4.1b	0,015
	10.2.1	0,015
	11.2.1	0,015
Tijuco	4.2.1	0,01
Sta Maria Madalena	2.2.1	0,015
	2.3.1	0,015
	2.4.1	0,015
Mineirinho	6.2.1	0,04
Gregório	7.2.1	0,03
	7.3.1	0,011
	7.4.1	0,011
	9.2.1	0,03
	9.3.1	0,03
	9.4.1	0,04
	8.2.1	0,03

ANEXO B

Tabela B1- Parâmetros hidrológicos relacionados à drenagem urbana e as mudanças propostas para os cenários

	Indicador	Parâmetro	Unid.	GO: global, reativo				TG: global, proativo				OS: regionalizado, reativo				AM: regionalizado, proativo			
				2025	2050	2075	2100	2025	2050	2075	2100	2025	2050	2075	2100	2025	2050	2075	2100
M A C R O D R E N A G E M	Crescimento Populacional*	Cpop	%ano ⁻¹	0	-	-	-	--	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
	Densidade Populacional*	Dpop	hab.km ⁻²	++	++	+	0	++	++	0	0	++	++	+	+	+	+	0	0
	Potencial de Escoamento*	CN	-	++	+	0	0	0	0	-	--	++	++	+	0	+	0	0	0
	Declividade do Canal*	De	m.m ⁻¹	+	+	0	-	-	--	0	-	++	+	+	0	0	-	-	-
	Sinuosidade do Canal*	Sc	m. m ⁻¹	-	-	0	+	+	++	+	0	--	-	0	-	+	+	+	0
	Rugosidade do Canal*	nc		--	-	0	+	+	++	+	0	--	--	-	0	0	+	+	0
	Áreas impermeáveis conectadas à rede pluvial*	IMP _{rp}	%	++	+	+	0	+	0	0	0	++	++	+	+	+	0	0	0
	Tempo médio de resposta de escoamento superficial	K _{sup}	h ⁻¹	--	-	-	0	0	+	++	+	--	--	-	-	-	0	+	++
	Tempo médio de resposta do escoamento subterrâneo	K _{sub}	h ⁻¹	-	--	--	-	-	-	0	+	-	--	--	--	-	-	0	0
	Largura da Planície de Inundação*	Bp	m	-	-	0	0	++	+	0	0	--	-	-	0	0	0	-	-
	Rugosidade da Planície de Inundação*	np		-	-	0	0	+	++	+	0	--	-	0	0	0	+	+	+
	Vegetação nas Ruas	V _{rua}	No. m ⁻¹	0	0	+	+	++	++	+	0	-	-	0	0	+	+	0	0
	Capacidade de infiltração inicial (taxa de infiltração inicial)	I _o	mm h ⁻¹	-	--	-	0	+	++	+	0	--	--	-	-	-	0	+	+
	Capacidade de infiltração mínima (taxa de infiltração final)	I _b	mm h ⁻¹	-	-	-	0	0	+	+	++	-	--	--	-	0	0	+	+
	Bacia de Detenção*	B _{det}	Nº.km ⁻²	+	+	+	0	-	--	-	-	++	+	+	+	0	-	-	-
	Bacia de Infiltração*	B _{inf}	Nº.km ⁻²	-	-	0	0	++	+	+	+	--	-	-	0	+	+	+	+
	Capacidade máxima do reservatório superficial	R _{max}	mm	-	-	0	0	+	++	+	0	--	--	-	-	0	+	+	++
	Melhoramento de manancial urbano*	S _{pring}	No.km ⁻²	-	0	0	+	++	++	+	+	--	-	-	0	+	+	0	0
	Densidade de Drenagem*	DD	km.km ⁻²	-	0	0	0	+	+	++	++	--	-	0	0	0	+	+	+
	Alerta antecipado	T _{antecipado}	% de tc	0	0	+	+	++	++	+	0	--	-	-	0	+	+	0	0
	Medidas não-estruturais para mitigar efeitos de inundação	Red.inund	% de bacia	0	0	+	+	++	++	+	0	-	0	0	+	+	+	+	+
L O T E	Áreas impermeáveis conectadas aos lote urbanos*	IMP _{cl}	%	+	+	+	0	0	--	-	-	++	++	+	+	0	-	-	-
	Áreas impermeáveis em lotes urbanos*	IMP _{lote}	%	+	+	0	0	0	-	--	0	++	+	0	0	0	-	-	0
	Solo descoberto nos Lotes*	S _{desclo}	%	+	0	0	0	--	0	0	0	+	+	0	0	0	-	0	0
	Tecnologias apropriadas de manejo na escala de lote pluvial (Best Management Practice)*	BMP _{lote}	hm ³ .lot ⁻¹	0	0	+	+	++	++	+	0	--	-	-	0	+	+	+	0
	Vegetação nos Lotes*	V _{lote}	%	-	0	0	+	++	+	+	0	--	-	-	0	+	+	+	0
	Taxa do imposto de lote sobre a descarga máxima*	Q _{maxlt}	%	0	0	+	+	++	++	+	+	-	0	0	0	+	+	+	0
	Taxa do imposto de lote sobre o armazenamento pluvial*	S _{flt}	%	0	0	+	+	++	++	+	+	-	0	0	0	+	+	+	+
	Gramma nos Lotes*	G _{lote}	%	+	0	0	0	0	-	0	0	0	+	+	0	0	+	0	0

Fonte: Souza (2008), Adaptado de Mendingo (2005)

ANEXO C

Caracterização dos cenários de longo prazo propostos por Souza (2008).

Tabela C1- Dados de entrada no modelo para o cenário OS

Order from Strength								
	2025		2050		2075		2100	
	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)
1	58	0,028	62	0,029	62	0,029	98	0,029
2	58	0,016	63	0,017	63	0,017	98	0,017
3	58	0,028	58	0,029	58	0,029	98	0,029
4	58	0,003	70	0,002	79	0,002	98	0,002
5	58	0,019	58	0,019	83	0,019	98	0,021
6	65	0,014	68	0,014	68	0,014	98	0,014
7	79	0,024	98	0,024	98	0,025	98	0,025
8	65	0,034	67	0,034	67	0,034	98	0,037
9	65	0,026	98	0,026	98	0,026	98	0,026
10	65	0,030	68	0,030	95	0,030	98	0,033
11	79	0,002	98	0,002	98	0,002	98	0,002
12	98	0,028	98	0,028	98	0,028	98	0,028
13	98	0,002	98	0,002	98	0,002	98	0,002
14	63	0,020	75	0,029	98	0,030	98	0,030
15	98	0,001	98	0,001	98	0,001	98	0,001
16	98	0,020	98	0,020	98	0,023	98	0,023
17	98	0,001	98	0,001	98	0,001	98	0,001
18	69	0,017	79	0,017	98	0,019	98	0,019
19	98	0,003	98	0,003	98	0,003	98	0,003
20	98	0,016	98	0,016	98	0,017	98	0,017
21	98	0,005	98	0,005	98	0,005	98	0,005
22	69	0,012	80	0,012	98	0,012	98	0,020
23	98	0,005	98	0,005	98	0,005	98	0,005
24	75	0,021	98	0,031	98	0,027	98	0,027
25	98	0,011	98	0,011	98	0,011	98	0,011
26	95	0,034	98	0,036	98	0,036	98	0,036
27	98	0,009	98	0,009	98	0,010	98	0,010
28	67	0,012	98	0,012	98	0,012	98	0,012
29	72	0,016	98	0,011	98	0,011	98	0,011
30	81	0,024	98	0,016	98	0,016	98	0,016
31	98	0,010	98	0,018	98	0,018	98	0,018
32	98	0,034	98	0,034	98	0,034	98	0,034
33	98	0,005	98	0,028	98	0,039	98	0,039
34	98	0,014	98	0,014	98	0,009	98	0,009

Continuação Tabela C1 - Dados de entrada no modelo para o cenário OS

	2025		2050		2075		2100	
	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)
35	98	0,032	98	0,032	98	0,034	98	0,034
36	98	0,007	98	0,007	98	0,030	98	0,030
37	98	0,025	98	0,025	98	0,022	98	0,022
38	98	0,033	98	0,033	98	0,033	98	0,033
39	98	0,006	98	0,006	98	0,003	98	0,006
40a	98	0,005	98	0,005	98	0,005	98	0,005
40b	98	0,014	98	0,014	98	0,015	98	0,015
41	98	0,020	98	0,020	98	0,021	98	0,021
42	98	0,014	98	0,360	98	0,014	98	0,365
43	98	0,034	98	0,034	98	0,365	98	0,034
44	98	0,029	98	0,029	98	0,034	98	0,035
45	98	0,003	98	0,004	98	0,035	98	0,004
46	98	0,041	98	0,041	98	0,004	98	0,046
47	98	0,011	98	0,039	98	0,046	98	0,039
48	98	0,039	98	0,043	98	0,039	98	0,042
49	98	0,011	98	0,011	98	0,042	98	0,011
50	98	0,039	98	0,044	98	0,011	98	0,039
51	98	0,032	98	0,033	98	0,039	98	0,033
52	98	0,023	98	0,023	98	0,033	98	0,023
53	98	0,016	98	0,011	98	0,023	98	0,024
54	98	0,033	98	0,016	98	0,024	98	0,035
55	98	0,011	98	0,035	98	0,035	98	0,011
56	98	0,026	98	0,011	98	0,011	98	0,028
57	98	0,002	98	0,028	98	0,028	98	0,010

Tabela C2 - Dados de entrada para os trechos de canal no cenário OS

		Order from Strength			
		2025	2050	2075	2100
	trecho	n	n	n	n
m o n j o l i n h o	1.2.1	0,08	0,04	0,03	0,03
	1.3.1	0,08	0,04	0,03	0,03
	1.4.1	0,1	0,05	0,03	0,03
	1.5.1.	0,06	0,03	0,015	0,015
	1.6.1	0,05	0,02	0,01	0,01
	1.7.1.	0,05	0,03	0,015	0,015
	1.8.1.	0,05	0,02	0,01	0,01
	1.9.1.	0,06	0,02	0,01	0,01
	1.10.1	0,05	0,02	0,01	0,01
	1.11.1	0,019	0,011	0,01	0,01
	1.12.1.	0,019	0,011	0,015	0,015
	1.13.1.	0,019	0,011	0,01	0,01
	1.14.1.	0,019	0,011	0,011	0,011
	3.2.1	0,019	0,015	0,01	0,01
	5.2.1	0,019	0,011	0,01	0,01
	5.3.1	0,019	0,011	0,01	0,01
	5.4.1a	0,02	0,011	0,01	0,01
	5.4.1b	0,02	0,011	0,01	0,01
Tijuco	10.2.1	0,02	0,011	0,01	0,01
	11.2.1	0,02	0,011	0,01	0,01
Sta Maria Madalena	4.2.1	0,01	0,008	0,014	0,014
	2.2.1	0,02	0,015	0,01	0,01
	2.3.1	0,02	0,015	0,01	0,01
Mineirinho	2.4.1	0,02	0,015	0,01	0,01
	6.2.1	0,05	0,03	0,02	0,01
Gregório	7.2.1	0,05	0,03	0,015	0,01
	7.3.1	0,01	0,01	0,015	0,015
	7.4.1	0,012	0,01	0,01	0,01
	9.2.1	0,05	0,03	0,015	0,01
	9.3.1	0,05	0,03	0,01	0,01
	9.4.1	0,06	0,04	0,01	0,01
	8.2.1	0,05	0,03	0,01	0,01

Tabela C3 - Dados de entrada no modelo para o cenário GO

Global Orchestration								
	2025		2050		2075		2100	
	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)
1	58	0,028	58	0,028	58	0,028	58	0,028
2	59	0,016	60	0,016	60	0,016	60	0,016
3	58	0,028	58	0,028	58	0,028	58	0,028
4	58	0,003	63	0,003	63	0,003	63	0,003
5	58	0,017	59	0,019	59	0,019	59	0,019
6	65	0,013	98	0,014	98	0,014	98	0,005
7	77	0,024	80	0,024	80	0,024	80	0,023
8	65	0,034	68	0,035	68	0,035	68	0,033
9	65	0,026	98	0,026	98	0,026	98	0,014
10	65	0,030	68	0,031	68	0,031	68	0,024
11	72	0,008	98	0,002	98	0,002	98	0,008
12	85	0,028	98	0,029	98	0,029	98	0,027
13	77	0,002	98	0,002	98	0,002	98	0,003
14	58	0,029	65	0,029	65	0,029	65	0,028
15	85	0,001	98	0,001	98	0,001	98	0,005
16	92	0,020	98	0,021	98	0,021	98	0,021
17	85	0,001	98	0,001	98	0,001	98	0,001
18	65	0,017	68	0,019	68	0,019	68	0,190
19	80	0,003	98	0,003	98	0,003	98	0,003
20	85	0,016	98	0,017	98	0,017	98	0,018
21	92	0,005	98	0,005	98	0,005	98	0,007
22	70	0,012	73	0,012	73	0,012	73	0,013
23	94	0,004	98	0,005	98	0,005	98	0,003
24	78	0,021	80	0,022	98	0,022	80	0,022
25	98	0,011	98	0,011	98	0,011	98	0,011
26	94	0,034	95	0,034	98	0,034	95	0,034
27	98	0,009	98	0,009	98	0,009	98	0,007
28	65	0,012	70	0,012	98	0,012	70	0,012
29	65	0,015	80	0,020	98	0,020	80	0,011
30	70	0,023	72	0,026	98	0,026	72	0,022
31	72	0,011	98	0,009	98	0,009	98	0,012
32	78	0,033	98	0,034	98	0,034	98	0,034
33	98	0,005	98	0,005	98	0,005	98	0,003
34	98	0,014	98	0,014	98	0,014	98	0,010

Continuação Tabela C3- Dados de entrada no modelo para o cenário GO

	2025		2050		2075		2100	
	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)
35	98	0,031	98	0,033	98	0,033	98	0,033
36	98	0,007	98	0,007	98	0,007	98	0,005
37	98	0,025	98	0,025	98	0,025	98	0,060
38	98	0,033	98	0,033	98	0,033	98	0,023
39	98	0,017	98	0,008	98	0,008	98	0,002
40a	98	0,005	98	0,005	98	0,005	98	0,007
40b	85	0,003	87	0,011	87	0,014	87	0,005
41	85	0,020	98	0,024	98	0,024	98	0,024
42	83	0,021	85	0,026	85	0,028	85	0,020
43	85	0,034	85	0,034	85	0,034	85	0,034
44	91	0,029	98	0,029	98	0,029	98	0,029
45	91	0,003	98	0,004	98	0,004	98	0,002
46	95	0,041	98	0,049	98	0,049	98	0,047
47	91	0,039	98	0,039	98	0,039	98	0,031
48	98	0,041	98	0,047	98	0,047	98	0,044
49	98	0,011	98	0,011	98	0,011	98	0,015
50	98	0,039	98	0,066	98	0,066	98	0,066
51	98	0,032	98	0,033	98	0,033	98	0,032
52	95	0,011	98	0,011	98	0,011	98	0,028
53	98	0,020	98	0,024	98	0,024	98	0,010
54	98	0,031	98	0,031	98	0,031	98	0,023
55	96	0,008	98	0,011	98	0,011	98	0,032
56	78	0,044	98	0,037	98	0,026	98	0,002
57	90	0,070	98	0,024	98	0,024	98	0,018

Tabela C4 - Dados de entrada para os trechos de canal no cenário *GO*

		Global Orchestration			
		2025	2050	2075	2100
	trecho	n	n	n	n
m o n j o l i n h o	1.2.1	0,08	0,06	0,06	0,08
	1.3.1	0,08	0,06	0,06	0,08
	1.4.1	0,1	0,07	0,07	0,1
	1.5.1.	0,06	0,04	0,04	0,06
	1.6.1	0,05	0,03	0,03	0,05
	1.7.1.	0,05	0,03	0,03	0,05
	1.8.1.	0,05	0,03	0,03	0,05
	1.9.1.	0,05	0,04	0,04	0,05
	1.10.1	0,05	0,03	0,03	0,05
	1.11.1	0,019	0,015	0,015	0,019
	1.12.1.	0,019	0,015	0,015	0,019
	1.13.1.	0,019	0,015	0,015	0,019
	1.14.1.	0,019	0,015	0,015	0,019
	3.2.1	0,019	0,015	0,015	0,019
	5.2.1	0,019	0,015	0,015	0,019
	5.3.1	0,019	0,015	0,015	0,019
	5.4.1a	0,019	0,015	0,015	0,019
	5.4.1b	0,019	0,015	0,015	0,019
Tijuco	10.2.1	0,02	0,015	0,015	0,02
	11.2.1	0,02	0,011	0,011	0,02
Sta Maria Madalena	4.2.1	0,01	0,01	0,01	0,01
	2.2.1	0,019	0,015	0,015	0,019
	2.3.1	0,019	0,015	0,015	0,019
Mineirinho	2.4.1	0,019	0,015	0,015	0,019
	6.2.1	0,05	0,03	0,02	0,01
Gregório	7.2.1	0,05	0,03	0,03	0,05
	7.3.1	0,012	0,011	0,011	0,012
	7.4.1	0,012	0,011	0,011	0,012
	9.2.1	0,05	0,03	0,015	0,01
	9.3.1	0,05	0,03	0,03	0,05
	9.4.1	0,06	0,04	0,04	0,06
	8.2.1	0,06	0,04	0,04	0,06

Tabela C5 - Dados de entrada no modelo para o cenário AM

Adapting Mosaic								
	2025		2050		2075		2100	
	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)
1	58	0,028	58	0,028	58	0,028	58	0,028
2	58	0,015	58	0,015	58	0,015	58	0,015
3	58	0,027	58	0,027	58	0,027	58	0,027
4	58	0,003	58	0,003	58	0,003	58	0,003
5	58	0,018	58	0,018	58	0,018	58	0,018
6	65	0,013	65	0,013	65	0,013	65	0,013
7	74	0,024	74	0,024	74	0,024	74	0,024
8	65	0,033	65	0,033	65	0,033	65	0,033
9	65	0,023	65	0,023	65	0,023	65	0,023
10	65	0,028	65	0,028	65	0,028	65	0,028
11	72	0,002	72	0,002	72	0,002	72	0,002
12	82	0,027	82	0,027	82	0,027	82	0,027
13	74	0,001	74	0,001	74	0,003	74	0,003
14	58	0,028	58	0,028	58	0,029	58	0,029
15	82	0,001	82	0,001	82	0,001	82	0,001
16	98	0,019	98	0,019	98	0,020	98	0,020
17	82	0,001	82	0,001	82	0,001	82	0,001
18	65	0,016	65	0,016	65	0,017	65	0,017
19	82	0,003	82	0,003	82	0,003	82	0,003
20	82	0,015	82	0,015	82	0,016	82	0,016
21	90	0,002	90	0,002	90	0,002	90	0,002
22	68	0,011	68	0,011	68	0,012	68	0,012
23	95	0,006	95	0,006	95	0,005	95	0,005
24	75	0,021	75	0,021	75	0,021	75	0,021
25	95	0,008	95	0,008	95	0,006	95	0,006
26	95	0,033	95	0,033	95	0,032	95	0,032
27	98	0,008	98	0,004	98	0,003	98	0,003
28	68	0,012	68	0,012	68	0,012	68	0,012
29	68	0,012	68	0,012	68	0,012	68	0,012
30	68	0,022	68	0,022	68	0,022	68	0,022
31	75	0,010	75	0,010	75	0,007	75	0,007
32	76	0,032	76	0,031	76	0,028	76	0,028
33	98	0,005	98	0,001	98	0,002	98	0,002
34	98	0,022	98	0,013	98	0,012	98	0,013

Continuação Tabela C5 - Dados de entrada no modelo para o cenário AM

	2025		2050		2075		2100	
	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)
35	98	0,032	98	0,030	98	0,030	98	0,030
36	98	0,007	98	0,002	98	0,001	98	0,001
37	98	0,022	98	0,035	98	0,044	98	0,044
38	98	0,032	98	0,030	98	0,024	98	0,024
39	98	0,023	98	0,012	98	0,008	98	0,008
40a	98	0,007	98	0,017	98	0,017	98	0,017
40b	98	0,002	98	0,002	98	0,004	98	0,004
41	82	0,020	82	0,020	82	0,020	82	0,020
42	82	0,022	82	0,021	82	0,021	82	0,021
43	83	0,034	83	0,034	83	0,034	83	0,034
44	85	0,029	85	0,029	85	0,029	85	0,029
45	88	0,003	88	0,003	88	0,003	88	0,003
46	88	0,041	88	0,041	88	0,040	88	0,040
47	98	0,009	98	0,009	98	0,007	98	0,007
48	88	0,032	88	0,032	88	0,031	88	0,031
49	98	0,029	98	0,029	98	0,029	98	0,029
50	98	0,039	98	0,039	98	0,039	98	0,039
51	98	0,032	98	0,028	98	0,027	98	0,027
52	98	0,010	98	0,010	98	0,009	98	0,009
53	98	0,022	98	0,021	98	0,018	98	0,018
54	98	0,029	98	0,029	98	0,035	98	0,035
55	98	0,003	98	0,001	98	0,001	98	0,001
56	98	0,018	98	0,011	98	0,011	98	0,011
57	98	0,033	98	0,007	98	0,012	98	0,004

Tabela C6 - Dados de entrada para os trechos de canal no cenário *AM*

		Adapting Mosaic			
		2025	2050	2075	2100
	trecho	n	n	n	n
m o n j o l i n h o	1.2.1	0,08	0,08	0,08	0,08
	1.3.1	0,08	0,08	0,08	0,08
	1.4.1	0,1	0,1	0,1	0,1
	1.5.1.	0,1	0,1	0,1	0,1
	1.6.1	0,08	0,08	0,08	0,08
	1.7.1.	0,08	0,08	0,08	0,08
	1.8.1.	0,08	0,08	0,08	0,08
	1.9.1.	0,08	0,08	0,08	0,08
	1.10.1	0,08	0,08	0,08	0,08
	1.11.1	0,025	0,035	0,04	0,04
	1.12.1.	0,025	0,035	0,04	0,04
	1.13.1.	0,025	0,035	0,04	0,04
	1.14.1.	0,025	0,035	0,04	0,04
	3.2.1	0,025	0,035	0,04	0,04
	5.2.1	0,025	0,035	0,04	0,04
	5.3.1	0,025	0,035	0,04	0,04
	5.4.1a	0,035	0,039	0,04	0,04
	5.4.1b	0,035	0,039	0,04	0,04
	10.2.1	0,035	0,039	0,04	0,04
	11.2.1	0,035	0,039	0,04	0,04
Tijuco	4.2.1	0,012	0,015	0,02	0,02
Sta Maria Madalena	2.2.1	0,035	0,039	0,04	0,04
	2.3.1	0,035	0,039	0,04	0,04
	2.4.1	0,035	0,039	0,04	0,04
Mineirinho	6.2.1	0,01	0,012	0,015	0,015
Gregório	7.2.1	0,08	0,1	0,12	0,12
	7.3.1	0,017	0,02	0,03	0,03
	7.4.1	0,017	0,019	0,03	0,03
	9.2.1	0,07	0,1	0,12	0,12
	9.3.1	0,07	0,1	0,12	0,12
	9.4.1	0,2	0,25	30	30
	8.2.1	0,08	0,12	0,12	0,12

Tabela C7 - Dados de entrada no modelo para o cenário *TG*

TechnoGarden								
	2025		2050		2075		2100	
	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)
1	58	0,028	58	0,028	58	0,028	58	0,028
2	58	0,015	58	0,015	58	0,015	58	0,015
3	58	0,027	58	0,027	58	0,027	58	0,027
4	58	0,003	58	0,003	60	0,003	57	0,003
5	58	0,018	58	0,018	59	0,018	57	0,018
6	65	0,013	65	0,013	60	0,013	57	0,013
7	72	0,024	72	0,024	70	0,024	67	0,024
8	65	0,033	65	0,033	63	0,033	60	0,033
9	65	0,023	65	0,023	63	0,023	60	0,023
10	65	0,028	65	0,028	63	0,028	60	0,028
11	72	0,002	72	0,002	70	0,002	67	0,002
12	80	0,027	80	0,027	78	0,027	75	0,027
13	72	0,001	72	0,003	70	0,003	67	0,003
14	58	0,028	58	0,029	56	0,029	53	0,029
15	80	0,001	80	0,001	78	0,001	75	0,001
16	88	0,019	88	0,020	86	0,020	83	0,020
17	80	0,001	80	0,001	78	0,001	75	0,001
18	65	0,016	65	0,017	63	0,017	60	0,017
19	80	0,003	80	0,003	78	0,003	75	0,003
20	80	0,015	80	0,016	78	0,016	75	0,016
21	88	0,002	88	0,002	86	0,002	83	0,002
22	65	0,011	65	0,012	63	0,012	60	0,012
23	93	0,006	93	0,005	91	0,005	88	0,005
24	72	0,021	72	0,021	70	0,021	67	0,021
25	93	0,008	93	0,006	91	0,006	88	0,006
26	93	0,033	93	0,032	91	0,032	88	0,032
27	93	0,008	93	0,003	91	0,003	88	0,003
28	65	0,012	65	0,012	63	0,012	60	0,012
29	65	0,012	65	0,012	63	0,012	60	0,012
30	65	0,022	65	0,022	63	0,022	60	0,022
31	72	0,010	72	0,006	70	0,006	77	0,006
32	65	0,032	65	0,029	63	0,028	60	0,028
33	88	0,005	88	0,002	86	0,002	83	0,002
34	93	0,022	93	0,013	90	0,013	77	0,013

Continuação Tabela C7 - Dados de entrada no modelo para o cenário *TG*

	2025		2050		2075		2100	
	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)	CN	S (m/m)
35	93	0,032	93	0,032	90	0,030	88	0,030
36	93	0,007	93	0,001	90	0,001	88	0,001
37	93	0,022	93	0,045	90	0,045	77	0,045
38	80	0,031	80	0,022	78	0,022	75	0,022
39	88	0,017	88	0,008	86	0,008	83	0,008
40a	80	0,007	80	0,017	78	0,017	75	0,017
40b	80	0,002	80	0,004	78	0,004	75	0,004
41	80	0,020	80	0,020	80	0,020	75	0,020
42	80	0,020	83	0,021	81	0,021	75	0,021
43	83	0,034	85	0,034	80	0,034	80	0,034
44	85	0,029	86	0,029	83	0,029	83	0,029
45	86	0,003	86	0,003	84	0,003	84	0,003
46	86	0,041	86	0,040	84	0,040	84	0,040
47	90	0,009	90	0,007	88	0,007	85	0,007
48	86	0,032	86	0,031	84	0,031	81	0,031
49	90	0,031	90	0,029	88	0,029	85	0,029
50	86	0,039	86	0,039	84	0,039	81	0,039
51	90	0,032	90	0,030	88	0,030	85	0,030
52	92	0,010	92	0,012	90	0,012	97	0,012
53	93	0,042	93	0,019	91	0,018	88	0,018
54	95	0,030	95	0,033	93	0,033	90	0,033
55	95	0,003	95	0,001	93	0,001	90	0,001
56	95	0,019	95	0,012	93	0,012	90	0,012
57	88	0,033	88	0,004	86	0,012	83	0,004

Tabela C8 - Dados de entrada para os trechos de canal no cenário *TG*

		Techno Garden			
		2025	2050	2075	2100
	trecho	n	n	n	n
m o n j o l i n h o	1.2.1	0,1	0,12	0,12	0,14
	1.3.1	0,1	0,12	0,12	0,12
	1.4.1	0,12	0,14	0,16	0,16
	1.5.1.	0,12	0,14	0,14	0,16
	1.6.1	0,1	0,12	0,14	0,14
	1.7.1.	0,1	0,12	0,14	0,14
	1.8.1.	0,1	0,12	0,14	0,14
	1.9.1.	0,1	0,12	0,14	0,14
	1.10.1	0,1	0,14	0,14	0,14
	1.11.1	0,03	0,04	0,045	0,045
	1.12.1.	0,03	0,04	0,045	0,045
	1.13.1.	0,03	0,04	0,09	0,09
	1.14.1.	0,03	0,04	0,045	0,045
	3.2.1	0,03	0,04	0,045	0,045
	5.2.1	0,03	0,04	0,045	0,045
	5.3.1	0,03	0,04	0,045	0,045
	5.4.1a	0,035	0,045	0,05	0,05
	5.4.1b	0,035	0,045	0,05	0,05
	10.2.1	0,035	0,04	0,045	0,045
Tijuco	11.2.1	0,035	0,04	0,045	0,045
	4.2.1	0,015	0,03	0,06	0,06
Sta Maria Madalena	2.2.1	0,035	0,04	0,045	0,045
	2.3.1	0,035	0,04	0,045	0,045
	2.4.1	0,035	0,04	0,045	0,045
Mineirinho	6.2.1	0,12	0,15	0,16	0,16
	7.2.1	0,1	0,14	0,14	0,16
Gregório	7.3.1	0,03	0,06	0,09	0,09
	7.4.1	0,03	0,06	0,09	0,09
	9.2.1	0,09	0,14	0,14	0,16
	9.3.1	0,09	0,14	0,16	0,16
	9.4.1	0,12	0,14	0,16	0,16
	8.2.1	0,1	0,14	0,16	0,16

ANEXO D

Zoneamento da área urbana de São Carlos proposto pelo Plano Diretor Municipal

Legenda

- Zona 1 - Ocupação Induzida
- Zona 2 - Ocupação Condicionada
- Zona 3 - Recuperação e Ocupação Controlada
- Zona 4 - Regulação e Ocupação Controlada
- Zona 5 - Proteção e Ocupação Restrita
- Campi Universitários
- Rodovia
- Perímetro Urbano
- Ferrovia
- Córrego
- Limite do Município