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

RENATA GENOVA MARTINS

**MODELAGEM DA CARGA DE POLUIÇÃO DIFUSA EM ESCALA DE
BACIA COM VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIA POR EVENTO
A PARTIR DE DADOS DE UMA REDE DE MONITORAMENTO
LOCAL**

**São Carlos (SP)
2017**

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

RENATA GENOVA MARTINS

**MODELAGEM DA CARGA DE POLUIÇÃO DIFUSA EM ESCALA DE
BACIA COM VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIA POR EVENTO
A PARTIR DE DADOS DE UMA REDE DE MONITORAMENTO
LOCAL**

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

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha

VERSÃO CORRIGIDA

**São Carlos (SP)
2017**

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

G393m Genova Martins, Renata
Modelagem da carga de poluição difusa em escala de
bacia com valores de concentração média por evento a
partir de dados de uma rede de monitoramento local. /
Renata Genova Martins; orientador Davi Gasparini
Fernandes Cunha. São Carlos, 2017.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de
Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2017.

1. Bacias Hidrográficas Urbanas. 2. Escoamento
Superficial. 3. Poluição Difusa. 4. Concentração Média
por Evento. 5. Modelo L-THIA. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **RENATA GENOVA MARTINS**.

Título da tese: "Modelagem da carga de poluição difusa em escala de bacia com valores de concentração média por evento a partir de dados de uma rede de monitoramento local".

Data da defesa: 06/04/2017.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. **Davi Gasparini Fernandes Cunha**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADA

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

APROVADA

Profa. Dra. **Cristiane Alves Sierra Pereira**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovada

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

APROVADA

Prof. Dr. **Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Aprovada

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

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

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luís Fernando Costa Alberto**

Este trabalho é dedicado ao meu pai Vicente, a minha mãe Valentina, a minha irmã Fernanda e ao meu noivo André pelo apoio incondicional durante o desenvolvimento desta tese.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me dar o dom da vida, força, saúde, fé e determinação nesta caminhada.

A minha família – meu pai Vicente, minha mãe Valentina e minha irmã Fernanda – pelo carinho, pelos ensinamentos, pelo apoio incondicional e motivação para seguir em frente mesmo diante dos obstáculos.

Ao meu noivo, companheiro na diversão, no estudo, no trabalho e em viagens. Agradeço pela paciência e compreensão, e por estar sempre ao meu lado, me dando força e me ajudando a me tornar uma pessoa melhor.

Ao Prof. Dr. João Luiz Boccia Brandão (*in memorian*) por representar mais que um orientador, um exemplo de pessoa e profissional. Obrigada pela confiança depositada e oportunidade oferecida e, também, pelo seu apoio e determinação na sua orientação até o final.

Ao meu novo orientador Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha, um agradecimento especial, por ter se prontificado a me ajudar assim que precisei. Você assumiu minha orientação na reta final e só tenho a agradecer por todo apoio, paciência e dedicação.

Ao Prof. Dr. Jorge Oishi que deteve uma atenção especial ao trabalho e me aconselhou.

Aos profissionais do Laboratório de Saneamento e do Departamento de Hidráulica e Saneamento, pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho.

A todos os professores e colegas do SHS pela convivência enriquecedora, tanto pela amizade como pelas discussões e construções no campo profissional.

Um agradecimento especial ao Marcelo, Marcus, Heider, Maria, Javier, Txe, minha mãe e meu noivo, que me ajudaram nas coletas de campo. O apoio de todos vocês foi fundamental para este trabalho.

Agradeço a Daysy por ter me ajudado em várias partes do desenvolvimento do trabalho e a Aninha pela correção do texto.

Aos meus tios Cid (*in memorian*) e Gabriela pela ajuda primordial nas etapas finais do trabalho.

Aos amigos do LabSin e colegas de campo e laboratório Heider, Marcus, Fernando, Rodrigo, Leandro, Loide, Rafael, Daniela, Taís, Fred e Narumi. Cada um de vocês me ajudou de alguma forma.

Aos amigos conquistados em São Carlos. Além dos mencionados, também gostaria de agradecer à Eloa, Marjo, Drica, Aline, Daniel, Nath, Nayara, meu cunhado Dico e tantos outros que fizeram e farão parte da minha vida.

A Capes, Fapesp (Processo 2014/05912-0) e Finep (MCT Projeto/FINEP/Ação Transversal – Saneamento Ambiental e Habitação - 7/2009 e MCT/FINEP/CT-HYDRO 01/2010) pelo apoio financeiro.

Sonhe com o que você quiser. Vá para onde
você queira ir. Seja o que você quer ser,
porque você possui apenas uma vida
e nela só temos uma chance de fazer aquilo
que queremos. Tenha felicidade bastante para
fazê-la doce. Dificuldades para fazê-la forte.
Tristeza para fazê-la humana e esperança
suficiente para fazê-la feliz.

Clarice Lispector

RESUMO

MARTINS, R. G. Modelagem da carga de poluição difusa em escala de bacia com valores de concentração média do evento a partir de dados de uma rede de monitoramento local. 2017 177f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

As águas superficiais vêm sofrendo impactos em diversas cidades e o escoamento superficial tem sido uma das causas primárias de degradação dos recursos hídricos devido à poluição difusa, além das fontes pontuais, como efluentes domésticos e industriais. A Concentração Média do Evento (CME) tem sido muito utilizada para caracterizar a poluição difusa gerada no escoamento superficial durante o evento de precipitação, além de ser empregada como parâmetro de entrada na estimativa de carga de origem difusa por meio de modelos hidrológicos. Este estudo se dedicou especialmente à avaliação de como a CME influencia a estimativa de cargas difusas quando parâmetro de entrada para modelos hidrológicos. Para isso, além de atividades de campo visando à confecção de modelos de previsão da CME com base em dados reais de uma bacia hidrográfica urbana (Mineirinho, São Carlos, SP) em resposta a eventos chuvosos, buscou-se ajustar, à realidade brasileira, um modelo consagrado para estimativa de cargas difusas e aplicado principalmente em países com clima temperado. Os resultados desta pesquisa mostraram que, em geral, os valores de CME observados são de 2 a 12 vezes maiores que os encontrados na literatura internacional. Em comparação com estudos nacionais, observou-se uma variação nos dados encontrados dependendo das características da bacia hidrográfica monitorada. Além disso, ao adequar o modelo hidrológico L-THIA às características locais, verificou-se um aumento na estimativa da carga de origem difusa quando se utilizavam dados locais. Por fim, com base nas análises realizadas neste estudo, foi possível verificar que os valores de CME que melhor representam as características da bacia hidrográfica do Mineirinho são: nitrogênio total Kjeldahl $6,19 \text{ mg.L}^{-1}$, fósforo total $1,00 \text{ mg.L}^{-1}$, sólidos suspensos totais 870 mg.L^{-1} , chumbo $0,78 \text{ mg.L}^{-1}$, cobre $0,09 \text{ mg.L}^{-1}$ e zinco $0,34 \text{ mg.L}^{-1}$. Reforça-se, portanto, a necessidade de estudos locais para análise da poluição difusa para o planejamento de ações de mitigação de poluição difusa no Brasil.

Palavras-chave: Bacias hidrográficas urbanas, Escoamento superficial, Poluição difusa, Concentração Média do Evento (CME), Modelo L-THIA.

ABSTRACT

MARTINS, R. G. Modeling the diffuse pollution load at basin scale with event mean concentration values based on data from a local monitoring network. 2017 177 p. Thesis (Doctorate) - School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Paulo, 2017.

Surface water has been impacted in several cities and surface runoff has been one of the primary causes of degradation of this resource due to nonpoint source pollution besides the point sources, like domestic effluents and industries. The Event Mean Concentration (EMC) has been widely used to characterize the diffuse pollution generated in the surface runoff during the precipitation event, and it is still used as input parameter in hydrological models that seek to estimate diffuse load. This study focused particularly on the evaluation of how the EMC influences the estimation of diffuse loads as input parameter for hydrological models. To that end, in addition to field activities for the preparation of EMC forecast models based on real data from a river basin in response to rainy events, we attempted to adjust to the Brazilian reality a well-established model for estimating diffuse loads and mainly applied in countries with temperate climate. The results of this research showed that, overall, the EMC observed values are from 2 to 12 times higher than those found in the international literature. Compared with national studies, a variation was observed in the data found depending on the characteristics of the monitored watershed. In addition, when adapting the L-THIA hydrological model to local characteristics, there was an increase in the diffuse source load estimate when using local data. Finally, based on the analyzes carried out in this study, it was possible to verify that the EMC values which best represent the characteristics of the Mineirinho river basin are: Total Kjeldahl Nitrogen 6.19 mg.L^{-1} , Total Phosphorous 1.00 mg.L^{-1} , Total Suspended Solids 870 mg.L^{-1} , Lead 0.78 mg.L^{-1} , Copper 0.09 mg.L^{-1} and Zinc 0.34 mg.L^{-1} . Therefore, it is necessary to carry out local studies to analyze diffuse pollution in order to create a more solid basis for the planning of mitigation actions to control diffuse pollution in Brazil.

Keywords: Urban watersheds, Surface runoff, Diffuse pollution, Event Mean concentration (EMC), L-THIA model.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Os efeitos da urbanização nos processos hidrológicos.	31
Figura 2. Poluição pontual e difusa da água.	34
Figura 3. Representação do hidrograma e polutograma com indicação de ocorrência de first flush.	40
Figura 4. L-THIA GIS 2013.	45
Figura 5. Análise da variação dos CME's calculados por evento.	48
Figura 6. Gráfico da normal de resíduos.	56
Figura 7. Gráfico de homocedasticidade dos resíduos.	57
Figura 8. Mapa esquemático da localização da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no município de São Carlos, São Paulo, Brasil.	64
Figura 9. Mapa do Modelo Digital de Elevação da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.	65
Figura 10. Mapa pedológico da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.	66
Figura 11. Mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no ano de 2014.	68
Figura 12. Zoneamento da Bacia Hidrográfica do Mineirinho de acordo com o estabelecido pelo Plano Diretor de São Carlos.	70
Figura 13. Etapas metodológicas seguidas para o desenvolvimento da pesquisa.	71
Figura 14. Rede de monitoramento hidrológico da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.	72
Figura 15. Detalhes da rede de monitoramento e seus equipamentos: (A) cerca de proteção para pluviógrafos; (B) pluviógrafo de caçamba; (C) tubo de proteção para sensor de pressão barollogger; (D) levellogger e barollogger; (E) ponto de instalação de medidor de vazão e de levellogger; (F) ADCP de fundo.	73
Figura 16. Croqui de instalação dos equipamentos de medição de vazão e nível na galeria localizada no córrego do Mineirinho.	74
Figura 17. Pontos da coleta de amostra de qualidade da água na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.	76
Figura 18. Precipitação média (mm) na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no ano de 2015.	93
Figura 19. Hidrogramas e hietogramas dos eventos chuvosos monitorados nos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.	95
Figura 20. Hidrogramas e hietogramas dos eventos chuvosos monitorados nos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.	96
Figura 21. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro NTK dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.	98
Figura 22. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro NTK dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015. Fonte: Da Autora, 2016. ...	99
Figura 23. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro FT dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.	100

Figura 24. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro FT dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	101
Figura 25. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro SST dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.....	102
Figura 26. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro SST dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	103
Figura 27. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Pb dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.....	105
Figura 28. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Pb dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	106
Figura 29. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cu dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.....	107
Figura 30. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cu dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	108
Figura 31. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Zn dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.....	109
Figura 32. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Zn dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	110
Figura 33. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cd dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.....	111
Figura 34. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cd dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	112
Figura 35. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cr dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.....	113
Figura 36. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cr dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	114
Figura 37. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Ni dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.....	115
Figura 38. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Ni dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	116
Figura 39. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro DBO dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.....	117
Figura 40. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro DBO dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	118
Figura 41. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro DQO dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.....	119
Figura 42. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro DQO dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	120
Figura 43. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro CFT dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.	121
Figura 44. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro CFT dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.....	122
Figura 45. Curvas M(V) de detecção da ocorrência de carga de lavagem para os parâmetros NTK, FT, SST, DBO, DQO e CFT.....	123

Figura 46. Curvas M(V) de detecção da ocorrência de carga de lavagem para os parâmetros Pb, Cu, Zn, Cd, Cr e Ni.	124
Figura 47. Variação da distribuição dos dados de CME observados em UFC.100 mL ⁻¹ para CFT e para os demais parâmetros em mg.L ⁻¹	128
Figura 48. Comparação de valores observados e preditos pelos modelos de CME desenvolvidos para os parâmetros NTK, FT, SST, DBO e DQO.	139
Figura 49. Comparação de valores observados e preditos pelos modelos de CME desenvolvidos para os parâmetros Pb, Cu, Zn e Ni.	140
Figura 50. Mapa de escoamento superficial gerado pelo modelo L-THIA para os eventos chuvosos dos dias 25/02, 19/05 e 22/10.	143
Figura 51. Mapa de escoamento superficial gerado pelo modelo L-THIA para os eventos chuvosos dos dias 17/11, 23/11 e 24/11.	144
Figura 52. Mapa de escoamento superficial gerado pelo modelo L-THIA para os eventos chuvosos dos dias 05/12 e 12/12.	145
Figura 53. Carga calculada por evento pelo modelo L-THIA para os parâmetros SST, FT, NTK, Pb, Cu e Zn.	147
Figura 54. Comparação de concentração de FT em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.	165
Figura 55. Comparação de concentração de Pb em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.	165
Figura 56. Comparação de concentração de Cu em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.	165
Figura 57. Comparação de concentração de Zn em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.	166
Figura 58. Comparação de concentração de Cd em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.	166
Figura 59. Comparação de concentração de Cr em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.	166
Figura 60. Comparação de concentração de Ni em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.	167
Figura 61. Comparação de concentração de DBO em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.	167
Figura 62. Gráficos da distribuição log-normal dos valores de CME para os parâmetros de qualidade da água NTK, FT e SST.	170
Figura 63. Gráficos da distribuição log-normal dos valores de CME para os parâmetros de qualidade da água Pb, Cu e Zn.	171
Figura 64. Gráficos da distribuição log-normal dos valores de CME para os parâmetros de qualidade da água Ni, DBO e DQO.	172
Figura 65. Gráficos da distribuição log-normal dos valores de CME para o parâmetro de qualidade da água CFT.	173
Figura 66. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME _{NTK}	174
Figura 67. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME _{FT}	174
Figura 68. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME _{SST}	174
Figura 69. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME _{Pb}	175

Figura 70. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{Cu}	175
Figura 71. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{Zn}	175
Figura 72. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{Ni}	176
Figura 73. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{DBO}	176
Figura 74. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{DQO}	176
Figura 75. Gráfico de valores ajustados versus valores observados dos modelos de CME.	177

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Fontes integradas de poluição da água	33
Quadro 2. Fontes geradoras de carga difusa urbana.....	36
Quadro 3. Métodos alternativos para estimativa das cargas de poluição difusa.	46
Quadro 4. Métodos de detecção de outliers em Y.....	58
Quadro 5. Valores de CN adotado no modelo hidrológico L-THIA.....	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Etapas para o cálculo da ANOVA na regressão linear múltipla	54
Tabela 2. Características físicas da Bacia Hidrográfica do córrego do Mineirinho.	63
Tabela 3. Comparação do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Mineirinho.....	67
Tabela 4. Parâmetros de qualidade da água, metodologia analítica e limite de detecção.	78
Tabela 5. Valores de CME acoplados no modelo hidrológico L-THIA.	87
Tabela 6. Resultados obtidos na análise da qualidade da água do escoamento de base na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no ano de 2014 em diferentes pontos da bacia.....	89
Tabela 7. Resultados obtidos na análise da qualidade da água do escoamento de base no exutório da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no ano de 2015.....	91
Tabela 8. Características dos eventos chuvosos monitorados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, incluindo precipitação total (PT), intensidade da chuva (IC), dias antecedentes sem chuva (DAC), duração da chuva (ID), volume total precipitado no evento e o pico de vazão monitorado no evento.	94
Tabela 9. Comparação entre valores máximos e mínimos observados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, em eventos chuvosos, no ano de 2015 e valores preconizados na Resolução CONAMA 357/2005 para rios enquadrados na classe 2.....	125
Tabela 10. Valores de CME calculados com base em dados observados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho. Em destaque observa-se os valores máximos de CME obtidos por poluente.....	127
Tabela 11. Valores de CME encontrados na literatura nacional e internacional representando valores de uso e ocupação do solo misto de bacias hidrográficas	131
Tabela 12. Modelos de regressão para determinação de valores de CME na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.	133
Tabela 13. Síntese dos testes estatísticos aplicados nos modelos de CME e análise dos resíduos.	138
Tabela 14. Validação do modelo CME_{NTK} , CME_{FT} e CME_{Cu}	140
Tabela 15. Cálculo dos valores de CME para os eventos chuvosos de 2015 com base nos modelos preditores de CME desenvolvidos para a bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.....	142
Tabela 16. Carga anual, diária e por hectare produzida na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho com base nos valores de CME mais representativos da bacia hidrográfica.....	148
Tabela 17. Análise descritiva da distribuição normal do log de CME	168

LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES

A	Área de drenagem
ADCP	<i>Accoustic Doppler Current Profiler</i>
ANOVA	Análise de Variância
APHA	<i>American Public Health Association</i>
BNH	Banco Nacional da Habitação
APP	Área de Preservação Permanente
CAD	<i>Computer Aided Design</i>
Cd	Cádmio
Cds	Concentração média mensal em tempo seco de Cd na bacia hidrográfica do Mineirinho
CDCC	Centro de Divulgação Científica e Cultural
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CME	Concentração Média do Evento
CN	<i>Curve number</i>
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
Cr	Cromo
Crs	Concentração média mensal em tempo seco de Cr na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
CFT	Coliforme Total
CFTs	Concentração média mensal em tempo seco de CFT na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
Cu	Cobre
Cus	Concentração média mensal em tempo seco de Cu na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
D	Duração da Chuva
DAC	Dias Antecedentes sem Chuva
DEC	<i>Department of Environmental Conservation</i>
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBOs	Concentração média mensal em tempo seco de DBO na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
D COOK	Distância de Cook
DF	Distrito Federal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOs	Concentração média mensal em tempo seco de DQO na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
DW	Durbin-Watson
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
EMC	<i>Event Mean Concentration</i>
E.U.A.	Estados Unidos das Américas
FAPESP	Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo
FGTS	Fundo de Garantia por Tempo de Serviço
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos

FT	Fósforo Total
GPS	Sistema de Posicionamento Global
HSPF	<i>Hydrological Simulation Program – FORTRAN</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC	Intensidade Média da Chuva
Im	Declividade Média da Bacia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IQ	<i>Intelligent Flow</i>
IQA	Índice de Qualidade da Água
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
Kc	Coeficiente de Compacidade
Kf	Fator de Forma
LD	Limite de Detecção
Lp	Comprimento do Canal Principal
L-THIA	<i>Long-Term Hydrologic Impact Analysis</i>
MCid	Ministério das Cidades
MDE	Modelo Digital de Elevação
MG	Minas Gerais
MT	Mato Grosso
Ni	Níquel
Nis	Concentração média mensal em tempo seco de Ni na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
NS	Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NTKs	Concentração média mensal em tempo seco de NTK na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
NURP	<i>National Urban Runoff Program</i>
OD	Oxigênio Dissolvido
OG	Óleos e Graxas
P	Perímetro da Bacia
Pb	Chumbo
Pbs	Concentração média mensal em tempo seco de Pb na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
pH	Potencial Hidrogeniônico
PLOAD	<i>Pollutant Loading Application Overview</i>
PMSC	Prefeitura Municipal de São Carlos
PNDU	Plano Nacional de Desenvolvimento Urbano
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PPGSHS	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento
PT	Precipitação Média Total
QP	Vazão de Pico no Evento
R	Coeficiente de Correlação de Pearson
REQM	Raiz do Erro Médio Quadrático
RGB	<i>Red – Green- Blue</i>
RS	Rio Grande do Sul

SCS	<i>Soil Conservation Service</i>
SP	São Paulo
SPSS	<i>Statistical Package for the Social Sciences</i>
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSTs	Concentração média mensal em tempo seco de SST na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STORM	<i>Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model</i>
SW	<i>Shapiro-Wilk</i>
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>
TIFF	<i>Tagged Image File Format</i>
UNESP	Universidade Estadual Paulista
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
USP	Universidade de São Paulo
VIF	Fator de Inflação de Variância
VPT	Precipitação Média Mensal
VT	Volume Total Escorado
Zn	Zinco
Zns	Concentração média mensal em tempo seco de Zn na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho
WWF	<i>World Wide Fund For Nature</i>

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	25
2.	OBJETIVOS.....	28
2.1	Objetivo Geral.....	28
2.2	Objetivos Específicos	28
3.	HIPÓTESES	29
4.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	30
4.1	Poluição da Água.....	32
4.2	Poluição difusa da água oriunda do escoamento superficial.....	35
4.2.1	Poluentes	37
4.2.2	Métodos de avaliação da carga de poluição difusa	40
4.3	O método da Concentração Média do Evento (CME).....	46
4.4	Modelos de predição de valores de CME baseado em análise multivariada.....	52
4.4.1	Regressão Linear Múltipla	52
4.4.2	Estudo da aplicação da regressão múltipla no desenvolvimento de modelos de predição de CME.	60
5.	ÁREA DE ESTUDO	63
5.1	Características físicas	63
5.2	Características da ocupação do solo.....	67
6.	MATERIAIS E MÉTODOS	71
6.1	Cálculo de valores de CME com base em dados observados na área de estudo ..	72
6.1.1	Rede de monitoramento, coleta e análise de amostras	72
6.1.2	Cálculos e análise de dados.....	78
6.1.3	Comparação de dados de CME observados com dados de CME disponíveis na literatura	79
6.2	Determinação de modelos de predição de CME para bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho	79
6.2.1	Seleção e preparação das variáveis	80
6.2.2	Escolha, ajuste e diagnóstico dos modelos.....	82
6.2.3	Validação dos modelos.....	84
6.2.4	Cálculo do CME para eventos de 2015	84
6.3	Determinação da carga de poluição difusa com uso do modelo hidrológico L-THIA	85

7.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	88
7.1	Qualidade da água na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho	88
7.1.1	Análise das características de tempo seco	88
7.1.2	Análise das características de tempo chuvoso	92
7.2	Concentração média do evento observado na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.....	126
7.2.1	Análise comparativa de CME observada versus CME da literatura.....	130
7.3	Modelo de predição de valores de CME na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.....	133
7.3.1	Diagnóstico dos resíduos dos modelos de predição de valores de CME na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.	137
7.3.2	Validação dos modelos de predição de valores de CME na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.	139
7.3.3	Aplicação dos modelos preditores de CME para eventos chuvosos de 2015.....	141
7.4	Cálculo da carga advinda da poluição difusa na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho com uso do modelo hidrológico L-THIA.....	142
8.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	150
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	154
	ANEXOS.....	165

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a crescente necessidade de energia e de outros bens de consumo têm aumentado a pressão da intervenção humana sobre os recursos naturais. No caso dos recursos hídricos, o aumento da população mundial provocou uma maior demanda por água para as diversas atividades humanas, dentre as quais se destacam abastecimento público, geração de energia elétrica e irrigação. Somado a isso, devido a mudanças no clima e no uso do solo, houve intensificação na degradação dos recursos naturais e mudanças dos padrões de escoamento da água, aumentando a possibilidade de ocorrência de poluição pontual e difusa.

A carga poluente de origem difusa, segundo Campbell et al. (2004), refere-se à poluição que ocorre sobre uma vasta área e geralmente está associada ao tipo de uso e ocupação do solo, sendo o escoamento superficial o principal agente que carrega os poluentes dispersos na bacia para os corpos d'água. Como prejuízos decorrentes desse tipo de poluição, têm-se, entre outros, o aumento do número de casos de doenças de veiculação hídrica, o incremento do custo do tratamento de água para abastecimento humano, a perda de qualidade de vida decorrente do convívio com rios esteticamente desagradáveis, a perda de áreas de lazer para a população, impactos na vida aquática e outros.

Por meio da análise integrada entre as características do uso e ocupação do solo e dos parâmetros quali-quantitativos da água, é possível identificar os impactos ambientais gerados pela poluição difusa e propor alternativas que minimizem o aporte de poluentes aos corpos d'água devido ao escoamento superficial, tais como as técnicas compensatórias. Para uma gestão eficaz da qualidade da água, é importante avaliar as alterações nas cargas de entrada, que representam um indicador cientificamente robusto da eficácia da remediação (SHRESTHA et al., 2008). Para tanto, segundo Aprígio (2012), são de grande auxílio as ferramentas como os modelos hidrológicos que abordam especificamente a poluição difusa.

O modelo *Long Term Hydrologic Impact Analysis* (L-THIA) é uma das ferramentas atualmente disponíveis para a estimativa de cargas difusas em bacias urbanas ou em processo de urbanização. É um modelo simples, de manuseio por qualquer indivíduo com conhecimento mínimo dos conceitos ligados à área de hidrologia. Este modelo considera, para determinação do volume escoado, o método do *Soil Conservation Service* (SCS), e para a estimativa das cargas difusas, os valores de Concentração Média do Evento (CME) para cada poluente por classes de uso e ocupação do solo. A série de valores de CME é adequada para se avaliar comparativamente a magnitude da produção de cada poluente encontrado na bacia.

Diversos estudos têm buscado determinar valores de CME para poluentes de acordo com cada tipo de uso de solo ou de uso misto. No Brasil, o monitoramento com a finalidade de obter valores de CME é bastante limitado e esporádico, devido aos custos com logística (coleta, armazenamento, transporte e análises laboratoriais) ou até mesmo à falta de pessoal capacitado para a tarefa, resultando em um banco de dados ainda deficiente. Além disso, muitos estudos brasileiros utilizam os valores de CME provenientes de outras localidades sem uma avaliação prévia da sua compatibilidade com a realidade encontrada em bacias urbanas brasileiras, gerando como resultados valores de carga de poluentes superestimados ou subestimados.

A aplicação de valores de CME incompatíveis com a realidade estudada compromete a determinação das cargas de poluente geradas na bacia e, conseqüentemente, o dimensionamento de técnicas compensatórias para reduzir o impacto deste tipo de poluição, resultando em obras com baixa eficiência ou gastos de recursos financeiros com uma obra de grande porte sem necessidade. Diante deste contexto, tornam-se relevantes os estudos no âmbito nacional que se dediquem à análise quali-quantitativa da influência das águas pluviais sobre cursos d'água urbanos, de maneira a avaliar como a poluição difusa pode afetar as bacias hidrográficas.

Em virtude dos impactos da poluição difusa sobre os ecossistemas aquáticos e das dificuldades em realizar o monitoramento deste tipo de poluição, são encontrados na literatura alguns estudos que buscam analisar os dados de qualidade e quantidade de água para o desenvolvimento de modelos empíricos que estimem o CME em bacias hidrográficas. Esses modelos são normalmente baseados em parâmetros relativamente fáceis de serem monitorados (características físicas da bacia, dos eventos de precipitação e de qualidade do escoamento superficial de base), reduzindo assim o esforço e tempo despendido nas redes de monitoramento. Com o auxílio destes modelos, pode-se calcular um valor médio de CME mais representativo do uso e ocupação do solo da bacia.

A presente pesquisa pretendeu contribuir para os estudos sobre poluição difusa em território brasileiro, com foco principal em áreas urbanas. Este estudo se dedicou, especialmente, à avaliação de como a CME influencia a estimativa de cargas difusas quando parâmetro de entrada para modelos hidrológicos. Para isso, além de atividades de campo para confecção de modelos de previsão da CME com base em dados reais de uma bacia hidrográfica em resposta a eventos chuvosos, buscou-se ajustar, à realidade brasileira, um modelo consagrado para estimativa de cargas difusas e principalmente aplicado em países

com clima temperado. Espera-se, assim, contribuir para o aprimoramento de técnicas e ferramentas que auxiliem na gestão integrada de recursos hídricos.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo da presente pesquisa foi analisar a poluição difusa em uma bacia hidrográfica urbana (córrego do Mineirinho, São Carlos, SP), através da determinação de valores de CME para diversos parâmetros de água. Com isso, foi possível determinar valores de CME mais adequados à realidade local e investigar sua aplicabilidade como parâmetros de entrada no modelo hidrológico L-THIA, de modo que o modelo sirva de base para o desenvolvimento de uma ferramenta adequada às especificidades do clima e dos padrões de uso e ocupação do solo no Brasil e subsidie práticas de gestão dos recursos hídricos, especialmente em áreas urbanas.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar as variações do comportamento da qualidade da água ao longo do ano e examinar as concentrações de poluentes monitorados em tempo seco e chuvoso sob a ótica de compatibilidade e incompatibilidade com o enquadramento legal definido pela Resolução CONAMA 357/2005;
- Avaliar a geração de cargas difusas de variáveis da água relevantes do ponto de vista sanitário por meio da confecção de hidrogramas e polutogramas representativos de diversos eventos chuvosos na bacia estudada;
- Calcular valores de CME com base em dados locais e compará-los com aqueles determinados para outros ambientes para analisar a aplicabilidade destes na área de estudo;
- Utilizar informações coletadas na rede de monitoramento hidrológico implantada na área de estudo para desenvolver equações de predição dos valores de CME na bacia;
- Propor adequações ao modelo L-THIA de forma que se considerem os valores de CME determinados pelo presente estudo.

3. HIPÓTESES

Tendo em vista as questões inerentes à temática poluição difusa, esta tese se baseou nas seguintes hipóteses:

i) Os cursos d'águas localizados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho (São Carlos/SP) recebem uma carga de poluentes ao longo de eventos chuvosos, o que compromete sua qualidade;

ii) Os fatores geográficos e físicos (uso do solo, impermeabilidade do solo, presença de vegetação, tipo de solo, declividade e área de drenagem) e climáticos (intensidade da chuva, duração, frequência e tempo sem chuva antecedente) são determinantes na geração de poluição difusa;

iii) Os dados de CME obtidos na literatura internacional e outras bacias em território brasileiro não são compatíveis das características da poluição difusa na bacia estudada;

iv) As variáveis hidrológicas podem prever os valores de CME.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O Brasil, há mais de uma geração (40 anos), transformou-se em um país urbanizado, pois a maior parte de sua população que antes vivia em áreas rurais, migrou para cidades em busca de melhores condições de vida. Segundo Santos (2008), a população agrária, em 1950, era de 33 milhões de habitantes enquanto a urbana representava 19 milhões de pessoas. Em 2014, a população que vive nas cidades e no meio rural foi contabilizada em cerca de 170 milhões e 30 milhões, respectivamente (IBGE, 2014). Apesar de ser considerada uma das urbanizações mais aceleradas do mundo, essa rápida conversão rural-urbana não pode ser tomada como modelo a ser seguido, pois não foi dotada de uma política para inserção de pessoas oriundas da transição de ambientes (MCID, 2004). Grande parte da população não encontrou boas condições de vida nas cidades, sendo obrigada a viver em situações muitas vezes problemáticas, sem acesso a moradia, alimentação e saneamento básico (MCID, 2004).

Para a gestão do espaço urbano, nas décadas de 60 e 70, foi criada a Política Nacional de Desenvolvimento Urbano (PNDU) por meio de financiamentos de habitação e saneamento (ROLNIK e KLINK, 2011). O Sistema Financeiro da Habitação e o Banco Nacional da Habitação (BNH), alimentados pelas contribuições compulsórias dos assalariados ao Fundo de Garantia por Tempo de Serviço (FGTS) e pela poupança privada relativa à Sociedade Brasileira de Poupança ou Empréstimo, foram os responsáveis por boa parte das construções de habitações (MCID, 2004). Para a infraestrutura de saneamento, o financiamento foi predominantemente de responsabilidade das companhias estaduais, sendo o retorno financeiro destas companhias advindo de taxas de serviços; logo, a parcela da população com maior poder aquisitivo, em geral, obtinha os melhores investimentos enquanto os menos favorecidos financeiramente foram inseridos em um espaço urbano sem infraestrutura adequada (ROLNIK e KLINK, 2011).

De acordo com Mota (2003), muitas áreas urbanas cresceram sem a necessária evolução da infraestrutura básica, o que, aliado à segregação urbana e à crise econômica, energética e social, provocou a falência do Estado como fomentador dos serviços públicos e a deterioração do meio ambiente. Para Hogan (1995), no âmbito das questões ambientais, a situação das grandes, médias e até pequenas cidades é grave. Diante deste contexto, podem-se analisar os problemas que afetam especificamente os recursos hídricos.

Conforme Tucci (2003), os principais impactos decorrentes da urbanização na água em um meio urbano são: contaminação dos mananciais superficiais e subterrâneos; disposição inadequada de esgoto sanitário e águas pluviais, bem como de resíduos sólidos; inundações nas áreas urbanas; erosão e assoreamento; e ocupação de áreas sujeitas a inundações e deslizamentos. Segundo Poleto (2007), um dos maiores impactos do desenvolvimento urbano é a impermeabilização do solo, decorrente da retirada de cobertura vegetal, o que resulta em diminuição do processo de interceptação e infiltração, com consequente aumento do escoamento superficial. Em decorrência disso, os hidrogramas de vazão em áreas urbanas tendem a apresentar formas diferentes em relação aos de áreas rurais (POLETO, 2007).

Na Figura 1, são apresentadas algumas consequências da urbanização sobre uma bacia hidrográfica, com destaque para a interface com os recursos hídricos.

Figura 1. Os efeitos da urbanização nos processos hidrológicos.

Fonte: Hall, 1984.

Um dos aspectos que contribui para impactar os recursos hídricos é o aumento da população na área urbana em conjunto com o crescimento do número de ambientes construídos. Isso pode gerar aumento da demanda por água, ocorrência de inundações e aumento da poluição da água. Por ser foco deste estudo, aqui será feita uma análise mais aprofundada apenas do tema poluição da água.

4.1 Poluição da Água

O artigo 3º, inciso III, da Lei 6.938/81 (Política Nacional do Meio Ambiente - PNMA) define a poluição como:

a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981, p. 1).

No que concerne aos recursos hídricos, qualquer substância que altere a natureza do corpo d'água ou, ainda, prejudique os legítimos usos que deles são feitos é tratada como poluição (SPERLING, 2005).

Os poluentes são classificados:

- Em função da emissão: primários (lançados diretamente pelas fontes de emissão) ou secundários (são aqueles formados a partir de reações químicas entre os poluentes primários);
- Em função da característica: físicos, químicos e biológicos; e
- Em função da persistência no ambiente: conservativos e não conservativos.

Os poluentes tóxicos referem-se àqueles poluentes ou combinação de poluentes que, após serem descarregados e expostos, inalados, ingeridos ou assimilados pelo organismo, diretamente do ambiente ou por alimentos contaminados, podem causar diversos danos à saúde humana. Ressalva-se que a maioria dos constituintes presentes na água pode vir a ser

tóxica quando presente em elevadas concentrações; entretanto, existe uma gama de constituintes, que mesmo em baixas concentrações, são prejudiciais à saúde humana, como por exemplo mercúrio, cádmio e chumbo (NOVOTNY, 1995).

As principais fontes de poluição da água podem ser vistas no Quadro 1.

Quadro 1. Fontes integradas de poluição da água.

Superficial	Subterrânea
Esgotos domésticos.	Infiltração de esgoto a partir de sumidouros, vala de infiltração, sistemas de tratamento utilizando dispositivos no solo e sistemas de irrigação.
Esgotos industriais.	Vazamento de tubulação ou depósitos subterrâneos, Intrusão de água salgada.
Águas pluviais carreando impurezas da superfície do solo ou contendo esgotos lançados nas galerias.	Infiltração de águas pluviais poluídas.
Resíduos sólidos.	Percolação do chorume.
Pesticidas.	Infiltração de água contendo pesticidas, fertilizante e detergentes.
Fertilizantes.	
Detergentes.	
Precipitação de poluentes atmosféricos.	Infiltração de água contendo pesticidas poluentes atmosféricos.
Carreamento de solo.	Infiltração de impurezas presentes no solo.

Fonte: Adaptado de Mota, 1995.

Os poluentes podem ser lançados no meio ambiente de duas formas (Figura 2): pontual (de forma concentrada em um determinado local) ou difusa (de modo disperso) (MOTA, 1995). Tradicionalmente, as descargas pontuais referem-se a despejos de efluentes municipais e industriais em determinadas áreas (com ou sem tratamento), na maioria dos casos, lançamentos contínuos e independentes de condições climáticas (precipitação) (NOVOTNY, 1995). Já a poluição difusa, segundo Campbell et al. (2004), refere-se à poluição que ocorre sobre uma vasta área e geralmente está associada ao tipo de uso e ocupação do solo, sendo o escoamento superficial um importante agente de transporte, que arrasta diversos contaminantes presentes na bacia hidrográfica para os corpos d'água.

Figura 2. Poluição pontual e difusa da água.

Fonte: Sperling, 2005.

Devido ao aumento das preocupações com a poluição difusa, em países desenvolvidos, como os EUA, a temática passou a ser estudada a partir de 1970, com a institucionalização da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Já na Europa, estudou-se a poluição difusa a partir do século XIX (SILVA, 2014). No Brasil, como em outros países em desenvolvimento, as fontes pontuais de poluição ainda não são completamente controladas, mas existem diversas normas e regulamentos que buscam um planejamento e gestão dos recursos hídricos, bem como estabelecer limites de concentração de poluentes para determinados rios e padrões aceitáveis de qualidade para o abastecimento humano, tais como a Política Nacional de Recursos Hídricos – Lei 9.433/1997; a Resolução CONAMA 357/2005; a Portaria 2.914/2011 e outras (SPERLING, 2005). Entretanto, a questão da poluição difusa, apesar de ocupar espaço nos debates públicos em diversas partes do mundo, não é sequer mencionada na Política Nacional de Meio Ambiente ou de Recursos Hídricos (SPERLING, 2005). Segundo Pradanoff (2005), em território nacional, a temática ora tratada passou a ser palco de estudos no meio acadêmico apenas a partir de 1990.

Os elementos que são inseridos no meio aquático advindos de fontes difusas podem gerar impactos negativos em curto e longo prazos. Várias características podem influenciar na magnitude deste impacto, tais como: o estado do corpo d'água antes do aporte das águas pluviais e sua capacidade assimilativa, quantidade e distribuição das chuvas, uso do solo na bacia e características qualitativas e quantitativas dos poluentes (PORTO, 2015).

4.2 Poluição difusa da água oriunda do escoamento superficial

O escoamento superficial é uma das causas da deterioração da qualidade da água, o que torna o entendimento das características da poluição advinda deste tipo de escoamento de grande valia para o gerenciamento dos recursos hídricos (WEI et al., 2013). Na literatura, para o acúmulo de poluentes na superfície de uma bacia hidrográfica, emprega-se o termo *build up* e, quando ocorre a lavagem do poluente através de um evento chuvoso, utiliza-se o termo *washoff* (BRAGA, 2013).

De uma forma geral, a carga difusa é caracterizada por cinco condições (PORTO, 1995):

- O lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado à precipitação;
- Os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- As cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir de seu ponto de origem;
- O controle da poluição de origem difusa, obrigatoriamente, deve incluir ações sobre a área geradora da poluição;
- É difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada varia de acordo com a intensidade e a duração do evento meteorológico, com a extensão da área de produção naquele específico evento e com outros fatores que tornam incerta a correlação vazão x carga poluidora.

A natureza da poluição difusa pode ser rural ou urbana (TOMAZ, 2006). Wanielista (1979) destaca que a poluição difusa rural está ligada às atividades agropecuárias, sendo a carga de poluentes originada de pesticidas, fertilizantes e outros produtos químicos aplicados no solo. O mesmo autor ainda relata que vários fatores afetam o nível de poluição difusa produzido por essa natureza: tipos de solo, clima, uso do solo, plantação, prática de manejo e topografia da área. Já para a poluição difusa em área urbana, suas principais fontes emissoras são diversas (Quadro 2), incluindo-se: abrasão e desgaste das ruas pelos veículos, resíduos sólidos acumulados nas ruas e calçadas, dejetos de animais, resíduos de veículos (combustível, óleos e graxas, fluidos e outros), poluentes em suspensão emitidos pelas indústrias, veículos e aeronaves, entre outros (PORTO, 1995).

Quadro 2. Fontes geradoras de carga difusa urbana.

Fonte	Emissores	Tipos	Elementos
Deposição atmosférica.	Indústria e veículos.	Deposição seca (sobre telhados, ruas e demais superfícies urbanas); Deposição úmida (trazida pela própria precipitação).	Enxofre, metais, pesticidas, compostos orgânicos, fungos, pólen, solo, nutrientes, asfalto, cinzas e compostos químicos (óxidos, nitritos e nitratos, cloretos, fluoretos e silicatos).
Deposição de poluentes nas ruas.	Desgastes de pavimento; Veículos; Resíduos sólidos.	-	Resíduos sólidos, restos de vegetação, dejetos de animais, lixo e partículas de solo com areia e argila, pedaços de asfalto, partículas de materiais utilizados na pavimentação, combustível, óleo lubrificante, fluido de freio, líquido refrigerante, partículas que se soltam com o desgaste de pneus e freios, ferrugem, partículas de tinta, pedaços de soldas.
Tóxicos.	Produtos utilizados nas áreas verdes; Indústrias; Veículos.	Metais pesados, pesticidas organoclorados e bifenilas policlorados.	Cádmio, cobre, cromo, chumbo, mercúrio, níquel, zinco, arsênio, cobalto, selênio e outros.
Erosão.	Urbanização.	Sedimentação e assoreamento.	Areia, argila e silte.

Fonte: Adaptado de Porto, 1995.

Conforme Giansante (2006), as cargas de origem difusa produzidas em meio urbano podem ser de duas a três vezes maiores que as pontuais. Somado a isto, Tucci (1995) ressalta que alguns estudos mostram que a carga de poluente advinda do escoamento superficial urbano não é melhor que a do efluente de um tratamento secundário de esgoto doméstico. Analisando o estudo publicado por Silva (2014), a pesquisadora afirma que na região metropolitana da cidade de São Paulo mesmo que houvesse coleta e tratamento de 100% do esgoto produzido na cidade e lançado clandestinamente, o rio Tietê ainda seria poluído (estima-se que 25% do rio) devido aos poluentes advindos do escoamento superficial.

Dentre os fatores supracitados, o tipo de uso dado ao solo é de grande relevância na produção da poluição difusa. As áreas comerciais e industriais contribuem mais para a geração de poluentes do que espaços abertos, parques e área residenciais de baixa densidade (MULCAHY, 1990). Já as áreas construídas são as atividades que geram maiores quantidades de sedimentos no escoamento superficial (SONZOGNI et al., 1980). Para BANNERMAN et al. (1993) o uso do solo destinado a via de transporte é provedor de um aporte de diversos poluentes, principalmente de metais pesados.

Em síntese, os problemas relacionados com a alteração da qualidade da água são: alterações estéticas, depósitos de sedimentos, depleção da concentração de oxigênio dissolvido, contaminação por organismos patogênicos, eutrofização artificial e danos devido à presença de elementos tóxicos (PORTO, 1995).

4.2.1 Poluentes

A USEPA (1993) dividiu a carga de poluição produzida em meios urbanos em várias categorias, com base nos parâmetros de monitoramento: sedimentos – sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos suspensos totais (SST) e turbidez; nutrientes – ortofosfato, fósforo total (FT) e nitrogênio total (NT); poluentes patogênicos – coliformes; poluentes tóxicos – traços de metais e outros elementos tóxicos; sais – sódio e cloretos; e enriquecimento orgânico – demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD) e carbono orgânico total (COT).

A seguir, é feita uma breve descrição de todos os parâmetros avaliados no presente estudo, com base no trabalho científico “Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo” publicado pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo em 2009.

a) Nutrientes

O controle de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, é uma questão importante em várias partes do mundo, tanto a partir de uma perspectiva de saúde pública quanto para evitar a eutrofização artificial. O nitrogênio no ambiente aquático pode ser oriundo de fontes naturais ou antropogênicas. Na primeira categoria, o nitrogênio é proveniente da composição celular de microrganismos, além de ser constituinte de proteínas e de outros compostos biológicos. Já entre as fontes antropogênicas, estão os esgotos sanitários, a atmosfera (através dos mecanismos de fixação biológica e química), pesticidas e fertilizantes. Na água, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal (formas reduzidas), ou nitrito e nitrato (formas oxidadas).

O fósforo, por sua vez, aparece em águas naturais em virtude do lançamento de esgotos sanitários, efluentes industriais (de indústrias de fertilizantes, pesticidas, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios) e de águas escoadas em áreas agrícolas e

urbanas. O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes: os fosfatos orgânicos, os ortofosfatos e os polifosfatos.

b) Sedimentos

Os sólidos suspensos totais são todos os resíduos restante em uma amostra de qualidade de água de um rio após evaporação, secagem ou calcinação. Dependendo do teor de sólidos presente na água, podem-se esperar danos aos peixes e outros organismos aquáticos, assim como episódios de assoreamento do leito dos rios e de decomposição bacteriana através da retenção de bactérias e resíduos orgânicos no fundo do rio.

c) Metais

Os metais, tais como Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Cádmio (Cd), Cromo (Cr) e Níquel (Ni), são encontrados em baixas concentrações em águas superficiais e subterrâneas e são necessários para o equilíbrio dos organismos vivos, tais como o: Zn e Cr. São amplamente empregados como matéria prima em diversas indústrias (baterias, tintas, ligas metálicas, galvanoplastia, fertilizantes e outros). Eles podem alcançar os corpos d'águas através da deposição atmosférica, lixiviação do solo, escoamento superficial e despejos de esgoto sanitário e industrial. É importante ressaltar que, apesar dos benefícios trazidos por esses metais estes, em concentrações elevadas, são tóxicos aos organismos vivos.

d) Enriquecimento orgânico

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) da água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia. A elevação da DBO em um corpo d'água ocorre pelo lançamento de esgoto sanitário que possui uma elevada carga de matéria orgânica, o que aumenta a concentração de oxigênio necessário para sua estabilização.

Silva (2014) explica que a DBO é utilizada como indicador de qualidade da água nos corpos d'água pertencentes ao programa “Córrego Limpo” (São Paulo, SP), sendo eles classificados em:

- 0 a 5 mg.L⁻¹: condições naturais. Permite o contato primário das pessoas e a rega de hortaliças;

- 5 a 10 mg.L⁻¹: condições boas. Já não se recomenda o contato primário nem a rega de hortaliças, mas possibilita a existência de peixes, o uso da água para dessedentação de animais e o tratamento convencional da água;
- 10 a 30 mg.L⁻¹: condições boas e aspecto estético bom. Permite a existência de peixes, não exala odores e possibilita o tratamento convencional da água.
- 30 a 70 mg.L⁻¹: condição estética ainda boa, porém com restrições à existência de peixes e exalação de odores em determinadas épocas do ano (verão seco, principalmente). Permite o tratamento de água com consumo elevado de produtos químicos.
- > 70 mg.L⁻¹: Poluído.

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica de uma amostra por meio de um agente químico, sendo o aumento da concentração deste parâmetro na água oriundo dos despejos de esgoto industrial. Quando é considerada a razão entre DBO e DQO, os resultados indicam o potencial de biodegradabilidade dos despejos.

e) Coliformes Totais

O grupo coliforme total é constituído por vários gêneros da família Enterobacteriaceae (Enterobacter, Klebsiella, Citrobacter e Escherichia) e reúne vários microrganismos indicadores que habitam não só o solo e água, mas também o trato intestinal de humanos e animais de sangue quente.

As concentrações dos poluentes acima mencionados, oriundos da poluição difusa, podem ser identificadas e avaliadas com base no aspecto qualitativo da água de uma bacia hidrográfica, sendo o processo de monitoramento provedor destas informações (HRANOVA, 2006). Para esta análise as amostras deverão ser coletadas durante a ocorrência de eventos chuvosos.

Para Chamum (2008), a quantificação da poluição difusa tem sido um desafio para pesquisadores, pois esta temática demanda muito trabalho e tempo para monitoramento, tanto dos aspectos quantitativos quanto dos qualitativos.

4.2.2 Métodos de avaliação da carga de poluição difusa

A distribuição da concentração de poluentes durante um evento é representada pelo polutograma. Zahed Filho et al. (2011) relatam que a poluição difusa é aleatória (assim como o evento pertencente ao ciclo hidrológico responsável pela sua ocorrência: a chuva), o que faz com que as concentrações de poluentes variem ao longo da precipitação, fato ocorrido também com a vazão do curso d'água receptor. Esses valores, conforme visto na Figura 3, formam “[...] um polutograma, com a mesma forma genérica do hidrograma correspondente [...]” (PORTO, 1995, p. 399).

C: Concentração de um poluente monitorado.

Q: Vazão monitorada.

Figura 3. Representação do hidrograma e polutograma com indicação de ocorrência de *first flush*.

Fonte: Tucci, 2009.

No entanto, a obtenção de um polutograma ou da distribuição temporal das concentrações de poluentes, é uma atividade que despende trabalho. Em grande parte dos trabalhos que estudam a carga difusa, o objetivo é avaliar o impacto do lançamento da drenagem superficial sobre o corpo receptor (PORTO, 1995). Esse tipo de estudo raramente necessita de um detalhamento da distribuição temporal das concentrações ao longo do evento

de precipitação. Todavia, caso seja necessário, há que se fazer um estudo pormenorizado da área em questão (PORTO, 1995).

Para se gerar o polutograma, um dos fenômenos a serem estudados é o *first flush* (carga de lavagem). O conceito de carga de lavagem refere-se ao período inicial do escoamento superficial durante o qual a concentração de poluentes é mais elevada do que aquelas observadas durante as últimas fases do evento chuvoso (GUPTA e SAUL, 1996). Este fenômeno pode ser representado pela Equação 1:

$$L = \frac{m(t)}{M_t} \quad \text{e} \quad F = \frac{v(t)}{V_t} \quad (1)$$

Onde:

L = Massa acumulada adimensional de poluentes em função;

m(t) = Massa transportada em um intervalo de 0 a t;

M_t = Massa total do poluente em um intervalo de 0 a t;

F = Volume acumulado adimensional drenado;

v(t) = Volume transportado em um intervalo de 0 a t;

V_t = Volume total do escoamento superficial em um intervalo de 0 a t.

Segundo Oliveira (2007), para que o fenômeno de primeira lavagem ocorra, a grandeza L deverá ser maior que F. Outra metodologia encontrada na literatura é a de Deletic (1998), que aplicou o método FF20, segundo o qual 20% da massa total escoada durante o evento deve ser lavada pelos primeiros 20% do volume do evento. Para Geiger (1987), o *first flush* ocorre quando a curva M(V) estiver acima de uma linha de 45° traçada no gráfico, e o autor ainda usa o ponto de máxima divergência para quantificar o *first flush*. Em estudo publicado por Mitchell e Su (2003) são descritos diversos critérios para determinação do *first flush*. Alguns estudos, entretanto, mostram que muitas vezes essa carga de lavagem não é identificada. Isso ocorre devido a perdas no escoamento que estão diretamente ligadas a determinadas características como condições do pavimento (rugosidade, estado de conservação e outras), volume escoado e altura da lâmina da água (PORTO, 1995).

Para Tomaz (2006) e Silva (2009), o fenômeno ora tratado é mais facilmente observado em bacias com menos de 100 hectares (pequenas), pois em bacias com maiores dimensões, as concentrações de poluentes não decrescem concomitantemente com o volume

de escoamento superficial, pois outras áreas podem estar contribuindo com valores de concentração provenientes das suas primeiras descargas, que acabam por se misturar com os valores já decrescentes dos locais na região onde as medições são realizadas. Uma maior descrição deste fenômeno pode ser obtida nos trabalhos de Bertrand-Krajewski, Chebbo e Saget (1998), Lee e Bang (2000) e Lee et al. (2001).

Para Braga (2013), devido à diversificação dos eventos monitorados, uma das formas de quantificar a carga total (kg/dia) de poluentes gerada no evento chuvoso consiste em calcular a concentração média do evento (CME) multiplicando-a pelo volume total escoado e, posteriormente, dividindo-o pelo número de horas de um dia. O método do CME que indica a carga poluidora total relaciona a massa de poluente transportado com o volume de água escoado. Este método será abordado detalhadamente na próxima subseção desta revisão.

Os modelos de simulação de carga difusa são usados no planejamento do manejo de águas pluviais e no controle de poluentes. Alguns modelos são altamente especializados e simulam os fenômenos ambientais e os componentes dos problemas da poluição, enquanto outros incorporam técnicas mais simplificadas de avaliação (USEPA, 1997).

Para a escolha do modelo mais representativo para um determinado estudo alguns fatores devem ser analisados: objetivo da análise (pesquisa/conhecimento ou manejo/prática), representatividade do processo (caracterização dos processos físicos, variação espacial envolvida no escoamento superficial, transporte de sedimentos e de contaminantes dissolvidos), dados disponíveis e o tempo para uso do modelo (RAUCH et al., 1998; DALCANALE, 2001).

De acordo com Tucci (1998), os modelos para análise de cargas difusas podem ser classificados segundo sua discretização espacial (concentrado, unidimensional, bidimensionais e tridimensionais); variação no tempo (permanente e não permanente); transporte de massa (advecção, difusão e/ou dispersão); e características dos parâmetros de qualidade da água (conservativos e não conservativos);

Os modelos utilizam desde técnicas simples a complexas para a determinação da poluição difusa. Os métodos mais simplificados são muito utilizados nos EUA em razão da praticidade; no entanto, eles são baseados em relações empíricas entre as características físicas da bacia e o transporte de poluentes, são focados em monitoramentos contínuos e seus

resultados são mais grosseiros, o que dificulta a utilização desses dados em outras localidades (YU et al., 2011). Já os modelos intermediários estão no limiar entre custo, complexidade e acurácia do método simples (YU et al., 2011). Os métodos mais complexos, por sua vez, foram desenvolvidos para simular o transporte dos poluentes oriundos da poluição difusa em função das condições hidrológicas; geralmente estão associados ao Sistema de Informação Geográfica (SIG); cobrem uma variada gama de processos físicos, químicos e biológicos; e ajudam a estimar os efeitos de medidas de gestão. Em contrapartida, estes modelos são complicados, e requerem não somente tempo para coleta de dados e aplicação do modelo, como também treinamento para utilização do mesmo (YU et al., 2011).

O modelo L-THIA foi criado pelos Professores Kyoung Jae Lim e Bernard Engel da Universidade de Purdue/Indiana. É um modelo simples, integrado com o SIG ArcGis e que quantifica e avalia as alterações no escoamento superficial e nas cargas difusas devidas às mudanças no uso e ocupação de uma bacia (APRÍGIO, 2012). Em síntese, o modelo possui dois componentes, sendo um hidrológico que estima o escoamento superficial direto (baseado no método SCS, do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos) e um qualitativo que estima a carga de poluente pelo método CME (LIM et al., 2006).

De acordo com *United States Department of Agriculture* (USDA) (1986), a Equação 2, fornece o valor do escoamento superficial pelo método do SCS:

$$Q = \frac{(P-Ia)^2}{(P-Ia)+S} \quad (2)$$

Onde:

Q = Escoamento superficial direto (mm);

P = Precipitação (mm);

S = Retenção potencial do solo (mm);

Ia = Perdas iniciais (mm).

As perdas iniciais referem-se à água interceptada pela vegetação, evapotranspiração, infiltração e acúmulos em depressões. Esses valores estão diretamente ligados ao uso e ocupação do solo e apesar de variáveis, podem ser estimados por meio da Equação empírica 3, a saber:

$$I_a = 0,2 \times S \quad (3)$$

Onde:

I_a = Perdas iniciais (mm);

S = Retenção potencial do solo (mm).

A combinação das duas equações anteriores permite o cálculo do escoamento superficial (Equação 4):

$$Q = \frac{(P - 0,2 \times S)^2}{(P + 0,8 \times S)} \quad (4)$$

Onde:

Q = Escoamento superficial direto (mm);

P = Precipitação (mm);

S = Retenção potencial do solo (mm).

O valor de S está relacionado a valores de *Curve Number* (CN) que variam de acordo com o uso e ocupação do solo (USDA, 1986). Esses valores são encontrados em tabelas que podem ser visualizadas no relatório teórico 55 da USDA (1986) e variam de 0 a 100, sendo a referida relação entre valores de S e CN representada pela Equação 5:

$$S = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (5)$$

Onde:

S = Retenção potencial do solo (mm).

CN = *Curve Number*.

Os principais fatores que determinam o CN são grupo hidrológico do solo, tipo de uso e ocupação do solo e condições antecedentes de umidade do solo.

Segundo Aprígio (2012), para simulações contínuas, o modelo L-THIA exige dados diários de precipitação em uma série histórica de pelo menos 30 anos. No entanto, pode-se realizar a simulação por eventos únicos de precipitação, definindo-se a lâmina média de chuva para a bacia. Por ser um modelo simples de cálculo, ele possui algumas limitações, a saber: negligência das nevascas, desconsideração do congelamento do solo, escoamento de base e perdas por evapotranspiração (ENGEL et al., 2011). A Figura 4 permite visualizar como o modelo atua para determinar o escoamento superficial e a carga de origem difusa.

Os itens marcados com uma estrela são opcionais.

Figura 4. L-THIA GIS 2013.

Fonte: Adaptado de Park et al, 2013.

Outros modelos disponíveis na literatura são: STORM (*Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model*); HSPF (*Hydrological Simulation Program – FORTRAN*); PLOAD (*Pollutant Loading Application Overview*); e SWMM (*Storm Water Management Model*). Uma descrição detalhada de tais modelos pode ser encontrada em Aprígio e Brandão (2011).

Existem outros métodos empíricos para cálculo das concentrações e cargas difusas de poluente geradas durante um evento chuvoso (Quadro 3).

Quadro 3. Métodos alternativos para estimativa das cargas de poluição difusa.

Método	Fórmula	Siglas
Taxa de Exportação	$L = a \times R^e$	L = Carga diária (kg/km ² /dia); R = Escoamento superficial diário (mm/dia); a = Coeficiente empírico; e = Expoente empírico.
Schueler	$L_p = \frac{[H_r \times P_j \times R_v] \times [C] \times [A]}{98,6}$	L _p = Carga de poluentes durante o intervalo (kg); H _r = Quantidade de chuva durante o intervalo de tempo especificado (mm); P _j = Porcentagem de chuva que produz escoamento superficial no intervalo; R _v = Coeficiente de escoamento superficial; C = Concentração média de poluentes no escoamento superficial urbano (mg/L); A = Área do local desenvolvido (ha); 98,6 = Fator de conversão de unidades.
Heaney	$L_k = \alpha_k \times F_k \times \gamma_k \times P$	L _k = Carga anual do poluente devido ao escoamento superficial proveniente do uso do solo k (kg/ha); α_k = Fator da concentração do poluente (kg/ha-ano); F _k = Função da densidade populacional; γ_k = Fator da limpeza da rua; P = Precipitação anual.
Amy	$L = 10^{-6} \times C \times Y$	L = Carga do poluente no escoamento urbano (kg/ha); C = Concentração do poluente no sedimento (ppm, µg/g ou mg/kg); Y = Sedimento lavado da área urbana durante o evento chuvoso (kg/ha).
Driver e Tasker	$L_p = [\beta_0 \times X_1^{\beta_1} \times X_2^{\beta_2} \dots \times X_n^{\beta_n} \times BCF] \times 0.4536$	L _p = Carga ou volume estimado produzido pela enxurrada (kg ou m ³); $\beta_0, \beta_1, \beta_2 \dots \beta_n$ = Coeficientes de regressão; X ₁ , X ₂ ...X _n = Características físicas, uso da terra ou climáticas; n = Número de características físicas, uso da terra ou climáticas; BCF = Fator de correção de "Bias" que corrige o desvio sobre a média.
Federal Highway Administration	$L_a = L_m \times N_s$	L _a = Carregamento de massa anual dos poluentes; L _m = Carregamento de massa de poluentes média (kg por evento); N _s = Número médio de tempestades por ano.

Fonte: Adaptado de Prodanoff, 2005.

4.3 O método da Concentração Média do Evento (CME)

A CME pode ser vista como um indicador para caracterização da poluição difusa. Tal indicador foi desenvolvido pela Agência de Proteção de Meio Ambiente dos EUA, no âmbito do Programa Nacional de Escoamento Superficial Urbano, para servir como uma medida de caracterização dos poluentes oriundos de cada uso do solo e que tiveram seu destino final em corpos d'água durante eventos chuvosos (USEPA, 1983; HUBER, 2006;

AHIABLAME et al., 2013). Quando analisada para apenas um evento, a CME corresponde à divisão da massa total observada de um poluente pelo volume total de escoamento, ou seja, é equivalente a coletar todo o escoamento superficial, misturá-lo e determinar a concentração de poluentes nessa mistura (MITCHELL e MCDONALD, 2000).

Para Lee et al. (2001), o uso da CME é apropriado para representar os efeitos do escoamento superficial proveniente dos eventos chuvosos sobre os corpos d'água. Os mesmos autores explicam que os corpos receptores respondem de forma lenta às entradas de escoamento superficial em comparação com as concentrações ao longo de um evento chuvoso, o que torna a CME um parâmetro analítico importante.

Para o cálculo da CME, é utilizada a Equação 6:

$$CME = \frac{L}{R} \quad (6)$$

Onde:

CME = Concentração média no evento de um dado poluente (mg.L^{-1});

L = Massa total do poluente no evento (mg);

R = Volume total escoado no evento (L).

A carga total do poluente produzida durante um evento pode ser obtida através da coleta de diversas amostras ao longo do tempo de duração do escoamento, juntamente com o levantamento do hidrograma. Assim (vide Equação 7):

$$L = \sum_{i=1}^n Q_i \times C_i \times \Delta t \quad \text{e} \quad R = \sum_{i=1}^n Q_i \times \Delta t \quad (7)$$

Onde:

Q_i = Ordenadas do hidrograma (L.s^{-1});

C_i = Correspondentes concentrações no polutograma (mg.L^{-1});

Δt = Intervalo de tempo (s).

Oliveira (2007) explica que a concentração dos poluentes determinada durante um evento chuvoso pode ser maior ou menor que a CME calculada, porém, o intuito da determinação dos valores de CME é substituir as concentrações encontradas por um único valor buscando representar toda a massa de poluente carregada durante o evento (Figura 5).

Figura 5. Análise da variação dos CME's calculados por evento.

Fonte: Oliveira (2007).

O estabelecimento da CME como parâmetro indicador do potencial poluidor de cada evento de precipitação traz algumas vantagens (NOVOTNY, 1995):

- As CMEs exibem distribuição log-normal;
- É um parâmetro conciso, representando um conjunto de dados muito variável;
- Permite maior facilidade de comparação entre eventos e locais diferentes.

Os valores de CME de vários eventos individuais podem ser sintetizados para uma bacia hidrográfica através de média aritmética, média geométrica ou mediana dos eventos (MITCHELL E MCDONALD, 2000). Para a distribuição log-normal, a média geométrica é mais apropriada do que média aritmética; entretanto, cabe lembrar que, quando se considera um grande número de eventos, os valores obtidos pela média aritmética e geométrica tendem a convergir (ATHAYDE et al., 1983).

A estimativa dos valores médios de CME para uma localidade é afetado por incertezas acerca da quantidade de poluentes carregados durante um evento e do número de eventos monitorados (MOURAD et al., 2005). May e Sivakumar (2009) sugeriram que cinco

eventos monitorados seriam suficientes para a determinação de um valor médio de CME representativo para uma determinada área; entretanto, esse valor pode variar dependendo das características da bacia monitorada (como a área) e dos erros associados às análises. Para Leecaster et al. (2002), o valor “ideal” seria, pelo menos, sete eventos monitorados.

A obtenção dos valores da CME em uma bacia pode ser feita de duas maneiras: estimativa do valor por meio do monitoramento qualitativo do escoamento superficial ou obtenção a partir de registros disponíveis, normalmente dados secundários, de bacias com características similares a da área de estudo, ou por dados regionais ou nacionais (MITCHELL e MCDONALD, 2000; YU et al., 2011).

O monitoramento contínuo e por um longo período de tempo fornecerá o melhor valor possível; porém, se os dados forem utilizados apenas para uma caracterização preliminar, os custos do monitoramento não são justificáveis (MITCHELL e MCDONALD, 2000; LIN, 2004).

Na literatura, são encontrados diferentes valores de CME para uso misto do solo ou por tipo de uso. De acordo com Athayde et al. (1983), não existe diferença perceptível entre os valores de CME dos poluentes para diferentes tipos de uso do solo. Novotny (1992), por outro lado, argumenta que de fato existem tais divergências entre os valores para cada tipo de uso de solo, as quais, todavia, não são detectadas em alguns estudos, devido à dimensão da área e à utilização de um pequeno número de amostras (MITCHELL e MCDONALD, 2000).

Mitchell e McDonald (2000) identificaram, na literatura, valores de CME de uso misto e por tipo de uso e ocupação do solo visando à aplicação em modelos de geração de carga difusa no norte da Europa (em específico no Reino Unido). Este tipo de trabalho foi semelhante ao realizado por Lin (2004); entretanto, este autor buscou levantar valores de CME para diversas parte do mundo. Outro trabalho relevante para área foi o realizado por Baird e Jennings (1996), que identificaram valores por tipo de uso e ocupação do solo na Baía de Corpus Christi, no Texas/EUA.

Hernandez et al. (2013) fizeram um levantamento de diversas pesquisas que calculavam o valor da CME para os poluentes SST, óleos e graxas, Zn, Cu e DQO em bacias ao redor do mundo. Foi feita uma revisão da literatura de vários estudos publicados nos continentes americano, asiático e europeu, com o intuito de avaliar a influência de algumas características das bacias hidrográficas (localização, tamanho da bacia, tipo de uso do solo e tráfego) na concentração de poluentes no escoamento superficial de um evento. Neste

trabalho, os valores de CME para SST, Zn, OG e Cu tiveram uma distribuição do tipo log-normal, enquanto os de DQO e óleos e graxas, uma distribuição normal; os valores de CME para SST, Cu e DQO não tiveram uma significativa diferença estatística, o que tornou possível a comparação dos dados de diferentes lugares. Já em se tratando do parâmetro Zn os valores são maiores na Ásia.

Em bacias urbanas, a maior parte dos estudos sobre poluição difusa foi desenvolvida no hemisfério Norte. Lee et al. (2011) investigaram a caracterização da CME e a ocorrência de *first flush* em uma via de transporte, na Coreia do Sul, durante eventos de precipitação intensos; Menon et al. (2012) analisaram as modificações no volume de escoamento superficial e na qualidade da água de córregos urbanos na Bacia Yongin (Coreia do Sul) devido a mudanças de uso e ocupação do solo; Sharma et al. (2012) monitoraram as características da poluição difusa no Rio Yamuna, em Delhi – Índia; Wang et al. (2013) investigaram a distribuição da concentração de poluentes no escoamento superficial direto da cidade de Chongqing (China); Wei et al. (2013), através da análise de bacias urbanas (estradas e telhados), buscaram caracterizar os valores de CME de poluentes oriundos de fontes difusas entre as diferentes fases de um evento; e Dec (2015), em relatório, apresentou um guia de como implantar técnicas estruturais e não estruturais para o gerenciamento de águas de chuva. Em um dos seus capítulos, são apresentados valores de CME para a cidade de Nova Iorque.

Já em território brasileiro, destacaram-se os trabalhos de: Gomes et al. (2005) e Gomes (2004) que determinaram valores de CME em uma bacia na cidade de Brasília - DF. Os resultados alcançados levaram a conclusão de os rios que compõe a bacia são deteriorados pela qualidade das águas de escoamento superficial. O estudo, ainda, fez uma comparação com os valores de CME encontrados em uma bacia em Paris, na França, e constataram que os valores nacionais para a maioria dos parâmetros são maiores. Foi identificado uma correlação positiva de alguns parâmetros com o período chuvoso.

Porto et al. (2005) observaram na bacia do Rio Cabuçu de Baixo, no município de São Paulo, que um mesmo volume precipitado gera diferentes hidrogramas e polutogramas, com diferentes arrastes e diferentes graus de diluição dos poluentes. Além disso, constatou-se que há uma predominância de diluição dos poluentes ao longo do evento e, elevadas concentrações de CME quando comparado com valores internacionais.

Brites e Gastaldini (2007; 2005) e Brites, Gastaldini e Sartori (2005), avaliaram uma bacia no município de Santa Maria - RS, constataram um aumento significativo de OD, DBO, CFT, SST no período chuvoso. Ademais, os autores observaram um aumento da carga

de poluente transportada com a intensidade média dos eventos e com o total precipitado; entretanto, nenhuma correlação foi observada com o número de dias antecedentes sem chuva. Silva (2009) analisando uma via de tráfego intenso em Belo Horizonte - MG determinou valores de CME para diversos parâmetro. Neste estudo os maiores valores de CME foram encontrados no período de estiagem e, ainda, identificou uma correlação negativa entre período seco anterior, intensidade e precipitação total, inverso ao que se esperava encontrar.

Oliveira (2007) que, a fim de reduzir a necessidade de medição de vazão, comparou os valores de CME determinados com base em dados reais na bacia hidrográfica do Taquarizinho - MT com valores das médias aritméticas das concentrações obtidas na amostra de evento. Segundo o autor quanto maior o número de amostras maior é aproximação da CME da média. Ademais, o autor concluiu em seu estudo que a região do planalto é formador do aporte de nutrientes, somente em eventos chuvosos. E que as características de uso e ocupação do solo e do evento da precipitação são preponderantes agentes naturais da poluição difusa.

Costa (2013) analisou as águas de drenagem urbana na bacia do lago de Paranoá, em Brasília - DF, através da determinação de valores de CME. O estudo apontou que nos meses de novembro e janeiro as cargas de poluentes lançadas pelo sistema de drenagem são mais significativas que o lançamento do efluente tratada da ETE que recebe esgoto da área. Para os parâmetros analisados as variáveis uso do solo e número de dias antecedentes sem chuva se mostrou bastante influente na geração de poluição difusa.

No Brasil, o monitoramento com a finalidade de obter valores de CME é bastante limitado e esporádico. Em virtude dos impactos no corpo d'água devido à poluição difusa e das dificuldades em realizar o monitoramento deste tipo de poluição, são analisados dados existentes para o desenvolvimento de modelos que estimem carga e a CME em bacias rurais e urbanas.

A complexidade do modelo criado vai depender do conhecimento do processo estudado e do objetivo da modelagem (RAWLINGS et al, 1998). No geral, os modelos de regressão são construídos com o objetivo de predição, seleção de variáveis, estimação de parâmetros e inferência.

4.4 Modelos de predição de valores de CME baseado em análise multivariada

Devido à dinâmica complexa de uma bacia hidrográfica do ponto de vista das interações hidrológicas com as características de uso e ocupação do solo, a técnica de estatística multivariada seria a mais indicada para a determinação desses modelos (FRANÇA, 2009). Ademais, nenhuma variável consegue, individualmente, caracterizar os valores de CME; pelo contrário, trata-se de um processo complexo que envolve diversas variáveis, sendo, portanto, inapropriado aplicar, para cada uma delas separadamente, uma análise univariada.

Existem inúmeras técnicas de análise multivariada que podem ser utilizadas para análise de dados. Em síntese, as técnicas multivariadas podem ser resumidas em três grupos (ALMEIDA, 2009): Técnicas de dependência (Análise de Regressão Múltipla, Análise Discriminante, Análise Variância Multivariada e Análise Conjunta); Técnicas de interdependência (Análise de Componentes Principais, Análise Fatorial, Análise de Agrupamentos e Escalonamento Multidimensional); e Técnicas avançadas e emergentes (Mineração de Dados, Redes Neurais e *Bootstrapping*).

Os modelos de regressão são utilizados em diversas linhas de pesquisa (humanas, exatas e biológicas), sendo o principal objetivo a determinação de equações que expliquem a relação entre uma variável dependente e outra independente (GUIMARÃES, n.d). Este equacionamento pode ser linear ou não linear e dentro das equações lineares ele pode ser simples (com apenas uma variável independente) ou múltiplo (diversas variáveis independentes).

Santos (2000) afirma que uma regressão múltipla permite estimar os valores médios anuais ou pontuais da poluição de rios urbanos e rurais, ou mesmo extrapolar polutogramas completos; entretanto, estes modelos são realizados com dados de campanhas de monitoramento locais tornando-o incompatível para aplicação em outras bacias.

4.4.1 Regressão Linear Múltipla

“A análise de regressão múltipla é uma técnica estatística que pode ser usada para analisar a relação entre uma única variável dependente (critério) e várias variáveis independentes (preditoras).” (HAIR et al, p. 154, 2009).

Em todos os modelos criados, deve haver equilíbrio entre o número de parâmetros utilizados, com intuito de evitar problemas no ajuste dos modelos. Para isso, três características devem ser avaliadas: tamanho da amostra, elementos únicos da relação de dependência e natureza das variáveis independentes (HAIR et al, 2009).

Segundo Rawlings et al (1998), o formato geral da equação de Regressão Linear Múltipla é (Equação 8):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon \quad (8)$$

Onde:

Y é a variável dependente;

β_n são os coeficientes técnicos atrelados às variáveis independentes;

X_n são as variáveis independentes; e

ε é o erro experimental.

Gujarati (2000) e Montgomery et al. (2001) explicam que o coeficiente β_0 corresponde ao intercepto (constante) que representa o valor da variável dependente quando toda a variável independente tem valor igual a zero. Já os coeficientes $\beta_1 \dots \beta_n$ indicam uma mudança na resposta, a cada unidade de mudança em X_n , quando as demais variáveis são mantidas fixas.

Esses valores de β_n são estimados através método dos mínimos quadrados que busca minimizar os resíduos do modelo de regressão calculado através da diferença dos valores observados e estimados (RODRIGUES, 2012).

De acordo com Rodrigues (2012) durante a realização dos modelos de regressão algumas suposições devem ser avaliadas:

- i) A relação existente entre Y e X é linear;
- ii) Os erros são independentes e com média nula;
- iii) A variância do erro é constante;

iv) Os erros são normalmente distribuídos.

Para uma melhor análise dos modelos obtidos alguns testes de significância precisam ser aplicados, a saber:

- O teste F ou estatística F permite verificar qual o efeito da variável independente sobre a dependente, sendo que a questão central da análise consiste em saber se as populações têm ou não médias iguais (PORTO, 2008). Segundo Rodrigues (2012) o teste é uma avaliação geral, pois apenas identifica se as variáveis podem ou não explicar a variável dependente. A Análise de Variância (ANOVA) é o método utilizado para esse tipo de estudo (PEDRINI, 2009). A sumarização das análises pode ser visualizada na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1. Etapas para o cálculo da ANOVA na regressão linear múltipla

Fonte de Variação	Graus de liberdade	Soma de Quadrados	Média Quadrática	F
Regressão (modelo)	p	SQR	$QMR = SQR/p$	$\frac{QMR}{QME}$
Erro (residual)	n-p-1	SQE	$QME = SQE / (n-p-1)$	-
Total	n-1	SQT	-	-

Onde p é o número de variáveis; e n é o número de amostras.

Fonte: Portal Action, 2015.

- O coeficiente de determinação ajustado permite verificar se as variáveis adicionadas no modelo são necessárias ou podem ser excluídas;
- O teste T “consiste em calcular a variância de cada coeficiente da regressão e, através de sua raiz quadrada, estabelecer o erro padrão, o que determina se o valor de cada coeficiente é significativamente diferente de 0.” (KASZNAR e GONÇALVES, p.14, n.d).

4.4.1.1 Seleção das variáveis e análise de resíduos

Para encontrar o melhor modelo para variável dependente deve-se selecionar as variáveis independentes. Para tanto, existem algumas técnicas que auxiliam na escolha dessas variáveis, a saber (HAIR et al, 2009):

- Especificação confirmatória: o pesquisador seleciona a variável que ele julga melhor para o modelo;
- Busca sequencial: que pode ser do tipo estimação *stepwise*; adição *forward*; eliminação *backward*.
- Abordagem combinatória: busca por todas as possíveis combinações.

Para validação dos modelos de regressão existe a necessidade de verificação do atendimento de alguns pressupostos e, para isso, é utilizado a análise de resíduos (PEDRINI, 2009).

Os pressupostos verificados são: os erros seguem uma distribuição normal; têm média zero; têm variância constante; e são independentes (PEDRINI, 2009). Essas análises podem ser realizadas analiticamente ou graficamente. Elucida-se que apesar de existirem diversos métodos para análise descrevem-se sucintamente apenas aqueles que serão utilizadas nesse trabalho. Muitos dos testes excluídos são inviáveis para aplicação em conjuntos pequenos de amostras optando, portanto, por aqueles onde é viável a aplicação neste estudo.

- Diagnóstico da Normalidade:

A normalidade da distribuição dos erros pode ser visualizada através do gráfico P-P dos resíduos; histograma dos resíduos estandardizados; teste de Kolmogorov-Smirnov ou de Shapiro-Wilk.

Nos gráficos P-P dos resíduos, quando é verificado a normalidade, as observações se aproximam da reta formada na diagonal (RODRIGUES, 2012). A Figura 6 que segue mostra o gráfico p-p *plot* de resíduos para verificação da normalidade.

Figura 6. Gráfico da normal de resíduos.

Fonte: Rodrigues, 2012.

Um outro teste utilizado para amostras pequenas ($n < 30$) é o teste de Shapiro-Wilk (SW). Segundo Rodrigues (2012) a estatística do teste é definida através da Equação 9

$$SW = \frac{b^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (9)$$

Onde:

$$b = \sum_{i=1}^{\frac{n}{2}} a_{n-i+1} \times (x_{n-i+1} - x_i) \text{ se } n \text{ é par ou } \sum_{i=1}^{\left(\frac{n+1}{2}\right)} a_{n-i+1} \times (x_{n-i+1} - x_i) \text{ se } n \text{ é ímpar};$$

a_{n-i+1} = constantes geradas a partir da média, variância e covariância de n ordens;

x_i = os valores ordenados de amostras (x_1 é o menor).

Para a análise da normalidade pelo método de SW deve-se primeiramente ordenar a amostras, em seguida calcular o W e tomar a decisão Rejeitar H_0 ao nível de significância α se $W_{\text{calculado}} < W_{\text{tabelado}}$ (valores críticos da tabela de Shapiro Wilk).

- Diagnóstico da homocedasticidade:

Em relação ao diagnóstico da homocedasticidade dos resíduos uma das principais técnicas utilizadas é a análise do gráfico dos resíduos versus valores ajustados (RODRIGUES, 2012). Segundo a autora, este gráfico deve ter os pontos aleatoriamente distribuídos em torno do zero, sem nenhum padrão definido (vide Figura 7).

Figura 7. Gráfico de homocedasticidade dos resíduos.

Fonte: Portal Action, 2015.

- Diagnóstico da independência dos erros:

Conforme explicado por Hair et al. (2009), na análise cada valor previsto é considerado independente quando não são sequenciados por qualquer variável. Para testar o pressuposto da independência dos erros pode-se utilizar o teste de Durbin-Watson (DW). Segundo Rodrigues (2012), a Equação 10 é a utilizada para o cálculo em que $0 \leq dw \leq 4$:

$$dw = \frac{\sum_{i=2}^n (e_i - e_{i-1})^2}{\sum_{i=1}^n e_i^2} \quad (10)$$

Deve-se comparar o valor de dw com os valores críticos dL e dU da Tabela de Durbin-Watson. Assim, se $0 \leq dw < dL$ então rejeitamos H_0 (auto-correlação positiva); se $dL \leq dw \leq dU$ então o teste é inconclusivo; se $dU < dw < 4-dU$ então não rejeitamos H_0 (independência); se $4-dU \leq dw \leq 4-dL$ então o teste é inconclusivo; se $4-dL < dw \leq 4$ então rejeitamos H_0 (auto-correlação negativa). Para Feitosa (2015) uma alternativa geral de análise de DW seria que valores menores do que 1 ou maiores do que 3 devem ser motivo de atenção e, valores próximos de 2, são bons.

- Diagnóstico de *outliers*:

“Os *outliers* são valores extremos das observações, ou seja, valores que estão, de alguma forma, separados do restante do conjunto de dados e que podem alterar

significativamente as estimativas dos coeficientes de regressão.” (PEDRINI, p. 36, 2009). De acordo com Hair et al. (2009) esses valores não são necessariamente um problema e podem representar apenas um conjunto de dados distintos dos analisados. O mesmo autor afirma que antes de tomar a decisão e eliminar esses pontos os mesmos devem ser identificados e analisados com cautela.

Os *outliers* podem estar localizados no eixo x ou y. *Outliers* em x são detectados por meio da identificação do valor de leverage (diagonal principal da matriz chapéu). Caso os valores calculados forem 2 ou 3 vezes maiores que o número de variáveis utilizadas mais um dividido pelo número de amostras, identifica-se um *outliers* (FEITOSA, 2015).

No caso da detecção de pontos extremos em Y pode-se utilizar a análise do resíduo normalizado, padronizado e *studentizado*. O Quadro 4 seguinte resume a forma de aplicação de cada um dos métodos citados anteriormente.

Quadro 4. Métodos de detecção de outliers em Y.

Método	Fórmula	Siglas	Regra
Resíduo Normalizado	$d_i = \frac{e_i}{\sqrt{QME}}$	e_i = resíduos; QME = quadrado médio dos erros.	95% dos resíduos normalizados devem estar no intervalo de (-2,2).
Resíduo Padronizado	$r_i = \frac{e_i}{\sqrt{QME(1 - h_{ii})}}$	e_i = resíduos; QME = quadrado médio dos erros. h_{ii} = i-ésimo elemento da matriz chapéu H .	Resíduo padronizado devem estar no intervalo $-3 \leq r_i \leq 3$.

Fonte: Adaptado de Portal Action, 2015.

- Diagnóstico de pontos influentes:

Hair et al. (p. 186, 2009) dizem que “observações influentes no sentido mais amplo, incluem todas as observações que tem um efeito desproporcional sobre os resultados da regressão.” Para a identificação destes pontos existem os métodos conhecidos como DFFITS (influência de uma determinada observação sobre seu próprio valor ajustado), DFBETA (influência de uma determinada observação sobre o coeficiente de X) e a Distância de COOK (influência de uma determinada observação sobre todos os valores ajustados).

De acordo com Montgomery et al. (2001) a técnica compara a estimativa dos coeficientes de regressão com todos os pontos observados com a estimativa destes coeficientes sem o i-ésimo ponto. A Equação 11 é utilizada nessa análise:

$$D\ COOK = \frac{e_i^2 h_{ii}}{(p+1)QME (1-h_{ii})^2} \quad (11)$$

Para não ser considerado um ponto influente Montgomery et al. (2001) recomenda que o valor de D COOK seja menor do que 1.

- Análise da Colinearidade e Multicolinearidade

Em modelo de regressão múltiplas devemos verificar a correlação das variáveis independentes e, caso não seja encontrada nenhuma alta correlação entre elas as mesmas são nomeadas como ortogonais (FERREIRA, 2012).

Quando as variáveis são altamente correlacionadas as inferências podem ser errôneas ou não confiáveis. Algumas características no ajuste do modelo podem indicar problema de colinearidade: $\hat{\beta}$ com sinal oposto ao esperado; grandes mudanças em β quando adicionamos ou excluimos variáveis; e $\hat{\beta}$ não significativo (FERREIRA, 2012);

Os métodos para análise da correlação podem ser:

- Verificar a existência de relação linear entre duas variáveis explicativas onde para detecção deste tipo de problema deve-se analisar se a matriz de correlação das variáveis explicativas apresenta correlação acima de 0,9 (FERREIRA, 2012).

- Verificar a existência de relação linear entre uma variável explicativa e as demais. Duas medidas mais comumente utilizadas são o valor de tolerância ou seu inverso, chamada *Variance Inflation Factor* (VIF). Caso o $VIF > 10$ é constatado problema de multicolinearidade (MILOCA e CONEJO, 2008). Para o cálculo do VIF utiliza-se a Equação 12:

$$VIF = \frac{1}{1-R_j^2} \quad (12)$$

Onde:

R^2 = coeficiente de determinação da regressão de X sobre as outras variáveis explicativas.

Para correção dos problemas de multicolinearidade Hair et al. (2009) sugere:

- exclusão de uma ou mais variáveis independentes altamente correlacionadas e identificar outras variáveis independentes para ajudar na previsão;

- usar o modelo com variáveis independentes altamente correlacionadas apenas para previsão, ou seja, não interpretar os coeficientes de regressão;
- usar as correlações simples entre cada variável independente e a dependente para compreender a relação entre variáveis independentes e dependente; e
- usar um método mais sofisticado de análise como a regressão Bayesiana (ou um caso especial - regressão *ridge*) ou a regressão sobre componentes principais para obter um modelo que reflita mais claramente os efeitos simples das variáveis independentes.

4.4.1.2 Validação do Modelo

De acordo com Hair et al. (2009), após a identificação do modelo de regressão o mesmo deve ser validado para garantir que ele represente a população geral. Para tanto, os mesmos autores afirmam que, o melhor método utilizado seria testar em amostras adicionais; entretanto, muitas vezes a coleta de novos dados se torna um processo com limitações exigindo que outras formas de validação sejam utilizadas, tais como: amostras particionadas, estatística *press*, validação cruzada e outros.

A estatística *press* consiste em omitir uma observação do conjunto de amostra e estimar um novo modelo de regressão e então se prevê a observação omitida com o novo modelo estimado e calcula-se o resíduo (HAIR et al., 2009). Isso é feito consecutivamente até que pelo uma vez cada amostra seja suprimida (HAIR et al., 2009). Por fim, a média dos erros e o desvio padrão é calculada (HAIR et al., 2009).

4.4.2 Estudo da aplicação da regressão múltipla no desenvolvimento de modelos de predição de CME.

Existem alguns estudos que buscam determinar modelos empíricos de cálculo de CME através de técnica de regressão linear múltipla. Os modelos estatísticos para determinação de CME são desenvolvidos com base em dados de monitoramento quali-quantitativos. A ideia básica subjacente a este método é deixar de lado o processo de migração de poluentes na superfície e calcular a produção dos poluentes com base na análise

da qualidade das águas receptoras (SHEN et al., 2012). Estes métodos têm sido aplicados em algumas bacias no mundo, desde a década 80, com resultados satisfatórios.

Em 1983, em estudos realizados pelo *National Urban Runoff Program* (NURP), foi construído um banco de dados com valores medidos de precipitação, vazão e qualidade da água. Com esses dados, foram feitas as primeiras tentativas de aplicação da técnica de regressão múltipla para relacionar carga difusa e CMEs com características físicas e climáticas de bacias hidrográficas (DONIGIAN e HUBER, 1991). A *United States Geological Survey* (USGS) desenvolveu 31 modelos de regressão para valores de CME, sendo as variáveis mais significativas no processo: o volume de chuva total e a área de drenagem. No entanto, outras variáveis, como áreas impermeáveis, uso do solo e parâmetros climáticos médios, também foram significativas em alguns modelos (DRIVER e TASKER, 1990).

Charbeneau e Barrett (1998) aplicaram a técnica de regressão em bacias urbanas e em desenvolvimento na cidade de Austin, no Texas, EUA. Para os autores, os modelos foram adequados na determinação do acúmulo de cargas a longo prazo; entretanto, quando validados para eventos individuais, os modelos não se mostraram satisfatórios.

Brezonik e Stadelmann (2002) realizaram a análise de um conjunto de dados na área metropolitana de *Twin Cities*, em Minnesota, EUA, com o intuito de caracterizar a poluição difusa, bem como correlacionar os atributos físicos e climáticos da bacia. Somado a isto, foi aplicado o método de regressão linear múltipla para prever modelos empíricos de estimativa de cargas e CME. Os resultados mostraram que os valores de CME foram maiores no escoamento oriundos do derretimento de neves quando comparado com a análise do escoamento de origem pluvial e, ainda, não foram encontradas correlações representativas entre as variáveis do evento chuvoso e de CME. Com relação ao modelo de regressão, as variáveis mais representativas foram o volume da chuva e a intensidade da chuva e, ainda, que os modelos mais precisos foram encontrados quando os dados foram agrupados de acordo com o tipo e uso do solo.

Kayhanian et al. (2007) aplicaram a técnica de regressão linear múltipla para predição de equações de determinação de valores de CME em 34 áreas cujo o uso e ocupação do solo é destinado ao transporte na Califórnia. Para este estudo, as variáveis mais significativas nos modelos, foram: precipitação total, acúmulo sazonal de chuvas (estações do ano), dias antecedentes sem chuva, área de drenagem e média anual do tráfego. Maniquiz et al. (2010), por meio de regressão linear múltipla, desenvolveram equações para estimar as

cargas de poluentes e CME em função das características dos eventos de precipitação em duas bacias urbanas localizadas na cidade de Yongin, na Coreia do Sul. Os resultados mostraram que a precipitação total do evento e a intensidade da chuva foram possíveis preditoras de cargas poluidoras.

Luo et al. (2010) selecionaram 15 bacias hidrográficas da Hujiashan, na China, e examinaram o efeito do uso do solo sobre a poluição difusa. O uso do solo foi considerado um fator determinante na geração de carga de poluição difusa com base nos modelos de CME. Li et al (2009) consideraram as distribuições espaciais da precipitação e do escoamento na determinação de modelos de CME. Os modelos determinados foram considerados satisfatórios na estimativa de CME. Esses modelos foram utilizados para calcular a carga gerada na bacia XitiaOxi localizada na parte superior da área do Lago Taihu.

Ding et al. (2010) criaram novos modelos de CME para bacias agrícolas utilizando algumas variáveis relacionadas ao evento chuvoso e fatores do terreno (declividade, tipo de cultura, forma de plantio e outros). Os modelos foram testados no rio Yangtze, onde foi constatado que os erros relativos entre valores observados e simulados foram reduzidos quando comparados com os modelos originais (22% vs. 44% em 1990 e 18% versus 38% em 2003).

No trabalho desenvolvido por Yu et al. (2011), foram monitoradas nove bacias rurais na Coreia do Sul, para as quais se calcularam 51 conjuntos de valores de CME. Com estes, foi possível o desenvolvimento de uma ferramenta de previsão, baseada no modelo de regressão linear múltipla, de equações para determinação de valores de CME e cargas compatíveis com a característica de eventos monitorados. O tipo de cultivo, a declividade, o número de dias antecedentes sem chuvas e o volume precipitado foram as variáveis que mais influenciavam nas características do modelo. Por fim, o modelo criado foi aplicado para analisar a qualidade da água encontrada em um reservatório em *Backryeong Island*, e apenas utilizando as variáveis mais influentes, foi possível calcular os valores de CME para SST, DQO, NT e FT. Constatou-se que as equações propostas podem ser utilizadas em outras áreas não monitoradas da região.

5. ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho é uma bacia piloto e área de estudos de várias pesquisas no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento (PPGSHS). Ela é escolhida por diversos pesquisadores por ser uma área de urbanização recente e estar no setor de expansão do município de São Carlos - SP (TARPANI, 2008).

5.1 Características físicas

A bacia do Mineirinho está localizada na região oeste do município de São Carlos - SP, possui uma área de 5,85 km² e é afluente do Rio Monjolinho¹. A Figura 8 mostra a localização da bacia bem como sua delimitação geográfica.

O córrego do Mineirinho, principal rio desta bacia, nasce no bairro Santa Angelina e possui dois afluentes: um na margem direita localizado no Área II do Campus da USP e o Córrego Santa Fé, na margem esquerda, localizado no Bairro Santa Felícia. Benini, Martioli e Mendiondo (2004) relataram que existe mais uma nascente intermitente no interior do Área II do Campus da USP.

A bacia possui um percurso total do córrego principal de 3,84 km e comprimento total dos canais de 5,3 km. A diferença entre as cotas mais alta e mais baixa é de 95 m na bacia, que possui uma declividade média de 0,02 m/m, uma vazão de base de 0,20 m³/s e tempo de concentração estimado por Galbetti (2015) de 70 minutos. Na Tabela 2, podem ser visualizadas algumas das características da bacia hidrográfica.

Tabela 2. Características físicas da Bacia Hidrográfica do córrego do Mineirinho.

Parâmetro	Bacia Hidrográfica do Mineirinho
Área de Drenagem (A)	5,85 km ²
Perímetro da Bacia (P)	10,85 km
C. do Rio Principal (Lp)	3,84 km
Coeficiente de compacidade (Kc)	1,26
Fator de Forma (Kf)	0,28
Cota Máxima	872 m
Cota Mínima	777 m
Declividade Média da Bacia (Im)	0,02 m/m

Fonte: Da Autora, 2015.

¹ O município de São Carlos - SP localiza-se sobre o divisor de águas de duas bacias: a Mogi-Guaçu (subdividida nas microbacias de Araras, Mogi-Guaçu, Guabirola, Cabeceiras, Chibbari, Quilombo e do Pântano) e Tietê-Jacaré (subdividida nas microbacias de Monjolinho, Feijão e Jacaré-Guaçu) (FOSCHINI, 2007).

Figura 8. Mapa esquemático da localização da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no município de São Carlos, São Paulo, Brasil.
Fonte: Angelini et al., 2014.

Os solos são predominantemente do tipo latossolo vermelho-amarelo, profundo e distrófico nos interflúvios, enquanto no interior dos vales de drenagem encontram-se gleissolos e organossolos, hidromórficos, saturados permanente ou intermitentemente (BENINI, 2005). Devido a estas características, segundo a classificação proposta pelo *Soil Conservation Service* (SCS) e aprimorada por Lorandi (1985) e Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005), os solos da região se enquadram no grupo hidrológico do tipo B (BENINI, 2005).

Nas Figuras 9 e 10, podem ser visualizados os mapas do modelo digital de elevação da área de estudo e o mapa de pedologia, respectivamente.

Figura 9. Mapa do Modelo Digital de Elevação da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.
Fonte: Da Autora, 2015.

Figura 10. Mapa pedológico da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.
 Fonte: Da Autora, 2015.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima de São Carlos - SP é do tipo tropical, com verão úmido e inverno seco ou com clima quente e inverno seco (LORANDI, 1985). Seu índice pluviométrico varia de 1500 a 1700 mm/ano e sua temperatura média, de 18,1°C a 23,1°C.

5.2 Características da ocupação do solo

Aprígio (2012) relata que a região começou a ser ocupada na década de 70. No entanto, apenas a partir dos anos 90 foi que houve uma maior valorização imobiliária devido à instalação de condomínio de alto padrão, um Shopping Center e a Área II do Campus da USP. O mesmo autor comenta que a região é composta por bairros com residências populares, de classe média e de alto padrão.

No geral, o uso e ocupação do solo na bacia ao longo dos anos se modificou em curto período de tempo. Na Tabela 3 a seguir é possível analisar essa mudança.

Tabela 3. Comparação do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Mineirinho.

Uso e Ocupação do Solo	2007- 2008 (%)	2014 (%)
	Tarpani e Brandão (2009)	Autora
Área Urbanizada	40	42,9
Área de cultura de cana de açúcar e pinus	15	14,5
Área de campos, gramíneas e/ou pastagem	20	25,5
Solo exposto	15	4,1
Mata Ciliares	10	13

Fonte: Da autora, 2016.

O uso predominante da área de estudo são as superfícies artificiais, que representam mais de 40% da área. De 2007 para 2014 apresentou um aumento de 0,17 km². Analisando detalhadamente a área, essa variação ocorreu a medida que novas áreas residenciais e vias de transporte foram implantadas na bacia. Devido a diversas campanhas de recuperação florestal no entorno dos rios, nos últimos anos, observou-se um acréscimo nas matas ciliares na área. Chama-se atenção para a redução de aproximadamente 70% de áreas com solo exposto. Esta transição ocorreu, pois, parte desta área foi destinada a construção de novas estruturas artificiais, parte para áreas recobertas por gramas e/ou matas ciliares.

O mapa de cobertura do solo com a separação de cada uso do solo no ano de 2014 pode ser visto na Figura 11.

Figura 11. Mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no ano de 2014.

Fonte: Da Autora, 2015.

Apesar de ser uma área predominantemente residencial, no ano de 2014, puderam ser encontrados na região diversos estabelecimentos comerciais, tais como: cinco auto elétricas, cinco borracharias, 17 pontos de depósito de resíduos sólidos, oito estabelecimentos de funilaria e pintura, seis lava-jatos, 16 oficinas mecânicas, três oficinas de usinagem, três postos de combustíveis diversas lojas de roupas e sapatos, mercados e quitandas, um shopping center, hotéis, e estabelecimentos de ensino e lazer.

Segundo o Plano Diretor de São Carlos (PMSC, 2005) a bacia do córrego do Mineirinho abrange as Macrozonas Urbanas 1 e 2 e as Zona Multifuncional rural 4B, brevemente descritas a seguir:

Zona 1 – Zona de Ocupação Induzida – dotada de melhor infraestrutura em comparação com as demais zonas. Compreende áreas de uso misto e em definição do Plano Diretor, passíveis de mais de um tipo de uso, seja no mesmo bairro, no mesmo loteamento, na mesma via, no mesmo lote ou na mesma edificação. Há predominância de comércio e serviços, em detrimento do uso habitacional, na região central. É previsto o adensamento para que se aproveite melhor a infraestrutura disponível e se evitem novos loteamentos em áreas periféricas, sem se descuidar do controle da permeabilidade do solo.

Zona 2 – Zona de Ocupação Condicionada – uso misto, com grande diversidade ocupacional. Nesta zona existem áreas com carência de infraestrutura de drenagem e bolsões com deficiência de equipamentos públicos. As diretrizes para esta zona são no sentido de prover infraestrutura para a habitação popular, minimizando o impacto da alteração no uso e ocupação do solo; de garantir a diversidade de usos e do padrão social; e adequar o sistema de drenagem e as discontinuidades da malha viária.

Zona 4 – Zona de Regulação e Ocupação Controlada – Composta pelas Zonas 4A e 4B, que apresentam, como características comuns, a localização em áreas com forte tendência à expansão urbana, os usos diversificados e da transição entre o meio rural e o urbano. As diretrizes buscam regulamentar e disciplinar empreendimentos que acarretarão mudanças do uso do solo rural, integrando-os à malha urbana existente. Na bacia do córrego do Mineirinho está presente a Zona 4B, que compreende áreas contíguas a setores urbanizados ou circundadas por eles, e possui potencial de expansão urbana em função da proximidade do Área II do Campus da USP e de áreas com infraestrutura instalada.

O mapa com o zoneamento da bacia é apresentado na Figura 12.

Figura 12. Zoneamento da Bacia Hidrográfica do Mineirinho de acordo com o estabelecido pelo Plano Diretor de São Carlos.
Fonte: Aprígio, 2012.

6. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia seguida nesta pesquisa foi dividida em quatro etapas (Figura 13). A primeira é referente à avaliação das CMEs de diferentes poluentes com base nos polutogramas observados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho; a segunda é a comparação dos valores de CME observados na primeira etapa com os dados de CME disponíveis na literatura; a terceira é a determinação de modelos empíricos para o cálculo de CME; e, por fim, a quarta é o cálculo da carga de origem difusa através da aplicação de diferentes valores de CME

Figura 13. Etapas metodológicas seguidas para o desenvolvimento da pesquisa.

Fonte: Da Autora, 2015.

Os processos envolvidos e os detalhes de cada aplicação são apresentados nos tópicos deste capítulo.

6.1 Cálculo de valores de CME com base em dados observados na área de estudo

6.1.1 Rede de monitoramento, coleta e análise de amostras

Para o levantamento de informações quali-quantitativas e a construção dos hietogramas, hidrogramas e polutogramas de cheia, foi utilizada uma rede de monitoramento hidrológico (Figura 14) implantada na área de estudo com recursos da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e dos projetos da Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP): MCTProjects/FINEP/Ação Transversal - Saneamento Ambiental e Habitação - 7/2009MCT/ e FINEP/CT- HYDRO 01/2010.

Figura 14. Rede de monitoramento hidrológico da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.
Fonte: Da autora, 2015.

A rede é composta por:

- Três estações de monitoramento pluviométrico, sendo as três dentro da área da bacia (Pluviógrafo 1 instalado nas dependências da Escola Municipal Bento da Silva Alencar; Pluviógrafo 2 instalado nas dependências da Área II do Campus da USP São Carlos; e Pluviógrafo 3 instalado nas dependências do Posto de Saúde da Família do Jardim Santa Felícia). Os equipamentos escolhidos para este tipo de monitoramento foram pluviógrafos de caçamba com *datalogger* da marca *Hydrological Service* – Modelo TB4; e

- Uma estação fluviométrica em um trecho canalizado da rotatória da Avenida Bruno Ruggiero Filho, próximo ao exutório da bacia. O canal apresenta uma seção transversal com 2,5 m de largura, 2,5 m de altura, 33 m de comprimento e 0,008 m/m de declividade na linha média da bacia. A estação conta com três transdutores de pressão *Levellogger Model 3001 F15, M5* e um medidor de pressão atmosférica *Barologger Model 3001 F15, M5* da empresa *Solinst Canada Ltd.*; e uma sonda *Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) Intelligent Flow (IQ) meter* da marca *Sontek*, para medições das vazões afluentes.

Na Figura 15 é possível visualizar detalhes da rede de monitoramento e os equipamentos utilizados.

Figura 15. Detalhes da rede de monitoramento e seus equipamentos: (A) cerca de proteção para pluviógrafos; (B) pluviógrafo de caçamba; (C) tubo de proteção para sensor de pressão barologger; (D) levellogger e barologger; (E) ponto de instalação de medidor de vazão e de levellogger; (F) ADCP de fundo.

Fonte: Angelini et al., 2014.

6.1.1.1 Monitoramento pluviométrico

Foram utilizados dados de precipitação médios registrados por três pluviógrafos (1, 2 e 3 - vide Figura 14) instalados na área de estudo para a construção dos hietogramas médios de cada evento. Com os dados obtidos, foi possível a quantificação de algumas variáveis relacionadas ao evento chuvoso que influenciam na geração de escoamento superficial e na poluição difusa, a saber: precipitação total, intensidade da chuva, duração da chuva, dias antecedentes sem chuva e volume total precipitado.

6.1.1.2 Monitoramento fluviométrico

Com vistas à determinação da vazão de base, foram realizadas três campanhas de medições (17/01/2014, 19/05/2014 e 15/06/2015) com molinete e flutuadores na entrada da galeria onde foi instalada a sonda ADCP. Fundamentando-se no valor médio obtido nas medições, foi encontrado um nível de escoamento de base de 0,10 m e uma vazão de 0,20 m³/s.

Para a construção dos hidrogramas, foram utilizados os dados da sonda ADCP, instalada no centro da galeria, a aproximadamente 16 m a jusante da entrada (Figura 16). Uma grade de proteção foi instalada a 1 m de distância do equipamento para protegê-lo de impactos (tendo sido tal distância estabelecida visando a evitar interferências no pulso acústico emitido) (GALBETTI, 2015). A sonda foi configurada para coleta automatizada de dados 2 em 2 minutos.

Figura 16. Croqui de instalação dos equipamentos de medição de vazão e nível na galeria localizada no córrego do Mineirinho.

Fonte: Cavalcanti e Reis (2015)

Devido à transição de regime hidráulico dentro do canal onde o equipamento foi instalado, ocorreu a desestabilização das medições para níveis d'águas inferiores a 0,60 m. Diante disto, uma curva-chave (Equação 13) para variações de nível maiores que 0,10 m e menores que 0,60 m foi proposta com base nos dados de 18 eventos mais significativos (picos superiores a 0,60 m) do monitoramento de vazão obtidos no período de 30/09/2014 a 13/04/2015.

$$Q = 6,235 \times h^{1,4315} \quad (13)$$

Onde:

Q = Vazão (m^3/s);

h = Nível (m).

Para os cálculos de vazão utilizando a curva-chave, foi dada prioridade para os níveis d'água medidos pela sonda ADCP. Em casos de identificação de inconsistências nos dados de nível ou falha nas medições, foram adotadas duas soluções: (1) interpolação pelo tempo ou (2) substituição dos dados de nível da sonda pelos dados de nível medido pelo *Levellogger* que foi instalado junto ao medidor de vazão e configurado com a mesma variação temporal (retoma-se aqui a Figura 16 para verificação da posição do medidor de nível).

6.1.1.3 Monitoramento da qualidade da água

Com relação à qualidade da água foram realizadas, entre janeiro e dezembro de 2015, 12 coletas em eventos chuvosos e sete em período sem chuvas. As amostras foram coletadas de forma manual, com auxílio de uma vara de coleta confeccionada para esta atividade. Adicionalmente, houve uma coleta em período sem chuva, no ano de 2014, para a qual foi adotada uma sonda multiparamétrica da marca YSI modelo 6920 V2 que realiza a análise dos parâmetros: pH, oxigênio dissolvido, turbidez, temperatura, condutividade e salinidade.

Para as amostras de água obtidas no período seco, inicialmente (ano de 2014), foi feita uma análise em cinco pontos da bacia (Figura 17) para reconhecimento da qualidade do

escoamento de base na bacia do Mineirinho. As seções monitoradas foram demarcadas por meio do *Global Positioning System* (GPS) a fim de se obterem suas coordenadas geográficas. Os critérios adotados para eleger as seções de monitoramento foram: a presença de diversidade de uso e ocupação do solo, apresentando áreas mistas; e pontos de confluência do córrego do Mineirinho e seus afluentes. As sete amostras de água restantes, obtidas no período seco, foram coletadas apenas na entrada da galeria (ponto 5, Figura 17).

Figura 17. Pontos da coleta de amostra de qualidade da água na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.

Fonte: Da Autora, 2015.

A escolha do ponto 1 motivou-se por corresponder ao ponto de confluência dos afluentes do córrego do Mineirinho. Já no ponto 2, temos uma diversificação de uso (comercial e rural). No caso do ponto 3, ele recebe contribuição de uma área exclusivamente residencial. Assim como o ponto 2, o ponto 4 também está localizado dentro da universidade, sendo que este ponto recebe contribuição pluvial de uma área destinada a agricultura, residencial e comercial e o ponto 5, finalmente, no exutório da bacia.

As coletas de período seco foram realizadas com a condição de ausência de chuva nos quatro dias antecedentes. Os resultados para as amostras de água obtidas nesse período foram analisados tendo-se como referência a legislação vigente do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 357/05), considerando-se ambientes de Classe 2.

No caso dos eventos chuvosos, para monitoramento da ocorrência de eventos capazes de gerar escoamento foram utilizados, neste estudo, meteogramas disponíveis no endereço eletrônico do CPTEC/INPE, Radar Bauru/UNESP e Climatempo. Ainda se observou formação de nuvens em campo, que permitiu identificar a possível iminência de precipitação.

Uma vez que se iniciava uma precipitação na área da bacia, a equipe se deslocava para campo e realizava a coleta na entrada da galeria (ponto 5). O número de amostras coletadas foi determinado pela intensidade das chuvas e pelas mudanças de nível d'água (nos eventos intensos, coletava-se uma amostra a cada 35 cm de variação de nível d'água na galeria; e nos eventos menos intensos, a cada 10 cm de variação de nível). Em todos os casos, as amostras foram coletadas tanto na fase ascendente do hidrograma, quanto na descendente.

As amostras foram armazenadas em garrafas de polietileno de 1 L e mantidas refrigeradas até chegarem ao Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, onde foram determinadas as seguintes variáveis: Ni, Cr, Cd, Zn, Cu, Pb, CFT, FT, NKT, DBO, DQO, SST, OG. Todas as análises foram realizadas de acordo com APHA (2012). A metodologia analítica e o limite de detecção estão descritos resumidamente na Tabela 4. Quando a quantidade de amostra permitia, realizava-se a análise em duplicata. Ressalva-se ainda que, nas amostras, quando eram constatados valores abaixo do limite de detecção ou iguais a zero, os mesmos eram substituídos por LD/2 (metade do limite de detecção).

Tabela 4. Parâmetros de qualidade da água, metodologia analítica e limite de detecção.

Parâmetros	Método	Limite de detecção
Ni (mg.L ⁻¹)*	3111B	0,008
Cr (mg.L ⁻¹)*	3111B	0,005
Cd (mg.L ⁻¹)*	3111B	0,0006
Zn (mg.L ⁻¹)*	3111B	0,002
Cu (mg.L ⁻¹)*	3111B	0,003
Pb (mg.L ⁻¹)*	3111B	0,01
CFT (UFC.100mL ⁻¹)	9223B	1
FT (mg.L ⁻¹)	4500P(E)	0,001
NTK (mg.L ⁻¹)	SM4500NTKB	5
DBO (mg.L ⁻¹)	5210B	1
DQO (mg.L ⁻¹)	5220D	1
SST (mg.L ⁻¹)	2540D	1
OG (mg.L ⁻¹)	5520D	2

*Os metais foram determinados em sua fração total

Fonte: Da Autora, 2016.

Durante um evento monitorado, buscou-se coletar amostras de base tanto no início quanto no final da ocorrência da chuva. Caso não fosse possível, foram adotados, como valores de base as médias das características das amostras coletadas em tempo seco.

A avaliação dos poluentes foi feita através da análise das concentrações nas amostras coletadas ao longo de um evento de chuva. Com esses dados, foram construídos os polutogramas.

6.1.2 Cálculos e análise de dados

Uma vez construídos os polutogramas e hidrogramas, foi possível analisar a ocorrência de *first flush* pelo método de Geiger (1987) e realizar o cálculo da CME, para o qual é necessário o conhecimento da massa total do poluente e do volume total escoado. Para o cálculo das CMEs foi utilizada a Equação 6.

Após o cálculo dos valores de CME por poluente para cada evento de chuva monitorado, os dados obtidos foram tabulados e analisados estatisticamente utilizando o *software SPSS Statistics 17.0* para o cálculo das médias, mínimos, máximos, desvio padrão, coeficiente de distribuição, normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk (segundo a literatura, a CME possui distribuição log-normal.; portanto, para este teste, os dados foram convertidos para o valor do logaritmo das CME obtidas), identificação de *outliers* e correlação de Pearson. Na

literatura, são encontrados diversos limites entre os coeficientes de correlação. Neste estudo os valores adotados foram propostos por Margotto (2012) que consiste em: $r = 1$: perfeita; $r = 0,80$ - <1 : muito alta; $r = 0,60$ - $<0,80$: alta; $r = 0,40$ - $<0,60$: moderada; $r = 0,20$ - $<0,40$: baixa; $r = 0$ - $<0,20$ muito baixa; $r = 0$: nula forte. O nível de significância adotado foi 5%.

6.1.3 Comparação de dados de CME observados com dados de CME disponíveis na literatura

Através de uma revisão da literatura, foi construído um banco de dados com alguns trabalhos que calcularam valores de CME por poluente para diferentes bacias. Após este levantamento, foi realizada uma comparação entre os dados de CME observados e os obtidos na literatura.

6.2 Determinação de modelos de predição de CME para bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho

Para determinação dos modelos da presente pesquisa, foi utilizado o programa MATLAB R2015a. O método escolhido foi a regressão linear, em função do número relativamente restrito de amostras coletadas, o que não justificaria o uso de modelos mais sofisticados. Dentro do modelo de regressão linear, as análises foram realizadas tanto para a forma múltipla como a simples.

A função utilizada no modelo foi a *regress*. Nesta, segundo Chatterjee e Hadi (1986), a estrutura a ser seguida para o emprego da função é:

$$[b, bint, r, rint, stats] = regress(y, X)$$

Uma vez desenvolvida a rotina de cálculo no Matlab para a determinação dos modelos, foi necessária uma série de etapas que são descritas a seguir.

6.2.1 Seleção e preparação das variáveis

As variáveis para análise e determinação inicial dos modelos foram escolhidas devido à representatividade destas para a geração de carga difusas, bem como a disponibilidade destes na rede de monitoramento. Somado a isto, foram analisadas variáveis que apareciam em diversos estudos que desenvolveram modelos para previsão de CME. As variáveis selecionadas foram:

→ Variável dependente

- Valor de CME por poluente analisado (mg.L^{-1}).

→ Variáveis independentes

- Precipitação total média (mm) - PT;
- Volume total de escoamento (m^3) - VT;
- Vazão de pico no evento (m^3/s) - QP;
- Intensidade média da chuva (mm/h) - IC;
- Duração da chuva (h) - D;
- Dias antecedentes sem chuva (d) - DAC;
- Precipitação média no mês (mm) - VPT;
- Concentração média mensal em tempo seco de NTK na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – NTKs (mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de FT na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – FTs (mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de SST na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – SSTs (mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de Pb na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – PBs (mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de Cu na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – Cus (mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de Zn na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – Zns (mg.L^{-1});

- Concentração média mensal em tempo seco de Cd na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – Cds (mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de Cr na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – Crs(mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de Ni na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – Nis (mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de DBO na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – DBOs (mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de DQO na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – DQOs (mg.L^{-1});
- Concentração média mensal em tempo seco de CFT na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho – CFTs (UFC.100mL^{-1});

As variáveis escolhidas passaram para a análise de alguns pressupostos: teste de linearidade, homocedasticidade e normalidade. Estes testes estatísticos foram realizados com suporte do *software SPSS Statistics 17.0*.

Algumas variáveis violaram os testes realizados, sendo necessário adotar transformação dos valores, à exceção das variáveis VPT, Cus, Zns, Nis e DBO. As transformações testadas foram: raiz quadrada dos dados, raiz cúbica dos dados, transformação percentual, a logarítmica ou a logarítmica + 1); e, a cada uma delas, os três testes mencionados anteriormente eram reaplicados. Para a escolha da melhor transformação das variáveis explicativas, foram plotados os resíduos de diversas transformações matemáticas. Os gráficos auxiliaram na verificação da transformação com o menor erro de estimativa, que foi a logarítmica na base 10, sendo, portanto, a escolhida para os modelos.

No geral, os resultados dos testes mostram que os diagramas de dispersão das variáveis individuais não indicaram relações não-lineares entre as variáveis dependentes e independentes. Nesta etapa, também foi aplicado o teste de correlação de Pearson para testar o grau da correlação linear entre as variáveis.

Os testes de heterocedasticidade permitiram verificar que duas variáveis (Cds e Crs) violaram essa suposição. Quanto aos testes de normalidade, a significância adotada foi de 1%. Nesta análise, constatou-se que as variáveis independentes Cds e Crs mesmo depois de transformadas, demonstraram ter violado os testes estatísticos, sendo, portanto, retiradas dos modelos.

Por fim, para o desenvolvimento dos modelos, foram testadas 15 variáveis: PT, IC, DAC, d, VPT, NKTs, FTs, SSTs, Pbs, Cus, Zns, Nis, DBOs, DQOs, CFTs.

6.2.2 Escolha, ajuste e diagnóstico dos modelos

Os modelos de regressão foram determinados para os parâmetros que continham 12 eventos chuvosos monitorados. Para determinar os modelos, foram feitas combinações de todos os possíveis subconjuntos de datas e variáveis (abordagem combinatória). Destas, foram realizados testes: com 12 eventos com 4, 3, 2 e 1 variáveis; e com 10 eventos com 4, 3, 2 e 1 variáveis. As variáveis dependentes utilizadas foram: CME_{NTK} , CME_{FT} , CME_{SST} , CME_{Pb} , CME_{Cu} , CME_{Zn} , CME_{Cd} , CME_{Cr} , CME_{Ni} , CME_{DBO} , CME_{DQO} e CME_{CFT} .

Para as escolhas das melhores iterações de datas e variáveis para cada parâmetro, alguns critérios foram adotados, a saber: valores de coeficientes β diferentes de zero; r^2 maior que 0,50; p -value do teste F menor que 0,05.

Uma vez aplicado esse primeiro filtro, as melhores combinações passaram pela análise de representatividade dos modelos. Nesta etapa, foram aplicados os seguintes métodos:

- Coeficiente de eficiência de *Nash-Sutcliffe*

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (E_{obs} - E_s)^2}{\sum_{i=1}^n (E_{obs} - E_m)^2} \quad (14)$$

Onde:

NS = Coeficiente de eficiência de *Nash-Sutcliffe*

E_{obs} = Valor do evento observado (mg/L);

E_s = Valor do evento simulado (mg/L);

E_m = Valor médio do evento observado (mg/L).

- Raiz do erro médio quadrático

$$REQM = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x' - x_1)^2} \quad (15)$$

Onde:

x' = Dados medidos;

x_1 = Dados simulados;

n = Número de pares de pontos utilizados.

O coeficiente NS, utilizado para avaliar os modelos, classifica a eficiência da calibração da seguinte forma: muito boa ($0,75 < NS < 1,00$); boa ($0,65 < NS < 0,75$); satisfatória ($0,50 < NS < 0,65$); e insatisfatória ($NS < 0,50$). Já no caso do REQM, quanto mais próximo de zero é seu valor, melhor é o modelo. Em síntese, quanto menor o erro maior a proximidade entre valores observados e estimados resultando em uma estimação mais precisa.

Nesta etapa, o modelo a ser escolhido deveria atender às seguintes condições:

1) valor de NS maior que 0,50 para se enquadrar em uma categoria satisfatória; e 2) valor de REQM menor que 0,50.

Os modelos não resultam em uma única combinação ótima, de modo que aqueles que foram escolhidos passaram pela análise de resíduos, visando a identificar a adequabilidade dos modelos de regressão com base nos resíduos gerados entre os valores de CME observado e calculado.

Para essa análise foi utilizado o *software SPSS Statistics 17.0*, e em cada modelo encontrado foi aplicada a seguinte técnica:

- Diagnóstico de Normalidade: aplicação do teste Shapiro-Wilk para os resíduos do modelo;
- Diagnóstico de Homocedasticidade: aplicação do gráfico dos resíduos versus valores ajustados (valores preditos);
- Diagnóstico de Independência: foi aplicado o teste de Durbin-Watson (DW) para detectar a presença de autocorrelação (dependência) nos resíduos de uma análise de regressão;
- Diagnóstico de *outliers*: para identificação de *outliers* foi aplicado o teste de resíduo normalizado e resíduo padronizado;
- Análise pontos influentes: análise do teste de distância de COOK;
- Análise de colinearidade;

- Análise de multicolinearidade.

O penúltimo passo da análise após a seleção do modelo foi a interpretação dos parâmetros obtidos através do modelo estimado, onde se verifica a influência de cada variável independente sobre a variável dependente.

6.2.3 Validação dos modelos

Os modelos encontrados foram validados para os dois eventos não utilizados para a estruturação dos modelos. Logo, com o conjunto de valores de variáveis independentes foi calculado o valor da variável dependente e este, por sua vez, foi comparado com o valor obtido através do monitoramento da qualidade da água na área de estudo.

No caso em que foram utilizados os 12 eventos para calcular os modelos de regressão a validação foi realizada pelo método PRESS descrito em Hair et al. (2009). Outra análise realizada foi o desvio padrão dos coeficientes de regressão para cada modelo estimado no método PRESS. Uma vez obtidos os erros e os desvios, foi analisado o ajuste dos modelos.

6.2.4 Cálculo do CME para eventos de 2015

Com os dados obtidos dos três pluviógrafos instalados na área foi feito o levantamento da PM de todos os eventos chuvosos ocorridos na área de estudo no ano de 2015. Após o levantamento destes dados, foram calculadas outras informações necessárias sobre cada evento, tais como: PT, IC, D, DAC, VPT. Somado a isto, foram levantadas as informações da qualidade da água do escoamento de base na bacia ao longo do ano.

De posse de todos os dados, foi possível calcular os valores de CME de cada poluente analisado para cada evento no ano de 2015 através dos modelos empíricos desenvolvidos no item 6.2.

Por fim, com os valores de CME individuais de cada evento, foi determinada a média aritmética e geométrica dos dados.

6.3 Determinação da carga de poluição difusa com uso do modelo hidrológico L-THIA

Várias versões do modelo L-THIA foram desenvolvidas com o passar do tempo, sendo, para este estudo, utilizada a versão do ArcGIS 10.1 e uma versão do L-THIA concedida pelo Prof Dr. Yunk Park.

Na utilização do modelo, primeiramente, foi feito o preparo dos dados utilizados. O modelo requer que os *inputs* espaciais estejam em formato *raster*, com a mesma projeção cartográfica e em metros. Para o mapa Modelo Digital de Elevação (MDE) (utilizado na delimitação da bacia) sugere-se o formato *Tagged Image File Format* (TIFF), enquanto para os mapas de uso do solo e pedologia o formato GRID.

Para a classificação de uso e ocupação do solo da bacia em questão, foram considerados:

- A base cartográfica obtida junto ao Centro de Divulgação Científica e Cultural (CDCC), composta por um arquivo com mapas digitalizados em formato *Computer Aided Design* (CAD), os quais, por sua vez, continham, para todas as bacias urbanas do município de São Carlos curvas de nível de 5 em 5 m, hidrografia, linha de cumeada e pontos cotados.
- Imagem de alta resolução da área urbana de São Carlos proveniente do satélite Worldview II e registrada em 11 de junho de 2011, com resoluções espaciais de 0,52 m na banda pancromática e de 2,4 m na banda multi-espectral, contendo as bandas vermelha, verde e azul (RGB) e infravermelho próximo (bandas 1, 2, 3 e 4).
- O software ArcGIS (10.1), cuja licença foi adquirida por recursos internos da instituição EESC/USP.

O mapa temático de uso e ocupação foi construído por interpretação visual fundamentada na composição das bandas RGB, fusionada com a pancromática. A imagem de satélite estudada foi delimitada de forma manual com o uso do software ArcGIS, classe por classe. Ao todo, foram definidas sete classes de uso do solo, as quais se basearam na tabela de valores de CME do trabalho de Baird e Jennings (1996), e são listadas a seguir:

- Agricultura: parcelas ocupadas por diversos tipos de culturas presentes na imagem, como por exemplo, cana-de-açúcar, pomares, árvores pequenas em linha, entre outras;

- Espaços abertos: áreas compostas predominantemente por vegetação rasteira (lotes de terrenos baldios de maior área) pertencentes à malha urbana de São Carlos; as regiões de solo exposto que não apresentam cobertura vegetal sejam por variações climáticas ou por movimentação de terra na fase inicial do processo de mudança de uso do solo e; áreas fora do perímetro urbano que não possuem um uso específico;

- Matas: parcelas de território com vegetação arbórea, como florestas e bosques, árvores em áreas urbanas e reservas naturais;

- Área comercial: comércio presente na bacia;

- Área industrial: áreas que apresentavam telhados maiores e com tons de cinza, que indicam a presença de galpões, característicos em indústrias;

- Área residencial: residências na área urbana da bacia;

- Transporte: vias de tráfego.

Após a classificação manual da imagem de satélite, foi conduzido um reconhecimento de campo da área de estudo com auxílio de um GPS e de veículo particular.

Já para a confecção do mapa pedológico, foi utilizada como base a carta pedológica obtida no Plano Diretor do Município de São Carlos.

O modelo gerou uma planilha *default* com os valores de CN e de CME para 6 poluentes (SST, FT, NTK, Pb, Cu e Zn), com os quais foi gerado o mapa de CN da bacia do Mineirinho. Neste estudo, os valores de CN utilizados podem ser visualizados no Quadro 5.

Quadro 5. Valores de CN adotado no modelo hidrológico L-THIA.

Uso do Solo	Código do Modelo	CN Adotado
Espaços Abertos	33	79
Gramínea	34	69
Telhados	57	95
Transporte	83	98
Agricultura	82	75
Florestas	41	66
Plantação de Pinus	42	66

Fonte: Adaptado de Park, 2016.

Uma vez projetado o mapa de CN, foi possível proceder o cálculo do volume de escoamento superficial e da carga de poluição difusa através da inserção do valor da precipitação, em mm, para cada evento individual que se analisou. Ressalta-se que foi

escolhido o evento individual porque as demais opções (eventos diários, mensal e anual) não estavam disponíveis no modelo.

Para esta pesquisa, a utilização do modelo foi feita em três etapas: cálculo da carga com os valores de CME da literatura (*inputs* do modelo – Tabela 5); cálculo da carga com valores de CME observados na área de estudo; e cálculo da carga com valores de CME dos eventos de 2015 (item 6.2.4).

Tabela 5. Valores de CME acoplados no modelo hidrológico L-THIA.

Parâmetro	Valores de CME por uso do solo (mg.L ⁻¹)						
	Agricultura	Espaços Abertos	Gramínea	Matas	Plantação de Pinus	Telhados	Vias
SST	107	58	58	58	58	58	58
FT	1,3	0,35	0,35	0,22	0,22	0,35	0,35
NTK	4,4	1,86	1,86	1,57	1,57	1,86	1,86
Pb	0,0015	0,012	0,012	0,011	0,011	0,012	0,012
Cu	0,0015	0,013	0,013	0,011	0,011	0,013	0,013
Zn	0,016	0,141	0,141	0,06	0,06	0,141	0,141

Fonte: Adaptado de Park, 2016.

Após realizar o cálculo da carga advinda da poluição difusa com o uso do modelo L-THIA em suas condições de origem e adaptado, foi realizada uma análise comparativa dos resultados obtidos.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 Qualidade da água na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho

7.1.1 Análise das características de tempo seco

A bacia do Mineirinho está em processo de urbanização e apresenta algumas características de degradação ambiental, tais como: processos erosivos e assoreamento ao longo das margens dos seus corpos hídricos, presença de fontes pontuais de poluição, além de resíduos sólidos lançados nos corpos d'água e áreas no entorno do curso d'água sem vegetação. Silva et al. (2014) classificaram as nascentes do rio Mineirinho, através do Protocolo de Avaliação de Riachos, como qualidade ambiental de boa a regular. Em sua avaliação, foram identificados, em alguns pontos da bacia:

- Pontos críticos de erosão, causados por drenagem irregular;
- Presença de solo exposto em parte das margens dos afluentes;
- Depósito inadequado de resíduos sólidos; e
- Assoreamento e supressão de vegetação nativa.

Os autores calcularam, ainda, o Índice de Qualidade da Água (IQA), que resultou em qualidade boa a regular dependendo da localização da nascente. Para eles a variável mais significativa, no estudo, foi coliforme termotolerantes os quais foram vinculados aos despejos irregulares de esgoto (ligações clandestinas e vazamentos na rede de esgotamento sanitário).

Na Tabela 6, é apresentada uma caracterização inicial, realizada em maio de 2014, de algumas variáveis da água observadas em tempo seco em vários pontos da bacia.

Durante a campanha, os valores de temperatura observados variaram entre 17 °C e 24 °C. Analisando os pontos 1 e 5, é possível verificar uma variação na temperatura no sentido de montante a jusante, pois o ponto mais próximo à nascente apresentou temperatura inferior (17°C) ao ponto no exutório da bacia (24°C). Este aumento deve-se, possivelmente, aos fatores: horário da coleta (no ponto 1 às 9:00 da manhã e, no ponto 5, às 11:00), grau de sombreamento, proximidade da nascente, vazão e tamanho do leito (profundidade e largura). Outro fator que pode ter contribuído para essa diferença é a possível entrada de efluentes que elevam a temperatura ao longo do curso d'água (MARINELLI et al., 2000).

Tabela 6. Resultados obtidos na análise da qualidade da água do escoamento de base na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no ano de 2014 em diferentes pontos da bacia.

Parâmetro	Unidade	Amostras					CONAMA 357 – Classe 2
		Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	
Temperatura	°C	17	18	21	20	24	-
Condutividade	mS/cm	0,02	0,04	0,16	0,15	0,03	-
pH	-	6,81	6,91	6,82	6,75	6,73	6 a 9
CFT	UFC.100 mL ⁻¹	1,2 x 10 ⁴	3,1 x 10 ³	3,4 x 10 ³	2,0 x 10 ³	6,6 x 10 ⁴	-
Cd	mg.L ⁻¹	0,002	0,002	0,025	0,026	0,011	≤0,001
Pb	mg.L ⁻¹	0,12	< 0,01	0,11	< 0,01	0,005	≤0,01
Cr	mg.L ⁻¹	< 0,005	< 0,005	0,005	< 0,005	0,0025	≤0,05
Cu	mg.L ⁻¹	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	0,0015	≤0,009
Ni	mg.L ⁻¹	0,029	0,033	0,034	0,016	0,004	≤0,025
Zn	mg.L ⁻¹	0,009	0,031	0,012	0,007	0,001	≤0,18
DBO	mg.L ⁻¹	1	< 1	2	3	5	≤5
DQO	mg.L ⁻¹	6	4	8	12	12	-
OD	mg.L ⁻¹	8	8	6	7	6	≥5
FT	mg.L ⁻¹	0,02	0,01	0,04	0,03	0,23	≤0,1
NTK	mg.L ⁻¹	0,2	0,1	0,3	0,55	5,35	-
SST	mg.L ⁻¹	3	4	3	5	4	-

Fonte: Da Autora, 2014.

O valor de temperatura verificado neste estudo é diferente, para o ponto 1, do que os observados por Zaffani (2012) em janeiro de 2012, no verão e no período matutino, a qual constatou o valor de 21,5 °C. Já para o ponto 5, o valor de temperatura verificado foi o mesmo, 24 °C. Em estudo realizado por Fracácio (2006), no ponto 5, foram encontrados valores de temperatura de 19,8 °C (em julho de 2003) e 21,2 °C (em janeiro de 2004). Isto pode ter ocorrido porque variações de temperatura são parte do regime climático normal e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e ao longo do dia (MARINELLI et al., 2000).

Os valores da condutividade da água apresentaram variações significativas de 0,02 a 0,16 mS/cm. Este parâmetro reflete a capacidade da água em conduzir corrente elétrica, representa uma indicação indireta da presença de poluentes na água (CETESB, 2009). Em geral, níveis acima de 0,1 mS/cm indicam ambientes impactados (CETESB, 2009). Usando este critério, os pontos 3 (ocupação residencial) e 4 (ocupação agrícola, residencial e comercial) são mais impactados por cargas poluidoras atribuídos à possível presença de

efluentes domésticos e resíduos sólidos (BENINI e MENDIONDO, 2015). Fracácio (2006), analisando o exutório da bacia (ponto 5), tanto nos meses de julho de 2003 e janeiro de 2004, encontrou os valores semelhantes para condutividade.

Com relação ao pH, verificou-se característica relativamente estável (6,73 a 6,91), no limiar entre neutro a ácido, faixa compatível com a estabelecida pela Resolução CONAMA 357/2005 para os rios de classe 2. Estes valores são similares aos encontrados no estudo de Fracácio (2006) para o ponto 5. Neste caso, esta tendência pode estar relacionada ao fato de que o rio drena solos de cerrado, cujo pH é característico de meio ácido (WWF, 1995). O pH interfere diretamente na fisiologia dos seres em meio aquático, além de favorecer a precipitação de substâncias tóxicas, como os metais, e afetar a solubilidade de nutrientes (CESTEB, 2009). Segundo Maier (1987), à medida que se aumenta o teor de matéria orgânica no rio, ocorre uma diminuição no teor de oxigênio dissolvido (OD) e uma diminuição no pH. Para essa autora, os valores de pH das águas de rios no território nacional possuem características que variam de neutra a ácida.

No caso dos metais, destacaram-se as concentrações de Cd, com valores acima de $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$, fora dos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005. Este metal tem sido utilizado em baterias de celulares e pilhas recarregáveis, ligas com baixo ponto de fusão para soldagem, inseticidas, pigmentos de tintas, e revestimentos de placas de metais, além de ser observado em descargas de efluentes industriais. De acordo com a CETESB (2009), ele produz efeitos tóxicos em vários órgãos e se acumula em organismos aquáticos, possibilitando sua entrada na cadeia alimentar. No caso do Pb e Ni, com exceção dos pontos 4 e 5, todos os demais apresentam valores incompatíveis com o enquadramento (Classe 2). Para os demais metais analisados (Cr, Cu e Zn) os valores estão dentro do estabelecido pela resolução.

As concentrações observadas de OD apresentaram uma variação ao longo do rio (6,1 a $8,3 \text{ mg.L}^{-1}$). O maior valor foi encontrado no ponto 1 e 2, depois da confluência dos córregos que deságuam no Mineirinho; neste ponto foi observada maior turbulência, o que pode ter favorecido o aumento de OD. Em trabalho realizado por Zaffani (2012), tanto no ponto 1 quanto no ponto 5, foram encontrados valores para o OD de $7,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Já em estudo realizado por Fracácio (2006), no ponto 5, foram encontrados valores de aproximadamente 9 mg.L^{-1} . Em nenhum ponto foi observado valor em desacordo com o estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005.

Em relação aos parâmetros FT e NTK, os maiores valores foram encontrados no ponto 5. Provavelmente, isso se deve ao fato do ponto estar localizado em uma área predominantemente urbana, no exutório da bacia. Neste ponto, o valor amostrado para o FT encontra-se acima do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005. Em 2003 e 2004, as concentrações de FT estavam dentro do limite para essa variável (FRACÁCIO, 2006).

Padrão semelhante ao observado para os nutrientes foi encontrado para a DBO e DQO. No caso da DBO o valor máximo obtido no ponto 5 estava no limite do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005. Ressalva-se que em pesquisa realizada por Fracácio (2006), os valores de DBO estavam abaixo do limite estabelecido pela Resolução (4 mg.L⁻¹, em julho de 2003, e 3 mg.L⁻¹, em janeiro de 2004). Com relação à DQO, o estudo mostrou valores bem diferentes dos encontrados em 2014 (5 mg.L⁻¹, em julho de 2003, e 33 mg.L⁻¹, em janeiro de 2004). Para o SST, as maiores concentrações foram obtidas no ponto 4, onde o córrego passa por uma área rural e pelo campus da Universidade de São Paulo, na qual estão sendo realizadas diversas obras, o que pode contribuir por um maior aporte de material sólido na água. Para a turbidez e o OG, os valores estiveram abaixo do limite de detecção do equipamento.

Em 2015, foram realizadas novas campanhas de amostragem do escoamento superficial de base do rio Mineirinho apenas no exutório da bacia (Tabela 7).

Tabela 7. Resultados obtidos na análise da qualidade da água do escoamento de base no exutório da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no ano de 2015.

Parâmetros ¹	Data ²							Média Aritmética	CONAMA 357 - Classe 2
	4/4	19/5	16/7	10/8	24/8	21/10	11/11		
NKT	2,5	2,5	5,4	7	10,34	6,87	3,46	5,44	-
FT	0,24	0,36	0,11	0,25	0,69	0,29	0,43	0,34	0,1
SST	20	46	10	20	34	60	184	53	-
Pb	0,02	0,005	0,005	0,005	0,005	0,18	0,02	0,034	0,01
Cu	0,0015	0,019	0,0015	0,001	0,0015	0,017	0,008	0,007	0,009
Zn	0,056	0,12	0,033	0,068	0,002	0,097	0,075	0,064	0,18
Cd	0,028	0,012	0,02	0,0194	0,0003	0,031	0,029	0,020	0,001
Cr	0,0025	0,0025	0,0025	0,005	0,0025	0,046	0,06	0,017	0,05
Ni	0,038	0,049	0,022	0,085	0,004	0,13	0,124	0,065	0,025
DBO	2	11	5	8,3	12	5,5	11	8	5
DQO	16,9	74,7	14	11	19	17	37	27	-
CFT	1,70E+06	4,02E+06	3,10E+04	1,11E+07	4,10E+05	2,40E+09	9,70E+06	3,47E+08	-

1) Todos os parâmetros possuem sua unidade mg.L⁻¹ com exceção do CFT que é UFC.100 mL⁻¹.

Fonte: Da Autora, 2015.

As amostras foram coletadas em alguns meses do ano, tanto naqueles considerados chuvosos (setembro a março) quanto nos secos (abril a agosto). Nas coletas realizadas em agosto, foram encontrados os maiores valores de NKT, FT e DBO, o que pode ser explicado por se tratar de um mês bastante seco, quando a vazão do escoamento de base diminui e, ainda, ocorre um maior número de dias antecedentes sem chuva diminuindo a capacidade de diluição do corpo de água.

Para os demais parâmetros analisados, os maiores valores foram encontrados em meses chuvosos do ano, mais especificamente nas amostras coletas em outubro e novembro. Estas datas coincidiram com um aumento excessivo de obras para construção de novos condomínios residenciais e vias de transporte na região. Tucci (2015) explica que, no estágio inicial e intermediário de desenvolvimento urbano de uma área, grande parte de material sólido é transportado para rio devido à modificação do tipo de uso do solo (áreas antes cobertas por vegetação ficam com solo exposto, são criadas ruas sem pavimentos e com asfalto, etc.).

Em análise comparativa dos valores obtidos para os parâmetros monitorados na bacia (à exceção daqueles adotados como a metade do limite de detecção), FT e Cd apresentaram todos os valores incompatíveis com o estabelecido para classe 2.

Quando a comparação é feita entre a média dos valores monitorados com a resolução ora tratada observam-se, para os parâmetros FT, Pb, Cd, Ni e DBO, valores acima do limite preconizado pela resolução. Isto mostra que, mesmo em uma bacia em processo de urbanização, já podem ser encontrados indícios de comprometimento da qualidade da água pela poluição.

A representação gráfica da comparação dos valores encontrados com a Resolução CONAMA pode ser vista no Anexo A.

7.1.2 Análise das características de tempo chuvoso

Ao longo do ano de 2015, foram monitorados diversos eventos chuvosos. A distribuição espacial da precipitação foi considerada através da geração de hietogramas médios dos três pluviógrafos instalados dentro da área de drenagem da bacia em estudo. A Figura 18 ilustra a precipitação total mensal média registrada nos pluviógrafos da bacia. A

bacia é caracterizada por verões chuvosos (e.g., 260 mm em fevereiro) e invernos secos (e.g., 5 mm em junho). Os dados monitorados são compatíveis com os índices de chuva de 1961 – 1990 obtidos no município de São Carlos/SP (INMET, 2016). Para o ano de 2015, a variação da temperatura média registrada no município foi de 18 a 25 °C.

Figura 18. Precipitação média (mm) na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho no ano de 2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Ao longo do ano de 2015, foram coletadas amostras de qualidade da água para o estudo da poluição difusa produzida na área em 12 eventos. Para esses eventos monitorados, as características são apresentadas na Tabela 8. As coletas realizadas abrangeram períodos com significativas variações das características hidrológicas.

Nos eventos para os quais foram coletadas amostras de qualidade da água, a maior precipitação ocorreu em fevereiro e a menor, em abril. A análise da tabela mostra que em três eventos monitorados houve precipitações inferior a 2 mm. Segundo Tomaz (2009), as precipitações abaixo de 2 mm produzem um baixo nível de escoamento superficial; logo, as

precipitações menores que este limite muitas vezes são desconsideradas por pesquisadores. Na área de estudo, constatou-se que mesmo precipitações inferiores a 2 mm geraram escoamento com elevação de nível de até 30 cm do escoamento de base; logo, estas foram consideradas nesse estudo. O evento monitorado no mês de agosto apresentou maior número de DAC (31 dias), seguido dos eventos em maio (8 dias) e abril (5 dias).

Tabela 8. Características dos eventos chuvosos monitorados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, incluindo precipitação total (PT), intensidade da chuva (IC), dias antecedentes sem chuva (DAC), duração da chuva (D), volume total precipitado no evento e o pico de vazão monitorado no evento.

Datas	PT (mm)	IC (mm/h)	DAC	D (horas)	Volume Total Precipitado (m ³)	Pico de vazão monitorado no evento (m ³ /s)
25/02/2015	40	34,74	0,63	1,15	234107	12,46
04/04/2015	< 1	4,88	5,00	0,08	2285	0,3
05/04/2015	2	1,39	0,7	1,22	9903	0,53
19/05/2015	9	6,94	8,2	1,35	54908	0,81
25/08/2015	1	16,71	30,9	0,07	6856	0,76
22/10/2015	4	23,82	1,3	0,17	23733	0,76
11/11/2015	<1	1,58	4,75	0,4	3692	0,49
17/11/2015	7	8,92	2,54	1,96	40786	2,12
23/11/2015	35	10,87	3,21	3,27	208206	15,7
24/11/2015	10	1,98	0,55	4,92	56549	2,12
05/12/2015	11	16,44	2,63	0,7	67449	2,87
12/12/2015	8	25,58	2,17	0,33	49458	2,45

Fonte: Da Autora, 2016.

O evento com maior pico de vazão ocorreu no dia 23/11/2015, para o qual foram coletadas 11 amostras e apresentou duração da chuva de 3,27 horas (13:32 – 16:48). No entanto, a maior parte dos eventos monitorados apresentou vazão de pico inferior a 3 m³/s, com número de amostras coletadas que variou de 3 a 13. A representação gráfica dos eventos amostrados pode ser visualizada nas Figuras 19 e 20.

Figura 19. Hidrogramas e hietogramas dos eventos chuvosos monitorados nos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 20. Hidrogramas e hietogramas dos eventos chuvosos monitorados nos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Em relação à análise de qualidade da água, em todos os eventos monitorados, identificou-se que as maiores concentrações de NTK, Pb, Zn, Ni e DBO foram observadas frequentemente na ascensão do hidrograma, entre 5 a 55 minutos após o início da chuva. Em relação aos parâmetros FT, SST, Cd, Cr e CFT, as amostras com maiores concentrações foram coletadas, normalmente, na recessão do hidrograma, entre 20 a 72 minutos após o fim da chuva. Em trabalho realizado por Lee et al. (2011), foi constatado que os picos de concentração de poluentes ocorreram 20 minutos após o início do escoamento superficial para todos os parâmetros analisados (NTK, FT, SST, DQO, Pb, Cu, Zn, Ni e Cd).

Diversos autores afirmam que os fatores climáticos (intensidade da chuva, duração, frequência e tempo sem chuva antecedente) são determinantes na geração de poluição difusa (BREZONIK e STADELMANN, 2002; BRITES e GASTALDINI, 2007; LEE et al., 2011; SOUZA, 2012; WEI et al., 2013; e HU e HANG, 2014). Lee et al. (2011) destacaram que, de acordo com as características da bacia, as variáveis DAC e IC são decisivas na geração da poluição difusa. Na bacia do Mineirinho, as maiores concentrações foram encontradas no período chuvoso e em eventos com maior PT e IC. Já na estiagem, as variáveis DAC e IC foram mais relevantes. Observa-se, também, que, com exceção do parâmetro DBO, todos os valores máximos foram obtidos no período chuvoso.

Durante as campanhas de monitoramento, os valores de NTK obtidos, na época das chuvas, variaram de 5 mg.L⁻¹ a 17,73 mg.L⁻¹. No período de estiagem, as concentrações estiveram entre 6,64 mg.L⁻¹ e 15,26 mg.L⁻¹. Em relação às concentrações de FT, em meses chuvosos foram obtidos valores de 0,20 mg.L⁻¹ a 3,25 mg.L⁻¹ e, em meses secos, 0,24 mg.L⁻¹ a 1,44 mg.L⁻¹. Para o material em suspensão, os valores em períodos chuvosos e de estiagem variaram consideravelmente, de 14 mg.L⁻¹ a 2515 mg.L⁻¹ e 14 mg.L⁻¹ a 716 mg.L⁻¹, respectivamente. Para essas três variáveis (NTK, FT e SST), no período chuvoso, as maiores concentrações foram obtidas nos eventos dos dias 25/02/2015 (PT – 40 mm; IC – 34,74 mm/h; e DAC – 0,63 dias) e 05/12/2015 (PT – 11 mm; IC – 16,44 mm/h; e DAC – 2,63 dias). Já no período seco, as maiores concentrações foram obtidas no evento do dia 25/08/2015 (PT – 1 mm; IC – 16,71 mm/h; e DAC – 30,79 dias). As Figuras 21 a 26 mostram o comportamento dos nutrientes e dos sólidos, na forma de polutogramas, ao longo dos eventos monitorados.

Figura 21. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro NTK dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.
 Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 22. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro NTK dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 23. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro FT dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 24. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro FT dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 25. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro SST dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 26. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro SST dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Para os metais, as concentrações mínimas observadas, tanto no período seco como no chuvoso, não variaram consideravelmente ($0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$); por outro lado, quando analisado as concentrações máximas foi observado uma variação significativa nos valores. No caso da máxima, para o período chuvoso, os valores obtidos ficaram na faixa de $0,081 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,383 \text{ mg.L}^{-1}$. Os valores máximos foram obtidos nos eventos do dia 25/02/2015 para o Pb e Cd, 22/10/2015 (PT – 4 mm; IC – 23,82 mm/h; e DAC – 1,3 dias) para o Cu e Zn, 17/11/2015 (PT – 7 mm; IC – 8,92 mm/h; e DAC – 2,54 dias) para o Ni, e 05/12/2015 para o Cr. Para o período de estiagem, a variação das concentrações máximas foi de $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,302 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo esses valores observados nos eventos do dia 25/08/2015 para Pb, Cu, Zn e Cr, e 05/04/2015 (PT – 2 mm; IC – 1,39 mm/h; e DAC – 0,7 dias) para Cd e Ni. As Figuras 27 a 38 apresentam o comportamento dos metais ao longo dos eventos monitorados.

Os valores de DBO não apresentaram um padrão de variação entre valores máximos e mínimos nas épocas consideradas. Na época da chuva, a variação foi de $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$ a 46 mg.L^{-1} e, no período de estiagem, entre $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$ a 55 mg.L^{-1} . Analisando a bacia do Mineirinho, de acordo com os critérios de Silva (2014), como a maioria das amostras possuía DBO variando de 0 a 10 mg.L^{-1} , em relação a essa variável as condições foram consideradas naturais ou boas. No entanto, em algumas amostras coletadas na bacia, nos meses de abril, maio, agosto, outubro e novembro, foram encontradas concentrações na faixa de 30 a 70 mg.L^{-1} , que expressam condições com restrição à existência dos peixes e exalação de odores. Para a DQO, foram registrados valores, no período chuvoso, de 12 mg.L^{-1} a 203 mg.L^{-1} e, em épocas secas, de 15 mg.L^{-1} a 160 mg.L^{-1} . Em relação aos coliformes totais, para períodos chuvosos e de estiagem os valores variaram consideravelmente, de $8,6.10^3 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$ a $2,42.10^{10} \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$ e de $17.10^3 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$ a $2,42.10^9 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$, respectivamente. Para os três parâmetros analisados (DBO, DQO e coliformes, Figuras 39 a 44), em períodos chuvosos, as maiores concentrações foram obtidas nos eventos dos dias 22/10/2015, 25/02/2015 e 23/11/2015 (PT – 35 mm; IC – 10,87 mm/h; e DAC – 3,21 dias). Já para o período seco, as maiores concentrações foram obtidas nos eventos dos dias 25/08/2015 e 05/04/2015.

Figura 27. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Pb dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 28. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Pb dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 29. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cu dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 30. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cu dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 31. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Zn dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 32. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Zn dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 33. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cd dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 35. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cr dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 36. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Cr dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 37. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Ni dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 38. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro Ni dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 39. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro DBO dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 40. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro DBO dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 41. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro DQO dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 42. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro DQO dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 43. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro CFT dos dias 25/02/2015, 04/04/2015, 05/04/2015, 19/05/2015, 25/08/2015 e 22/10/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 44. Hidrogramas e polutogramas para o parâmetro CFT dos dias 11/11/2015, 17/11/2015, 23/11/2015, 24/11/2015, 05/12/2015 e 12/12/2015.

Fonte: Da Autora, 2016.

Um fato importante detectado é que o pico do polutograma, em alguns eventos, ocorreu adiantado em relação ao pico do hidrograma do escoamento superficial. Esta constatação pode ser observada para todos os parâmetros analisados. Através dos gráficos obtidos com a aplicação do método de Geiger (1987) pode-se identificar a ocorrência ou não do *first flush* (Figuras 45 e 46).

* M/M_{total} = Massa/Massatotal (Fração de Massa) e V/V_{total} = Volume/Volume Total (Fração de Volume)
Figura 45. Curvas $M(V)$ de detecção da ocorrência de carga de lavagem para os parâmetros NTK, FT, SST, DBO, DQO e CFT.
 Fonte: Da Autora, 2016.

* M/M_{total} = Massa/Massatotal (Fração de Massa) e V/V_{total} = Volume/Volume Total (Fração de Volume)

Figura 46. Curvas $M(V)$ de detecção da ocorrência de carga de lavagem para os parâmetros Pb, Cu, Zn, Cd, Cr e Ni.

Fonte: Da Autora, 2016.

Em geral, nota-se que, no evento do dia 17/11 para todos os parâmetros monitorados, foi identificada a ocorrência de *first flush*, a exceção do NTK. Em contrapartida,

para o evento do dia 19/05 não foi identificado o aumento da concentração das cargas poluidoras no início do escoamento superficial, exceto para os parâmetros Zn e DBO.

Os parâmetros para os quais a carga de lavagem mais frequentemente ocorreu foram a DBO e a NTK. No caso do primeiro, apenas nos eventos dos dias 22/10, 11/11 e 12/12 05/04 o fenômeno não foi identificado. Já para o segundo, a carga de lavagem não ocorreu nos eventos dos dias 19/05, 17/11, 24/11 e 12/12. Por outro lado, os parâmetros para os quais menos se identificou o fenômeno ora tratado foram o Pb, Cr e Ni. Muitas técnicas compensatórias utilizadas no manejo de águas pluviais focam na retenção das cargas iniciais de poluentes produzidas no escoamento superficial a fim de reduzir o impacto das cargas oriundas das fontes difusas nos corpos d'água; entretanto, conforme observado na bacia, os picos das cargas difusas nem sempre ocorrem antes do pico do hidrograma o que indica uma necessidade de controle maior da carga de poluição difusa ao longo da produção do escoamento superficial.

Com base Figuras 25 a 44, observaram-se conflitos com o enquadramento (Classe 2) tanto no período chuvoso quanto no seco. A Tabela 9 faz um comparativo dos valores máximos e mínimos obtidos no monitoramento com os valores legais. Para o fósforo total, por exemplo, mesmo as concentrações mínimas ($0,20-0,24 \text{ mg.L}^{-1}$) já foram superiores ao estabelecido para ambientes aquáticos de Classe 2. Padrão semelhante foi observado quando analisados Cd ($0,01-0,02 \text{ mg.L}^{-1}$) e Ni ($0,05-0,03 \text{ mg.L}^{-1}$).

Tabela 9. Comparação entre valores máximos e mínimos observados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho, em eventos chuvosos, no ano de 2015 e valores preconizados na Resolução CONAMA 357/2005 para rios enquadrados na classe 2.

Parâmetro ¹	Período Chuvoso		Período Seco		CONAMA 357 - Classe 2
	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	
NKT	5	17,73	6,64	15,26	-
FT	0,20	3,28	0,24	1,44	0,1
SST	14	2515	14	716	-
Pb	0,01	0,71	0,01	0,04	0,01
Cu	0,003	0,521	0,005	0,059	0,009
Zn	0,04	0,424	0,02	0,302	0,18
Cd	0,01	0,081	0,02	0,039	0,001
Cr	0,01	0,268	0,01	0,049	0,05
Ni	0,05	0,383	0,03	0,066	0,025
DBO	1,5	46	1,7	55	5
DQO	12	203,1	15,4	160,2	-
CFT	$8,6.10^3$	$2,4.10^{10}$	$1,7.10^4$	$2,42.10^9$	-

1) Todos os parâmetros possuem sua unidade mg.L^{-1} com exceção do CFT que é UFC.100 mL^{-1} .

Fonte: Da Autora, 2016

Os resultados obtidos indicaram que os corpos d'água que fazem parte da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho apresentam um comprometimento da qualidade da água. Para minimizar os impactos gerados pode-se adotar as medidas recomendadas com Silva et al. (2014), que incluem: restrição da ocupações próximas de Áreas de Preservação Permanente (APP), evitando a supressão da vegetação ripária; investimentos em obras de drenagens para evitar erosões e assoreamento, aliados a orientação de ligações de água e esgoto em novas residências e empreendimentos; inventários limnológicos; conscientização ambiental, salientando a importância da educação ambiental frente às necessidades da bacia; implementação de calçadas verdes, reserva e armazenamento de água de chuva, evitando excedentes nos períodos chuvosos; e denúncias de descarte de resíduos inadequados.

7.2 Concentração média do evento observado na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho

A compilação de valores de CME para uma bacia hidrográfica é um primeiro passo na caracterização da qualidade do escoamento superficial. Os valores de CME observados para os 12 eventos chuvosos são apresentados em relação a valores máximos, mínimos, além de média aritmética e desvio padrão (Tabela 10).

Observou-se que os valores de CME são maiores que a média dos valores monitorados em tempo seco (Tabela 7), o que reforça a existência do comprometimento da qualidade do rio Mineirinho devido a fontes de poluição difusa.

Com exceção dos parâmetros Zn e DBO, que tiveram suas máximas de CME obtidas no dia 25/08/2015, os demais parâmetros tiveram o maior valor de CME observados em meses chuvosos do ano (eventos variados). Em uma análise comparativa dos valores preconizados na Resolução CONAMA 357/2005 com os valores médios do CME observados, todos os parâmetros avaliados excederam os valores estabelecidos em lei, com exceção do parâmetro Cu.

Tabela 10. Valores de CME calculados com base em dados observados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho. Em destaque observa-se os valores máximos de CME obtidos por poluente.

Parâmetro ¹	DATA ²												Valor Mín.	Valor Máx.	M.A. ³	M.G. ⁴	D. P. ⁵	Lei ⁶
	25/02	04/04	05/04	19/05	25/08	22/10	11/11	17/11	23/11	24/11	05/12	12/12						
NTK	5,41	2,50	4,43	6,85	10,80	8,24	8,26	11,52	3,62	4,93	6,94	7,30	2,50	11,52	6,73	6,19	2,74	-
FT	2,51	0,69	0,81	1,30	1,62	0,58	1,20	0,29	0,31	0,61	0,97	1,09	0,29	2,51	1,00	0,84	0,62	0,1
SST	1134	138	178	948	871	262	420	514	263	437	1434	1016	138	1434	635	495	428	-
Pb	0,50	0,06	0,05	0,03	0,01	0,22	0,09	0,37	0,03	0,17	0,33	0,45	0,01	0,50	0,19	0,11	0,18	0,01
Cu	0,10	0,08	0,03	0,06	0,08	0,08	0,17	0,11	0,03	0,06	0,16	0,13	0,03	0,17	0,09	0,08	0,04	0,009
Zn	0,19	0,22	0,18	0,29	0,33	0,31	0,24	0,23	0,11	0,18	0,28	0,25	0,11	0,33	0,23	0,22	0,06	0,18
Cd	0,07	0,05	0,04	0,03	0,003	0,01	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03	0,003	0,07	0,03	0,03	0,02	0,001
Cr	0,20	0,003	0,003	0,09	0,05	0,02	0,05	0,12	0,07	0,13	0,20	0,16	0,003	0,20	0,09	0,05	0,07	0,05
Ni	0,21	0,09	0,05	0,14	0,05	0,12	0,18	0,27	0,20	0,30	0,27	0,30	0,05	0,30	0,18	0,15	0,09	0,025
DBO	6	51	1	27	66	57	21	30	3	1	11	15	1	66	24	12	23	5
DQO	180	214	42	196	140	155	68	33	20	43	151	140	20	214	115	90	70	-
CFT	8,06E+06	-	7,68E+07	3,33E+08	8,69E+08	3,67E+07	4,39E+08	-	1,85E+10	2,80E+08	1,54E+09	8,70E+07	8,06E+06	1,85E+10	2,22E+09	2,69E+08	5,73E+09	-

2) Todos os parâmetros possuem sua unidade mg.L⁻¹ com exceção do CFT que é UFC.100 mL⁻¹.

3) Todas as datas referem-se ao ano de 2015.

4) Média aritmética.

5) Média geométrica.

6) Desvio Padrão.

7) CONAMA 357 – Classe 2.

Fonte: Da Autora, 2016.

Em análise estatística os *boxplots* (Figura 47) evidenciaram que os parâmetros que apresentaram maior dispersão da CME foram SST, Pb e DQO, enquanto os de menor dispersão foram FT, Cd e CFT. Salienta-se que os resultados mostraram uma tendência para todos os parâmetros, à exceção do NTK e DQO, cujas medianas ficaram próximas ao primeiro quartil indicando uma distribuição positivamente assimétrica.

Figura 47. Variação da distribuição dos dados de CME observados em UFC.100 mL⁻¹ para CFT e para os demais parâmetros em mg.L⁻¹.

Fonte: Da Autora, 2016.

Os valores CME calculados com base nos valores observados nas campanhas de monitoramento para os parâmetros FT, Cd e CFT não apresentaram variação significativa ao longo das campanhas realizadas, o que fez com que o *boxplot* não ficasse separado de forma visível.

Os parâmetros FT, Cd e CFT apresentam valores discrepantes (*outliers*). No caso do Cd, este comportamento apareceu devido à substituição de alguns dados pela metade do limite de detecção. Já para os parâmetros Cd e CFT, os valores considerados *outliers* foram os maiores valores calculados de CME com base nos dados observados.

A aplicação do teste de Shapiro-Wilk confirmou a distribuição log-normal dos dados de CME. Os resultados deste teste mostraram que os valores de NTK, FT, SST, Pb, Cu, Zn, Ni, DBO, DQO e CFT se encaixam em uma distribuição log-normal, mas os valores de Cd e Cr não ($p - value < 0,05$). Os resultados vão ao encontro com o determinado por Athayde et al. (1983), que demonstraram que, para a maioria dos poluentes, os valores de CME ajustam-se a uma distribuição log-normal. Os dados da aplicação do teste podem ser visualizados no Anexo B.

No caso dos parâmetros Cd e Cr, a incompatibilidade com a distribuição log-normal está associada à presença de *outliers* (Anexo C). Para estes dois parâmetros os valores considerados discrepantes estavam relacionados à substituição dos dados obtidos pela metade do limite de detecção. Uma vez que esses valores eram retirados da amostra os parâmetros passavam a ter uma distribuição log-normal.

Através da aplicação do teste de Correlação de Pearson (critério adotado por Margotto, 2012), visualizou-se uma correlação altamente significativa ($0,60 < r < 0,80$) entre Cr e SST; Ni e Pb; Ni e Cr; DBO e Zn; DQO e FT; e DQO e Zn e, uma correlação moderada ($0,40 < r < 0,60$: moderada) entre Zn e Cu; DQO e DBO; e NTK e Zn. Quando o teste para determinação da correlação, foi aplicado analisando os valores de CME e as características dos eventos mostrados em tabela anterior (Retome a Tabela 7), foram observadas correlações altamente significativas entre Zn e D, Cd e DAC, Cr e PT, DBO e DAC, DBO e D, e DQO e D; e correlações moderadas entre Pb e DAC, Zn e D, Ni e PT. Assim, as variáveis que mais influenciaram os valores de CME na bacia foram precipitação total, dias antecedentes sem chuva e duração da chuva.

Quando os dados de CME foram separados por período, chuvoso e seco, as variáveis das características de eventos que obtiveram correlações significativas com os

valores de CME foram: duração da chuva e precipitação total no período chuvoso; dias antecedentes sem chuva e intensidade da chuva na estiagem.

7.2.1 Análise comparativa de CME observada versus CME da literatura

Em uma análise comparativa com trabalhos na literatura que monitoram a qualidade da água por tipo de uso e ocupação do solo foi possível identificar uma semelhança dos valores deste estudo com aqueles obtidos em áreas residenciais, destinadas a vias de transporte ou agrícolas.

Brezonik e Stadelmann (2002) obtiveram valores de CME para NTK ($1,12 \text{ mg.L}^{-1} - 6,99 \text{ mg.L}^{-1}$), em área residencial maior do que 40 hectares, próximos aos obtidos no presente estudo.

Em relação ao parâmetro FT observou-se que os valores médios de CME deste estudo são compatíveis com os do estudo de Guerard e Weiss (1995) para bacias predominantemente residenciais ($0,75 \text{ mg.L}^{-1}$), de Line et al. (2002) para áreas destinadas a campo de golfe ($1,07 \text{ mg.L}^{-1}$) e de Brezonik and Stadelmann (2002) para área residenciais menores do que 40 hectares ($0,05 \text{ mg.L}^{-1} - 1,84 \text{ mg.L}^{-1}$). Neste último estudo, também foram encontrados, valores similares de CME para SST ($16 \text{ mg.L}^{-1} - 636 \text{ mg.L}^{-1}$) para a mesma condição de uso do solo.

No caso dos metais, a média de valores de CME observados para Pb, Cu e Zn foram similares aos do estudo de Mitchel e McDonald (2000) para áreas destinadas a transportes ($0,20 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,08 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente). No caso específico do Zn, Baird e Jennings (1996) obtiveram valores para área industrial ($0,24 \text{ mg.L}^{-1}$) próximos ao observado na área de estudo.

Em se tratando do enriquecimento orgânico, valores semelhantes para CME da DBO foram encontrados no trabalho de Sharma et al. (2012) em áreas agrícolas ($21,85 \text{ mg.L}^{-1}$) e, no trabalho de Baird e Jennings (1996) para área residencial ($25,5 \text{ mg.L}^{-1}$). Wei et al. (2013) obtiveram valores semelhantes para DQO ($90 \text{ mg.L}^{-1} - 119 \text{ mg.L}^{-1}$) em vias de transporte e telhados quando comparados aos deste estudo.

A bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho possui formas de uso e ocupação do solo bastante diversificadas, mas com predominância do uso residencial. Isto pode explicar a semelhança dos valores de CME observados com os de CME da literatura obtidos a partir de monitoramento de áreas residenciais. No entanto, uma comparação mais

exata poderia ser feita caso se realizasse o monitoramento da poluição pontual e difusa por tipo de uso e ocupação do solo na bacia.

Uma outra comparação realizada foi feita com base nos dados de CME observados e por uso misto solo de abrangência nacional, regional e local (Tabela 11).

Tabela 11. Valores de CME encontrados na literatura nacional e internacional representando valores de uso e ocupação do solo misto de bacias hidrográficas

Parâmetro (mg.L ⁻¹)	Mitchell e McDonald (2000)			Usepa (1983)	DEC (2015)	Yu, Min e Kim (2011)	Sharma et al. (2012)	Brites e Gastaldini (2007)	Porto et al. (2005)	Gomes, Campana e Bernardes (2005)	Observados na presente pesquisa
NTK	2,08	3,48	2,58	1,73	1,47	-	15,32	-	-	-	6,73
FT	0,35	0,33	0,27	0,315	0,26	1,34	-	-	3,75	-	1,00
SST	139	94	55	78	54	110	78	1320	880	97	635
Pb	0,154	0,164	0,159	0,068	0,050	-	-	-	-	0,118	0,193
Cu	0,044	0,059	0,036	0,014	0,010	-	-	-	-	0,007	0,090
Zn	0,229	0,281	0,185	0,162	0,129	-	-	-	-	0,078	0,234
Cd	0,003	0,002	0,002	-	-	-	-	-	-	0,005	0,032
Cr	0,015	0,007	0,007	-	-	-	-	-	-	0,007	0,091
Ni	0,025	0,035	0,075	-	-	-	-	-	-	-	0,180
DBO	12	11	8	14	11	-	22	111	162	10	24
DQO	81	95	132	53	45	21	73	-	367	61	115
Localidade	Global	Norte da Europa	Reino Unido	E.U.A .	New York	Coréia do Sul	Índia	Santa Maria - RS	São Paulo - SP	Brasília - DF	São Carlos - SP

(-) não disponíveis no estudo.

Fonte: Da Autora, 2016.

Em geral, os valores de CME da bacia do Mineirinho foram maiores do que os valores observados descritos na literatura, com as principais exceções referentes aos estudos realizados em bacias brasileiras.

Valores similares ao encontrado na bacia do Mineirinho foram encontrados para os parâmetros Pb, Zn e DQO no trabalho de Mitchell e McDonald (2000); e DBO em Sharma et al. (2012). Por outro lado, foram encontrados valores menores de FT quando comparado com os valores obtidos na Coréia do Sul e, também, valores de NTK, na Índia.

Com relação ao estudo de amplitude global, os valores observados na bacia em tela são até 12 vezes maiores do que os apresentados na literatura. Padrão semelhante foi obtido nas análises dos estudos no continente europeu.

Dentre os estudos na América do Norte os valores apresentados são até 12 vezes menores que os observados na bacia do Mineirinho. As maiores variações foram, no caso dos sólidos e metais (SST e Cu, cujos valores apresentados nos respectivos estudos foram 12 a 9 vezes menores, respectivamente), ainda que tenha havido diferenças para todos os parâmetros entre os valores da literatura e os observados na bacia do Mineirinho.

Em análise de outros estudos realizados em bacias urbanas brasileiras, constata-se que, no caso do trabalho feito por Brites e Gastaldini (2007), em uma cidade da região sul do país, os valores de CME encontrados são superiores aos da bacia do Mineirinho. Neste estudo, realizado na bacia hidrográfica do Cancela (sul do país), os eventos chuvosos tiveram um volume precipitado e um número de dias antecedentes sem chuva maiores do que os eventos monitorados na área de estudo, o que justificaria o maior aporte de poluentes na água já que na bacia do Cancela é comprovado o lançamento clandestino de esgoto e uma tendência de desmoronamento das margens do córrego durante eventos de precipitação (BRITES e GASTALDINI, 2007).

Valores maiores também foram observados na bacia monitorada na Grande São Paulo em trabalho feito por Porto et al. (2005). Neste trabalho, o posto de monitoramento, está localizado na sub-bacia do rio Cabuçu de Baixo, região com urbanização já consolidada, onde predomina a ocupação densa regular com construções de alvenaria, vias asfaltadas, elevado índice de impermeabilização do solo e degradação ambiental (FORTI, 2009), o que justificaria os elevados valores em comparação com observados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.

Por fim, quando comparado os valores no estudo realizado por Gomes et al. (2005), na cidade de Brasília, os valores apresentados na literatura foram menores que os observados. Tal resultado pode ter ocorrido, pois para este estudo apenas um evento foi monitorado, não representando estatisticamente os valores de CME.

No Brasil não há estudos que contemplem um monitoramento extensivo da qualidade das águas a fim de se obter valores de CMEs compatíveis com as características de uso e ocupação do solo em território nacional. “A carência desses dados pode ocasionar certo grau de incerteza no que tange a utilização de valores oriundos de outros países, porém, apesar das

limitações, essa prática ainda se mostra um dos principais recursos na modelagem da qualidade das águas pluviais (LEMOS, 2016, p. 35).”. No entanto, observa-se que os valores da literatura nem sempre são representativos das características observadas em uma bacia brasileira, devendo ser utilizados com cautela na área de estudo.

7.3 Modelo de predição de valores de CME na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho

Os modelos de qualidade de água foram desenvolvidos para determinar os valores de CME. Para todos os parâmetros as fórmulas das equações são:

$$\log \hat{Y} = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 \log X_1 + \dots + \hat{\beta}_n \log X_n \quad (16)$$

Na Tabela 12, são sintetizados os principais resultados obtidos através da aplicação do método de regressão múltipla. São apresentados os melhores modelos, isto é, aqueles que resultaram em melhor ajuste (R^2 ajustado entre 0,43 e 0,85) e atenderam aos demais requisitos estatísticos.

Tabela 12. Modelos de regressão para determinação de valores de CME na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.

CME	Coeficientes de Regressão											R^2	R^2 ajustado
	β_0	PT	DAC	D	NTKs	Pbs	Cus	Nis	DBOs	DQOs	CFTs		
CME _{NTK}	0,275	-0,141	0,183	-	-	-	-	-	-	-	0,076	0,82	0,72
CME _{FT}	-3,592	-0,329	-	-	-	-0,842	-	-	-	-	0,312	0,70	0,57
CME _{SST}	0,876	-	-	-	-	-	-	-6,029	0,084	-	0,219	0,89	0,85
CME _{PB}	-2,906	-	-0,418	-	-	-	-	-	-	-	0,289	0,73	0,67
CME _{CU}	-3,243	-0,401	-	-	1,678	-	-	-	-	0,987	-	0,74	0,61
CME _{ZN}	-0,893	-0,142	-	-	0,394	-	12,643	-	-	-	-	0,67	0,54
CME _{NI}	-1,709	-	-	0,242	-	-	-	-	-	-	0,129	0,60	0,50
CME _{DBO}	-1,742	-	-	-1,131	-	-	-	-	-	1,808	-	0,78	0,73
CME _{DQO}	1,215	-	-	-0,395	-	-	-	-	-	-	0,091	0,53	0,43

(-) indica que a variável não foi incluída no modelo.

Os valores das variáveis Cus, Nis e DBOs antes de serem utilizadas no modelo deverão ser calculados o log inverso. Isso foi realizado com intuito de padronização das fórmulas para todos os parâmetros.

Fonte: Da Autora, 2016.

Para a variável dependente CME_{NTK} ao todo foram encontrados 17 modelos que passaram no primeiro filtro estabelecido na metodologia ($R^2 > 0,50$; p value do teste F menor que 0,05; $NS > 0,50$; e $REQM < 0,50$). Destes, apenas um modelo conseguiu atender todos os testes estatísticos aplicados. O modelo selecionado possui um valor de R^2 de 0,82 indicando que 82% das variações do CME são explicadas pelas três variáveis independentes consideradas no modelo. Tal modelo possui estatística F de 8,86 com p value de 0,01, e uma estimativa de variância de erro de 0,0057.

Já para a variável dependente CME_{FT} , ao todo foram encontrados 95 modelos que passaram no primeiro filtro estabelecido na metodologia. Destes, apenas um modelo conseguiu atender todos os testes estatísticos aplicados. O modelo selecionado possui um valor de R^2 de 0,71; estatística F de 4,97 com p value de 0,046; e uma estimativa de variância de erro de 0,149.

Em se tratando do CME_{SST} ao todo foram encontrados 90 modelos que passaram no primeiro filtro estabelecido na metodologia. Destes, apenas dois modelos conseguiram atender todos os testes estatísticos aplicados; no entanto, por apresentar melhores resultados o modelo escolhido foi o apresentado na Tabela 11. O modelo selecionado possui um valor de R^2 de 0,89; estatística F de 21,91 com p value de 0,00; e uma estimativa de variância de erro de 0,0169.

No caso dos metais, para a variável dependente CME_{Pb} ao todo foram encontrados 485 modelos que passaram no primeiro filtro estabelecido na metodologia. Destes, apenas um modelo conseguiu atender todos os testes estatísticos aplicados. O modelo selecionado possui um valor de R^2 de 0,73; estatística F de 12,30 com p value de 0,00; e uma estimativa de variância de erro de 0,320. Para o CME_{Cu} ao todo foram encontrados 38 modelos que passaram no primeiro filtro estabelecido na metodologia e nos testes estatísticos. O modelo selecionado possui um valor de R^2 de 0,74; estatística F de 5,63 com p value de 0,03; e uma estimativa de variância de erro de 0,0279. No caso do CME_{Zn} ao todo foram encontrados 4 modelos que passaram no primeiro filtro estabelecido na metodologia. Destes, apenas um modelo conseguiu atender todos os testes estatísticos aplicados. O modelo selecionado possui um valor de R^2 de 0,67; estatística F de 5,29 com p value de 0,03; e uma estimativa de variância de erro de 0,091. Por fim, para a variável dependente CME_{Ni} ao todo, foram encontrados 30 modelos que passaram no primeiro filtro estabelecido na metodologia. Destes, apenas um modelo conseguiu atender todos os testes estatísticos aplicados. O modelo selecionado possui um valor de R^2 de 0,59; estatística F de 6,44 com p value de 0,02; uma estimativa de variância de erro de 0,197.

No caso do enriquecimento orgânico quando analisados os dados de CME_{DBO} , ao todo foram encontrados 1089 modelos que passaram no primeiro filtro estabelecido na metodologia. Destes, apenas um modelo conseguiu atender todos os testes estatísticos aplicados. O modelo selecionado possui um valor de R^2 de 0,78; estatística F de 15,61 com p value de 0,00; e uma estimativa de variância de erro de 0,320.

Já para a variável dependente CME_{DQO} 1312 modelos passaram no filtro inicial. No entanto, apenas um modelo conseguiu atender todos os testes estatísticos aplicados. O modelo selecionado possui um valor de R^2 de 0,53; estatística F de 5,10 com p value de 0,03; e uma estimativa de variância de erro de 0,266.

Para todos os modelos selecionados as variáveis independentes possuíram uma relação linear com a dependente, atendendo a suposição da linearidade. Os gráficos de regressão parcial de cada variável encontram-se no Anexo C. Com relação à classificação de NS, os modelos foram enquadrados em bons (para CME de FT, SST, Pb e DBO) e satisfatórios (para NTK, Cu, Zn, Ni e DQO). Na aplicação do teste de correlação de Pearson, as variáveis independentes apresentaram correlação de alta a moderada com a dependente.

No caso da variável PT, o coeficiente encontrado para todos os modelos foi negativo, ou seja, à medida que uma variável aumenta a outra diminui. As concentrações de poluentes na água são advindas de atividades antrópicas. À medida que se aumenta a quantidade de água precipitada uma bacia hidrográfica ocorre um aumento do escoamento superficial nos rios, consequentemente, ocorre uma maior diluição dos poluentes encontrados na água. Esta relação também foi observada nos trabalhos de Driver e Tasker (1990), Brezonik e Stadelmann (2002), Kayhanian et al. (2007) e Maniquiz et al. (2010).

À medida que se aumenta o número dos dias sem chuva em uma área, ocorre o maior acúmulo de poluentes na superfície da bacia; logo, quando ocorre um evento chuvoso uma maior quantidade de poluentes é arrastada para o corpo d'água. Na aplicação da regressão múltipla, o coeficiente da variável dependente DAC encontrada foi positivo para o CME_{NTK} ; entretanto, quando analisado o coeficiente da variável dependente DAC para o CME_{PB} o sinal encontrado foi negativo indo contrário ao esperado. No trabalho realizado por Maniquiz et al. (2010), os autores encontraram coeficientes diferente deste estudo para o CME_{Pb}

No caso da duração da chuva o coeficiente encontrado é negativo, o que corrobora com os resultados do trabalho de Driver e Tasker (1990), Brezonik e Stadelmann (2002) e Maniquiz et al. (2010). Por outro lado, no caso da variável CME_{Ni} o coeficiente

encontrado foi positivo, ou seja, a medida que se aumenta a duração da chuva constata-se uma maior quantidade do metal Ni na água.

No caso da variável independente NTKs o coeficiente encontrado foi positivo quando representativo das variáveis dependentes CME_{Cu} e CME_{Zn} . O aumento nas taxas de NTKs podem estar relacionados com o processo de eutrofização que é intensificado na medida que são lançados mais metais na água. Este processo, acarreta a diminuição da luz no meio aquático, ocasionando uma redução no oxigênio presente na água e, consequentemente, uma redução no processo degradativo da matéria orgânica presente na água.

Já com relação ao Pbs, o coeficiente encontrado foi negativo. O fósforo é um nutriente com elevada capacidade de adsorção de Pb; logo, quanto maior a quantidade de fósforo na água menor a quantidade do metal encontrada nela. Fato este que explicaria esta correlação entre variável dependente CME_{FT} e variável independente Pbs.

Para a variável independente Nis o coeficiente encontrado foi negativo quando variável independente representativa de CME_{SST} . Isto ocorre, pois segundo Forstner e Wittmann (1981) a concentração, estoque e transporte de metais em rios urbanos variam em função do Ph, potencial de oxi-redução, presença de matéria orgânica e sais na água. Em condições ideais os metais são adsorvidos nos sólidos, por isso esta correlação.

A decomposição da matéria orgânica constitui-se uma das fonte de sólidos nas águas, quanto maior a quantidade de matéria orgânica, ocorrerá um maior consumo de oxigênio na água e, consequentemente, um amento da DBO. Isto explica a relação entre a variável dependente CME_{SST} e a variável independente DBOs. A mesma análise anterior pode ser aplicada quando analisado a presença de CFTs na água indica que água teve contato com matéria orgânica oriundas ou não de esgotos domésticos; logo, quanto maior a quantidade de CFT, maior a quantidade de matéria orgânica e, consequentemente, maior quantidade de sólido e metais na água.

A DQO é diretamente proporcional a DBO. Um aumento na DBO ocasiona uma maior DQO o que explica o coeficiente positivo encontrado entre CME_{DBO} e DQOs. Além disso, o aumento de DQO na água deve-se principalmente pelo aumento de dejetos industriais. Esses tipos de resíduos possuem um maior aporte de metais pesados, o que explicaria o coeficiente positiva entre variável independente Cus e variável dependente CME_{DQO} .

7.3.1 Diagnóstico dos resíduos dos modelos de predição de valores de CME na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.

Com o intuito de verificar a representatividade do modelo alguns testes foram aplicados. Na Tabela 13, mostra-se uma síntese das análises e, em seguida, a descrição dos resultados obtidos.

Através da aplicação do teste de Shapiro-Wilk tem-se que o *p value* é maior que 5%. Sendo assim, a variável estatística de regressão satisfaz a suposição de normalidade dos resíduos. No teste de Durbin-Watson todos os valores encontrados estão dentro do limite estabelecido. Somado a isto, todos os valores dos resíduos padronizados não ultrapassam o intervalo de $-3 \leq r_i \leq 3$ o que não indica a presença de *outliers*. Já para o teste de identificação de pontos influentes, em geral todos os valores encontrados para a distância de COOK estavam abaixo de 1, evidenciando a não existência de pontos influentes.

Com relação à colinearidade e multicolinearidade tem-se que na matriz de correlação, não foi detectada nenhuma correlação entre duas variáveis superior a 0,9, o que comprova a não existência de colinearidade no modelo proposto. Além disso, todos os valores de VIF foram menores do que 10, afirmando a não existência de multicolinearidade.

Com relação à homocedasticidade observa-se, com base na visualização gráfica no Anexo D, que os pontos estão distribuídos em torno do 0, sem nenhum comportamento ou tendência atendendo o pressuposto da homocedasticidade.

Tabela 13. Síntese dos testes estatísticos aplicados nos modelos de CME e análise dos resíduos.

Variável Dependente	Variável Independente	t	Sig.	Intervalo de Confiança		SW	DW	Resíduo Padronizado				Distância de COOK				Estatísticas de colinearidade	
				Limite Inferior	Limite Superior			Min.	Máx.	Med.	D.P	Min.	Máx.	Med.	D.P	Tolerância	VIF
CME _{NTK}	β°	1,474	0,191	-0,181	0,731	0,368	2,27	-1,635	0,931	0	0,816	0	0,828	0,24	0,302		
	PT	-2,964	0,025	-0,258	-0,025											0,774	1,293
	DAC	3,425	0,014	0,052	0,314											0,734	1,362
	CFTs	3,113	0,021	0,016	0,137											0,702	1,425
CME _{FT}	β°	-3,58	0,01	-6,05	-1,14	0,175	1,97	-1,848	1,342	0	0,816	0,001	0,326	0,071	0,108		
	PT	-3,28	0,02	-0,58	-0,08											0,66	1,52
	Pbs	-3,41	0,01	-1,45	-0,24											0,28	3,62
	CFTs	3,38	0,01	0,09	0,54											0,25	4,05
CME _{SST}	β°	3,006	0,017	0,204	1,547	0,213	2,05	-1,439	1,118	0	0,853	0	1	0,219	0,373		
	Nis	-5,663	0	-8,484	-3,574											0,703	1,422
	DBOs	6,894	0	0,056	0,112											0,833	0,201
	CFTs	5,69	0	0,13	0,308											0,763	1,31
CME _{Pb}	β°	-3,863	0	-4,608	-1,204	0,617	2,07	-1,273	1,959	0	0,905	0	0,544	0,108	0,161		
	DAC	-1,902	0,09	-0,916	0,079											0,752	1,33
	CFTs	3,026	0,01	0,073	0,505											0,752	1,33
CME _{Cu}	β°	-5,124	0,002	-4,792	-1,695	0,421	1,72	-1,303	1,265	0	0,816	0,004	0,892	0,199	0,256		
	PT	-3,269	0,017	-0,702	-0,101											0,556	1,8
	NTKs	3,833	0,009	0,607	2,75											0,666	1,5
	DQOs	2,775	0,032	0,117	1,857											0,583	1,71
CME _{Zn}	β°	-8,859	0	-1,125	-0,66	0,853	1,94	-1,834	1,276	0	0,853	0,001	0,72	0,169	0,272		
	PT	-3,033	0,016	-0,25	-0,034											0,83	1,204
	NTKs	2,753	0,025	0,064	0,724											0,977	1,024
	Cus	2,31	0,05	0,023	25,263											0,841	1,19
CME _{NI}	β°	-4,522	0,001	-2,564	-0,854	0,165	2,07	-2,021	1,008	0	0,905	0,001	0,786	0,134	0,229		
	D	2,444	0,037	0,018	0,466											0,999	1,001
	CFTs	2,537	0,032	0,014	0,245											0,999	1,001
CME _{DBO}	β°	-1,838	0,09	-3,885	0,402	0,412	2,54	-0,983	2,238	0	0,905	0	0,368	0,091	0,15		
	D	-5,542	0	-1,593	-0,669											0,62	1,613
	DQOs	2,856	0,019	0,376	3,241											0,62	1,613
CME _{DQO}	β°	2,378	0,041	0,059	2,37	0,629	1,66	-1,289	1,981	0	0,905	0	0,263	0,085	0,099		
	D	-2,954	0,016	-0,698	-0,093											0,999	1,001
	CFTs	1,322	0,219	-0,065	0,247											0,999	1,001

Fonte: Da Autora, 2016.

7.3.2 Validação dos modelos de predição de valores de CME na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.

Uma vez analisado o modelo proposto, a última etapa consistiu na sua validação. O primeiro método testado foi a elaboração de gráficos comparando os valores observados e os preditos com as equações desenvolvidas (Figuras 48 e 49).

Figura 48. Comparação de valores observados e preditos pelos modelos de CME desenvolvidos para os parâmetros NTK, FT, SST, DBO e DQO.

Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 49. Comparação de valores observados e preditos pelos modelos de CME desenvolvidos para os parâmetros Pb, Cu, Zn e Ni .

Fonte: Da Autora, 2016.

A validação indica uma tendência que os modelos são representativos para quase todas as variáveis testadas, com exceção para CME_{NTK} e CME_{FT} . Normalmente, esta discrepância ocorreu para os eventos excluídos dos modelos. Na Tabela 14 visualizam-se os resultados obtidos para validação das análises.

Tabela 14. Validação do modelo CME_{NTK} , CME_{FT} e CME_{Cu} .

Parâmetro	Data dos eventos excluído dos modelos	Dados CME (mg. L ⁻¹)	
		Observado	Simulado
NTK	04/04/2015	2,50	8,59
	17/11/2015	11,52	5,77
FT	25/02/2015	2,51	0,60
	25/08/2015	1,62	1,19
Cu	25/02/2015	0,09	0,05
	22/10/2015	0,08	0,13

Fonte: Da Autora, 2016.

Conforme pode ser observado na Tabela 14, apesar de o modelo atender estaticamente todos os pressupostos, o mesmo não pode ser utilizado para estimar com precisão os valores de CME. No caso do CME_{NTK} isto pode ser explicado pois, o maior e o menor valor de CME não foram utilizados no desenvolvimento do modelo, ficando fora do intervalo de confiança do modelo para o qual, portanto, não se obteve uma boa aplicação. Para o CME_{FT} os dois maiores valores de CME observados foram excluídos do desenvolvimento do modelo ficando, também, fora do intervalo de confiança dos modelos.

Para uma segunda validação dos demais modelos no qual todos os eventos foram utilizados aplicou-se o método PRESS. Para todos os modelos a média dos erros dos modelos estimados variaram de 0,02 a 0,37 e do desvio padrão de 0,10 a 0,33. Com relação aos coeficientes determinados os valores obtidos para o desvio padrão de β_0 , β_1 , β_2 e β_3 variaram de 0,03 a 0,34; 0,03 a 0,54; 0,005 a 0,20; e 0,01 a 0,50, respectivamente.

7.3.3 Aplicação dos modelos preditores de CME para eventos chuvosos de 2015

Em geral, os modelos propostos pela presente pesquisa se mostraram satisfatórios para estimativa da CME na bacia hidrográfica do Córrego do Mineirinho. Ademais, com suporte neste modelo, os trabalhos de monitoramento de poluição difusa na água seriam reduzidos, diminuindo a necessidade de coletas ao longo de diversos eventos chuvosos. Entretanto, é importante afirmar que estes modelos são limitados a aplicação local, pois são baseados em dados de monitoramento local; logo o uso em outras bacias pode gerar dados imprecisos. Somado a isto, a precisão da validação e calibração dos modelos foi afetada pela falta de dados de monitoramento da bacia.

Ressalva-se, ainda, que esses modelos não são estáticos e podem ser modificados à medida que o uso e ocupação do solo da bacia se alteram. Para isso, sugere-se que seja feito um acompanhamento do uso e ocupação do solo através de análise de imagens de satélites e coleta de alguns eventos chuvosos ao longo do ano para eventuais atualizações e ajustes.

No ano de 2015 foram monitorados, pelos pluviógrafos instalados na bacia, 751 eventos chuvosos cuja precipitação total variou de 0,20 mm a 40 mm. Com auxílio dos

modelos de regressão desenvolvidos nessa tese, foram calculados os valores de CME para cada poluente (Tabela 15).

Tabela 15. Cálculo dos valores de CME para os eventos chuvosos de 2015 com base nos modelos preditores de CME desenvolvidos para a bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho.

Parâmetro (mg.L ⁻¹)	Min.	Máx.	M.A.	M.G.	D.P
NTK	1,80	17,56	5,30	4,86	2,33
FT	0,17	5,26	2,38	2,02	1,22
SST	144	1227	870	742	375
Pb	0,01	5,91	1,26	0,78	1,08
Cu	0,04	2,72	0,57	0,47	0,35
Zn	0,13	0,61	0,34	0,33	0,08
Ni	0,03	0,36	0,14	0,112	0,06
DBO	1	4529	205	71	427
DQO	28	590	216	187	115

Fonte: Da Autora, 2016.

7.4 Cálculo da carga advinda da poluição difusa na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho com uso do modelo hidrológico L-THIA

A bacia do Mineirinho é um vetor em expansão do município e, apesar de pouco urbanizada, já possui um uso bastante heterogêneo, sendo uma parte dela rural e outra urbana (Figura 11).

À medida que ocorre impermeabilização do solo, pela construção de estruturas artificiais, observa-se um maior volume de escoamento superficial. Nas Figuras 50 a 52, pode-se visualizar o comportamento da geração de escoamento em cada uso e ocupação do solo da bacia. Os resultados apresentados nesta seção não representam o comportamento dinâmico dos escoamentos, apenas os volumes gerados pelos eventos monitorados na bacia cuja precipitação total foi maior do que 2 mm. Esta faixa foi estabelecida, pois para pequenas precipitações o método do SCS (utilizado pelo L-THIA no cálculo do volume de escoamento) não gera escoamento.

Figura 50. Mapa de escoamento superficial gerado pelo modelo L-THIA para os eventos chuvosos dos dias 25/02, 19/05 e 22/10.
 Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 51. Mapa de escoamento superficial gerado pelo modelo L-THIA para os eventos chuvosos dos dias 17/11, 23/11 e 24/11.
Fonte: Da Autora, 2016.

Figura 52. Mapa de escoamento superficial gerado pelo modelo L-THIA para os eventos chuvosos dos dias 05/12 e 12/12.
Fonte: Da Autora, 2016.

Observa-se que, nos eventos dos dias 19/05, 22/10, 17/11, 24/11, 05/12 e 12/12, foi gerado escoamento apenas nas classes de uso do solo correspondentes a via de transportes e a telhados. Isto ocorreu, pois estes eventos geraram uma precipitação de até 11 mm, inferior para que outras classes também produzissem escoamento quando aplicado o método do SCS. Nos outros dois eventos, por outro lado, ocorreu uma precipitação maior (25/02 – 40 mm e 23/11 – 35 mm), o que fez com que o escoamento fosse gerado em todas as classes de uso e ocupação do solo.

Com os mapas de escoamento gerados, o próximo passo consistiu no cálculo da carga advinda da poluição difusa para os diferentes usos do solo da bacia. Para isto, foram utilizados diferentes valores de CME. Através do uso desses valores foi possível constatar que:

- Os valores de carga baseados nos dados locais foram maiores que os de entrada do modelo;
- Quanto maior a precipitação inserida no modelo maior a carga de poluente gerada na área. No modelo L-THIA um fator determinante na geração da massa de poluente é o volume precipitado, consequentemente quanto maior a precipitação inserida para o cálculo do volume maior será a carga gerada no evento.

Analisando os gráficos da Figura 53 foi possível visualizar a carga gerada pelo modelo a partir de diferentes valores de CME e de volume escoado inseridos.

No caso SST, em comparação com os inputs do modelo, foi gerada uma carga de 8 a 15 vezes maior se utilizados os dados locais. No caso dos nutrientes, para o FT, em comparação com os *inputs* do modelo, essa carga foi 2 até 7 vezes maior. E, em relação ao NTK, observou-se uma carga de 3 até 4 vezes maior.

Analisando os metais, o parâmetro Pb, quando comparado com os *inputs* do modelo, teve a variação mais expressiva, podendo chegar até um valor 124 vezes maior do que os do *input* do modelo. No caso do Cu, em comparação com os *inputs* do modelo, foi gerada uma carga de 6 a 56 vezes maior com os dados deste estudo. No caso do Zn, foi possível identificar uma carga 2 a 3 vezes maior quando utilizado os dados do modelo.

*1 – Evento 25/02/2015; 2 – Evento 19/05/2015; 3 – Evento 22/10/2015; 4 – Evento – 17/11/2015; 5 – Evento 23/11/2015; 6 – Evento 24/11/2015; 7 – Evento 05/12/2015; 8 – Evento 12/12/2015.

** CME LIT: CME baseado em dados da literatura (input do modelo); CME OBS M.A: Média aritmética dos valores de CME observados na rede de monitoramento instalada na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho; CME OBS M.G: Média geométrica dos valores de CME observados na rede de monitoramento instalada na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho; CME 2015 M.A: Média aritmética dos valores de CME calculados com os modelos desenvolvidos neste estudo para o ano de 2015; CME 2015 M.G: Média geométrica dos valores de CME calculados com os modelos desenvolvidos neste estudo para o ano de 2015.

Figura 53. Carga calculada por evento pelo modelo L-THIA para os parâmetros SST, FT, NTK, Pb, Cu e Zn.

Fonte: Da Autora, 2016.

Com base nos dados anteriores foi possível verificar qual valor de CME possui uma melhor acurácia na representação dos valores observados de CME para a bacia hidrográfica do Mineirinho. Os resultados obtidos mostraram que no caso dos parâmetros SST e Zn o CME 2015 M.A é mais representativo. Já para o FT e Cu encontrou-se uma melhor representatividade através dos valores obtidos pelo CME OBS M.A. No caso do parâmetro NTK o de melhor acurácia é o CME OBS M.G. Por fim, para o Pb encontrou-se uma melhor representatividade pelos valores de CME 2015 M.G.

Uma vez determinados os valores de CME mais representativo para a bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho foi feito o cálculo, com o uso do modelo L-THIA, da carga anual e diária transportada pelo escoamento superficial ao longo do ano de 2015 (365 dias) (Tabela 16).

Tabela 16. Carga anual, diária e por hectare produzida na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho com base nos valores de CME mais representativos da bacia hidrográfica.

Parâmetro	Carga anual (kg/ano)	Carga diária (kg/dia)	Carga diária (kg/dia/ha)
NTK	43.540	119	0,20
FT	7.030	19	0,03
SST	6.119.870	16767	28,66
Pb	5.490	15	0,02
Cu	630	2	0,003
Zn	2.390	6	0,01

Fonte: Da Autora, 2016.

Lemos (2016) ao calcular a carga oriunda da poluição difusa na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho obteve um valor de 1052 kg/ano para o FT. Esta diferença ocorreu, pois em seu trabalho foram utilizados valores de CME para cálculo encontrados no trabalho de Baird e Jennings (1996). Com base nesse valor, o autor modelou uma técnica compensatória (*wetland*) cuja eficiência de remoção obtida ficou entorno de 50% a 80% dependendo do ponto onde a estrutura é instalada. O autor relata em suas conclusões a necessidade de estudos para determinação de valores de CME compatíveis com a localidade.

Porto (1995) e Reis e Brandão (2013) ressaltaram que, para o controle da poluição difusa, deve-se reduzir a carga poluidora antes que atinja o rio através da utilização de medidas não estruturais e estruturais. As primeiras dizem respeito à gestão do uso e ocupação do solo, limpeza de ruas, coleta adequada de resíduos sólidos, disposição adequada dos resíduos inertes, disposição adequada de resíduos tóxicos, controle de emissão de

poluentes atmosféricos e controle de erosão. As medidas estruturais, por outro lado, englobam obras que reduzem o volume de escoamento superficial ou removem os poluentes antes de eles chegarem ao corpo d'água, tais como: bacias de retenção, pavimentos porosos, obras de retenção de sedimentos e a criação de alagadiços ou banhados com vegetação para tratamento e sedimentação de poluentes.

Para que sejam instaladas obras eficientes, com gasto de recursos técnicos e financeiros coerentes é necessário que essas técnicas sejam bem dimensionadas e para tanto deve-se ter uma estimativa de carga compatível com o real. É nesse sentido que se deve realizar o monitoramento de cada localidade e com esses dados adaptar um modelo hidrológico para auxiliar na gestão de recursos hídricos.

8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir do estudo dos aspectos qualitativos e quantitativos da bacia do Mineirinho (São Carlos, SP), com foco em poluição difusa, foram obtidas conclusões quanto: i) à análise dos dados de qualidade da água; ii) aos valores calculados de CME e sua comparação com os dados disponíveis na literatura; iii) à determinação de modelos empíricos para o cálculo de CME; iv) à quantificação da carga de poluição difusa e sua comparação com os valores obtidos a partir de um modelo hidrológico em suas condições originais e adaptada; v) a recomendações para trabalhos futuros,

Análise dos dados de qualidade da água

A análise da qualidade da água na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho foi realizada em dois períodos em que se fez o monitoramento: seco e chuvoso. Tal distinção foi importante para o conhecimento das condições da bacia, o que permitiu verificar a relação entre a poluição gerada por ela e os eventos chuvosos, bem como a identificação da poluição difusa.

Na bacia do Mineirinho, de maneira geral, as maiores concentrações foram encontradas no período chuvoso e em eventos com maior PT e IC. Já na estiagem, as variáveis DAC e IC foram mais representativas.

Quando os valores de concentração monitorados, tanto em período seco e chuvoso, são comparados com os valores da Resolução CONAMA 357/2005, observou-se, para diversos parâmetros, valores acima do limite estabelecido por resolução. Isto mostra que, mesmo em uma bacia em processo de urbanização, já podem ser observados indícios de comprometimento da qualidade da água pela poluição.

Em análise de diversos trabalhos na área observou-se que muitos estudos trabalham com poucas amostras coletadas durante um evento chuvoso o que pode comprometer a caracterização do evento. Neste trabalho, procurou-se coletar amostras durante toda a ocorrência da chuva a fim de se ter um polutograma mais representativo do ocorrido na bacia. Ademais, estes dados podem vir a servir de base para outras pesquisas na área.

Cálculo de CME e comparação com valores internacionais

A bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho possui formas de uso e ocupação do solo bastante diversificadas, mas com predominância do uso residencial. Isto pode explicar a semelhança dos valores de CME observados com os de CME da literatura obtidos a partir de monitoramento de áreas residenciais. No entanto, uma comparação mais exata poderia ser feita caso se realizasse o monitoramento da poluição pontual e difusa por tipo de uso e ocupação do solo na bacia.

Os resultados desta pesquisa, quando comparados com outros estudos que consideram a bacia com uso misto, mostraram que, no geral, os valores de CME observados são maiores que os encontrados na literatura internacional. Em comparação com estudos nacionais em alguns casos os valores observados foram maiores ou inferiores. Esta variação foi atribuída às diferentes características da ocupação da bacia e dos eventos monitorados.

Conclui-se, portanto, que os valores da literatura devem ser utilizados com cautela na área do estudo, uma vez que nem sempre são representativos de diferentes condições hidrológicas, pedológicas, climáticas e de urbanização.

Desenvolvimento de modelos empíricos do cálculo de CME

Algumas considerações são destacadas nesta etapa:

- Todos os modelos selecionados possuíram um NS de satisfatório a bom e um REQM menor que 0,30;
- As variáveis selecionadas para compor cada modelo são facilmente explicadas por processos físicos, químicos ou biológicos;
- Na validação dos modelos desenvolvidos, foram obtidos bons resultados, sendo os modelos considerados adequados para representação dos valores médios de CME observados na bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho;
- As variáveis independentes testadas (características dos eventos chuvosos monitorados e concentração de poluentes no escoamento de base) são representativas dos CME observados na bacia. Estas variáveis são mais fáceis de serem monitoradas (necessária uma amostra por coleta), necessitam de um número reduzido de pessoas para realização do trabalho e, conseqüentemente, os gastos financeiros serão menores. Todos esses pontos analisados reduziriam o tempo e recursos empregados na rede de monitoramento.

Cálculo da carga com o uso do modelo hidrológico L-THIA

Para simular os impactos da mudança do uso do solo em bacias hidrográficas, muitos modelos hidrológicos integrados ao SIG têm sido desenvolvidos. Dentre eles pode-se destacar o L-THIA. Conforme mencionado anteriormente, para o cálculo da carga difusa, o modelo utiliza valores de CME, cuja obtenção, porém, demanda um processo extenso de monitoramento de uma bacia. Todavia, grande parte das cidades brasileiras não possui condições de realizar tal atividade, e muitos estudos adotam valores de outras regiões ou valores embasados em um número pequeno de eventos locais monitorados.

Neste trabalho, sugeriu-se o desenvolvimento de modelos empíricos para o cálculo de CME com base em informações de mais fácil acesso, em busca da minimização das atividades de monitoramento.

Com os valores previstos pelo modelo empírico, e valores observados na bacia pode-se realizar a adequação do modelo hidrológico L-THIA às características locais. De modo geral, houve um aumento nos valores de CME observados na bacia do Mineirinho em comparação com os *inputs* do modelo. Consequentemente, quando neste se inseriram os dados da bacia, a carga observada também foi maior.

Com base nos dados de CME mostrados neste estudo foi possível verificar que os valores de CME que melhor representam as características da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho. Os valores encontrados foram: NTK 6,19 mg.L⁻¹, FT 1,00 mg.L⁻¹, SST 870 mg.L⁻¹, Pb 0,78 mg.L⁻¹, Cu 0,09 mg.L⁻¹ e Zn 0,34 mg.L⁻¹.

Isso reforça a necessidade da utilização de dados compatíveis com as características das bacias de cada localidade a fim de se determinar a carga de poluição difusa mais coerente com realidade. Estudos para determinação de carga de origem difusa são de grande valia para a gestão de recursos hídricos, pois podem ajudar no planejamento do uso do solo da área e no dimensionamento de técnicas compensatórias que reduzem o impacto da poluição escoada para as águas urbanas.

Recomendações

Com base nas conclusões desta pesquisa e nas possibilidades que podem ser exploradas, recomenda-se:

- Coleta de amostras em novos eventos chuvosos;

- Verificação de interações entre as variáveis nos modelos de regressão linear múltipla;
- Aplicação de outras metodologias para desenvolvimento dos modelos;
- Validação dos modelos com novos dados;
- Monitoramento da poluição difusa por tipo de uso do solo;
- Monitoramento de outras bacias hidrográficas no município de São Carlos;
- Análise da aplicabilidade dos modelos de regressão desenvolvidas na tese em outras bacias do município.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHIABLAME, L.; ENGEL, B.; CHAUBEY, I. *An optimization method for estimating constituent mean concentrations in base flow-dominated flow*. **Journal of the American Water Resources Association**, v.49, n.5, 2013, p. 1167-1179.

ALMEIDA, J. M. S. **Otimização do índice de qualidade de estação convencional de tratamento de água (IQETA) por meio de análise estatística multivariada**. 84 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

ANGELINI SOBRINHA, L.; MARTINS, L. G. B.; MINE, M. M.; MARTINSs, R. G.; GALBETTI, M. V. ; BRANDÃO, J. L. B. *Challenges of hydrological monitoring in small urban watersheds: case study of Mineirinho basin in São Carlos, Brazil*. In. *6th International Conference on Flood Management*. São Paulo. ICFM6 – 6th International Conference on Flood Management. 2014.

APHA, WEF, AWWA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 2012.

APRÍGIO, P. O. **Avaliação de Modelos de Simulação de Cargas Difusas em Bacias Urbanas**. 131 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

APRÍGIO, P. O.; BRANDAO, J. L. B. **Modelos hidrológicos para simulação da poluição difusa**. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, 2011, 20p.

ATHAYDE, D. N.; SHELLEY, P. E.; DRISCOLL, E. D.; GABOURY, D.; BOYD, G. B. *Results of a nation-wide urban runoff program*. Washington/DC, v. 1, 1983, 198p.

BAIRD, C.; JENNINGS, M. *Characterization of nonpoint sources and loading to the Corpus Christi Bay National Estuary Program study area*. Texas Natural Resource Conservation Commission, 1996, 88p.

BANNERMAN, R. T.; OWENS, D. W.; DODDS, R. B.; HORNEWER, N. J. *Sources of pollutants in Wisconsin stormwater*. **Water Scientific Technology**, v. 28, 1993, p. 241-259.

BENINI, R. **Cenários de ocupação urbana e seus impactos no ciclo hidrológico na bacia do Córrego do Mineirinho**. 122f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

BENINI, R. M; MARTIOLI, C.; MENDIONDO, E. M. **Uso de SIG associado ao método racional para previsões de vazões na bacia do córrego do Mineirinho – São Carlos -SP**. In: IIISHR, Goiânia, 2004, 11p.

BENINI, R. M.; MENDIONDO, E. M. Urbanização e impactos no ciclo hidrológico na Bacia do Mineirinho. **Floresta e Ambiente**, São Paulo, v. 22, 2015, 211 – 222p.

BERTRAND-KRAJEWSKI, J.; CHEBBO, G.; SAGET, A. *Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon*. **Water Research**. V. 32, n. 8, 1998, p. 2341-2356.

BRAGA, S. M. **Uma nova abordagem para integração entre quantidade e qualidade da água para avaliação da poluição difusa**. 195f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para assuntos jurídicos. **Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**. Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981.

BRASIL. Casa Civil. **Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 9 janeiro 1997, Seção 1, p. 470-474. Disponível em <<http://www.in.gov.br/imprensa/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=1&data=09/01/1997>>.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n. 2914, de 2011**. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/portaria_2914_2011.pdf>.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 18 março 2005, Seção 1, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/imprensa/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=1&data=18/03/2005>>.

BREZONIK, P. L.; STADELMANN, T. H. *Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in Twin Cities metropolitan area*. **Water Reserach**, n. 36, 2002, p. 1743-1757.

BRITES, A. Z.; GASTALDINI, M.C.; SARTORI, A. **Utilização de amostradores instantaneos de água para avaliação da carga poluente na drenagem pluvial urbano**. In: 1 Simpósio de Recursos Hídricos do Sul, 2005, Santa Maria/RS, 15 p.

BRITES, A. Z.; GASTALDINI, M.C. **Avaliação da carga difusa da drenagem pluvial urbana na bacia hidrográfica Canela**. In: 23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande/MS, 2005, 8p.

BRITES, A. Z.; GASTALDINI, M. C. C. **Avaliação da carga poluente no sistema de drenagem de duas bacias hidrográficas urbanas**. In: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 12, n. 4, 2007, p. 211-221.

CAMPBELL, N; D'ARCY, B.; FROST, A.; NOVOTNY, V.; SANSOM, A., **Diffuse pollution: an introduction to the problems and solutions**. London: IWA Publishing, 2004. 310p.

CAVALCANTI, D.; REIS, F. L. R. **Manejo de água pluviais urbanas**. In: Relatório Técnico Final MAPLU 2. 2015.

CHAMUN, C. C. **Avaliação da poluição difusa de esgoto doméstico veiculado a bacia hidrográfica urbana**. 157f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

CHARBENEAU, R. J.; BARRET, M. E. *Evaluation of methods for estimating stormwater pollutant loads. Water Environment Research*. V. 70, N. 7, 1998, p. 1295 – 1302.

CHATTERJEE, S.; HADJI, A. S. Influential Observations, High Leverage Points, and Outliers in Linear Regression. *Statistical Science*. Vol. 1, 1986, pp. 379–416.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo**. 2009. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>.

COSTA, M. E. L. **Monitoramento e modelagem de águas de drenagem urbana na bacia do Lago do Paranoá**. 203f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília, Brasília -DF, 2013.

DALCANALE, F. **Simulação de cargas difusas em bacias rurais**. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

DELETIC, A. The First Flush Load of Urban Surface Runoff. *Water Research*. V. 32, n. 8, 1998, p. 2462-2470.

DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION (DEC). *Stormwater Management Design Manual. Center for Watershed Protection, New York*, 2015, n.p. Disponível em: <<http://www.dec.ny.gov/chemical/29072.html>>.

DING, X.; SHEN, Z.; HONG, Q.; YANG, Z.; WU, X.; LIU, R. Development and test of the export coefficient model in the upper reach of the Yangtze river. *Journal of Hydrology*, n. 383, 2010 233 – 244p.

DONIGIAN, A. S.; HUBER, W. C. *Modeling of nonpoint source water quality in urban and non urban areas. Environmental Research Laboratory. Georgia*, 1991, 72p.

DRIVER, N. E; TASKER, G. R. *Techniques for estimation of storm-runoff loads, volumes, and select constituent concentration in urban watersheds in United States*. Washington, 1990, 43p.

ENGEL, B. (2005). *L-THIA NPS: Long-Term Hydrologic Impact Assessment and Non Point Source Pollutant Model*. Versão 2.1. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

FEITOSA, F. F. **Regressão linear prática no SPSS**. Apostila. Método e técnicas de análise de informação para o planejamento, Unidade Federal do ABC, 2015, 56p.

FERREIRA, A. **Análise de colinearidade e multicolinearidade**. Apostila de aula. Disciplina de Modelos Lineares, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2012, 3p.

FORSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. *Metal pollution in aquatic environmental*. Berlin: Springer-Verlag, 1981, 39p.

FORTI, W. F. **Bacia Hidrográfica do Cabuçu de Baixo**. Apresentação de Aula da Faculdade Metropolitana Unidas. Curso em Tecnologia em Gestão Ambiental. 2009, 52p.

FOSCHINI, R. C. **Sustentabilidade Ecológica de Empreendimentos Urbanísticos: estudo de caso na cidade de São Carlos/SP**. 2007. 442p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

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**. 209 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

FRANÇA, M. S. **Análise estatística multivariada dos dados de monitoramento de qualidade de água da bacia do Alto Iguaçu: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos**. 166f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

GALBETTI, M. V. **Comparação dos modelos hidrológicos presentes no SSD ABC6 aplicados a uma bacia urbana**. 133f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

GEIGER, W. F. **Flushinf effects in combined sewer systems**. In: 4 International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, Switzerland, 1987, p.40—46.

GIANSANTE, A. E. **Avaliação de cargas poluidoras difusas para planejamento ambiental em bacias hidrográficas: aplicação na Bacia do Ribeirão Piraí, SP**. In: *AIDIS; Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Sección Uruguay. Rescatando antiguos principios para los nuevos desafíos del milenio*. Montevideo, AIDIS, 2006, 18p.

GOMES, V. M. **Aspectos qualitativos e quantitativos da água de drenagem pluvial em sub-bacia urbana na cidade de Brasília-DF**. 100f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2004.

GOMES, V. M.; CAMPANA, N. A.; BERNARDES, R. S. **Aspectos relativos a concentração média do evento - CME de poluentes encontrados em água de drenagem pluvial em área urbana**. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa, 2005, 11p.

GUERARD, P.; WEISS, W. B. *Water quality of storm runoff and comparison of procedures for estimating storm-runoff loads, volume, event mean concentration, and the mean load for a storm for select properties and constituents for Colorado Springs, Southeastern Colorado 1992, United State Geological Survey, Water-Resources Investigations Report, Denver, 1995.*

GUIMARÃES, P. R. B. **Análise de Regressão**. Apostila. Disponível em: <<https://docs.ufpr.br/~jomarc/regressao.pdf>>.

GUJARATI, D. N. **Econometria Básica**. 3. ed. São Paulo: Makron Books, 2000. 846 p.

GUPTA K.; D SAUL A.J. *Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows*. **Water Research**, v. 30, n.5, 1996, p. 1244-1252.

HALL, M. J. *Urban Hydrology*. London: Elsevier Applied Science Publishers, LTD, 1984, 299p.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. 6 eds. Porto Alegre: Bookman, 2009, 688p.

HERNANDEZ, J. R.; BARRERA, A. H. F; VALERI, V. C. A. A.; ZAMANILLO, A. V.; FRESNO, D. C. *Relationship between urban runoff pollutant and catchment characteristics*. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**. 2013, p. 833-840.

HOGAN, D. J. A qualidade Ambiental Urbana: oportunidade para um novo salto. **São Paulo em Perspectiva**, vol. 9, n. 3, 1995, p. 88-97.

HRANOVA, R. *Diffuse pollution of water resources: principles and case studies in the Southern African region*. Editora: Taylor & Francis Group, Singapore, 2006, 370p.

HU, H.; HANG, G. *Monitoring of non-point source pollutions from an agriculture watershed in South China*. **Water**, n. 6, 2014, p. 3828-3840.

HUBER, W. C. **Modeling concepts and simulation**. New Jersey, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2014. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/paisesat/main_frameset.php>.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). 2016. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/>.

KASZNAR, I. K.; GONÇALVES, B. M. L. **Regressão múltipla**: um digressão sobre seus usos. Instituto Business Consultoria Internacional, Rio de Janeiro, n.d, 20p.

KAYHANIAN, M.; SUVERKROPP, C.; RUBY, A.; TSAY, K. *Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration*. **Journal of Environmental Management**. V. 85, 2007, p. 279 – 295.

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

LEE, J. H.; BANG, K.W.; KETCHUM, L.H.; CHOE J. S.; YU, M. J. *First flush analysis of urban storm runoff*. **The Science of the Total Environment**. v. 293, 2001, p. 163–175.

LEE, J. Y.; KIM, H.; KIM, Y.; HAN, M. Y. *Characteristics of the event mean concentration (EMC) from rainfall runoff on an urban highway*. **Environmental Pollution**, n. 159, 2011, p. 884-888.

LEECASTER, M. K.; SCHIFF, K.; TIEFENTHALER, L. L. *Assessment of efficient sampling designs for urban stormwater monitoring*. **Water Research**, v. 26, 2002, p. 1556 –

1564.

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

LI, Z.F.; YANG, G.S.; LI, H.P. *Estimated nutrient export loads based on improved export coefficient model in Xitiaoxi watershed, **Environmental Science***, n. 30, 2009, 668 – 672p.

LIM, K. J.; ENGEL, B. A.; TANG, Z.; MUTHUKRISHNAN, S.; CHOI, J.; KIM, K. *Effects of calibration on L-THIA GIS runoff and pollutant estimation. **Journal of Environmental Management***. v. 78, 2006, p. 35–43.

LIN, J. P. *Review of published export coefficient and event mean concentration (EMC) data. **Wetlands Regulatory Assistance Program***, n. 4, v.3, 2004, 15p.

LINE, D. E.; WHITE, N. M.; OSMOND, D. L.; JENNINS, G. D.; MOJONNIER, C. B. *Pollutant export from various land uses in the Upper Neuse River Basin. **Water Environmental Research***, n 74, 2002, 100 – 108p.

LORANDI, R. **Caracterização dos solos das áreas urbana e suburbana de São Carlos (SP) e suas aplicações.** 181p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1985.

LUO, X.; SHI, Z.H.; YIN, W.; LIL, L.; WU, S.L. *Effects of land use structure on nitrogen export in Hujiashan watershed of Danjiangkou reservoir area, **Environmental Science***, n. 31, 2010, 58 – 62p.

MAIER, M.H. 1987. Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira (47°55' – 48°55'W; 22°30' – 21°55'S – Brasil): qualidade da água do rio principal. **Ciência e Cultura**, 39(2): 164-185p.

MANQUIZ, M. C.; LEE, S.; KIM, L. *Multiple linear regression models of urban runoff pollutant load and event mean concentration considering rainfall variables. **Journal of Environmental Sciences***, n. 22, v. 6, 2010, p.946-952.

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, 2000, p. 133-149.

MARGOTO, P. R. **Estatística computacional uso do SPSS: o essencial.** 2012. Disponível em: neurologiahu.ufsc.br/.../2012/.../SPSS_o_essencial_Paulo_Margotto_Ma

MAY, D.; SIVAKUMAR, M. *Optimum number of storms required to derive site mean concentration at urban catchments. **Urban Water Journal***. 6(2), 2009, p. 107-113.

MINISTÉRIOS DA CIDADES (MCID). **Política Nacional de Desenvolvimento Urbano.** 2004, 92p.

MENON, S.; PAULE, M. C.; PARK, S. J.; LEE, B. Y.; KANG, S.; UMER, R.; LEE, G. H.

Monitoring of land use change impact on stormwater runoff and pollutant loading estimation in Yongin watershed Korea. Desalination and Water Treatment. v. 51, 2012, p. 4088 – 4096.

MILOCA, S. A.; CONEJO, P. D. **Multicolinearidade em modelos de regressão.** In: XXII Semana Acadêmica da Matemática. Cascavel, 2008, p. 25-34.

MITCHELL, G.; MCDONALD, A. *Urban development and nonpoint source water pollution: a generic assessment tool.* Report. 2000. Disponível em: <<http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/nps/index.htm>>.

MITCHELL, G.; SU, Y. **Using first order modeling to describe first flush effects of Storm water runoff.** San Antonio, TX: Proceedings of 2003 StormCon. 2003, 7p.

MONTGOMERY, D. C.; VINING, G. G.; PECK, E. A. **Introduction to Linear Regression Analysis.** 3. ed., New York: John Wiley & Sons, 2001, 641 p.

MOTA, S. **Introdução a Engenharia Sanitária e Ambiental.** 3 eds. Rio de Janeiro: Abes, 2003. 419p.

MOTA, S. **Preservação e Conservação de Recursos Hídricos.** 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995, 187p.

MOURAD, M.; BERTRAND-KRAJEWSKI, J.; CHEBBO G. *Sensitivity to experimental data of pollutant site mean concentration in stormwater runoff. Water Sci. Technology,* 51(2), 2005, p.155-162.

MULCAHY, J.P. *Phosphorus export in the Twin Cities metropolitan area. Technical Report Metropolitan Council, St. Paul, MN,* 1990.

NOVOTNY, V. *Unit Pollutant Loads. Water Environment e Technology,* v. 4, 1992, p. 40 – 43.

NOVOTNY, V. *Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management. Pennsylvani: TECHNOMIC,* v. 9, 1995, 429 p.

OLIVEIRA, H. A. R. **Qualidade da drenagem pluvial rural: rio Taquarizinho - MS.** 168 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2007.

PARK, Y. S.; LIM, K. J.; THELLER, L.; ENGEL, B. A. **L-THIA GIS manual.** 2013. 18p.

PARK, Y. S. **ARCL-THIA manual.** 2016. 35p.

PEDRINI, D. C. **Proposta de um método para aplicação e gráficos de controle de regressão no monitoramento de processo.** 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade do Rio Grande de Sul, Porto Alegre, 2009.

PREFEITURA MUNICIPAL SÃO CARLOS. **Dados da cidade: geográfico e demográfico. PMSC.** 2005. Disponível em: <<http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/conheca-sao>>.

carlos/115442-dados-dacidade- geografico-e-demografico.html>.

POLETO, C. **Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano**. 137f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

PORTAL ACTION. **Análise de regressão**. 2015. Disponível em: <
<http://www.portalaction.com.br/analise-de-regressao>>

PORTO, M. F. A.; HAUPT, J. P. O; MASINI, L. S.; BARROS, M. T. L. **Avaliação da concentração média do evento para cargas difusas urbanas na cidade de São Paulo**. In: 7 Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos países de língua oficial portuguesa, Évora, 2005, 16p.

PORTO, U. **Análise de Variância**. Notas de estudo práticos – Mestrado em Recreação e Lazer. 2008, 7p.

PORTO, M. F. A. **Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas**. In: TUCCI, C. E. M. Drenagem Urbana. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 1995. 428p.

PORTO, M. F. A. **Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas**. In: TUCCI, C. E. M. Drenagem Urbana. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2015. 428p.

PRODANOFF, J. H. A. **Avaliação da Poluição Difusa Gerada por Enxurradas em Meio Urbano**. 276f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

RAUCH, W.; HENZE, M.; KONCSOS, L.; REICHERT, P.; SHANAHAN, P.; SOMLYODY, L.; VANROLLEGHEM, P. *River water quality modelling: I. State of the art. Water Science Technology*, v. 38, n.11, 1998, p. 237-244.

RAWLINGS, J. O.; PANTULA, S. G.; DICKEY, D. A. *Applied regression analysis: a research toll*. 2 eds., Editora: Springer, 1998, 671p.

REIS, L. F. R.; BRANDÃO, J. L. B. **Impactos ambientais sobre rios e reservatórios**. In: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013, 789p.

RODRIGUES, S. C. A. **Modelo de regressão linear e suas aplicações**. Universidade da Beira Interior, Covilhã, 2012, 94p.

ROLNIK, R.; KLINK, J. Crescimento econômico e desenvolvimento urbano. **Novos Estudos**. 2011, p. 89-109

SANTOS, M. **A urbanização brasileira**. Editora: Edusp, São Paulo, 5 ed, 2008, 176p.

SANTOS, D. M. G. **Modelação da poluição difusa em águas superficiais**. 254f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa,

2000.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para estimativa de chuvas excedente com o método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 5-18, 2005.

SHEN, Z.; LIAO, Q.; HONG, Q.; GONG, Y. *An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China*. **Separation and Purification Technology**, n. 24, 2012, 104 – 111p.

SHARMA, D.; GUPTA, R.; SINGH, R. K.; KANSAL, A. *Characteristics of the event mean concentration (EMCs) from rainfall runoff on mixed agricultural land use in the shoreline zone of the Yamuna River in Delhi, India*. **Appl. Water Science**, n.2, 2012, p. 55 - 62.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F.; NEWHAM, L. T. H.; BABEL, M. S.; CLEMENTE, R. S. ISHIDAIRA, H.; NISHIDA, K.; SAKAMOTO, Y. *Catchment scale modelling of point source and non-point source pollution loads using pollutant export coefficients determined from long-term in-stream monitoring data*. **Journal of Hydro-environment Research**, n. 2, 2008, 134 – 147 p.

SILVA, A. H. C. L. **Controle da poluição difusa em uma via de tráfego intenso por meio de trincheira de infiltração e vala de retenção**. 129f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG, 2009.

SILVA, J. C. A. **Recuperação de córregos urbanos através do controle de cargas pontuais e difusas. Estudo de caso: Córrego Ibiraporã do Sapé**. 192f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

SILVA, G. C.; SILVA, F. L.; PRINTES, L. B.; SANTINO, M. B. C. Avaliação da degradação ambiental na microbacia do córrego Mineirinho, São Carlos – SP. In: **V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, Belo Horizonte, 2014, 8p.

SONZOGNI, W. C.; CHESTER, G.; COOTE, D. R.; JEFFS, D. N.; KONRAD, J. C.; OSTRY, R. C.; ROBINSON, J. B. *Pollution from land runoff*. **Environmental Scientific Technology**, v. 14, n. 2, 1980, p. 148–53.

SOUZA, M. M. **Carga de poluição difusa em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos**. 182f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS, 2012.

SPERLING, M V. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ed, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005, 452p

TARPANI, R. R. Z.; BRANDÃO, J. L. B. **Análise ambiental da bacia hidrográfica do córrego do Mineirinho - São Carlos/SP**. In: VI Congresso de Meio Ambiente a Associação de Universidades Grupo de Montevideu-AUGM. São Carlos, 2009, 15p.

TARPANI, R. R. Z. **Análise Ambiental de Micro-Bacia Hidrográfica visando a prevenção de danos ambientais e econômicos**. 64f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

TOMAZ, P. **Poluição Difusa**. São Paulo: Navegar. 2006.

TOMAZ, P. **Curso de manejo de água pluviais**: Capítulo 59 – Wetland construída para melhoria da qualidade das águas pluviais. Disponível em: http://www.pliniotomaz.com.br/downloads/capitulo59_wetland.pdf, 2009.

TUCCI, C. E. M. **Inundações urbanas**. In: TUCCI, C. E. M. Drenagem Urbana. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2015. 428p.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: ABRG, 1998, 669p.

TUCCI, C. E. M. **Águas Urbanas**. In: TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. Inundações Urbanas na América do Sul. Porto Alegre: ABRH, 2003, 149p.

TUCCI, C. E. **Vazão de referência**. 2009. Disponível em: <<http://rhama.net/wordpress/?p=113>>.

TUCCI, C. E. M.; GENZ, F. **Controle do Impacto da Urbanização**. In: Tucci,C.E.M.; Porto, R.L.L.; Barros, M.T. Drenagem Urbana. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ABRH, 1995, V.5, p.277-347.

UNITED STATE Environmental Protection Agency. **Urban Runoff Pollution: Prevention and Control Planning**. 1993, 186p.

UNITED STATE. Environmental Protection Agency. **Results of the Nationwide Urban Runoff Program**. 1983, 198p

UNITED STATE. Environmental Protection Agency. **Compendium of Tools for Watershed Assessment and TMDL Development**. 1997, 244p.

UNITED STATE. **Department of Agriculture. Urban Hidrology for small watersheds. Relatório Técnico 55**. 1986, 164p.

WANG, S.; HE, Q.; AI, H.; WANG, Z.; ZHANG, Q. Pollutant concentrations and pollution loads in stormwater runoff from different land uses in Chongqing. **Journal Environmental Scientific**, vol. 25, n. 3, 2013, p. 502-510.

WANIELISTA, M. P. **Stormwater Management: quantity and quality**. Michigan: Ann Arbor Science, 1979, 383 p.

WEI, Z.; SIMIN, L.; FENGBING, T. Characterization of urban runoff pollution between dissolved and particulate phases. **The Scientific World Journal**, 2013, 6p.

YU, J.; MIN, K. S.; KIM, Y. Development of EMC-based empirical model for estimating spatial distribution of pollutant loads. **Desalination and Water Treatment**, n. 27, 2011, p.

175-188.

ZAFFANI, A. G. **Poluição difusa da drenagem urbana ecohidrológica**: diagnóstico atual e cenários de longo prazo em bacias urbanas de São Carlos, SP. 174f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

ZAHED FILHO, K.; GARCIA, L. A. V.; PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. **Água em Ambientes Urbanos**. 2011. Disponível em: <200.144.189.36/phd/LeArq.aspx?id_arq=1870>.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (WWF). **De grão em grão, o cerrado perde espaço: cerrado-impactos do processo de ocupação**. Brasília, 1995, 66p.

ANEXOS

Anexo A. Comparação dos parâmetros de qualidade do escoamento de base com a Resolução Conama 357/2005.

Figura 54. Comparação de concentração de FT em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.

Figura 55. Comparação de concentração de Pb em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.

Figura 56. Comparação de concentração de Cu em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.

Figura 57. Comparação de concentração de Zn em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.

Figura 58. Comparação de concentração de Cd em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.

Figura 59. Comparação de concentração de Cr em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.

Figura 60. Comparação de concentração de Ni em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.

Figura 61. Comparação de concentração de DBO em tempo seco com valores estabelecidos pela Resolução Conama 357-Classe II.

Anexo B. Teste de distribuição normal do log de CME.

Tabela 17. Análise descritiva da distribuição normal do log de CME

		NTK		FT		SST		Pb		Cu		Zn	
		Estat.	Erro	Estat.	Erro	Estat.	Erro	Estat.	Erro	Estat.	Erro	Estat.	Erro
Média		,7917	,05589	-,0758	,07948	2,6950	,09727	-,9675	,16136	-1,0992	,07005	-,6483	,03894
Intervalo de Confiança de 95%	Limite Máximo	,6686		-,2508		2,4809		-1,3227		-1,2533		-,7340	
	Limite Mínimo	,9147		,0991		2,9091		-,6123		-,9450		-,5626	
Média aparada 5%		,7985		-,0770		2,7000		-,9450		-1,0935		-,6398	
Mediana		,8400		-,0550		2,6750		-,9000		-1,0900		-,6250	
Variância		,037		,076		,114		,312		,059		,018	
Desvio Padrão		,19362		,27533		,33695		,55898		,24265		,13490	
Mínimo		,40		-,53		2,14		-2,04		-1,53		-,97	
Máximo		1,06		,40		3,16		-,30		-,77		-,48	
Intervalo		,66		,93		1,02		1,74		,76		,49	
Intervalo Interquartil		,26		,34		,58		,97		,32		,20	
Assimetria		-,586	,637	-,202	,637	-,248	,637	-,494	,637	-,600	,637	-1,168	,637
Curtose		-,005	1,232	-,213	1,232	-1,243	1,232	-,752	1,232	-,180	1,232	1,795	1,232
Média		-1,5967	,10363	-1,2992	,19202	-,8108	,08004	1,0967	,17642	1,9558	,10190	8,4310	,29580
Variância		-1,5702		-1,2602		-,7993		1,1135		1,9715		8,4133	
Desvio Padrão		-1,5250		-1,1050		-,7300		1,2400		2,1500		8,4850	
Mínimo		,129		,442		,077		,373		,125		,875	
Máximo		,35900		,66517		,27727		,61114		,35300		,93541	
Intervalo		-2,52		-2,60		-1,31		,07		1,30		6,91	
Intervalo Interquartil		-1,15		-,70		-,52		1,82		2,33		10,27	
Assimetria		1,37		1,90		,79		1,75		1,03		3,36	

Continuação

Cont.

		Cd		Cr		Ni		DBO		DQO		CFT	
		Estat.	Erro	Estat.	Erro	Estat.	Erro	Estat.	Erro	Estat.	Erro	Estat.	Erro
Intervalo de Confiança de 95%	Limite Máximo	-1,8248		-1,7218		-,9870		,7084		1,7315		7,7618	
	Limite Mínimo	-1,3686		-,8765		-,6347		1,4850		2,1801		9,1002	
Curtose		,23		,72		,44		1,10		,62		1,20	
Assimetria		-1,743	,637	-1,379	,637	-,833	,637	-,586	,637	-,692	,637	,397	,687
Curtose		3,669	1,232	,892	1,232	-,462	1,232	-,934	1,232	-1,061	1,232	,766	1,334

Figura 62. Gráficos da distribuição log-normal dos valores de CME para os parâmetros de qualidade da água NTK, FT e SST.

Figura 63. Gráficos da distribuição log-normal dos valores de CME para os parâmetros de qualidade da água Pb, Cu e Zn.

Figura 64. Gráficos da distribuição log-normal dos valores de CME para os parâmetros de qualidade da água Ni, DBO e DQO.

*Eixo x: Valor observado; Eixo y: Valor Esperado.

Figura 65. Gráficos da distribuição log-normal dos valores de CME para o parâmetro de qualidade da água CFT.

Anexo C. Diagnóstico da Linearidade entre variável CME dependente e variáveis independentes.

Figura 66. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{NTK} .

Figura 67. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{FT} .

Figura 68. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{SST} .

Figura 69. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{Pb} .

Figura 70. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{Cu} .

Figura 71. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{Zn} .

Figura 72. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{Ni}

Figura 73. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{DBO} .

Figura 74. Gráfico da regressão parcial padronizada para o modelo CME_{DQO} .

Anexo D. Diagnóstico de homocedasticidad dos modelos preditores de CME.

Figura 75. Gráfico de valores ajustados versus valores observados dos modelos de CME.