

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

**MONITORAMENTO E MODELAGEM DAS ÁGUAS DE
DRENAGEM PLUVIAL NO NÚCLEO URBANO DA BACIA
DO RIBEIRÃO RIACHO FUNDO, BRASÍLIA – DF**

THAYS MITSUKO TSUJI

ORIENTADOR: SERGIO KOIDE

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF: AGOSTO – 2018

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

**MONITORAMENTO E MODELAGEM DAS ÁGUAS DE
DRENAGEM PLUVIAL NO NÚCLEO URBANO DA BACIA
DO RIBEIRÃO RIACHO FUNDO, BRASÍLIA – DF**

THAYS MITSUKO TSUJI

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

APROVADA POR:

Prof. Sergio Koide, PhD (ENC-UnB)
(Orientador)

Prof^a Conceição de Maria Albuquerque Alves, PhD (ENC-UnB)
(Examinadora Interna)

Prof. Vladimir Caramori Borges de Souza, DSc (CTEC-UFAL)
(Examinador Externo)

BRASÍLIA/DF: AGOSTO – 2018

FICHA CATALOGRÁFICA

TSUJI, THAYS MITSUKO

Monitoramento e Modelagem das Águas de Drenagem Pluvial no Núcleo Urbano da Bacia do Ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF.

xvii, 150p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2018).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. QUALIDADE DAS ÁGUAS

2. SWMM

3. ÁGUAS URBANAS

4. POLUIÇÃO DIFUSA

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

TSUJI, T. M. (2018). Monitoramento e Modelagem das Águas de Drenagem Pluvial no Núcleo Urbano da Bacia do Ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM 211/2018, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 150p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Thays Mitsuko Tsuji.

TÍTULO: Monitoramento e Modelagem das Águas de Drenagem Pluvial no Núcleo Urbano da Bacia do Ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF.

GRAU: Mestre

ANO: 2018

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Thays Mitsuko Tsuji

thaysmitsuko@hotmail.com

Rua Waldemar Evaristo da Silva, 2494 – Jd. Alto da Boa Vista.

87506-380 Umuarama – PR – Brasil.

*A vida continua surpreendentemente bela
Mesmo quando nada nos sorri.
(Simples assim – Lenine)*

*Oh! Deus, perdoe esse pobre coitado
Que de joelhos rezou um bocado
Pedindo pra chuva cair
Cair sem parar
(Súplica cearense – Luiz Gonzaga)*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Elizabete e Paulo que me deram o suporte emocional e financeiro imprescindível para que eu pudesse terminar o mestrado e realizar vários sonhos e conquistas.

Aos meus irmãos, Jacqueline (Neesan) e Paulo (Juninho), pelo apoio e por sempre torcerem e me apoiarem nas minhas empreitadas. E ao meu cunhado, Diogo, que apesar dos apelidos que me dá, também me apoiou.

Ao mais novo amor da vida da tia/dinda, Neto, que trouxe junto com o seu nascimento, mais força e amor para a minha vida.

Ao meu orientador, Prof. Sergio Koide, pelo tamanho apoio, paciência e confiança.

Aos professores do PTARH que tanto me ensinaram dentro e fora da sala de aula.

Aos servidores da limpeza e portaria.

À corporação do corpo de bombeiros do Riacho Fundo I que viabilizaram a instalação do pluviógrafo, em especial ao Sgt. Ederson Prado e Cabo Menezes que nos ajudaram tanto na subida até a laje quanto na instalação (na “amarração”) do pluviógrafo.

Ao Júnior e ao Sr. Francisco pela construção da estação de monitoramento na ETE, principalmente pela disposição, empenho e bom humor, apesar do trabalho pesado.

Às meninas do laboratório: Sara, Carla Vizzotto, Carla Patrícia, Manu e Marcilene, tanto pelas ajudas quanto pela companhia durante os almoços na copa do PTARH.

Às meninas do PIBIC, Dani e Clara, que foram incríveis e muito companheiras, trabalharam bastante e ainda tornaram as coisas mais leves com o bom humor e a animação que muitas vezes eu não tinha.

Aos amigos que fiz na turma do mestrado: Alice, Ana Alícia, Andriane, Barbara, Daiana, Hélio, José Antonio, Marília, Rafaella e Vitória, que em pouco tempo se tornaram parte da minha base e me deram força para continuar, mesmo nos momentos que mais me questioneei e duvidei da minha capacidade, além de fazerem os lanchinhos sempre muito divertidos, duvido que o PTARH conheça uma turma tão maravilhosa como a nossa.

Às minhas colegas de casa, que me aguentaram nos dias alegres e emburrados, e principalmente, no meu sonambulismo e nas minhas TPMs.

Aos funcionários da ETE riacho fundo, especialmente os Srs. Amilton, Hamin e Miro que sempre foram muito solícitos e gentis conosco nas várias vezes em que estivemos na estação de monitoramento.

A todos do “Grupo Maplu”, em especial, Eliza, Clarice, Tamara, Vitor e Rodrigo, que ajudaram com a modelagem, avisando sobre a chuva no RF, nas idas à campo e laboratório. E sobretudo, à Maria Elisa (também conhecida como COSTA, 2013, muito citada na dissertação) que me ajudou tanto nas instalações, idas à campo, modelagem e no mestrado em geral.

A todos do “Grupo Riacho Fundo” que compõem uma grande rede de pesquisa e de várias maneiras me deram suporte, em especial, Prof. Henrique Roig, Prof. Leonardo Zandonadi, Elton e Welber, pelas valiosas dicas e ensinamentos sobre trabalho de campo, equipamentos e a vida acadêmica em geral.

Aos meus professores da graduação que me incentivaram à pesquisa e ao mestrado (ainda não sei se os amo ou os odeio por isso!).

Aos meus amigos da vida que sempre tiveram um tempinho para me ouvir reclamar, desabafar e conversar por longas horas, especialmente Borbo, Danilo, Débis e as Barbies Brutas.

À CAESB pelo auxílio e liberação da instalação da estação de monitoramento na ETE RF, bem como a disponibilização dos dados de qualidade do efluente lançado na estação de monitoramento.

À ADASA, NOVACAP, TERRACAP por cederem dados muito importantes para o andamento dessa pesquisa.

À ANA, CAPES, FAP-DF, FINEP, FUNAPE e CNPq pelo financiamento da pesquisa e bolsa concedida.

À CHI WATER por ceder a licença universitária do PCSWMM e por serem tão solícitos com as minhas dúvidas (Principalmente a Meghan)

A todos que fizeram parte desse período tão intenso, que tenham me ajudado de qualquer maneira, que estiveram ao meu lado ou que simplesmente tenham passado pela minha vida trazendo coisas positivas, minha gratidão!

RESUMO

MONITORAMENTO E MODELAGEM DAS ÁGUAS DE DRENAGEM PLUVIAL NO NÚCLEO URBANO DA BACIA DO RIBEIRÃO RIACHO FUNDO, BRASÍLIA – DF.

A poluição difusa é considerada uma das principais causas de degradação de rios e lagos urbanos, isso porque o principal transporte desses poluentes são as águas de drenagem pluvial que, muitas vezes, são lançadas diretamente nos corpos hídricos sem qualquer tipo de tratamento. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo o monitoramento e modelagem das águas de drenagem pluvial no núcleo urbano da unidade hidrográfica do ribeirão Riacho Fundo, afluente do braço do lago Paranoá que apresenta maiores níveis de degradação. Para isso foram realizadas campanhas de monitoramento com a coleta e análise da qualidade da água de 136 amostras em 14 eventos chuvosos, a aquisição de dados de precipitação registrados por dois pluviógrafos e das cotas de água no canal registradas por um linígrafo, e a medição de vazão no canal. Também foi realizada a modelagem utilizando o SWMM (*Storm Water Management Model*) sob a interface PCSWMM®, para a simulação de vazão e qualidade da água no canal localizado à montante do exutório das águas pluviais na RA Riacho Fundo I – Brasília, DF. Por meio do monitoramento, identificou-se uma redução das concentrações de alguns dos parâmetros analisados durante a passagem de cheias. Não se observou relação direta entre número de dias antecedentes sem precipitação e a ocorrência do fenômeno de *first flush*. Por meio da análise das curvas de massa acumulada de contaminante em relação ao volume de deflúvio acumulado, verificou-se a ocorrência do fenômeno de *first flush* para a maioria dos contaminantes analisados com exceção de fósforo reativo e fósforo total. A modelagem utilizando o SWMM apresentou, na simulação das vazões, resultados razoáveis para eventos com distribuição uniforme de precipitações e observou-se que os parâmetros mais sensíveis à calibração foram o armazenamento em depressão de áreas permeáveis (*Dstore perv*) e a curva número (CN). Nas simulações de qualidade da água, os resultados obtidos foram ruins, não reproduzindo os valores observados em campo. O estudo mostrou necessidade de estudos mais aprofundados, uma vez que, não foi possível uma calibração satisfatória utilizando as equações propostas pelo modelo.

Palavras-chaves: Qualidade das águas urbanas, SWMM, Poluição Difusa.

ABSTRACT

URBAN STORMWATER MONITORING AND MODELLING AT THE RIACHO FUNDO SUB-BASIN URBAN CENTER, BRASILIA – DF.

Diffuse pollution is considered one of the main causes of urban rivers and lakes degradation, because the urban drainage waters are an important transport of these pollutants, which are often discharged directly into the water bodies without any type of treatment. In this sense, this work aims to monitor and model the stormwater in the urban core of the Riacho Fundo River Basin, an affluent of the Paranoá Lake branch which presents higher levels of degradation. For this, monitoring campaigns were carried out sampling and analyzing 136 water quality samples in 14 rainfall events, the acquisition of precipitation data recorded by two rain gauges, the water levels in the channel were recorded by a level logger and the measurement of the runoff flow were made in the outfall channel. Also, was made the modelling using SWMM model (Storm Water Management Model) performed under PCSWMM® interface, at administrative region Riacho Fundo I – Brasília, DF. With the monitoring was identified a reduction in the concentrations of some analyzed parameters during the flood wave. There was no identified direct relationship between the number of antecedent days without precipitation and the occurrence of the first flush phenomenon. Analyzing the dimensionless mass and flow volume curve, the first flush phenomenon was verified for most of the contaminants analyzed except for reactive phosphorus and total phosphorus. The modelling using the SWMM model showed reasonable results for flow simulation to rainfalls with regular spatial distribution and it was observed that the most sensitive parameters in the calibration were the depression storage in pervious area ($D_{store\ perv}$) and curve number (CN). In the water quality simulations, the results obtained were bad, not reproducing the values obtained in the monitoring step. The study showed the need for more in-depth studies, since a satisfactory calibration was not possible using the equations proposed by the model.

Keywords: Urban water quality, SWMM, diffuse pollution.

SUMÁRIO

1.1	CESSÃO DE DIREITOS	III
1.	INTRODUÇÃO	22
2.	OBJETIVOS	24
2.1	OBJETIVO GERAL.....	24
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1	HIDROLOGIA E QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS	25
3.1.1	Nutrientes	26
3.1.2	Sedimentos	27
3.2	MONITORAMENTO DAS ÁGUAS DE DRENAGEM PLUVIAL	27
3.3	POLUIÇÃO DIFUSA	29
3.4	TRATAMENTO DE DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	34
3.5	MODELOS HIDROLÓGICOS.....	36
3.5.1	SWMM.....	36
3.5.2	Calibração do modelo	43
4.	METODOLOGIA.....	45
4.1	ÁREA DE ESTUDO	47
4.1.1	Sistema de drenagem pluvial	49
4.2	MONITORAMENTO	51
4.2.1	Análise de qualidade da água	52
4.2.2	Equipamentos para realização dos trabalhos de campo	53
4.3	MODELAGEM.....	61
4.3.1	Construção da base de dados.....	61
4.3.2	Geoprocessamento na preparação de dados para modelagem.....	62
4.3.3	Parâmetros do modelo SWMM	62

5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
5.1	DADOS DE PLUVIOMETRIA	70
5.2	ESTIMATIVA DE VAZÃO.....	75
5.3	CHUVA-VAZÃO	76
5.4	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	78
5.5	MODELAGEM DAS VAZÕES GERADAS PELAS ÁGUAS PLUVIAIS... ..	80
5.5.1	Simulações utilizando os parâmetros do modelo	81
5.5.2	Calibração do modelo	83
5.5.3	Verificação	86
5.6	ANÁLISE DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE DRENAGEM PLUVIAL ..	89
5.6.1	Turbidez e sólidos	90
5.6.2	Nitrogênio	101
5.6.3	Fósforo	106
5.6.4	Matéria orgânica (DQO)	110
5.6.5	Correlação entre os parâmetros	114
5.6.6	Análise das cargas de poluentes.....	120
5.7	MODELAGEM DA QUALIDADE DAS ÁGUAS.....	126
5.7.1	Simulações da qualidade das águas de drenagem pluvial.....	128
5.7.2	Calibração da qualidade das águas de drenagem pluvial	131
6.	CONCLUSÕES.....	139
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	142

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Demonstrativo da ocorrência do <i>first flush</i> em diagrama de concentração por tempo (USEPA, 1993).....	31
Figura 3.2 – Exemplo de curva M(V) para análise de <i>first flush</i>	35
Figura 3.3 - Exemplo de representação do sistema de drenagem urbana no SWMM (USEPA, 2012).....	Erro! Indicador não definido.
Figura 3.4 - Modelo conceitual utilizado pelo SWMM. Fonte: Adaptado de USEPA (2010).	39
Figura 4.1 – Fluxo geral das atividades desenvolvidas.	46
Figura 4.2 – Localização da bacia do Ribeirão Riacho Fundo.....	47
Figura 4.3 – Tipos de solo na bacia do ribeirão Riacho Fundo. Fonte: Reatto (2004).....	48
Figura 4.4 – Grupos hidrológicos na bacia do ribeirão Riacho Fundo. Fonte: Ferrigo (2014).	48
Figura 4.5 – Mapa de declividade da área de estudo.....	49
Figura 4.6 – Mapa de elevação da área de estudo.	49
Figura 4.7 – Rede de drenagem pluvial. Fonte: ADASA (2017).	50
Figura 4.8 – Localização da estação de amostragem.....	52
Figura 4.9 – Localização dos pluviógrafos e do pluviômetro <i>ville de Paris</i>	54
Figura 4.10 – (a) Pluviógrafo; (b) Vista superior do pluviógrafo; (c) Parte superior do pluviógrafo (funil); (d) Parte interna do pluviógrafo; e (d) <i>Data logger</i>	54
Figura 4.11 – (a) Réguas linimétricas instaladas; e (b) Instalação da régua.	55
Figura 4.12 – Linígrafo de boia da marca <i>OTT®</i> , modelo Thallimedes. (a) Logger com roldana; (b) Leitor infravermelho; (c) e (d) Boia e contrapeso.	55
Figura 4.13 – Linígrafo instalado, em que: (a) Contador de variação de nível; (b) <i>Data logger</i> ; (c) Tubulação para o contrapeso; (d) Tubulação com comunicação com o canal, onde a boia está alocada.	55
Figura 4.14 – Amostrador automático ISCO 6712 aberto.....	56
Figura 4.15 – Estrutura montada para alocação do amostrador automático.....	56
Figura 4.16 – Tubulação de conexão entre o amostrador e a galeria de águas pluviais.....	56
Figura 4.17 – Sonda multiparamétrica Aquaread AP800: (a) Data logger; (b) Sonda com proteção nos eletrodos; (c) Eletrodos; (d) Vista inferior dos eletrodos.	57

Figura 4.18 – Estrutura para alocação da sonda multiparamétrica, em que: (a) é a entrada de água; (b) local onde a sonda estava inserida; (c) válvula de retenção; e (d) saída de água.	58
Figura 4.19 – Local de realização das medições de vazão.	59
Figura 4.20 – Comparação entre as duas curvas-chave construídas.	60
Figura 4.21 – Comparação entre as duas curvas-chave construídas em escala adaptada aos valores de vazão observados.	60
Figura 4.22 – Representação gráfica dos dispositivos inseridos no modelo	63
Figura 4.23 – Distribuição das sub-bacias por pluviógrafo.	64
Figura 4.24 – Precipitação registrada no evento do dia 26/11/2017.	65
Figura 4.25 – Precipitação registrada no evento do dia 03/01/2018.	65
Figura 4.26 – Precipitação registrada no evento do dia 25/01/2018.	65
Figura 4.27 – Precipitação registrada no evento do dia 29/01/2018.	65
Figura 4.28 – Precipitação registrada no evento do dia 01/02/2018.	65
Figura 4.29 – Precipitação registrada no evento do dia 03/02/2018.	65
Figura 4.30 – Precipitação registrada no evento do dia 19/02/2018.	66
Figura 4.31 – Precipitação registrada no evento do dia 20/02/2018.	66
Figura 4.32 – Mapa de uso e ocupação do solo.	68
Figura 4.33 – Valores de curva número para cada sub-bacia.	69
Figura 5.1 – Série histórica de dados de precipitação total anual na ETE Riacho Fundo...	71
Figura 5.2 – Dados de precipitação mensal entre os anos de 2013 e 2017.	71
Figura 5.3 – Precipitação mensal em mm.	72
Figura 5.4 – Intensidade média dos eventos de precipitação registrados pelo pluviógrafo CBM.	74
Figura 5.5 - Intensidade média dos eventos de precipitação registrados pelo pluviógrafo ETE.	74
Figura 5.6 – Hidrograma gerado a partir dos níveis de água coletados a cada 5 minutos...	75
Figura 5.7 – Hidrograma gerado a partir dos níveis de água coletados a cada 1 minuto. ...	76
Figura 5.8 – Passagem de cheia no canal monitorado.	77
Figura 5.9 – Composição de imagens que exemplificam os usos e ocupações do solo na área de estudo, onde: (a) Bacia urbana estudada; (b) Local com acúmulo de sedimentos; (c) Local com acúmulo de lixo; (d) Padrão de residências; (e) Padrão de prédios residenciais; (f) Bocas de lobo duplas alocadas em esquina; e (g) Bocas de lobo duplas.	79
Figura 5.10 – Lixo nas ruas até o momento da coleta.	80
Figura 5.11 – Simulação 03/01/18.	82

Figura 5.12 – Simulação 19/02/18.....	82
Figura 5.13 – Simulação 29/01/18.....	82
Figura 5.14 – Simulação 20/02/18.....	82
Figura 5.15 – Comparação entre os hidrogramas para o evento 19/02/18.	86
Figura 5.16 – Hidrograma calibrado do evento 03/01/18.....	87
Figura 5.17 – Hidrograma calibrado do evento 29/01/18.....	87
Figura 5.18 – Hidrograma calibrado do evento 01/02/18.....	88
Figura 5.19 – Hidrograma calibrado do evento 03/02/18.....	88
Figura 5.20 – Hidrograma calibrado do evento 20/02/18.....	88
Figura 5.21 – <i>Boxplots</i> dos valores de turbidez.....	91
Figura 5.22 – Turbidez e vazão observadas no evento 26/11/17.....	92
Figura 5.23 – Turbidez e vazão observadas no evento 03/02/18.....	92
Figura 5.24 – Turbidez e vazão observadas no evento 14/01/18.....	93
Figura 5.25 – Turbidez e vazão observadas no evento 29/01/18.....	93
Figura 5.26 – Polutograma de turbidez e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.	93
Figura 5.27 – Exemplos de amostras coletadas, evento do dia 29/01/18	94
Figura 5.28 – Correlação linear entre turbidez e sólidos suspensos.....	94
Figura 5.29 – Polutograma de ST, SST e SDT e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.	96
Figura 5.30 – <i>Boxplots</i> sólidos totais.....	97
Figura 5.31 - <i>Boxplots</i> sólidos suspensos totais	97
Figura 5.32 - <i>Boxplots</i> sólidos dissolvidos totais	97
Figura 5.33 – Concentração de ST e hidrograma para o evento do dia 14/01/18.	98
Figura 5.34– Concentração de ST e hidrograma para o evento do dia 03/02/18.	98
Figura 5.35 – Concentração de SST e hidrograma para o evento do dia 14/01/18.	98
Figura 5.36 – Concentração de SST e hidrograma para o evento do dia 03/02/18.	98
Figura 5.37 – Concentração de SDT e hidrograma para o evento do dia 14/01/18.....	98
Figura 5.38 – Concentração de SDT e hidrograma para o evento do dia 03/02/18.....	98
Figura 5.39 – Concentração média de sólidos totais.	99
Figura 5.40 – Concentração média de sólidos suspensos.....	99
Figura 5.41 – Hidrograma do evento 26/11/18.	100
Figura 5.42 – Concentrações de nitrogênio nas quatro formas (total, nitrato, nitrito e amoniacal) e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.	101

Figura 5.43 - Concentração das formas de nitrogênio e hidrograma do evento do dia 29/01/18.....	102
Figura 5.44 – <i>Boxplots</i> de nitrogênio total.	104
Figura 5.45 – Concentração média de nitrogênio total.....	105
Figura 5.46 – Concentrações de fósforo total, fósforo reativo e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.....	107
Figura 5.47 – <i>Boxplots</i> das concentrações de fósforo total.	107
Figura 5.48 – <i>Boxplots</i> das concentrações de fósforo reativo.	108
Figura 5.49 – Concentrações de fosforo total, reativa e hidrograma do dia 15/01/18.....	108
Figura 5.50 – Concentração média de fósforo total.....	109
Figura 5.51 – Concentração da DQO e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.	111
Figura 5.52 – Concentração de DQO e hidrograma do evento do dia 14/01/18.	112
Figura 5.53 – Concentração de DQO e hidrograma do evento do dia 25/01/18.	112
Figura 5.54 – <i>Boxplots</i> das concentrações de DQO.	112
Figura 5.55 – Concentração média de DQO no evento.....	113
Figura 5.56 – Correlação entre condutividade e nitrogênio total.	115
Figura 5.57 – Correlação entre condutividade e fósforo reativo.	115
Figura 5.58 – Concentrações de nutrientes e condutividade de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.	116
Figura 5.59 – Concentrações de condutividade e nutrientes no evento 26/11/17.	117
Figura 5.60 – Concentrações de condutividade e nutrientes no evento 12/12/17.	117
Figura 5.61 – Concentrações de condutividade e nutrientes no evento 15/01/18.	117
Figura 5.62 – Curva de correlação entre condutividade e sólidos dissolvidos totais.	118
Figura 5.63 – Concentrações de sólidos dissolvidos totais e condutividade.	119
Figura 5.64 – Concentrações de condutividade e SDT no evento 14/01/18.....	120
Figura 5.65 – Concentrações de condutividade e SDT no evento 15/01/18.....	120
Figura 5.66 – Curva M(V) para nitrogênio total, em parênteses a altura total em mm precipitada no evento.....	121
Figura 5.67 – Curva M(V) para DQO, em parênteses a altura total precipitada em mm no evento.	122
Figura 5.68 – Curva M(V) de sólidos totais, em parênteses a altura total precipitada no evento.	123

Figura 5.69 – Curva M(V) de sólidos suspensos, em parênteses a altura total precipitada no evento.	124
Figura 5.70 – Curva M(V) de sólidos dissolvidos, em parênteses a altura total precipitada no evento.	124
Figura 5.71 – Curva M(V) de fósforo total, em parênteses a altura total precipitada no evento.	125
Figura 5.72 – Curva M(V) de fósforo reativo, em parênteses a altura total precipitada no evento.	125
Figura 5.73 – Curva empírica da carga de DQO pela vazão.	127
Figura 5.74 – Curva empírica da carga de nitrogênio total pela vazão.	127
Figura 5.75 – Curva empírica da carga de fósforo total pela vazão.	127
Figura 5.76 – Curva empírica da carga de sólidos totais pela vazão.	127
Figura 5.77 – Curva empírica da carga de sólidos suspensos pela vazão.	127
Figura 5.78 – Curva empírica da carga de sólidos dissolvidos pela vazão.	127
Figura 5.79 – Simulação de DQO no evento 26/11/17.	129
Figura 5.80 – Simulação nitrogênio total no evento 26/11/17.	129
Figura 5.81 – Simulação de fósforo total no evento 26/11/17.	129
Figura 5.82 – Simulação de sólidos dissolvidos no evento 26/11/17.	129
Figura 5.83 – Simulação de sólidos suspensos no evento 26/11/17.	129
Figura 5.84 – Simulação de sólidos totais no evento 26/11/17.	129
Figura 5.85 – Simulação de DQO no evento 29/01/18.	129
Figura 5.86 – Simulação de nitrogênio total no evento 29/01/18.	129
Figura 5.87 – Simulação de fósforo total no evento 29/01/18.	130
Figura 5.88 – Simulação de sólidos dissolvidos no evento 29/01/18.	130
Figura 5.89 – Simulação de sólidos suspensos no evento 29/01/18.	130
Figura 5.90 – Simulação de sólidos totais no evento 29/01/18.	130
Figura 5.91 – Simulação de DQO no evento 03/02/18.	130
Figura 5.92 – Simulação de nitrogênio total no evento 03/02/18.	130
Figura 5.93 – Simulação de fósforo total no evento 03/02/18.	130
Figura 5.94 – Simulação de sólidos dissolvidos no evento 03/02/18.	130
Figura 5.95 – Simulação de sólidos suspensos no evento 03/02/18.	131
Figura 5.96 – Simulação de sólidos totais no evento 03/02/18.	131
Figura 5.97 – Comparação entre as cargas de DQO no evento 26/11/17.	133
Figura 5.98 – Comparação entre as cargas de nitrogênio total no evento 26/11/17.	133

Figura 5.99 – Comparação entre as cargas de fósforo total no evento 26/11/17.....	133
Figura 5.100 – Comparação entre as cargas de sólidos dissolvidos no evento 26/11/17..	134
Figura 5.101 – Comparação entre as cargas de sólidos suspensos no evento 26/11/17....	134
Figura 5.102 – Comparação entre as cargas de sólidos totais no evento 26/11/17.	134
Figura 5.103 – Comparação entre as cargas de DQO no evento 29/01/18.....	134
Figura 5.104 – Comparação entre as cargas de nitrogênio total no evento 29/01/18.....	135
Figura 5.105 – Comparação entre as cargas de fósforo total no evento 29/01/18.....	135
Figura 5.106 – Comparação entre as cargas de sólidos dissolvidos no evento 29/01/18.	135
Figura 5.107 – Comparação entre as cargas de sólidos suspensos no evento 29/01/18....	135
Figura 5.108 – Comparação entre as cargas de sólidos totais no evento 29/01/18.	136
Figura 5.109 – Comparação entre as cargas de DQO no evento 03/02/18.....	136
Figura 5.110 – Comparação entre as cargas de nitrogênio total no evento 03/02/18.....	136
Figura 5.111 – Comparação entre as cargas de fósforo total no evento 03/02/18.....	136
Figura 5.112 – Comparação entre as cargas de sólidos dissolvidos no evento 03/02/18..	137
Figura 5.113 – Comparação entre as cargas de sólidos suspensos no evento 03/02/18....	137
Figura 5.114 – Comparação entre as cargas de sólidos totais no evento 03/02/18.	137

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Tabela comparativa entre os modelos de resolução das equações (USEPA, 2010).....	38
Tabela 3.2 - Equações utilizadas pelo modelo para os processos de <i>build up</i> e <i>wash off</i> . (Modificado de USEPA, 2010)	41
Tabela 3.3 - Comparação de erros médios entre valores observados e simulados em diferentes estudos utilizando o modelo SWMM.	42
Tabela 3.4 – Variação da avaliação ISE <i>rating</i>	44
Tabela 4.1 – Métodos utilizados nas análises dos parâmetros.	53
Tabela 4.2 – Opções de simulação escolhidos.	63
Tabela 4.3 – Coeficientes de entrada para simulação de qualidade da água.	67
Tabela 4.4 – Valores de CN para cada tipologia de uso e ocupação do solo, baseados em TUCCI <i>et al.</i> , (2015).	67
Tabela 5.1 – Classificação dos eventos na área estudada.....	76
Tabela 5.2 – Vazões máximas para cada evento de precipitação.....	77
Tabela 5.3 – Características dos eventos de precipitação.....	78
Tabela 5.4 – Eficiência do modelo para cada evento simulado.....	81
Tabela 5.5 – Características do evento do dia 19/02/18 – 2.....	83
Tabela 5.6 – Porcentagens das incertezas e das alterações feitas na calibração.....	84
Tabela 5.7 – Eficiência do modelo para cada evento simulado após calibração.....	86
Tabela 5.8 – Eventos amostragem de qualidade.....	90
Tabela 5.9 – Características básicas das análises de turbidez.	91
Tabela 5.10 – Características básicas das análises de sólidos.	96
Tabela 5.11 – Cargas por evento de SS, ST e SD.	100
Tabela 5.12 – Características básicas das análises de nitrogênio nas diferentes formas...	102
Tabela 5.13 – Cargas de nitrogênio total.....	105
Tabela 5.14 – Características básicas das análises de fósforo total e fósforo reativo.	106
Tabela 5.15 – Cargas de fósforo total e reativo.....	110
Tabela 5.16 – Características básicas das análises de DQO.....	111
Tabela 5.17 – Cargas de DQO.....	114
Tabela 5.18 – Análise de regressão linear entre os parâmetros.....	115
Tabela 5.19 – Correlação linear entre condutividade e SD por evento.	119

Tabela 5.21 – Coeficientes de C1 e C2 para equação de lavagem (<i>wash off</i>).	126
Tabela 5.22 – Eficiência do modelo SWMM para as simulações de qualidade.....	128
Tabela 5.23 – Coeficientes C1 e C2 para equação de lavagem (<i>wash off</i>) calibrados.	132
Tabela 5.24 – Eficiência do modelo SWMM calibrado para as simulações de qualidade.	132
Tabela 5.25 – Coeficiente de correlação linear entre as cargas simuladas e observadas. .	138

LISTA SIGLAS E SÍMBOLOS

Δt - Passo de tempo de simulação (s)

ADASA - Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal

ADC - *Acoustic Digital Current*

ADCP - *Acoustic Doppler Current Profiler*

BMP - *Best Management Practices*,

BPM - Boas Práticas de Manejo

C_1 - Coeficiente da função de *wash off*

C_2 - Expoente da função de *wash off*

CAD - *Computer-aided design*

CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal

CBM – Corpo de Bombeiros Militar

CME - Concentração média por evento

CN - Curve número

C.O. - Centro Olímpico

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CSTR - *Continuous Stirred Tank Reactor*

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DF - Distrito Federal

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ETE - Estação de Tratamento de Efluente

GIS - *Geographic Information System*

H -: altura da lâmina d'água (m).

I - Intensidade (mm/h)

I_a - Abstrações iniciais (mm/s)

INMET - Instituto de Meteorologia

INPE - Instituto de Pesquisas Espaciais

ISE - *Integral Square Error*

ISer - *Integral Square Error rating*

k - coeficiente relativo ao uso da terra e regime de escoamento

L - Comprimento do trecho

LID - *Low Impact Development*

LSA - Laboratório de Saneamento Ambiental

M - Massa de poluente

MG - Minas Gerais

MS - Mato Grosso do Sul

M(V) - Fração de massa por fração de volume

N₂ - Nitrogênio molecular

NH₃⁺ - Amônia

NO₂⁻ - Nitrito

NO₃⁻ - Nitrato

NOVACAP - Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil

NSE - *Nash-Sutcliffe*

NTU - *Nephelometric Turbidity Unit*

OD - Oxigênio Dissolvido

PDDU - Plano Diretor de Drenagem Urbana

pH - Potencial hidrogeniônico

PO₄³⁻, HPO₄²⁻, H₂PO₄⁻, H₃PO₄ – Ortofosfatos

PTARH - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Q - Vazão

Q_{obs} - Vazão observada

Q_{sim} - Vazão simulada

\bar{Q} - Média das vazões observadas

R² - Coeficiente de correlação linear

RA - Região administrativa

Rc - *Rating curve*

Rede SONDA - Sistema de Organização Nacional de Dados Ambientais)

RS - Rio Grande do Sul

S - Declividade média da bacia

SC - Santa Catarina

SCS - *Soil Conservation Service*

SD - Sólidos dissolvidos

SEDUMA - Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente

SICAD - Sistema Cartográfico do Distrito Federal

SS - Sólidos suspensos

ST - Sólidos totais

SWMM - *Storm Water Management Model*

t - Tempo/duração de precipitação

tc - tempo de concentração

T_r - Tempo de retorno (anos)

UH - Unidade hidrográfica

UnB - Universidade de Brasília

USB - Universal Serial Bus

USEPA - United States Environmental Protection Agency

V - Volume

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento dos espaços urbanos modifica os ambientes naturais, alterando a forma com que ocorrem alguns processos do ciclo hidrológico, como o escoamento superficial, tanto na quantidade de água quanto na qualidade dessas águas. A introdução de redes de drenagem urbana e impermeabilização dos solos são exemplos de alterações impactantes, já que a maior parte do volume precipitado não infiltra como em solos naturais e são escoados de forma rápida para a jusante, carreando poluentes depositados nas superfícies e um maior volume de água em menor período de tempo para os corpos hídricos receptores.

As maiores vazões, de modo geral, podem acarretar uma série de impactos negativos nos corpos hídricos como aumento da erosão das margens e alterações morfológicas no canal, ou mesmo problemas sociais como os alagamentos e enchentes que afetam diretamente a população.

No contexto qualitativo as cargas de poluentes trazidas junto pelas águas de drenagem pluvial, podem causar impactos significativos como a eutrofização de lagos e alteração da turbidez devido à elevada quantidade de sedimentos carregados. Esses poluentes carregados pelas águas de drenagem pluvial geram poluição difusa, assim denominada por não ser possível identificar o local, a fonte de lançamento ou a periodicidade.

No caso do Brasil, onde adota-se o sistema separador entre as redes de drenagem pluvial e as redes de esgoto, as águas oriundas da drenagem pluvial em geral não passam por quaisquer tipos de tratamento antes de serem lançadas aos corpos hídricos, de modo que se torna cada vez mais pertinente o desenvolvimento de estudos que permitam conhecer melhor essas cargas, para que seja possível estudar seus efeitos e propor medidas para evitar que alcancem os recursos hídricos receptores.

Nesse contexto, este trabalho buscou estudar as águas de drenagem pluvial da região administrativa (RA) Riacho Fundo I, localizada no Distrito Federal e inserida na Unidade Hidrográfica Riacho Fundo, afluente do lago Paranoá com maiores índices de urbanização e piores de qualidade de água, que é fonte de abastecimento de água para a cidade de Brasília desde o ano de 2017.

A UH Riacho Fundo abrange uma área de 225,48 km², sendo que a RA Riacho Fundo I possui área de 2,3 km² e densidade populacional de 86,06 hab/ha. A RA, criada em 1993 a partir do desmembramento da RA Núcleo Bandeirante, apresentou expansão urbana mais intensa no período entre os anos de 1991 e 2000 em que a população saiu de 5.675 para 41.404 habitantes.

Diversos fatores que tornam a RA Riacho Fundo I um local interessante para os estudos de poluição difusa: a cidade possui características de uso e ocupação do solo diferentes da região do Plano Piloto, área já mais estudada (COSTA, 2013, SOUZA, 2014, entre outros); não foi identificado lançamento clandestino de esgoto doméstico na rede de drenagem de águas pluviais, diferente do que ocorre nas bacias urbanas do Plano Piloto; e diversos trabalhos complementares estão sendo desenvolvidos na bacia do Riacho Fundo pelos programas de pós-graduação em Geociências e de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da UnB, no sentido de estudar a contribuição da bacia para a poluição do lago Paranoá.

Para a realização dos estudos de poluição difusa, foram implementadas técnicas de monitoramento para coleta de amostras de água para análise de qualidade, medições de velocidade e nível da água de escoamento superficial próximo ao exutório da rede de drenagem, pluviometria e medição de parâmetros físicos *in-situ* por meio de sondas multiparamétricas.

Além de conhecer melhor as cargas de poluição difusa, também se buscou, nesta pesquisa, simular qualiquantitativamente as águas de drenagem pluvial por meio do modelo hidrológico SWMM, sob interface PCSWMM®. Para tanto, os dados obtidos no monitoramento subsidiaram a calibração e verificação da eficiência do modelo para a região estudada.

Esta dissertação foi dividida em seis capítulos: (1) Introdução; (2) Objetivos; (3) Fundamentação teórica e revisão bibliográfica; (4) Metodologia e demais procedimentos adotados para o desenvolvimento do trabalho; (5) Resultados obtidos e discussões acerca das informações observadas; e (6) Conclusões.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo a avaliação da poluição difusa proveniente das águas de drenagem pluvial na RA Riacho Fundo I, por meio de monitoramento e modelagem.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Desenvolver e adaptar técnicas de monitoramento quali-quantitativo das águas de drenagem pluvial;
- Conhecer as cargas de poluentes transportadas pelas águas de drenagem pluvial do Riacho Fundo como etapa para melhor conhecimento das cargas de poluentes lançadas no lago Paranoá;
- Verificar a ocorrência de *first-flush* para os parâmetros analisados nos eventos de precipitação;
- Modelar a vazão e a qualidade da água na bacia de estudo utilizando o modelo SWMM.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesse capítulo estão apresentados alguns dos conceitos básicos que englobam as questões de drenagem urbana em termos quali-quantitativos, entre elas, as consequências geradas por grandes alterações nas condições hidrológicas naturais, como ocorre com o processo de urbanização. Além disso, para o desenvolvimento desse trabalho também foi importante o conhecimento sobre as pesquisas realizadas sobre poluição difusa nas mais diferentes bacias em nível mundial, brasileiras e do Distrito Federal.

3.1 HIDROLOGIA E QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS

No que diz respeito à hidrologia das águas urbanas, os principais impactos gerados possuem relação direta com a alteração das condições naturais das superfícies do solo. Uma vez que há diminuição no grau de permeabilização superficial, os processos do ciclo hidrológico são alterados. A taxa de infiltração no solo é diminuída, refletindo na diminuição da recarga das águas subterrâneas e no aumento do escoamento superficial.

Bacias com ocupações urbanas também podem sofrer impactos em termos hidráulicos, além do aumento do volume escoado superficialmente, também há um aumento significativo da velocidade do escoamento superficial, em resposta às menores rugosidades da superfície do solo e das tubulações que compõem as redes de drenagem pluvial. (RIGHETTO *et al.*, 2009).

Em termos de qualidade das águas urbanas, Tucci (2005) e Lima (2010) afirmam que sistemas de drenagem urbana podem provocar deterioração da qualidade dos corpos hídricos, com a carga de poluentes e resíduos carregados junto ao escoamento superficial. Dessa forma, a qualidade da água também é em função do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica e, sendo assim, as águas terão a qualidade diminuída pela introdução de diversos compostos provenientes das atividades humanas (VON SPERLING, 1996).

A maioria dos impactos associados ao sistema de drenagem pluvial ocorre em consequência do conceito higienista majoritariamente utilizado no Brasil, o qual traz a ideia de evacuação rápida das águas de escoamento superficial. Em contrapartida, surgiu o conceito

ambientalista o qual leva em consideração aspectos ecológicos, onde se propõe a utilização de técnicas como LIDs (Low Impact Development) que podem ser utilizadas como ações corretivas ou preventivas e visam a redução da frequência das inundações e da poluição (VILLANUEVA *et al.*, 2011)

3.1.1 Nutrientes

No aspecto de qualidade das águas de drenagem pluvial, alguns parâmetros se destacam pelo efeito negativo que podem causar a jusante, além da possibilidade de serem utilizados como indicadores de poluição no espaço e tempo (se a carga é recente/próxima). Apesar de serem essenciais para o ecossistema aquático, os nutrientes nitrogênio e fósforo quando disponíveis em grandes quantidades nos corpos hídricos podem levá-lo a um estado de eutrofização.

O nitrogênio pode ser encontrado nos corpos hídricos nas formas molecular (N_2), orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (NH_3^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), sendo mais comuns serem inseridos nas bacias por despejos domésticos, industriais, excremento de animais e fertilizantes. Os efeitos mais comuns desses nutrientes, são: consumo de oxigênio durante o processo de transformação de amônia em nitrito e podem ser tóxicos tanto para a ictiofauna, quanto para o ser humano (VON SPERLING, 1996).

Já o fósforo pode ser naturalmente encontrado nas formas de ortofosfato diretamente disponíveis para o metabolismo biológico (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, H_3PO_4), polifosfato (moléculas mais complexas, normalmente, contêm dois ou mais átomos de fósforo) e fósforo orgânico (dissolução de compostos e decomposição de matéria orgânica). Em ambientes com influências antrópicas, o ortofosfato é introduzido principalmente pelos despejos domésticos e industriais, detergentes, excremento de animais e fertilizantes.

Em bacias onde há ocupação mais agrícola, a adição de fertilizantes com altos teores de nitrogênio e fósforo necessários às culturas que substituem a vegetação nativa, acarreta um escoamento superficial com altos teores de nutrientes. No caso de bacias com ocupações urbanas, as consequências ocorrem de forma muito mais rápida, como o assoreamento devido às movimentações de terra e à diminuição da capacidade de infiltração do solo, a alta carga de nutrientes transportada pelas redes de drenagem pluvial e, o aumento da taxa de nutrientes associados aos esgotos e resíduos sólidos domésticos.

Algumas das possíveis estratégias de controle da eutrofização são ações como o controle do uso e ocupação do solo da bacia, implementação de medidas corretivas e preventivas como as LIDs e o tratamento de esgoto a nível terciário com a remoção de nutrientes (VON SPERLING, 1996).

3.1.2 Sedimentos

Os estudos sobre sedimentos relacionados à qualidade das águas urbanas surgiram quando se observou que elementos poluentes como metais e poluentes orgânicos persistentes poderiam ser transportados na forma dissolvida ou particulada.

As fontes de sedimentos nos corpos hídricos podem ser de fontes naturais como a deposição atmosféricas de areia e partículas erodidas pelo vento, e erosão do solo pela água. Entretanto, em áreas urbanizadas as fontes também podem ser de atividades antropogênicas, como construções, obras de infraestruturas, fontes pontuais industriais, estradas, entre outros (TAYLOR & OWENS, 2009).

Além de estarem associados ao transporte de poluentes, os sedimentos também podem ter grande influência na turbidez. O estabelecimento da correlação entre a carga de sedimentos e a turbidez permite estimar as concentrações de sólidos suspensos a partir de dados de turbidez registrado por turbidímetros, ainda que não haja alto grau de confiabilidade e algumas limitações como a variação da sensibilidade do equipamento de acordo com a composição do material em suspensão (CARVALHO *et al.*, 2004).

Nesse trabalho, busca-se compreender o comportamento da carga de sedimentos ao longo da passagem de ondas de cheia na drenagem pluvial. Assim como Costa (2013) verificou que o comportamento dos sedimentos nas águas de drenagem lançadas no Lago Paranoá é caracterizado por maior concentração ao início dos eventos, com uma redução ao longo da passagem de cheia, e as concentrações dos sólidos totais, suspensos e dissolvidos não excederam as concentrações de 52,9, 44,6 e 31,8 mg/L, respectivamente.

3.2 MONITORAMENTO DAS ÁGUAS DE DRENAGEM PLUVIAL

Com a finalidade de obter os dados necessários para compreender melhor as águas de drenagem pluvial na RA Riacho Fundo I, é necessário estabelecer um plano de monitoramento que corresponda ao escopo do trabalho. Nessa etapa foram concebidas grande parte das informações utilizadas para a análise de eficiência do modelo e caracterização dos poluentes analisados ao longo da passagem da onda de cheia.

Nesse momento são estabelecidos os objetivos a serem alcançados, seguido de um planejamento/programação das campanhas, definição do local, dos tipos de amostras e análises, e os equipamentos a serem utilizados no monitoramento (VON SPERLING, 2014), pois, como Lima (2004) evidencia, o estabelecimento de redes de monitoramento é bastante complexo.

O monitoramento quantitativo das águas de drenagem resulta em informações que são imprescindíveis para algumas análises de poluição difusa, como o cálculo das cargas de poluentes carreados para os corpos hídricos receptores. Além disso, dados de vazão e precipitação em bacias urbanas podem ser utilizadas como base para desenvolvimento e aplicação de técnicas sustentáveis e até mesmo na prevenção de impactos futuros (GARCIA, 2006). Dessa forma, a escassez de dados, principalmente quando se trata de pequenas bacias urbanas, se torna um empecilho para a aplicação de modelos hidrológicos considerando a necessidade de dados confiáveis para a análise de eficiência, calibração e verificação do modelo.

Dada a importância do monitoramento quantitativo nas águas de drenagem pluvial, sabe-se que a seleção do método mais adequado depende das características e condições do canal, e dos recursos disponíveis, pois existem vários tipos de equipamentos e técnicas que podem ser utilizados. Para a medição de velocidade, por exemplo, podem ser usados muitos equipamentos, entre eles os que usam de métodos acústicos (Doppler) como ADC, ADCP, Side-Looker e M9 e os mecânicos como molinetes e flutuadores.

A seleção dos melhores métodos e equipamento utilizados no monitoramento qualitativo também devem estar de acordo com as particularidades da área de estudo e dos recursos disponíveis. Diversas questões devem ser avaliadas, por exemplo: a forma de coleta de amostras de água ao longo do tempo; qual tipo de amostras serão coletadas (simples ou

compostas); qual a frequência de amostragem; e quais as análises laboratoriais e *in-situ* a serem realizadas.

O monitoramento configura uma parte importante desse trabalho, uma vez que por meio dessa etapa foi possível caracterizar as cargas de poluição difusa presentes na área de estudo com os dados de vazão e concentração dos poluentes. Além disso, as informações colhidas nessa etapa serviram de base para as simulações qualiquantitativas com o modelo SWMM.

3.3 POLUIÇÃO DIFUSA

A poluição difusa pode se originar das substâncias presentes no ar, da superfície do solo e zonas subsuperficiais, e do sistema de drenagem. As cargas de poluentes de origens difusas são transportadas pela água para o corpo hídrico receptor, de modo geral, são rapidamente carregadas por eventos de precipitação principalmente em superfícies impermeabilizadas.

Parte dos poluentes estão fixados em sedimentos, ou disponíveis para serem dissolvidos na água, como ocorre com o nitrato, o fosfato, e alguns metais (BAPTISTA *et al.*, 2005). Por isso, torna-se tão importante o conhecimento sobre a área que compõe a bacia de drenagem estudada, incluindo a qualidade inicial e natural de um corpo hídrico, ou seja, as características químicas, físicas e biológicas estruturais e funcionais do ecossistema.

Além do mais, é necessário levar em conta que a carga de poluentes medida no escoamento superficial é resultado de uma série de processos pelos quais está susceptível. Após o desprendimento das fontes, os poluentes podem passar por dois processos: transformação e atenuação. O processo de transformação é a capacidade de enriquecimento da substância entre a fonte e o exutório, e na atenuação a própria bacia pode reduzir as concentrações do poluente durante o processo de escoamento.

Os poluentes que atingem os corpos hídricos por meio do escoamento superficial são aqueles acumulados ao longo do período em que não houve chuva. Esse acúmulo pode ocorrer devido a inúmeras fontes, entre elas: pavimentação das ruas, motores de veículos, deposição atmosférica, agricultura, resíduos sólidos, derramamentos, obras de construção civil, sistemas coletores de águas pluviais e redes de esgotamento sanitário deficientes (JING, 2013; WU *et al.*, 2016).

A poluição difusa provoca uma série de impactos negativos, como a diminuição da qualidade da água, da saúde do ecossistema, das questões econômicas e da própria sociedade, além da dificuldade em mensurar o destino, o transporte dos contaminantes e a relativa contribuição das diferentes fontes, e por consequência, dificulta a decisão sobre ações de gestão necessárias (NEW SOUTH WALES, 2009).

Nesse sentido, nota-se que a poluição difusa pode ser uma das principais fontes de degradação de corpos hídricos, um exemplo é a degradação do corpo receptor em uma bacia da Itália, com altos níveis de impermeabilização constatada por Todeschini *et al.*, (2011), onde mesmo se tratando de um sistema combinado, ou seja, ainda que passando por processos de tratamento, os efluentes pluviais causam degradação bastante intensa, pois durante o período chuvoso as cargas de poluição orgânica lançadas no corpo hídrico são comparáveis às média das cargas de poluição do efluente doméstico coletado em toda a área urbana. Assim como no Brasil, Brites e Gastaldini (2007) atribuem a degradação do corpo hídrico da bacia do Cancela às descargas de drenagem pluvial.

Na poluição difusa se destacam três principais termos: *wash off*, *build up* e *first flush*, em que o fenômeno de *wash off* pode ser conceituado como a lavagem dos poluentes pela energia do escoamento gerado pela precipitação, o *build up* se trata de um processo de acúmulo de poluentes em superfícies impermeáveis durante o período seco e o *first flush* é o fenômeno em que o pico de concentração dos poluentes antecede o pico do hidrograma (Figura 3.1).

Assim, acredita-se que as partículas acumuladas ao longo da bacia durante o período seco que precede uma precipitação podem contribuir para um aumento da carga de poluentes na primeira porção do escoamento (NOVOTNY, 1995). Entretanto, de acordo com diversas pesquisas, não é possível caracterizar um padrão para esse fenômeno em diferentes bacias e para diferentes poluentes.

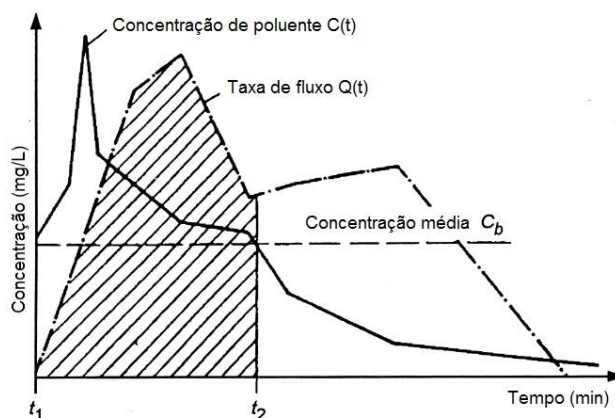


Figura 3.1 – Demonstrativo da ocorrência do *first flush* em diagrama de concentração por tempo (USEPA, 1993).

Esse fato pode ser observado em estudos como a avaliação da frequência e a busca de uma definição sobre *first flush* desenvolvida por Saget *et al.*, (1996), a análise da massa de poluentes por volumes de descargas de águas pluviais e o fenômeno de *first flush* por Bertrand-Krajewski *et al.*, (1998), a análise sobre a existência e natureza do *first flush* de poluição nos sistemas de drenagem urbana por Deletic (1998) e a análise da ocorrência do *first flush* de escoamento superficial urbano por Lee *et al.* (2002).

Saget *et al.*, (1996) observaram a frequência de ocorrência do *first flush* a partir de dados coletados em diferentes bacias na França e concluíram que o *first flush* ocorria na proporção 80/30 (80% da poluição é carregada nos primeiros 30% do volume de água escoado).

Diferente do que foi percebido por Bertrand-Krajewski *et al.*, (1998) ao observarem 197 eventos chuvosos e o comportamento das cargas de poluentes em 12 sistemas de drenagem (combinados e separados) com a utilização de curvas adimensionais $M(V)$, que indicaram que em sistemas separados, 50% da massa total de poluentes foi transportada em 38% do volume inicial escoado.

Outros exemplos reforçam a ideia de que os comportamentos mostrados por meio das curvas $M(V)$, sobretudo, dependem das características do poluente, do local, do evento chuvoso e do sistema de drenagem. Como Deletic (1998) concluiu que as ocorrências do *first flush* ocorre de diferentes formas para os diversos poluentes e eventos analisados, e Lee *et al.*, (2002) que constatou uma forte tendência ao *first flush* apenas para alguns poluentes analisados.

Do mesmo modo, Wijesiri *et al.*, (2016) apontam que a dificuldade em generalizar os fenômenos relacionados à poluição difusa está associada aos processos que abrangem natureza e características das partículas de poluentes: o tamanho e todos os mecanismos de movimento das partículas, inclusive aqueles influenciados pelas atividades naturais e antropogênicas.

Assim, como já citado, as características da área estudada também exercem papel importante, como na bacia analisada por Liu *et al.*, (2013), em que os processos de *wash off* e *build up* foram notadamente influenciados por fatores como uso e ocupação do solo, fração de área impermeabilizada.

No Brasil, o trabalho de Brites e Gastaldini (2007), elaborado na bacia Hidrográfica do Cancela no Rio Grande do Sul, constatou aumentos elevados nos eventos chuvosos para as cargas difusas referentes a poluentes como DBO e sólidos suspensos, em que se observou o fenômeno de lavagem do solo (*wash off*), porém não foram constatadas correlações entre o período seco antecedente (*build up*) e as concentrações de poluentes. Ferreira (2008) comprovou a ocorrência do *first flush* na bacia Mirassol por meio das análises dos parâmetros físico-químicos e biológicos.

Na cidade de Maceió-AL foram analisadas cargas de drenagem pluvial nos riachos Reginaldo (PIMENTEL, 2009) e do Sapo (AGRA, 2017). Pimentel (2009) associa a má qualidade do riacho Reginaldo à falta de saneamento, pois as análises amostradas durante o período seco indicam que a qualidade do rio se assemelha a esgoto doméstico, por esse motivo que, apesar do elevado grau de impermeabilização do solo na bacia, durante o período chuvoso há uma diluição dos parâmetros. Entretanto, foi verificada uma contribuição de sólidos e conseqüentemente turbidez e elevada carga de nutrientes (DQO, nitrogênio e fósforo) pelas águas de drenagem pluvial.

No estudo desenvolvido por Agra (2017) foi proposta uma metodologia para estimativa de cargas de poluentes em bacias urbanas. No processo de validação da metodologia verificou-se uma rápida elevação na concentração de poluentes já no início dos eventos, ou seja, as primeiras cargas de lavagem (*first flush*). Além disso, observou-se que pequenas lâminas podem gerar cargas significativas de poluentes, sendo que matéria orgânica, nutrientes,

coliformes, metais pesados e óleos e graxas foram os poluentes constatados em todas as coletas realizadas.

As cargas de poluição difusa transportadas pelas águas de drenagem pluvial também foram estudadas na cidade de São Carlos-SP, onde Zaffani (2012) estudou cinco sub-bacias da área urbana, em que as maiores cargas específicas de DBO, DQO, N-amoniaco, P total e coliformes foram observadas nas saídas das duas bacias com maior grau de urbanização. Novamente, verificou-se a influência da urbanização nos aspectos qualitativos da água, onde os diferentes usos e ocupações geram diferentes cargas de poluentes.

No Distrito Federal foram realizados os trabalhos de Costa (2013) e Souza (2014) na bacia do Lago Paranoá, na RA Plano Piloto sobre a temática. As bacias estudadas, possuem como particularidade o processo de urbanização, que ocorreu de forma planejada, além dos habitantes possuírem rendas e níveis de escolaridade mais altos que a maioria das regiões administrativas do DF.

Nestes dois últimos trabalhos, foram realizadas análises qualiquantitativas das águas de drenagem urbana nas sub-bacias Centro Olímpico e Iate, por meio do monitoramento de precipitação e escoamento superficial, com coletas de amostras nos períodos de outubro de 2012 a fevereiro de 2013, e de outubro de 2013 a janeiro de 2014. Ambos os trabalhos constataram a incidência do *first flush* principalmente para os parâmetros de turbidez e sólidos suspensos.

No Distrito Federal poucos trabalhos foram realizados envolvendo a qualidade da água de drenagem pluvial em bacias com ocupação urbana densa. Entre eles encontram-se os trabalhos desenvolvidos por Costa (2013) e Souza (2014) que caracterizam qualiquantitativamente as águas pluviais urbanas de regiões da cidade de Brasília-DF.

Entretanto, estudos que envolvam as diferentes RAs do Distrito Federal ainda são fundamentais devido à grande diferença nos padrões de uso e ocupação do solo. Além disso, outros fatores como renda e escolaridade da população, tipo de atividades desenvolvidas no local e infraestrutura urbana, exercem grande influência na poluição difusa dos mananciais, e na forma de impermeabilização do solo e alteração do escoamento superficial.

No que tange a unidade hidrográfica (UH) Riacho Fundo I, trabalhos focados na qualidade do corpo hídricos foram desenvolvidos e concluídos com diferentes focos, por exemplo: Dias e Baptista (2005) buscaram avaliar a retenção de nutrientes na região de descarga da UH Riacho Fundo para o Lago Paranoá. Ainda que tenham sido realizadas amostragens de nutrientes nesse trabalho, não foram analisadas separadamente as cargas pontuais ou difusas, nem a relação entre as cargas de nutrientes com os eventos chuvosos e a forma de ocupação da bacia do Riacho Fundo. Percebe-se, então, a necessidade de serem estudados os impactos entre a forma de ocupação da bacia com os impactos ocasionados nos recursos hídricos, tanto na quantidade quanto na qualidade.

3.4 TRATAMENTO DE DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os tratamentos dos dados obtidos a partir das análises de qualidade da água, envolvem operações matemáticas que permitem a transformação do dado em informações relevantes ao trabalho desenvolvido. Alguns dos tratamentos importantes para estudos de poluição difusa são: construção de gráficos do tipo *boxplot*; concentração média por evento (CME); construção de polutogramas; cálculo das taxas de cargas de poluição difusa (kg/dia/ha); construção das curvas adimensionais de massa $M(V)$; e por fim, os testes de correlação entre diferentes parâmetros.

Os gráficos *boxplot* são utilizados para a avaliação da distribuição dos dados, as “caixas” são formadas por primeiro quartil, mediana e terceiro quartil, enquanto as hastes superiores e inferiores indicam os limites inferiores e superiores da série de dados.

Para as análises de cargas de poluição difusa, Porto (2015) aponta que quando o objetivo dos estudos é avaliar o impacto das águas de drenagem pluvial causados nos corpos hídricos receptores, basta o conhecimento da carga total de poluentes lançada, sem que seja necessária a distribuição temporal das concentrações pois o ecossistema leva um tempo relativamente grande para assimilação e resposta às cargas lançadas. Esse método também é apontado como um parâmetro conciso que representa um conjunto de dados muito variável, além de facilitar a comparação entre diferentes eventos e locais.

Sendo assim, a concentração média por evento (CME) tem sido muito utilizada para indicar a carga poluidora total lançada no corpo receptor, indicada por Novotny (2003) como um

método de quantificar cargas difusas onde se determina a relação entre a massa de poluente transportada pelo volume de água ao longo do tempo, é expressa pela Equação 3.1.

$$CME = \frac{M}{V} = \frac{\int C(t)Q(t)dt}{\int Q(t)dt} \quad [\text{Equação 3.1}]$$

Em que:

CME: Concentração média por evento;

M: Massa de poluente;

V: Volume escoado;

Q: Vazão de escoamento;

t: Tempo.

Para verificação da ocorrência ou não do fenômeno do *first flush* são muito utilizadas as curvas adimensionais de massa acumulado por volume de deflúvio M(V) como proposta por Sansalone e Buchberger (1997). A análise dessas curvas permite a visualização mais clara de qual a fração de massa é carregada em determinada fração de volume. Basicamente, a ocorrência do *first flush* se dá quando a curva M(V) de um determinado evento passa acima do bissetor do gráfico (curva de 45°), conforme pode ser observado na Figura 3.2.

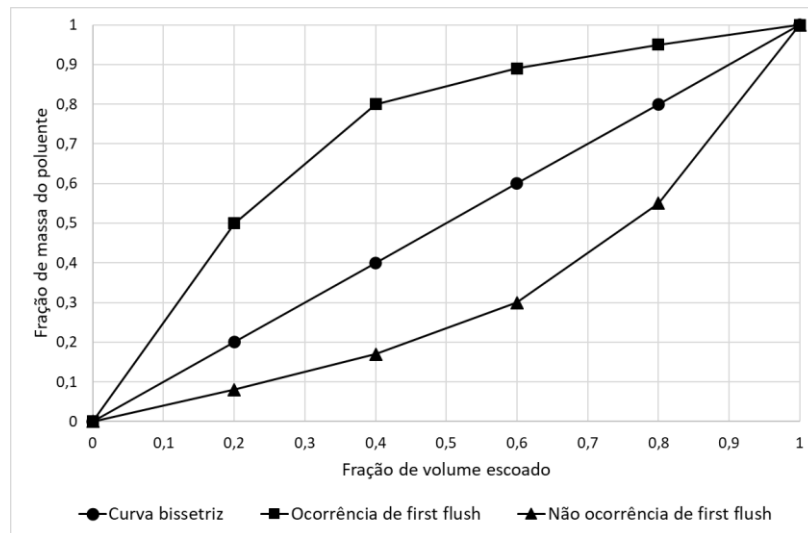


Figura 3.2 – Exemplo de curva M(V) para análise de *first flush*.

3.5 MODELOS HIDROLÓGICOS

Os modelos hidrológicos permitem predições sobre respostas às alterações hidrológicas que podem fornecer auxílio, por exemplo, à tomada de decisões, planejamento nos recursos hídricos, proteção contra inundações, mitigação de contaminações. Isso acontece porque as técnicas de medições hidrológicas são limitadas, não sendo possível medir todas as variáveis dos sistemas hidrológicos e os modelos hidrológicos permitem extrapolar e simular as variáveis hidrológicas, por meio de representação matemática (BEVEN, 2012).

Assim como no monitoramento, a decisão sobre qual modelo utilizar depende das características da área estudada, dos objetivos da modelagem, e, sobretudo, dos dados de entrada disponíveis. Existem os mais diversos tipos de modelos, cada um com sua particularidade que podem ser classificados pela consideração de aleatoriedade das variáveis, como estocásticos ou determinísticos (CHOW, 1994).

Os modelos se difundiram cada vez mais ao longo do tempo tanto em virtude do desenvolvimento científico, quanto do desenvolvimento tecnológico que, atualmente, permite um nível de sofisticação relativamente alto e acessível. Isso permite o aperfeiçoamento dos modelos hidrológicos, para que além da simulação das taxas de fluxo de água nas bacias, também sejam incorporados outros fenômenos além daqueles puramente hidrológicos e hidráulicos, como o transporte de poluente carregados pelo movimento das águas (TÁVORA, 2017).

Na esfera da drenagem urbana, um dos mais utilizados é o SWMM, modelo acessível por ser disponibilizado gratuitamente pela USEPA, que desde sua criação no ano de 1971 sofreu grandes avanços e atualizações ao longo do tempo, onde é possível simular águas de drenagem pluvial tanto em aspectos quantitativos, quanto qualitativos.

3.5.1 SWMM

O SWMM (*Storm Water Management Model*) é um modelo hidrológico dinâmico, que simula hidrogramas e permite a inserção de dispositivos de sistemas de drenagem, a simulação da qualidade e a quantidade do escoamento superficial e subterrâneo (COLLODEL, 2009; JAMES *et al.*, 2010). Nesse sentido, foi utilizado o SWMM, modelo

bastante difundido e utilizado tanto no Brasil quanto no mundo, o qual apresenta vantagem ao possibilitar simulações por evento, o que é de grande importância devido à baixa disponibilidade de séries históricas de chuva-vazão nas redes de drenagem no Brasil.

O modelo conceitua o sistema de drenagem como uma série de fluxos de água e materiais entre quatro compartimentos ambientais, são eles (USEPA, 2012):

- I. Atmosfera: de onde a precipitação cai e poluentes são depositados no compartimento superfície do solo, as entradas deste compartimento, são os dados de precipitação;
- II. Superfície do solo: é representado por uma ou mais sub-bacias e recebe a precipitação na forma de chuva ou neve, as saídas desta bacia são na forma de infiltração para o compartimento de águas subterrâneas ou escoamento superficial e cargas de poluentes para o compartimento transporte;
- III. Águas subterrâneas: recebe a infiltração da superfície do solo, e transfere uma porção para o compartimento transporte; e
- IV. Transporte: contém uma rede de elementos de transporte e unidades armazenamento/tratamento que escoam as águas para o exutório ou estações de tratamento, as entradas deste compartimento são: escoamento superficial, fluxos de águas subterrâneas ou hidrogramas definidos, o transporte é modelado através de nós e ligações.

A modelagem é feita a partir do arranjo de dispositivos que representem o sistema de drenagem pluvial como pluviômetro (dados de entrada de precipitação), sub-bacias, nós de conexão, nós exutórios, divisores de fluxo, unidade de armazenamento, condutos, bomba, elementos reguladores de vazão.

A rotina de cálculos utilizada pelo SWMM é governada pelo princípio da conservação de massa e equações de quantidade de momento para escoamento gradualmente variado não permanente, como as equações de Saint-Venant, o modelo possibilita que o usuário escolha um modelo para resolver estas equações com diferentes níveis de sofisticação, são eles: i) Fluxo em regime permanente; ii) Onda cinemática; e iii) Onda dinâmica, as principais características estão apresentadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Tabela comparativa entre os modelos de resolução das equações (USEPA, 2010).

	Fluxo em regime permanente	Onda cinemática	Onda dinâmica
Principais características	<ul style="list-style-type: none"> - Considera que para cada passo de tempo, os fluxos são estáveis e uniformes; - Os fluxos do hidrograma de entrada apenas são transferidos para jusante pelos condutos; - Não existem retardos no hidrograma ou mudança no formato dos condutos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Utiliza uma forma simplificada da equação do momento para cada um dos condutos; - Requer que a declividade do último conduto seja igual à declividade da superfície da água; - Permite a variação temporal e espacial do fluxo e da área em cada conduto, que pode resultar em um atraso ou atenuação dos hidrogramas no decorrer do caminho do fluxo de entrada. 	<ul style="list-style-type: none"> - Resolve as equações unidimensionais de fluxo completas de Saint Venant, o que resulta em resultados teóricos mais precisos; - É composto por equações de continuidade e momento para condutos e equações de continuidade de volume nos nós; - Acopla a solução dos níveis d'água nos nós e os fluxos nos condutos;
Aplicabilidade	<ul style="list-style-type: none"> - Pode ser usado apenas em ligações de transporte dendríticas, em que cada nó haja apenas uma única ligação de saída. 	<ul style="list-style-type: none"> - Pode manter a estabilidade numérica com passos de tempo moderadamente grandes, na ordem de 5 a 15 minutos, pode ser eficiente para simulações de longo prazo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Permite a simulação de fluxo pressurizado, por exemplo, quando ocorre quando um conduto fica completamente cheio; - Permite simular canais de armazenamento, remanso, perdas de entrada e saída, inversão de fluxo e fluxo pressurizado; - Pode ser aplicado a diferentes projetos de condutos, mesmo que contenham inúmeras derivações e curvas à jusante
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> - É insensível para passos de tempo empregado e é apropriado apenas para uma análise preliminar. 	<ul style="list-style-type: none"> - Não considera os efeitos de refluxos, perdas de entrada e saída, a inversão de fluxo ou fluxo pressurizado; - Restrito a redes dispostas de forma dendríticas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Para que o modelo funcione corretamente, é necessária a utilização de passos de tempo bastante pequenos, na ordem de um minuto ou menos.

As simulações quantitativas feitas por meio do SWMM são realizadas de acordo com o modelo conceitual apresentado pela Figura 3.3 e são possíveis após o fornecimento dos dados de entrada, que descrevem o comportamento real da bacia hidrográfica, como a declividade, a porcentagem de área permeável, comprimento, localização e dimensões da seção do canal, dados da precipitação pluviométrica, entre outras (RONQUIM, 2014).

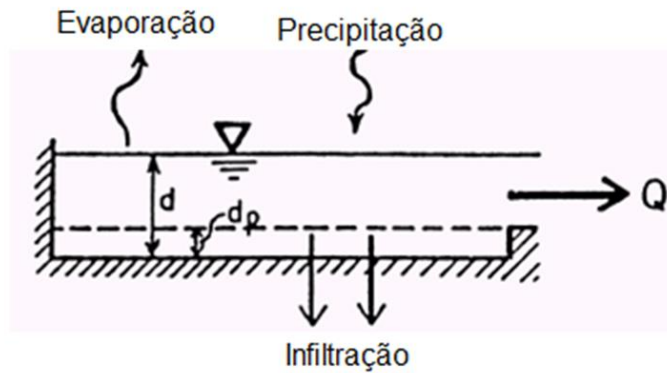


Figura 3.3 - Modelo conceitual utilizado pelo SWMM. Fonte: Adaptado de USEPA (2010).

A superfície de cada sub-bacia é considerada como um reservatório não-linear, em que o fluxo de entrada resulta da precipitação e do escoamento de sub-bacias à jusante, o fluxo de saída consiste na infiltração, evaporação e escoamento superficial. A capacidade deste reservatório não-linear é igual a armazenamento em depressões, ou seja, o máximo que a superfície pode acumular pela formação de poças.

O SWMM permite utilizar três modelos de infiltração para a geração dos hidrogramas, são eles: *Horton*, *Green-Ampt* e *Curve Number*. A infiltração é considerada pelo modelo como um processo de penetração da precipitação, em locais permeáveis, na zona insaturada da superfície do canal das sub-bacias (USEPA, 2010).

Entretanto, nos casos em que se utiliza o SCS Curva Número como modelo de infiltração, a taxa de armazenamento em depressão a ser utilizada deve ser as abstrações iniciais pelo passo de tempo, calculada a partir da Equação 3.2.

$$I_a = \frac{0,2 \cdot \left(\frac{25400}{CN} - 25,4 \right)}{\Delta t} \quad \text{[Equação 3.2]}$$

Em que:

I_a : Abstrações iniciais (mm/s);

CN : Valor curva número; e

Δt : Passo de tempo de simulação (s).

Ao ser observada uma baixa qualidade do sistema de drenagem e das águas pluviais, sendo necessária a manipulação de medidas sustentáveis, é possível simular remediações com o uso de dispositivos de baixo impacto (LID - *Low Impact Development*). Tais objetos podem ser bacias de filtração, trincheiras de infiltração, pavimentos permeáveis, cisternas, valas de infiltração sem drenos, entre outros (USEPA, 2015).

Com a inserção desses dispositivos, além de melhorar a eficiência o sistema de drenagem em termos hidráulicos e hidrológicos, o modelo também simula a retenção das cargas de poluentes. Visto que é possível simular a produção das cargas de poluentes associados ao escoamento superficial.

Entre os processos passíveis de serem simulados estão: o *build up* de poluentes durante o período seco, para diferentes tipos de uso do solo; o *wash off* de diferentes poluentes para tipos de solo específicos durante os eventos chuvosos; contribuição direta da deposição pela chuva; redução do *build up* no caso de limpeza de rua; redução do *wash off* devido a implantação de LIDs; a qualidade da água na rota pelo sistema de drenagem; e redução da concentração de constituintes em unidades de armazenamento ou por processos naturais nos condutos (tubulações e canais) (JAMES *et al.*, 2010).

Para simulação dos poluentes são necessários dados de entrada como, por exemplo, nome do poluente, unidade de concentração, concentração já existente no ambiente, coeficiente de decaimento de primeira ordem, entre outros. O *build up* e *wash off* de cada poluente são definidos pelo tipo de uso e ocupação do solo, onde cada sub-bacia é caracterizada por um uso do solo e o *build up* está em função do número de dias secos anteriores, enquanto o *wash off* ocorre durante os períodos chuvosos, o SWMM pode representar estes dois processos através as equações demonstradas na Tabela 3.2.

Nas simulações de qualidade da água, os condutos são considerados como se fossem um tanque mistura com fluxo permanente (CSTR - *Continuous Stirred Tank Reactor*), ao integrar a equação de conservação de massa, utilizando valores médios durante o passo de tempo (para as grandezas que variam ao longo do tempo), é obtida a concentração do componente analisado em um dado instante.

Tabela 3.2 - Equações utilizadas pelo modelo para os processos de *build up* e *wash off*.
(Modificado de USEPA, 2010)

	Equações	Variáveis	
<i>Build up</i>	Função potência: O poluente (B) acumula proporcionalmente ao tempo (t) elevado a uma potência.	$B = \min(C_1, C_2 t^{C_3})$	C ₁ : <i>Build up</i> máximo possível (ML ⁻²); C ₂ : Taxa constante de <i>build up</i> ; C ₃ : Expoente de tempo.
	Função exponencial: O <i>build up</i> (B) segue o crescimento de uma curva exponencial.	$B = C_1(1 - e^{-C_2t})$	C ₁ : <i>Build up</i> máximo possível (ML ⁻²); C ₂ : Taxa constante de <i>build up</i> (1/dia).
	Função saturação: O <i>build up</i> (B) inicia a uma taxa linear, que continuamente decai com o tempo até atingir a saturação.	$B = \frac{C_1 t}{C_2 + t}$	C ₁ : <i>Build up</i> máximo possível (ML ⁻²); C ₂ : Constante de meia saturação (número de dias até atingir a metade do máximo de <i>build up</i>).
	Série temporal externa: Utilização de uma série temporal para descrever o <i>build up</i> .		
<i>Wash off</i>	<i>Wash off</i> exponencial: A carga de <i>wash off</i> (W) é proporcional ao produto do escoamento elevado a uma potência, e ao acúmulo remanescente.	$W = C_1 q^{C_2} B$	W: Carga lixiviada (MT ⁻¹); C ₁ : Coeficiente de <i>wash off</i> ; C ₂ : Expoente de <i>wash off</i> ; q: Escoamento superficial por unidade de área (mm/h); B: Poluente do <i>build up</i> (em unidade de massa).
	Curva de classificação de <i>wash off</i> : A taxa de <i>wash off</i> em massa por segundo, é proporcional ao escoamento elevado a uma potência.	$W = C_1 Q^{C_2}$	W: Carga lixiviada (MT ⁻¹); C ₁ : Coeficiente de <i>wash off</i> ; C ₂ : Expoente de <i>wash off</i> ; Q: Vazão.
	Concentração média do evento: Trata-se de um caso especial de Curva de Classificação <i>Wash off</i> .	$W = C_1 Q^{C_2}$	W: Carga lixiviada (MT ⁻¹); C ₁ : Concentração de poluentes (massa/L); C ₂ : Expoente de <i>wash off</i> = 1; Q: Vazão.

O modelo deve ser calibrado para melhor ajuste às diferentes áreas em que é utilizado, entre os parâmetros e estudos realizados, tem sido verificada uma grande sensibilidade ao parâmetro da porcentagem de área impermeável. Collodel (2009) mostra em seus estudos que após a calibração e verificação do modelo na bacia Córrego do Gregório, há grande influência da porcentagem das áreas impermeáveis nas estimativas de vazão de pico. Essa sensibilidade do modelo ao parâmetro de porcentagem de área impermeável também foi verificada por Garcia (2006), reafirmando, então a necessidade de uma boa coleta de dados sobre uso e ocupação dos solos.

Garcia (2006), Bastos (2007) e Gomes (2008) avaliaram a aplicação do modelo SWMM no aspecto quantitativo, para bacias localizadas no Rio Grande do Sul. Garcia (2006) utilizou o modelo para a bacia hidrográfica Arroio do Cancela cujo principal uso e ocupação do solo da bacia é o uso urbano. Em um caso semelhante, Bastos (2007) estudou as bacias hidrográficas Alto da Colina e Sítio do Tio Pedro, em que para ambas as bacias a principal tipologia de uso e ocupação do solo é agrícola, enquanto Gomes (2008) avaliou a microdrenagem na área urbana inserida na bacia hidrográfica Arroio do Cancela.

De modo geral, as estimativas de vazão de pico e volume gerados utilizando o modelo SWMM levaram a resultados que, em geral podem ser considerados bons, como nos trabalhos desenvolvidos por Garcia (2006), Bastos (2007) e Gomes (2008). A Tabela 3.3 mostra os erros obtidos nos trabalhos de alguns autores.

Tabela 3.3 - Comparação de erros médios entre valores observados e simulados em diferentes estudos utilizando o modelo SWMM.

Erros médios	Vazão de pico	Volume escoado
Garcia (2006)	3,5%	10,6%
Temprano <i>et al.</i> (2006)	20%	4%
Bastos (2007)	2,07%	7,9%
Gomes (2008)	12,45%	5,30%

É possível verificar melhor as respostas do modelo SWMM a partir de estudos como de Costa (2013) e Souza (2014) que o utilizaram para bacias de microdrenagem urbana, semelhantes à de Gomes (2008).

Na área estudada por Wang (2012) localizada na área urbana do nordeste de Pavia na Itália, inicialmente, o modelo SWMM apresentou uma tendência a superestimar o escoamento total para eventos grandes gerando uma eficiência do modelo de 65%, entretanto, foi observado uma superestimativa da porcentagem de área impermeável e após o ajuste, o modelo apresentou uma eficiência de 96%.

Del Giudice e Padulano (2016) modelaram a bacia de drenagem urbana Arena Santo Antonio em Nápoles, Itália, onde o modelo se apresentou eficiente na modelagem por eventos, com NSE de 0,9 para o evento de calibração e de 0,78 no evento de verificação e afirmam a necessidade de utilização de eventos de precipitação uniformes ao longo da bacia para evitar problemas gerados pela variação espacial das alturas de chuva.

O trabalho realizado por Costa (2013) mostra que após a calibração do modelo, no momento da verificação, apenas dois deles obtiveram resultados ruins e a maioria foi classificado como razoável na análise de *ISE rating*, entretanto, afirma que os resultados foram melhores para eventos em que os coeficientes de escoamento dos eventos sejam semelhantes, já no trabalho de Souza (2014) já foram obtidos resultados um pouco melhores nos índices de correlação entre a vazão simulada e a observada.

Na realização de simulações qualitativas o modelo SWMM ainda não apresentou simulações que representem bem as concentrações observadas, para trabalhos desenvolvidos na bacia do lago Paranoá (COSTA, 2013 e SOUZA, 2014), nesses trabalhos observa-se a necessidade de desenvolvimento de estudos para as condições encontradas na região, até que o modelo responda de forma mais adequada.

Assim como Souza (2014) avaliou a implementação de bacias de retenção, as simulações de qualidade das águas de drenagem pluvial utilizando o SWMM, tem sido muito mais difundida a utilização do modelo para a aplicação e estudos de LIDs. Oomo, por exemplo, no caso de Gülbaz *et al.* (2018), que avaliaram os impactos na qualidade e quantidade das águas de drenagem pluvial com da implementação de LIDs (telhado verde, pavimento permeável, biorretenção, jardim de chuva e barril de chuva).

3.5.2 Calibração do modelo

A interface PCSWMM auxilia no processo de calibração do modelo com a ferramenta *SRTC Calibration* que a partir dos valores observados inseridos pelo usuário e da definição dos graus de incertezas de cada parâmetro a ser calibrado, auxilia nas melhores alterações, em que se tem como objetivo os valores observados. Além disso, o programa também possui ferramenta de análises de eficiência do modelo e da calibração: *ISE – rating*, *ISE – Integral Square Error*, *NSE - Nash-Sutcliffe*.

3.5.2.1 NSE – Nash-Sutcliffe

O coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe (NSE) é um indicador estatístico bastante utilizado na avaliação de modelagem hidrológica. O coeficiente de eficiência NSE pode variar entre $-\infty$ e 1. Essencialmente, quanto mais próximo de 1, melhor é o ajuste entre os dados observados e os simulados, enquanto para valores menores que zero, indicam que o uso da média dos dados observados é melhor que a utilização da simulação.

$$NSE = 1 - \frac{\Sigma(Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\Sigma(Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad \text{[Equação 3.3]}$$

Em que:

Q_{obs} : Vazão observada;

Q_{sim} : Vazão simulada; e

\bar{Q} : Média das vazões observadas

3.5.2.2 ISE – *Integral Square Error* e *ISE rating*

ISE trata-se da integral do erro quadrático (Equação 3.4) que expressa o quadrado do erro ao longo do tempo. Por meio do ISE é possível calcular o erro relativo acumulado, indicando que quanto menor for o valor, melhor o ajuste entre os valores observados e simulados.

$$ISE = \frac{\sqrt{\Sigma(Q_{obs} - Q_{sim})^2}}{\Sigma Q_{obs}} \quad \text{[Equação 3.4]}$$

Em que:

Q_{obs} : vazão observada; e

Q_{sim} : vazão simulada.

O *ISE rating* apresenta uma avaliação para a métrica ISE, em que varia de “Excelente” a “Ruim”, conforme mostra a Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Variação da avaliação *ISE rating*

Avaliação	Valor de ISE
Excelente	< 3,0
Muito bom	3,0 – 6,0
Bom	6,0 – 10,0
Razoável	10,0 – 25,0
Ruim	> 25,0

4. METODOLOGIA

A metodologia deste trabalho foi dividida em duas etapas: (1) monitoramento e (2) modelagem matemática. O monitoramento compreendeu a aquisição de dados de hidrometeorologia e amostras de água para análises laboratoriais e a etapa de modelagem envolveu a utilização do modelo matemático SWMM, por meio da interface PCSWMM.

Para a realização do monitoramento, foi necessária a construção das estações de monitoramento e fluviometria, teste e instalação dos equipamentos de campo, além da manutenção dos mesmos no campo, e por fim, as análises físicas e químicas realizadas em laboratório.

As amostras de água foram coletadas e levadas ao Laboratório de Saneamento e Água (LSA) da Universidade de Brasília (UnB) para a realização das análises de qualidade da água. Essas análises subsidiaram a pesquisa sobre poluição difusa, em que as concentrações obtidas foram transformadas em cargas que possibilitaram a construção das concentrações médias por evento (CME) e a análise de *first flush* com as curvas adimensionais $M(V)$ (fração de massa por fração de volume).

Na etapa de modelagem foram realizadas as simulações, calibração e verificação do modelo, em que se utilizou uma base de dados de entrada que contou com a ortofoto do Distrito Federal, com resolução espacial de 0,24m, ortocarta com dados altimétricos do terreno em escala de 1:2000 e rede de drenagem pluvial atualizada, obtidos junto à Novacap e ADASA. No processo de calibração e verificação do modelo também foram empregados os dados obtidos a partir do monitoramento.

O fluxo global das atividades metodológicas está representado esquematicamente na Figura 4.1.

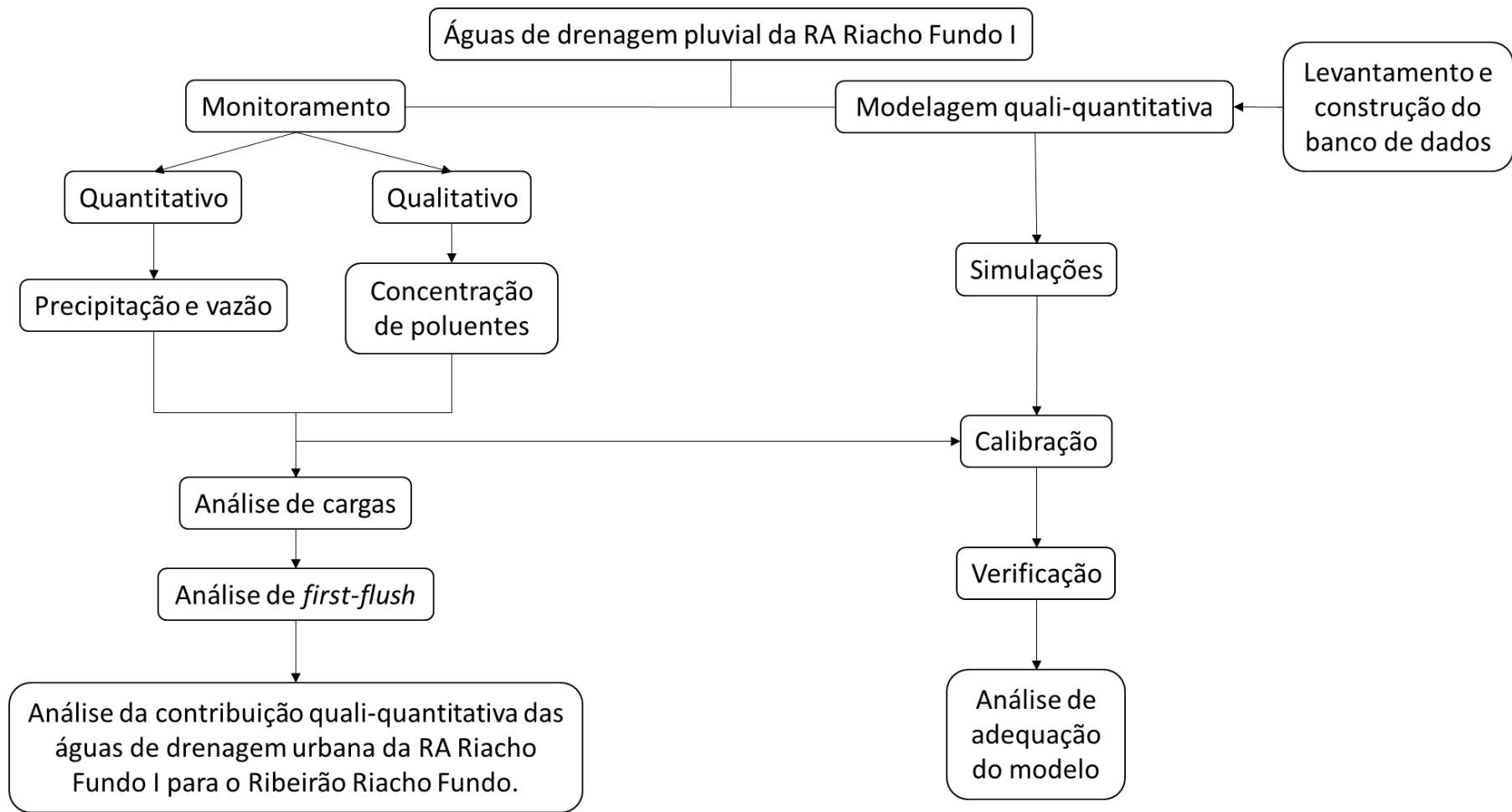


Figura 4.1 – Fluxo geral das atividades desenvolvidas.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A unidade hidrográfica do Riacho Fundo, localizada no Distrito Federal, está inserida na bacia hidrográfica do lago Paranoá (Figura 4.2) e apresenta ocupações urbanas intensas pois abriga quase totalmente as regiões administrativas (RAs) de Águas Claras, Brasília, Candangolândia, Cruzeiro, Guarará, Guarará II, Lago Norte, Lago Sul, Núcleo Bandeirantes, Park Way, Riacho Fundo, Riacho Fundo II, e parte das RAs de Taguatinga e Varjão, sendo que os principais cursos d'água são os ribeirões: Riacho Fundo, Gama, Bananal e Torto (CASTRO, 2006).

A sub-bacia do ribeirão Riacho Fundo possui uma área de 225,48 km² e conta com os córregos Vicente Pires e Guarará como principais afluentes (FERRANTE *et al.*, 2001). Essa bacia é uma das afluentes do Lago Paranoá e desagua em um dos braços que possui um dos mais elevados níveis de eutrofização e é o receptor do efluente tratado da ETE Sul. Inserido na bacia do Ribeirão Riacho Fundo encontra-se a sub-bacia urbana da RA Riacho Fundo I, a qual drena uma área total de 2,3 km² e está mostrada na Figura 4.2.

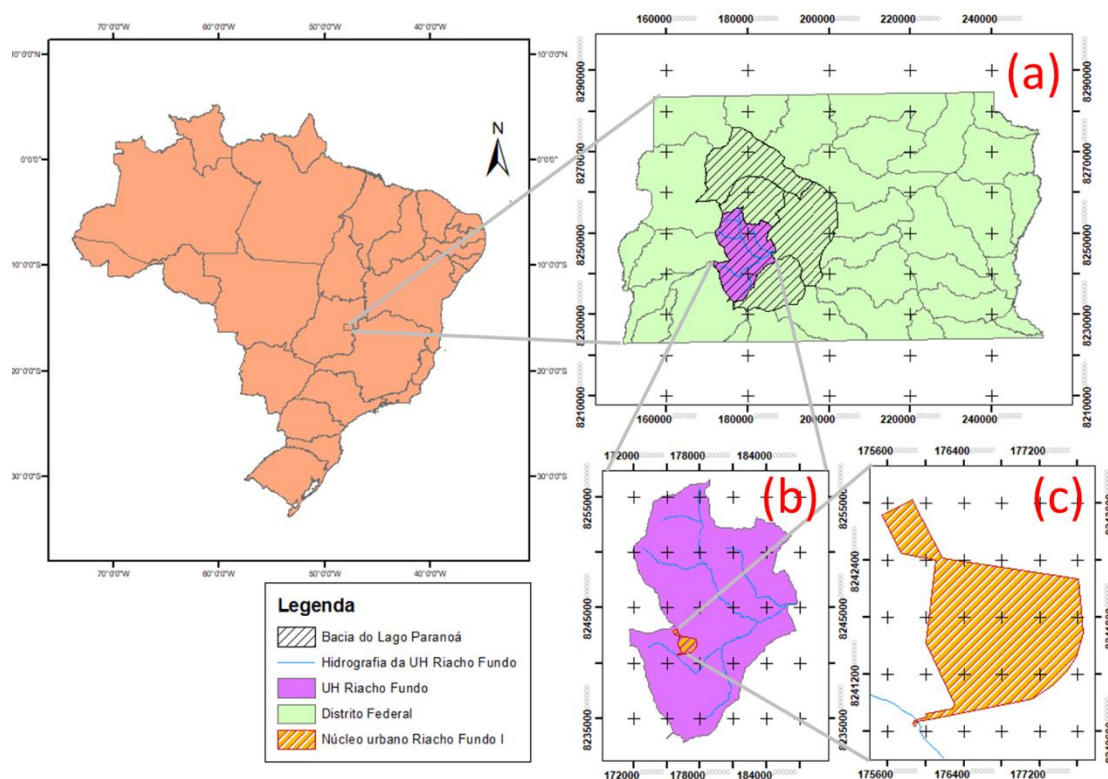


Figura 4.2 – Localização da bacia do Ribeirão Riacho Fundo, onde (a) Distrito Federal; (b) Unidade hidrográfica do Ribeirão Riacho Fundo. e (c) Área de estudo (RA Riacho Fundo I).

A bacia hidrográfica do Lago Paranoá está inserida em uma região classificada como “tropical de savana” pela classificação de Köppen, em que há concentração da precipitação pluviométrica no período de verão. aproximadamente 84% de todo o volume de chuvas ocorrem entre os meses de outubro e abril, dentre estes meses, dezembro é o que apresenta o maior volume chuvoso e os meses mais secos são junho, julho e agosto (FERRANTE *et al.*, 2001).

Os solos encontrados na área estudada são cambissolos, latossolos vermelho-escuro e latossolos vermelho-amarelo, conforme é mostrado na Figura 4.3, baseada em REATTO *et al.*, (2004). Na área de estudo a grande predominância é de solos pertencentes ao grupo hidrológico A, entretanto se observa uma pequena porção do grupo D, próximo ao exutório da área de estudo.

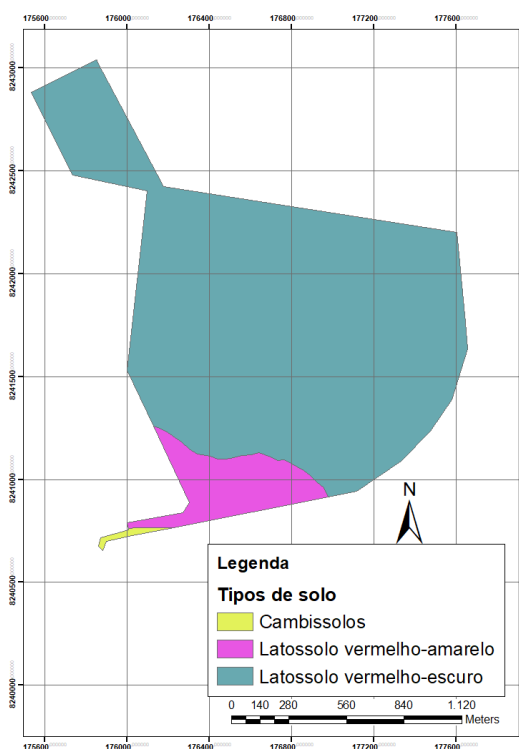


Figura 4.3 – Tipos de solo na bacia do ribeirão Riacho Fundo. Fonte: Reatto (2004).

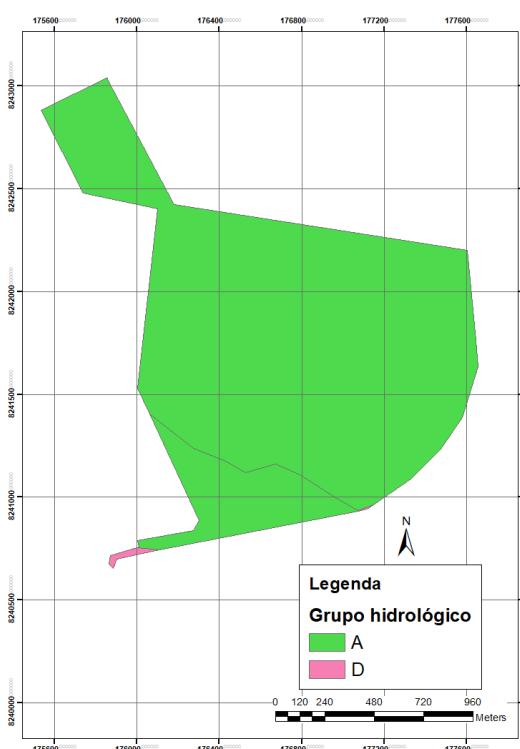


Figura 4.4 – Grupos hidrológicos na bacia do ribeirão Riacho Fundo. Fonte: Ferrigo (2014).

A geomorfologia do Distrito Federal se distribui em: região de chapada, em cerca de 33,8% da área total, que representa 1.968km², que possui como principais características a topografia de plana a plana ondulada e cotas acima de 1.000m (FERRANTE *et al.*, 2001). A declividade da área de estudo varia entre 0 e 12%, conforme é mostrado na Figura 4.5,

atingido uma elevação máxima de 1.217,99 m, enquanto a menor elevação observada é de 1.157,26m na região mais próxima ao exutório como pode ser observado na Figura 4.6.

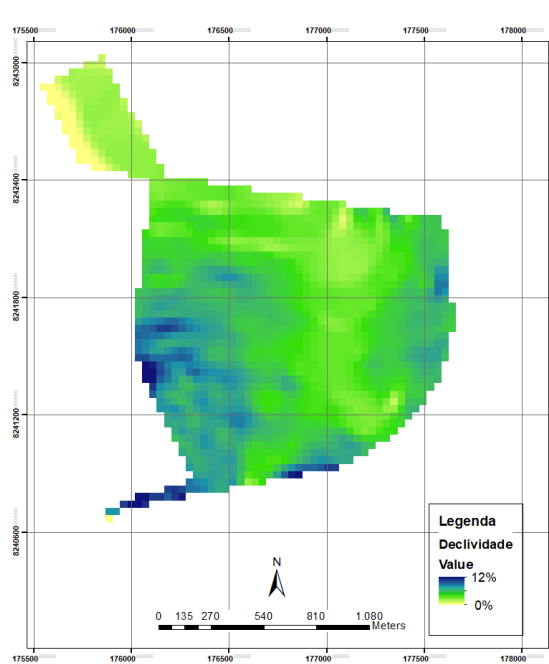


Figura 4.5 – Mapa de declividades da área de estudo.

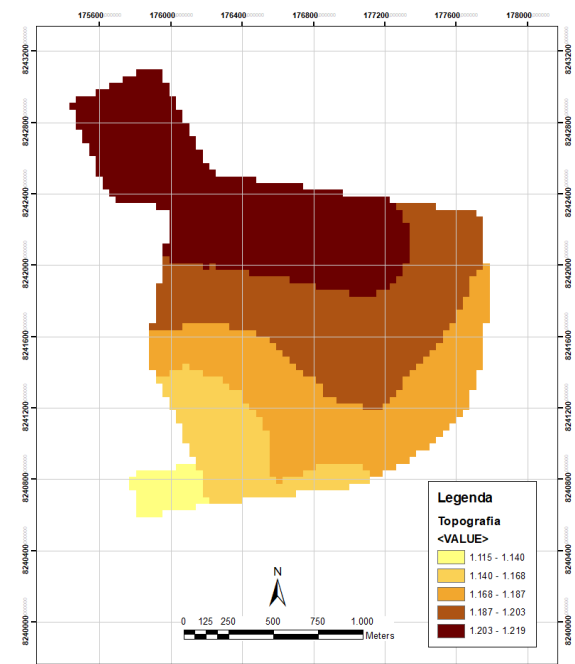


Figura 4.6 – Mapa de elevação da área de estudo.

A RA Riacho Fundo I comporta aproximadamente 50.000 habitantes, a predominância das habitações é de construções que ocupam todo ou grande parte do lote, também são muito comuns construções com dois ou três andares. O reconhecimento do uso e ocupação do solo na área de estudo foi feito a partir da observação das imagens de satélite (ortofotos) e visitas de campo, apresentadas no item 5.4.

4.1.1 Sistema de drenagem pluvial

A rede de drenagem de águas pluviais da RA Riacho Fundo I, conta com condutos que somam 19.178,5 m de extensão. Os condutos mais comuns nessa rede são os de geometria circular com diâmetro interno entre 400 e 1500 mm, sendo que a maioria dos condutos possuem 400 mm (ramais de ligação), entretanto também são comuns condutos de 500, 600 e 800 mm de diâmetro ao longo da rede, mostrados na Figura 4.7.

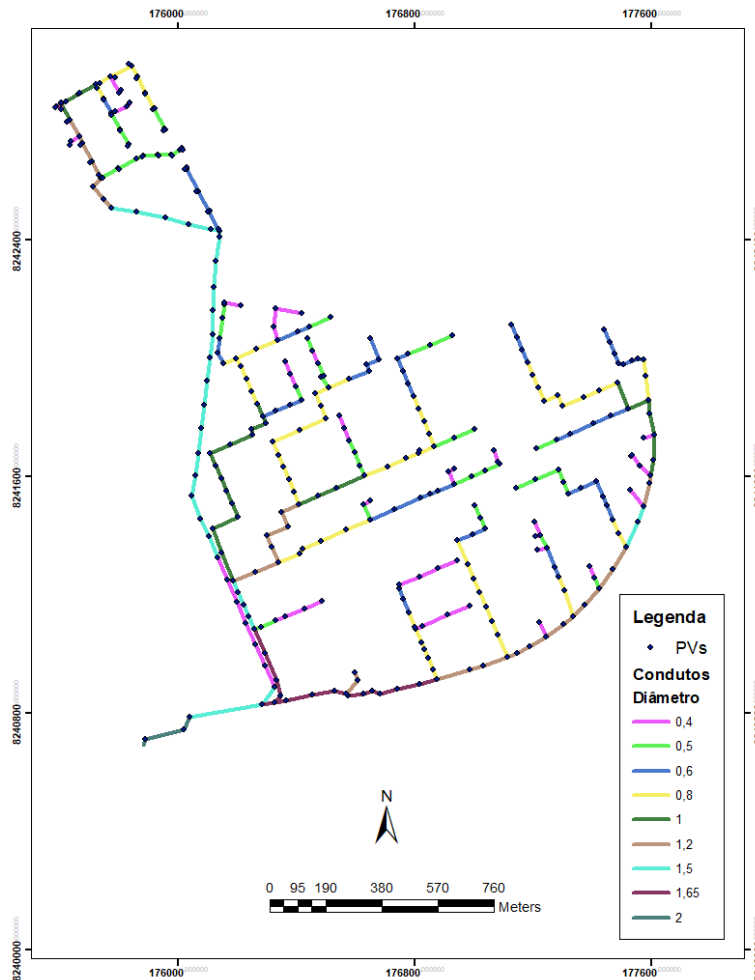


Figura 4.7 – Rede de drenagem pluvial. Fonte: ADASA (2017).

A galeria fechada tem um comprimento total aproximado de 1.370 m composta por canais retangulares de 2 m de largura por 1,2 m de altura e 1,65 m de largura por 1,65 m altura. Enquanto a galeria aberta, na porção final da rede de drenagem, é composta por canais retangulares com aproximadamente 3m de largura por 1,5 m de altura no primeiro trecho e 2 m de altura até o exutório.

De modo geral, conforme apresentado no PDDU, a rede é de concreto, sendo que canais tubulares com diâmetro interno de 400, 500 e 600 mm são em concreto simples e nos diâmetros de 800, 1000, 1200 e 1500 mm e as galerias, em concreto armado. Os dispositivos de microdrenagem, isso é, condutos pluviais ou canais em nível de loteamento ou de rede primária urbana foram projetados para suportar eventos entre 2 e 10 anos de tempo de retorno, enquanto canais que compõem a macrodrenagem, entre 10 e 25 anos de tempo de retorno (DISTRITO FEDERAL, 2009).

4.2 MONITORAMENTO

Para atingir os objetivos do trabalho, foi necessário o levantamento em campo dos parâmetros qualitativos e quantitativos relacionados aos eventos de precipitação e do escoamento superficial das redes de drenagem urbana.

As campanhas de amostragens foram realizadas por eventos durante o período chuvoso compreendido entre os meses de novembro de 2017 e fevereiro de 2018. No monitoramento quantitativo registrou-se o nível do escoamento superficial e o volume precipitado ao longo do tempo e, no qualitativo foram coletadas amostras de água para posterior análise.

Os parâmetros quantitativos estão relacionados às vazões geradas no sistema de drenagem urbana por eventos de precipitação. Os principais equipamentos utilizados foram linígrafos, pluviógrafos e medidores de vazão. Já para os parâmetros qualitativos foram coletadas amostras de água por meio de amostrador automático e levadas para análise dos parâmetros de qualidade.

O monitoramento quali quantitativo na RA Riacho Fundo I é importante para suprir a demanda de maiores conhecimentos sobre as cargas de poluição difusa geradas em redes de drenagem em que não foi observado o lançamento de esgotos ou outras fontes pontuais clandestinas. Essa área apresenta outro tipo de ocupação, com uma população de menores escolaridade e renda que no Plano Piloto. Essa etapa também permitiu avaliar a contribuição de cargas de poluentes para o Lago Paranoá.

O local escolhido para as coletas está situado junto à ETE Riacho Fundo, gerenciada pela CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal), por isso possui as vantagens de fácil acesso e maior segurança, além de também estar ao final da rede de drenagem urbana e a montante do corpo hídrico receptor das águas de drenagem pluvial e do lançamento do efluente tratado pela ETE (Figura 4.8).

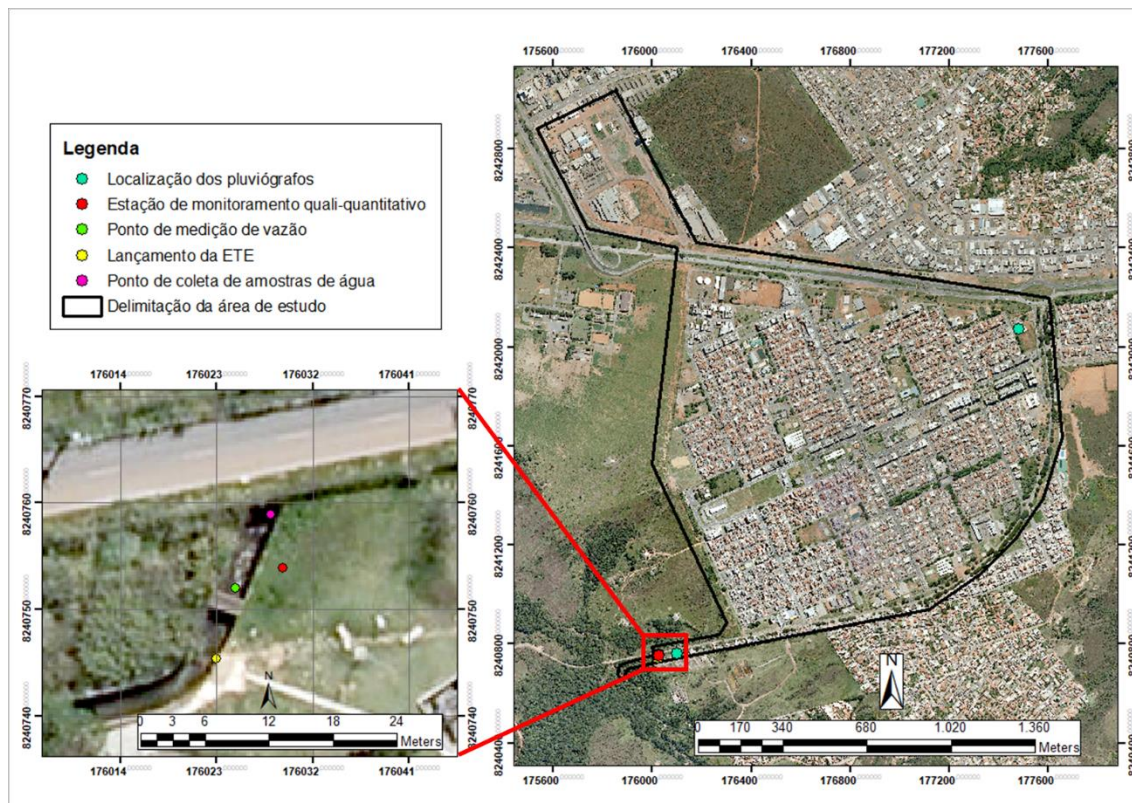


Figura 4.8 – Localização da estação de amostragem.

4.2.1 Análise de qualidade da água

Algumas medidas diretas de qualidade da água – pH, temperatura, turbidez e condutividade – foram feitas por meio de sondas automáticas (item 4.2.2.4). As análises realizadas em laboratório foram: Condutividade, pH, temperatura, turbidez, nitrito, nitrato, amônia, fósforo reativo, fósforo total, sólidos totais, sólidos suspensos e DQO, os métodos para análise foram os recomendados pelo *Standard Methods* (Apha *et al.*, 1985) (Tabela 4.1).

As análises de qualidade da água foram realizadas a partir de amostras coletadas ao longo de eventos representativos, isso é, aqueles em que ocorreu a geração de uma lâmina d'água no canal suficiente para atingir o nível mínimo de aproximadamente 30 cm para ativação do coletor automático de amostras.

A partir das concentrações de poluentes obtidas nas análises de qualidade da água, foi realizado o tratamento de dados, onde foi possível extrair informações como os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão dos parâmetros analisados, além de também

serem construídos os *boxplots*, a concentração média por evento, polutogramas e curvas adimensionais M(V) para análise de *first flush*.

Tabela 4.1 – Métodos utilizados nas análises dos parâmetros.

Parâmetro	Método	Nível de detecção	Equipamento	Modelo
pH	Potenciométrico	0 – 14	pHmetro	ORION – 210A
Condutividade	Potenciométrico		Condutivímetro	HACH sension5
Turbidez	Nefelométrico	0 – 10.000 NTU	Turbidímetro	HACH 2100AN
Sólidos totais	Gravimétrico		Balança de precisão	Adventurer – OHAUS
Sólidos suspensos	Gravimétrico		Balança de precisão	Adventurer – OHAUS
DQO	Digestão de Hg	0 – 150 mg/L (Low range)	Espectrofotômetro; Reator	HACH DR2010; Reator HACH
Amônia	Nessler		Espectrofotômetro	HACH DR400
Nitrito	Diazotização	0 – 3,0 mg/L	Espectrofotômetro	HACH DR400
Nitrato	Redução de Cádmio		Espectrofotômetro	HACH DR400
Fósforo total	Digestão de ácido persulfato	0 – 30 mg/L	Espectrofotômetro	HACH DR400
Fósforo reativo		0 – 5,0 mg/L	Espectrofotômetro	HACH DR400

4.2.2 Equipamentos para realização dos trabalhos de campo

4.2.2.1 Pluviometria

Foram utilizados pluviógrafos para medição da precipitação. O modelo instalado foi o pluviógrafo de balança, RG3-M da marca ONSET® que registra o momento em que houve o acionamento da balança pelo gotejamento da chuva.

Entre as principais características desse equipamento, tem-se a taxa máxima de precipitação de 12,7 cm/h, resolução de 0,2 mm para lâmina de chuva, resolução do *data logger* é 1,0 segundo e memória com capacidade de 64Kbytes. Para a transferência dos dados registrados no *dalogger*, é necessária a utilização de um leitor ótico, conectado a um computador por um cabo USB e o programa HOBOWare versão 3.7.10, desenvolvido por *Onset Computer Corporation*®.

Foram selecionados dois pontos para a alocação dos pluviógrafos, a escolha de apenas dois pontos deveu-se ao tamanho da bacia, que estão mostrados na Figura 4.8. A CAESB

disponibilizou uma série histórica de precipitações diárias da ETE Riacho Fundo por meio de um pluviômetro do tipo *Ville de Paris*.

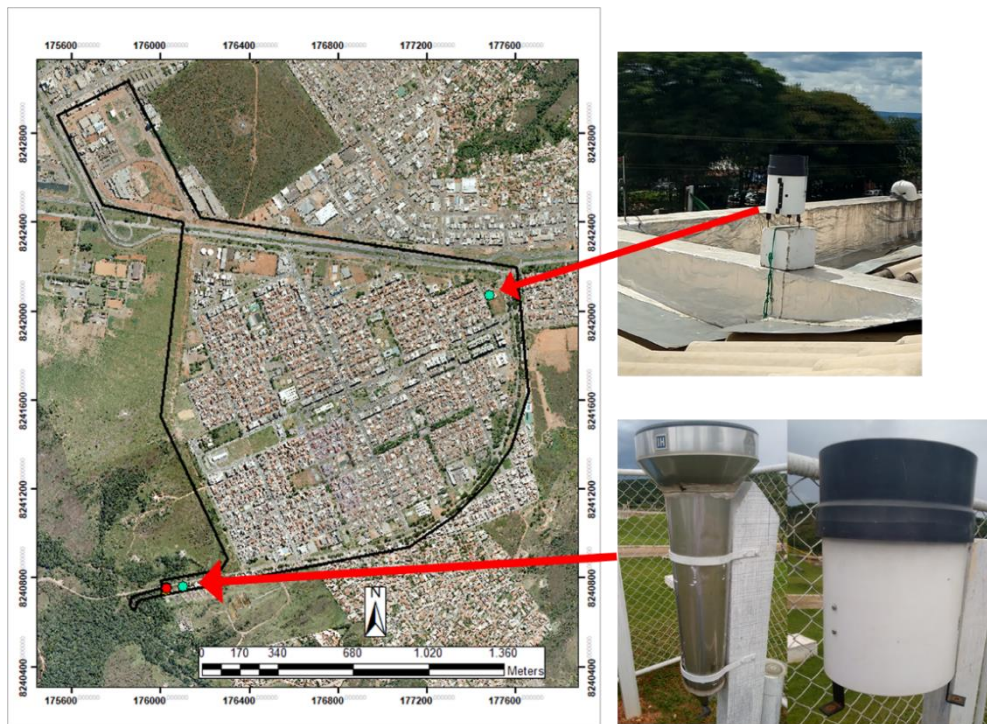


Figura 4.9 – Localização dos pluviógrafos e do pluviômetro *ville de Paris*.



Figura 4.10 – (a) Pluviógrafo; (b) Vista superior do pluviógrafo; (c) Parte superior do pluviógrafo (funil); (d) Parte interna do pluviógrafo; e (d) *Data logger*.

Com os dados de precipitação dos dois pluviógrafos, foi possível calcular a defasagem entre os eventos de precipitação registrados em cada um, por meio do cálculo do tempo entre os centros de massa das precipitações.

4.2.2.2 Fluviometria no canal de drenagem

Foram instaladas réguas linimétricas e linígrafo de boia para registro contínuo do nível da água no canal (Figura 4.11). O linígrafo utilizado é do tipo de boia da marca *OTT®* modelo *Thallimedes* (Figura 4.12), foi alocado junto à estação de monitoramento. Um tubo de 4 polegadas foi instalado ao lado do canal os quais foram conectados por um sistema de vasos comunicantes. Dentro do tubo foi colocado o flutuador que transmite as variações de nível para registro (Figura 4.13), esse modelo possui uma precisão de 0,001m e pode aferir variações na elevação do nível de até 20m.

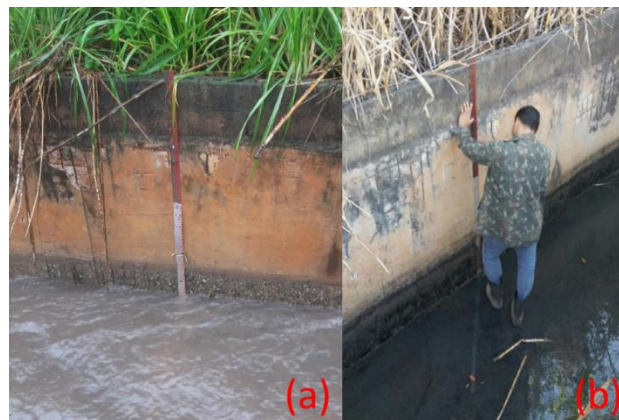


Figura 4.11 – (a) Réguas linimétricas instaladas; e (b) Instalação da régua.



Figura 4.12 – Linígrafo de boia da marca *OTT®*, modelo *Thallimedes*. (a) *Logger*; (b) *Leitor infravermelho*; (c) e (d) *Boia e contrapeso*.



Figura 4.13 – Linígrafo instalado, em que: (a) *Contador de variação de nível*; (b) *Data logger*; (c) *Tubulação para o contrapeso*; (d) *Tubulação com comunicação com o canal, onde a boia está alocada*.

4.2.2.3 Coletor automático de amostras de água

O amostrador automático ISCO 6712 (Figura 4.14) utilizado permitiu a coleta de até 24 amostras de água com um volume pré-estabelecido, o início das coletas e o intervalo entre a coleta de uma amostra e outra também são pré-determinados.



Figura 4.14 – Amostrador automático ISCO 6712 aberto.



Figura 4.15 – Estrutura montada para alocação do amostrador automático.



Figura 4.16 – Tubulação de conexão entre o amostrador e a galeria de águas pluviais.

Nesse trabalho, o parâmetro que determinou o início das coletas foi o nível da água no canal da rede de drenagem, tendo em vista que nesse mesmo canal a aproximadamente 14 m à

jusante do ponto de coleta é lançado o efluente tratado pela ETE e o mesmo sofre remanso, gerando uma lâmina de cerca de 0,30 cm, então se estabeleceu o início das coletas de amostras de água quando a lâmina escoada superasse 0,40m.

Foi feito um abrigo para proteção ambiental e segurança do equipamento. O abrigo está conectado à galeria por uma tubulação que comporta a mangueira coletora e os cabos dos sensores, essa tubulação de conexão está mostrada na Figura 4.16.

4.2.2.4 Sonda automática

A sonda multiparamétrica *Aquaread* modelo AP800 (Figura 4.17) foi utilizada para medir pH, oxigênio dissolvido, condutividade e turbidez da água em um intervalo de cinco minutos.

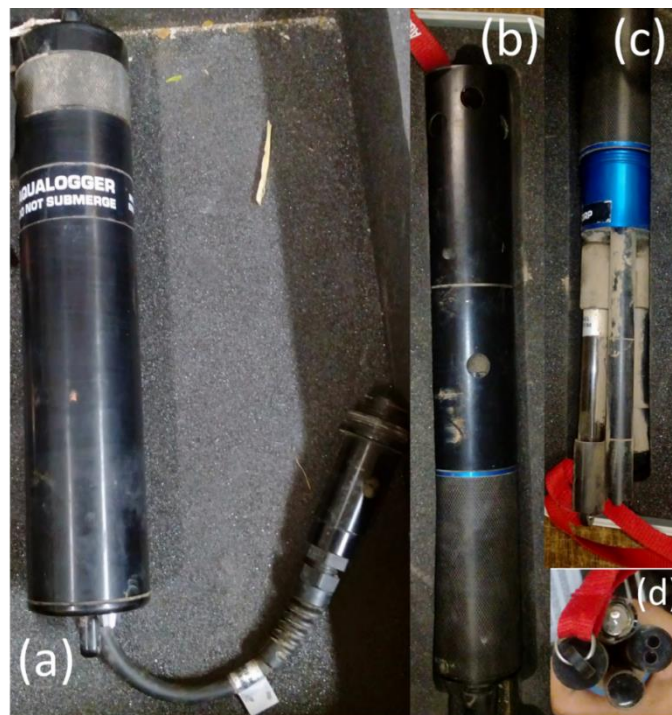


Figura 4.17 – Sonda multiparamétrica Aquaread AP800: (a) Data logger; (b) Sonda com proteção nos eletrodos; (c) Eletrodos; (d) Vista inferior dos eletrodos.

Esse tipo de equipamento deve ser conservado com os eletrodos constantemente em contato com a água e por esse motivo, foi necessário construir uma estrutura de tubulações em PVC que permitisse a circulação da água quando houvesse fluxo no canal, mas sem se esvaziar completamente quando não houvesse, conforme mostrado na Figura 4.18, onde é possível

observar que a entrada de água foi alocada a uma altura de aproximadamente 30 cm do fundo da galeria, para evitar a entrada do efluente.

O sistema foi construído de modo que permitiu que os eletrodos da sonda ficassem todo o tempo em contato com água, entretanto, com a entrada de novo fluxo, a porção de água que estava no canal era induzida à saída. A válvula de retenção permitiu somente a saída da água no sentido do fluxo, evitando a entrada de, por exemplo, efluente que devido ao remanso ia no sentido contrário ao fluxo do escoamento.

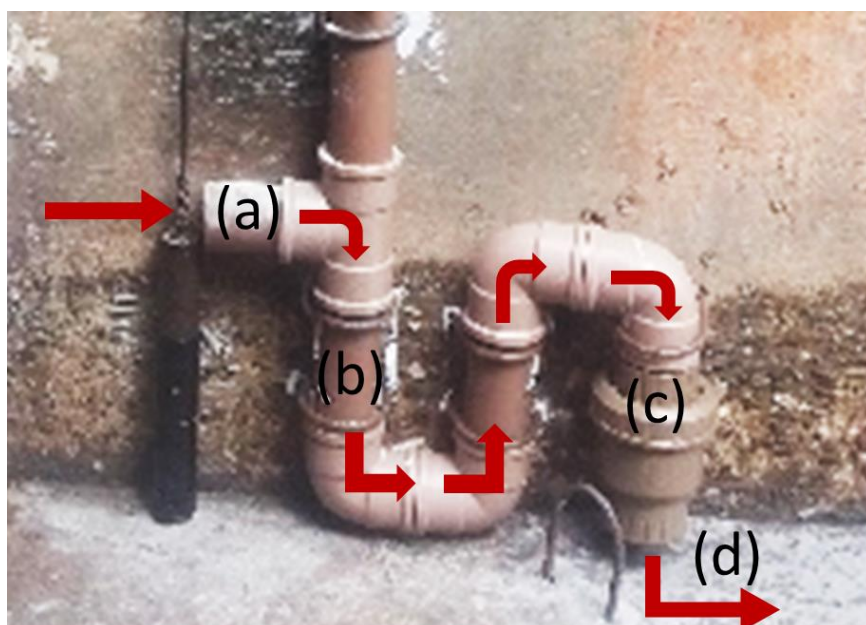


Figura 4.18 – Estrutura para alocação da sonda multiparamétrica, em que: (a) é a entrada de água; (b) local onde a sonda estava inserida; (c) válvula de retenção; e (d) saída de água.

4.2.2.5 Elaboração da curva-chave

Para desenvolver a curva-chave para uma determinada seção, é necessário que sejam feitas medidas de vazão em diferentes níveis d'água, para que se obtenha a curva dessa relação a partir da interpolação dos dados.

Foram feitas algumas tentativas para medição de vazão na galeria de escoamento das águas de drenagem pluvial (Figura 4.19), por meio dos equipamentos de medição por efeito Doppler ADC Meter (*Acoustic Digital Current*) da marca OTT®, *Side-Looker* da marca

Sontek® e mecanicamente, por molinete e flutuadores e também tentou-se medidores por radar de velocidade.



Figura 4.19 – Local de realização das medições de vazão.

O ADC tem capacidade de identificar velocidades entre 0,2 m/s e 2,4 m/s, precisão de $\pm 0,25$ cm/s, esse tipo de equipamento é adequado para medições em galerias de águas pluviais pois tem melhor eficiência em locais cujas linhas de fluxo sejam paralelas entre si, as margens não tenham irregularidades que provoquem turbulência como rochas, pilares e obstáculos em geral, e que possua um perfil plano para evitar as componentes de velocidade vertical.

As medições utilizando o ADC foram realizadas em cinco verticais diferentes que se distanciavam da margem esquerda da galeria em 0m, 1m, 1,5m, 2m e 3m. Com o *Side-looker* as medições podem ser feitas para velocidades de até 6 m/s, esse equipamento possui precisão de $\pm 0,005$ m/s, assim como o ADC também tem melhor funcionamento quando não há tantas irregularidades nas margens que possam provocar muita turbulência.

O molinete é um equipamento comumente utilizado, e que possui hélices as quais giram devido à movimentação da água, essas rotações e a velocidade da água são relacionadas a partir de equações, que devem ser periodicamente verificadas pois podem se alterar conforme o desgaste do equipamento.

Além das medições realizadas com ADC também foram feitas algumas tentativas de medições de vazão com radar de velocidade e Side-Looker da marca Sontek em lâminas d'água maiores, entretanto, não foi possível devido a problemas técnicos nos equipamentos.

Dessa forma, o cálculo da vazão foi realizado a partir de uma curva teórica (Equação 4.1) construída a partir das vazões medidas, uma vez que para níveis acima de 16 cm o escoamento já apresentava velocidades acima do limite do equipamento. Assim, as medições possíveis foram feitas a 0,06; 0,08; 0,09; 0,12m. Houve a tentativa de fazer a curva-chave utilizando a equação de Manning, entretanto, devido ao escoamento supercrítico, não foi possível.

$$Q = 13,737.H^{1,75} \quad \text{[Equação 4.1]}$$

Onde:

Q: vazão em (m³/s); e

H: altura da lâmina d'água (m).

Inicialmente, a curva-chave construída (Qcalc1) levou em conta todos os pontos de vazão medidos. No entanto, ao extrapolar a curva para níveis da água de até 1 m, obteve-se valores muito elevados de vazão e velocidade. Considerando o escoamento a cota de 1 m, a curva Qcalc1, tem-se a velocidade média no canal de 23,9 m/s e utilizando a curva Qcalc2, a velocidade de 4,6 m/s. O valor utilizando a Qcalc2 é mais condizente com o comportamento visualmente observado em campo Figura 4.20. Pode-se verificar na Figura 4.21 que a curva Qcalc2 foi construída desprezando-se o ponto de cota-vazão para a cota 0,12m.

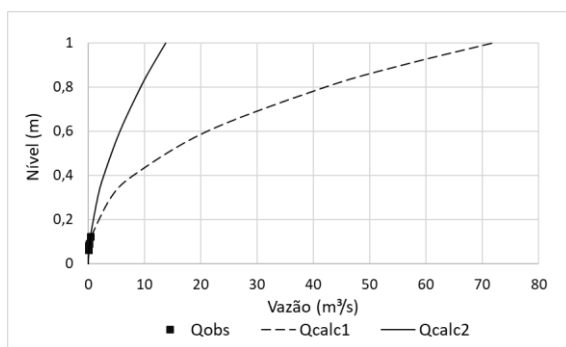


Figura 4.20 – Comparação entre as duas curvas-chave construídas.

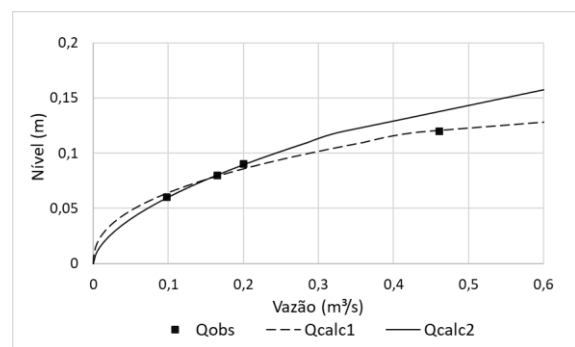


Figura 4.21 – Comparação entre as duas curvas-chave construídas em escala adaptada aos valores de vazão observados.

4.3 MODELAGEM

A modelagem matemática das vazões e da qualidade da água foram realizadas com o SWMM na interface PCSWMM, com o objetivo de avaliar o escoamento superficial e poluentes gerados a partir de precipitações no núcleo urbano Riacho Fundo I e obter parâmetros compatíveis com o uso e ocupação da região.

4.3.1 Construção da base de dados

A base de dados utilizada neste trabalho foi constituída a partir dos dados obtidos junto à ADASA, Novacap e estudos previamente realizados no Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília (PTARH/UnB).

Os dados de elevação do terreno foram extraídos a partir das cotas disponibilizadas para *download online* pelo SICAD em escala de 1:2000 (DISTRITO FEDERAL, 2017). As delimitações da bacia hidrográfica estudada, bem como os grupos hidrológicos no formato *shapefile* foram disponibilizados por Minoti e Ferrigo (comunicação pessoal). O mapa de tipos de solos utilizado foi obtido por Reatto (2004), também disponibilizado no formato *shapefile*.

As imagens de satélite com resolução de 0,24m foram obtidas a partir dos levantamentos realizados pela Novacap/SICAD e disponibilizadas em formato *tif*. A rede de drenagem em formato *dwg* utilizada no processo de modelagem foi viabilizada pela ADASA, que digitalizou e cadastrou as redes instaladas pela Novacap. A partir das informações da rede de drenagem, foram coletadas informações sobre a topografia e características, além de possibilitar o cálculo da declividade média da bacia e do tempo de concentração pelo método sugerido por Bidone e Tucci (2015), mostrado na Equação 4.2.

$$tc = \frac{L}{kS^{0,5}} \quad \text{[Equação 4.2]}$$

Onde:

tc: é o tempo de concentração em segundos;

L: é o comprimento do trecho em metros;

k: é o coeficiente relativo ao uso da terra e regime de escoamento; e

S: é a declividade média da bacia em %.

4.3.2 Geoprocessamento na preparação de dados para modelagem

Para o modelo *SWMM* são necessários dados de entrada, como declividade da bacia e características de uso e ocupação do solo. A interface *PCSWMM* tem compatibilidade com dados gerados em ferramentas de geoprocessamento como o *ArcGis*, de forma que permita a importação de dados em mais de 30 formatos do tipo *GIS (Geographic Information System)* e *CAD (Computer-aided design)*.

Na realização deste trabalho, foram adquiridas informações atualizadas sobre a rede de drenagem no núcleo urbano da RA Riacho Fundo I junto à ADASA, sendo esses dados, referentes a bocas de lobo, bueiros, caixas de passagem, canais, condutos coletores das águas pluviais, condutos em geral, conectividade entre os acessórios, dissipadores, galerias, lançamentos, objetos especiais, poços de visita e ramais.

Junto às informações da rede de drenagem, constam também atributos de cada dado, como por exemplo, no caso dos condutos em que constam as cotas inicial e final, diâmetro, declividade e comprimento de cada trecho. Tais informações podem ser diretamente inseridas no *PCSWMM* onde cada dado de entrada a ser inserido no modelo, pode ser escolhido dentre as informações disponíveis na tabela de atributos.

4.3.3 Parâmetros do modelo SWMM

Para a realização da simulação hidrológica dos aspectos chuva-vazão e qualidade da água, utilizando o modelo *SWMM*, inseriu-se no modelo a rede de drenagem urbana com suas características, tais como dimensões da rede, declividade, cotas de início e fim dos trechos da rede (Figura 4.22).



Figura 4.22 – Representação gráfica dos dispositivos inseridos no modelo

Também foram inseridas características relativas ao comportamento do solo da região em relação à infiltração, a taxa de infiltração foi definida através do método *SCS Curve Number* (CN). As opções de modelagem no SWMM utilizadas para a realização da modelagem quantitativa estão apresentadas na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Opções de simulação escolhidos.

Opções de simulação	Opção escolhida	
Modelo de processo	Chuva/Vazão	
	Fluxo	
Modelo de Infiltração	Curva número	
Método de propagação	Onda dinâmica	Equação de perda de carga: Darcy-Weisbach
Período de simulação	Por evento	
Capacidade de armazenamento em depressão	Áreas permeáveis: Calibrável	
	Áreas impermeáveis: Calibrável	
Manning	Dispositivos da rede de drenagem: 0,018 (Calibrável)	
	Áreas impermeáveis: 0,012 (Calibrável)	
	Áreas permeáveis: 0,070 (Calibrável)	

O coeficiente de rugosidade de Manning (n) utilizado inicialmente foi de 0,018, baseado em valores de Porto (2006), em que se considerou como referência canais com revestimento de concreto em más condições como pode ser visto na Figura 4.13, entretanto os coeficientes de Manning também foram calibrados. As características da rede de drenagem como as dimensões, forma e comprimento dos dispositivos da rede de drenagem foram obtidas de acordo com as informações disponibilizadas pela NOVACAP e ADASA.

As sub-bacias do modelo foram divididas pela ferramenta decomposição de Voronoi (DONG, 2008), a qual cria polígonos de Thiessen baseados em um *layer* vetorial. Neste trabalho o *layer* utilizado foi o dos poços de visita. Para representação da precipitação observada foram utilizados os dados dos dois pluviógrafos instalados na bacia.

A disposição das sub-bacias associadas a cada pluviógrafo foi definida utilizando o método de Thiessen (Figura 4.23), sendo que o pluviógrafo CBM abrange aproximadamente 66,28% da área de estudo (153,07 ha), enquanto o ETE, 33,72% (77,87 ha).

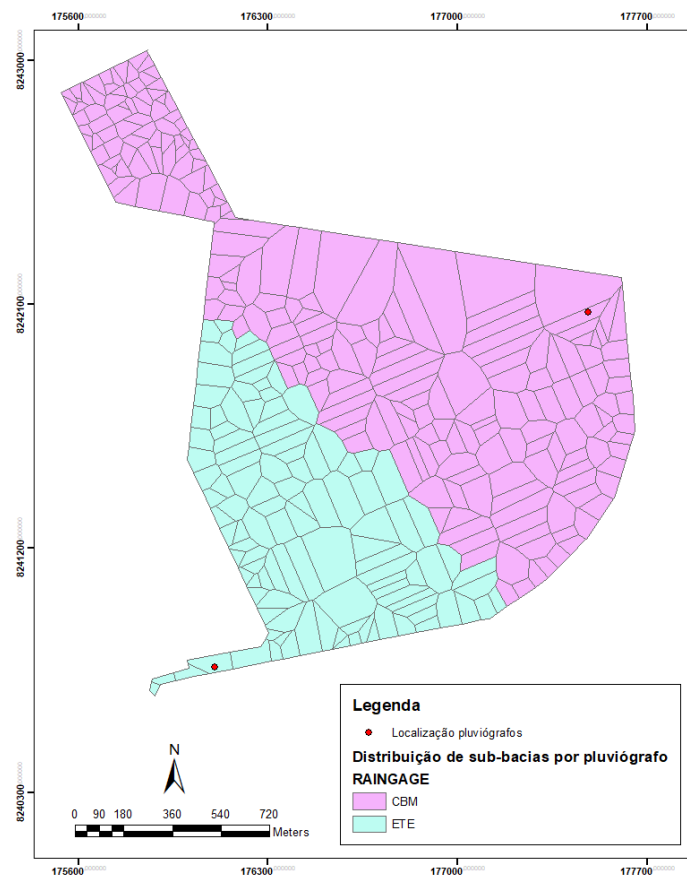


Figura 4.23 – Distribuição das sub-bacias por pluviógrafo.

Os eventos de precipitação simulados foram definidos a partir da análise de uniformidade espacial das precipitações, sendo eles os eventos dos dias 26/11/2017 (Figura 4.24), 03/01/2018 (Figura 4.25), 25/01/2018 (Figura 4.26), 29/01/2018 (Figura 4.27), 01/02/2018 (Figura 4.28), 03/02/2018 (Figura 4.29), 19/02/2018 (Figura 4.30) e 20/02/2018 (Figura 4.31).

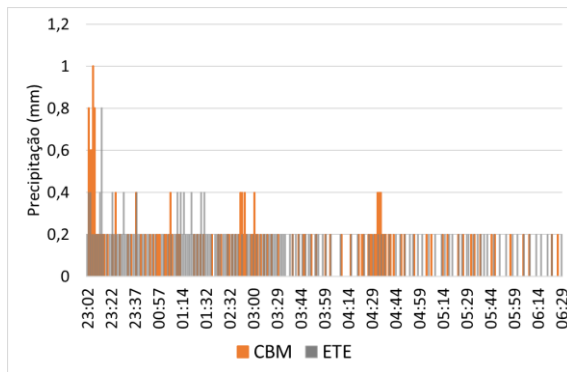


Figura 4.24 – Precipitação registrada no evento do dia 26/11/2017.

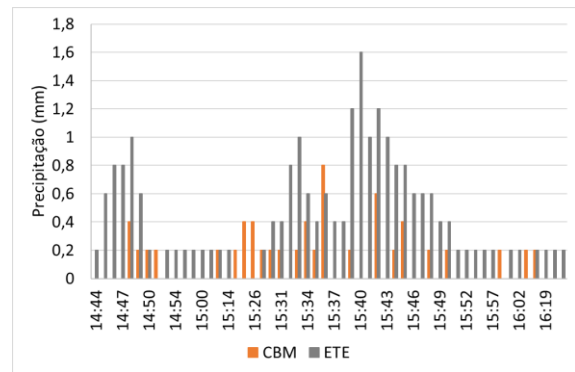


Figura 4.25 – Precipitação registrada no evento do dia 03/01/2018.

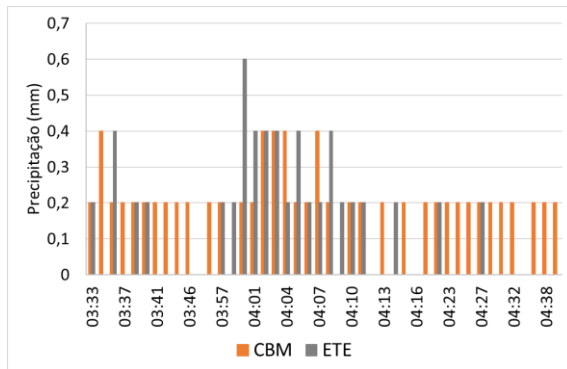


Figura 4.26 – Precipitação registrada no evento do dia 25/01/2018.

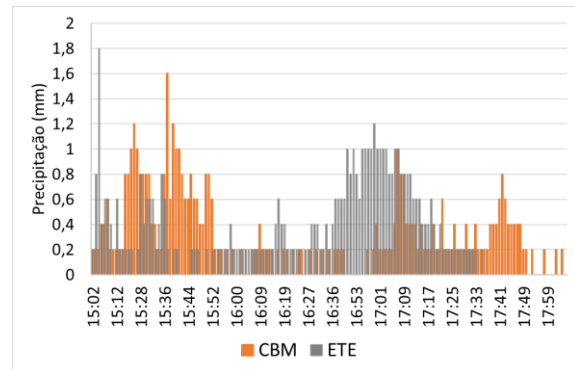


Figura 4.27 – Precipitação registrada no evento do dia 29/01/2018.

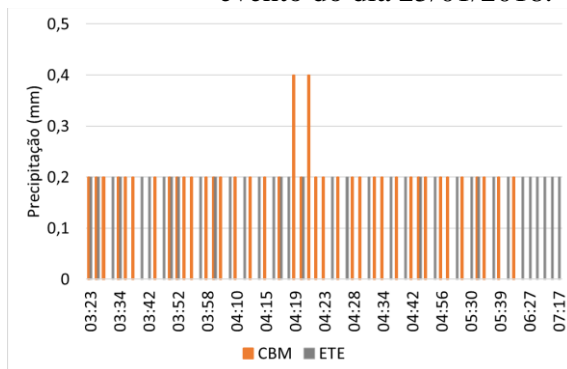


Figura 4.28 – Precipitação registrada no evento do dia 01/02/2018.

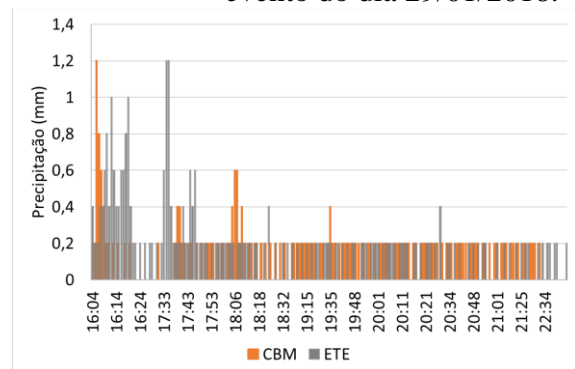


Figura 4.29 – Precipitação registrada no evento do dia 03/02/2018.

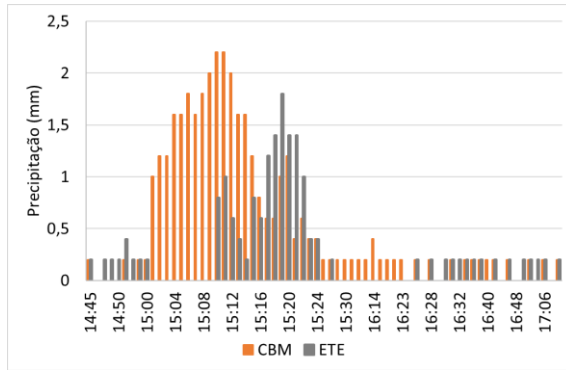


Figura 4.30 – Precipitação registrada no evento do dia 19/02/2018.

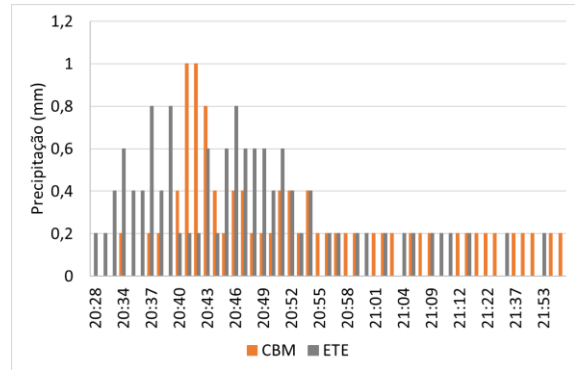


Figura 4.31 – Precipitação registrada no evento do dia 20/02/2018.

As simulações de qualidade também foram feitas em duas etapas, a primeira utilizando coeficientes calculados a partir dos dados obtidos em campo, baseada na metodologia apresentada por Alvarez (2010) e a segunda, por meio da calibração. Os coeficientes utilizados nessa primeira etapa estão mostrados na Tabela 4.3 e correspondem aos coeficientes C1 e C2 da função *Rating curve* (Equação 4.3) para o processo de *wash off*.

Para o processo de *build up* a função escolhida foi *none*, não foi considerado o *build up* pois não haviam dados suficientes para a construção da curva com os coeficientes, já que o trabalho se restringiu a amostragens apenas dos eventos de precipitação que geraram escoamento superficial no canal da rede de drenagem urbana.

$$Rc = C_1 Q^{C_2} \quad \text{[Equação 4.3]}$$

Em que:

Rc é concentração de poluentes na lavagem (*wash-off*) (mg/L);

C₁ é o coeficiente de lavagem;

C₂ é o expoente de lavagem; e

Q é a vazão (L/s).

Tabela 4.3 – Coeficientes de entrada para simulação de qualidade da água.

Parâmetro	C1	C2
Nitrogênio total	0,237	0,973
Fósforo total	0,041	1,156
DQO	8,553	1,102
Sólidos totais	61,330	1,020
Sólidos suspensos	16,077	1,126
Sólidos dissolvidos	42,469	0,953

4.3.3.1 Curva número

O cálculo do CN para cada área com diferentes tipos de uso e ocupação do solo, tipologia de solo e grupo hidrológico, foi feito utilizando o *software ArcGis®*, que permitiu um cruzamento dos dados e a inserção das condições determinantes de cada CN (valor tabelado de acordo com as características locais). Os valores correspondentes para as características da área de estudo estão apresentadas na Tabela 4.4, para os valores referentes à Condição I de umidade antecedente do solo, a qual corresponde aos solos secos, cujas chuvas, nos últimos cinco dias, não ultrapassaram 15 mm (TUCCI *et al.*, 2015).

Tabela 4.4 – Valores de CN para cada tipologia de uso e ocupação do solo, baseados em TUCCI *et al.*, (2015).

Tipo de uso e ocupação do solo	Referência	Valor CN	
		Grupo hidrológico A	Grupo hidrológico D
Vegetação	Florestas em condições boas	19	58
Asfalto	Arruamento asfaltadas com drenagem de águas pluviais	93	93
Zonas urbanas	Residencial com lotes até 1000m ²	60	79
Solo exposto	Espaços abertos, parques e jardins em condições médias e cobertura de grama > 50%	30	68
Gramíneas	Campos em condições boas	15	61
Cerrado	Espaços abertos, parques e jardins em condições boas e cobertura de grama > 75%	23	63
Culturas agrícolas	Cultura de grãos em linha reta e em condições boas	43	73
Telhados	Telhados	93	93

O mapa de uso e ocupação do solo foi feito a partir de uma classificação supervisionada no *software* de sistema de informação geográfica QuantumGis®, as áreas foram divididas em

oito categorias: vegetação, asfalto, zonas urbanas, solo exposto, gramíneas, cerrado, culturas agrícolas e telhados. Por se tratar de uma classificação semi-automática, foi necessário separar, com o objetivo de evitar equívocos na classificação, algumas categorias como zonas urbanas e telhados, gramíneas e cerrado por apresentarem respostas espectrais muito diferentes entre si. O mapa de uso e ocupação do solo pode ser observado na Figura 4.32.



Figura 4.32 – Mapa de uso e ocupação do solo.

Os valores de curva número foram atribuídos a cada uma das sub-bacias através do processo de “Area Weighting” no PCSWMM, onde é realizada a média ponderada entre todos os valores de CN encontrados na área de cada sub-bacia. Os valores de CN para cada sub-bacia estão mostrados na Figura 4.33.

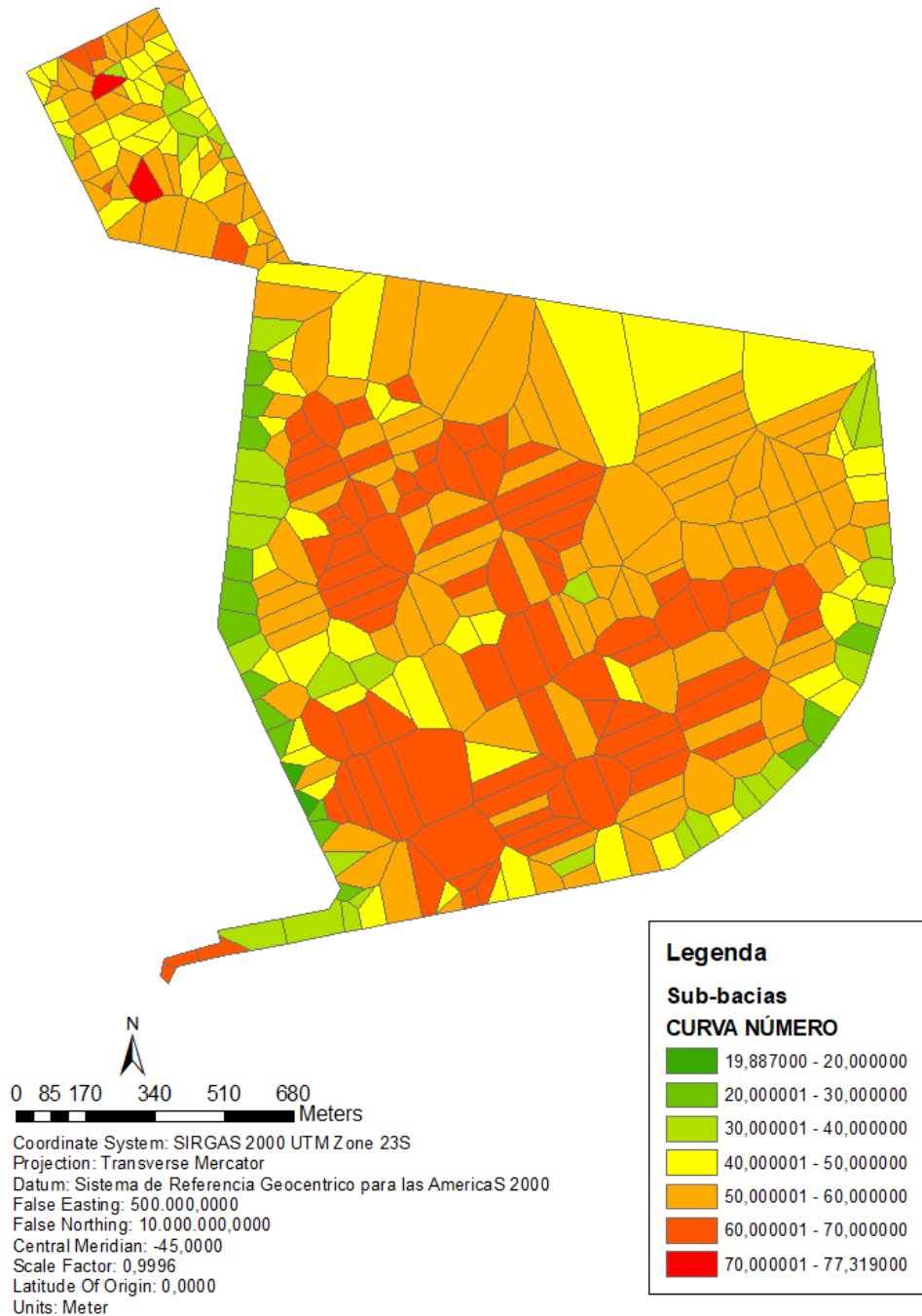


Figura 4.33 – Valores de curva número para cada sub-bacia.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos a partir do monitoramento e modelagem qualiquantitativos das águas de drenagem pluvial na RA Riacho Fundo I. Os levantamentos em campo da vazão e nível da água no canal de lançamento da drenagem, que subsidiaram a construção de uma curva-chave teórica, e do volume precipitado, por meio de dois pluviógrafos, constituíram o monitoramento quantitativo e as coletas e análises de amostras de água desse mesmo canal constituíram o monitoramento qualitativo. No processo de modelagem, foram utilizados os resultados obtidos pelo monitoramento para calibração e verificação do modelo.

5.1 DADOS DE PLUVIOMETRIA

O total anual precipitado registrado pelo pluviômetro do tipo *Ville de Paris* alocado na ETE Riacho Fundo e disponibilizado pela CAESB, está mostrado na Figura 5.1, entre o período de 1979 e 2018, sendo que o ano de 2018 compreende os meses de janeiro a junho. As médias de precipitação total anual no Distrito Federal variam entre 1200 e 1700 mm. Na série histórica de dados da ETE, a média anual é de 1508,4 mm. Nos anos de 2016 e 2017 observou-se valores de precipitação de 1232,9 mm e 1183,4 mm, valores abaixo das médias registradas na área de estudo. Nesses anos a cidade de Brasília-DF enfrentou uma crise hídrica com diminuição dos níveis de água nos reservatórios, levando ao racionamento de água durante o período de janeiro de 2017 até junho de 2018.

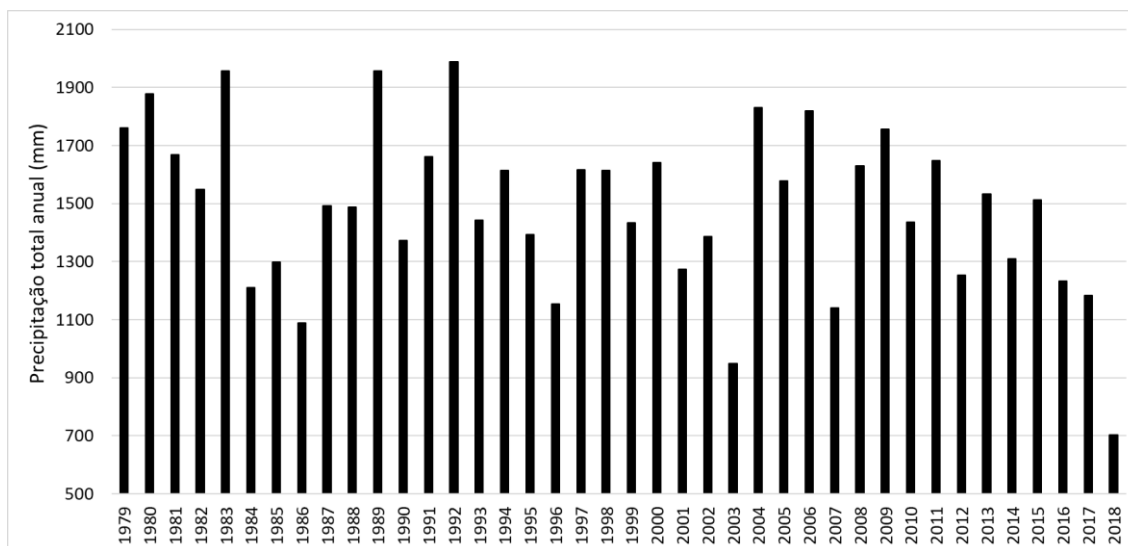


Figura 5.1 – Série histórica de dados de precipitação total anual na ETE Riacho Fundo.

A precipitação mensal entre os anos de 2013 e 2017 está mostrada na Figura 5.2, onde se nota que o período chuvoso se concentra entre os meses de setembro a abril, sendo que volumes maiores são, normalmente, registrados entre os meses de dezembro e janeiro.

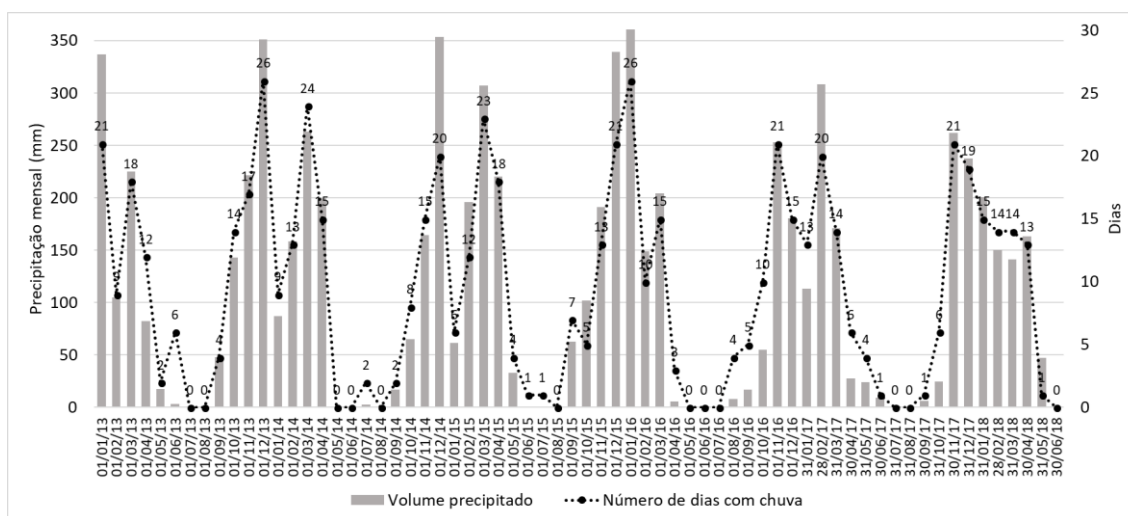


Figura 5.2 – Dados de precipitação mensal entre os anos de 2013 e 2017.

Caracteristicamente, a média anual do volume total precipitado na cidade de Brasília-DF é de 1700mm, sendo que os meses de novembro, dezembro e janeiro são os mais representativos, cujas médias de precipitação são de 230, 246 e 247,4 mm respectivamente.

As precipitações em Brasília têm por característica a grande variabilidade espacial e isso se observa nos registros de pluviometria feitos no núcleo urbano do Riacho Fundo (Figura 5.3). O volume acumulado na área de estudo nos meses de novembro e dezembro de 2017, e

fevereiro de 2018, foi menor que o volume registrado pelo INMET (estação de monitoramento localizada no Plano Piloto de Brasília, a aproximadamente 14 km de distância da área estudada), enquanto em janeiro de 2018, a precipitação foi consideravelmente maior no Riacho Fundo.

Os registros do pluviógrafo CBM foram coletados a partir do mês de novembro de 2017 e os dados do pluviógrafo ETE, desde o início dos eventos de precipitação, no mês de outubro de 2017. As alturas precipitadas estão mostradas na Figura 5.3, onde se verifica variabilidade espacial das chuvas entre as estações.

Nota-se que tanto os pluviógrafos ETE e CBM os quais estavam distantes um do outro em menos de 2 km, o total mensal é diferente sendo que nos meses de novembro e dezembro de 2017 e janeiro de 2018 os registros indicam maiores precipitações no pluviógrafo ETE em aproximadamente 48%, 51% e 37%, respectivamente. Enquanto no mês de fevereiro a altura total precipitada foi 17% maior no pluviógrafo CBM. Tais variações são ainda mais perceptíveis se tratando das alturas registradas pelo pluviógrafo INMET, em que durante todo o período monitorado foram bem mais elevados que ambos os pluviógrafos alocados na área estudada.

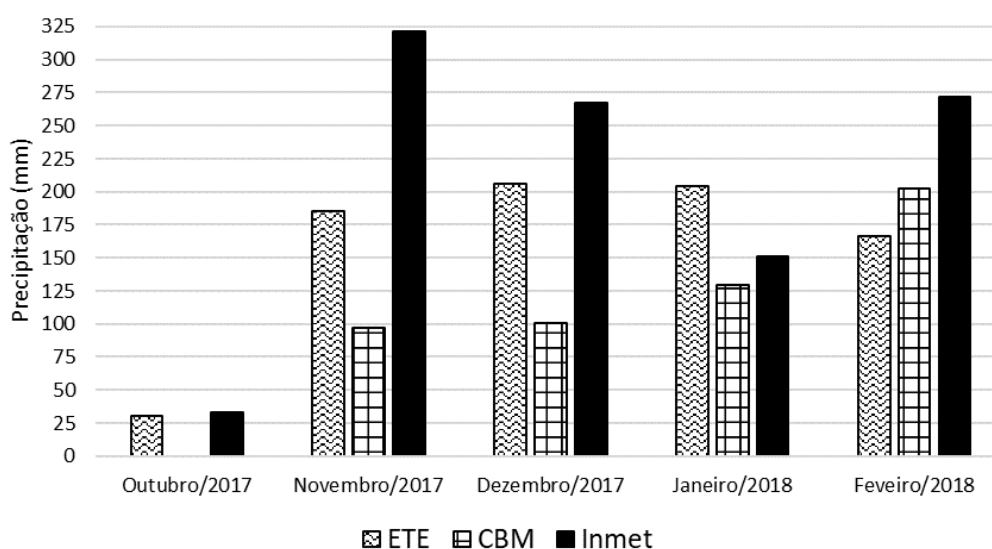


Figura 5.3 – Precipitação mensal em mm.

De acordo com dados obtidos pela rede SONDA (Sistema de Organização Nacional de Dados Ambientais), na cidade de Brasília-DF, as médias de altura total precipitada mensais

para os meses de novembro, dezembro, janeiro e fevereiro são de 230 mm, 250 mm, 250 mm e 220 mm, respectivamente (INPE, 2018). Dessa forma, se nota que em nenhum dos pluviógrafos alocados na área de estudo atingiram esse total precipitado no período de monitoramento. Isso mostra que choveu abaixo da média esperada nesse período na área estudada.

Além das chuvas abaixo das médias, os eventos de chuva também demoraram mais para se iniciarem. As médias de precipitação total durante o mês de setembro e outubro são de 60 mm e 170 mm, nesse período se iniciam os eventos chuvosos, entretanto, em 2017 no mês de setembro houve um acúmulo de 0,8 mm e no mês de outubro, 30,4mm, registrados pelo pluviógrafo ETE e nos registros do INMET foram contabilizados 22 mm em setembro e 33,2 mm em outubro.

As intensidades médias das precipitações registradas pelos pluviógrafos estão mostradas nas Figuras 5.4 e 5.5. Novamente é possível observar uma grande variabilidade espacial das precipitações na área estudada, além disso, existe um número maior de eventos registrados pelo pluviógrafo ETE e, em sua maioria, com as intensidades médias maiores. Sendo que a maior intensidade média registrada no pluviógrafo ETE, foi no evento que ocorreu no dia 25/02/18, com 58 mm/h com duração de 18 minutos, totalizando uma altura de 17,4 mm. Já no pluviógrafo CBM foi o evento 05/12/17, com intensidade média de 39,96 mm/h e duração de 25 minutos, totalizando uma lâmina de 16,5 mm.

Para cada evento de precipitação foi calculado o período de retorno, em que a maioria dos eventos tiveram um período de retorno bastante pequeno, indicando que não ocorreram eventos com tempo de retorno maiores que 1 ano na área estudada, durante o período de monitoramento, ou seja, somente chuvas ordinárias.

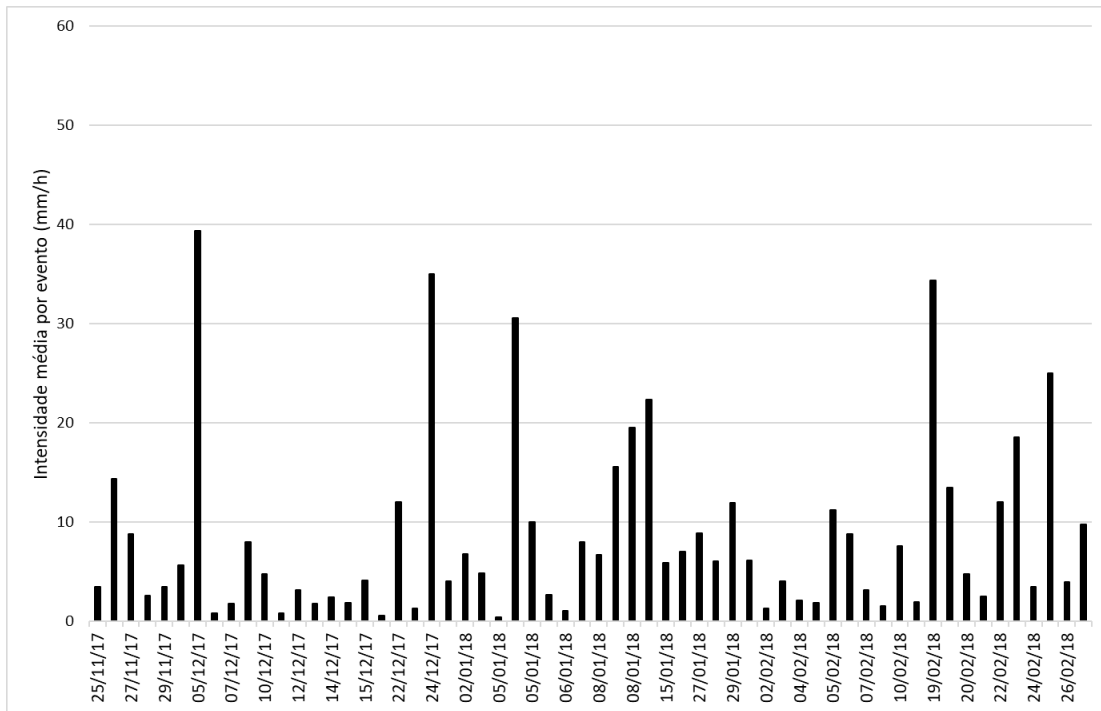


Figura 5.4 – Intensidade média dos eventos de precipitação registrados pelo pluviógrafo CBM.

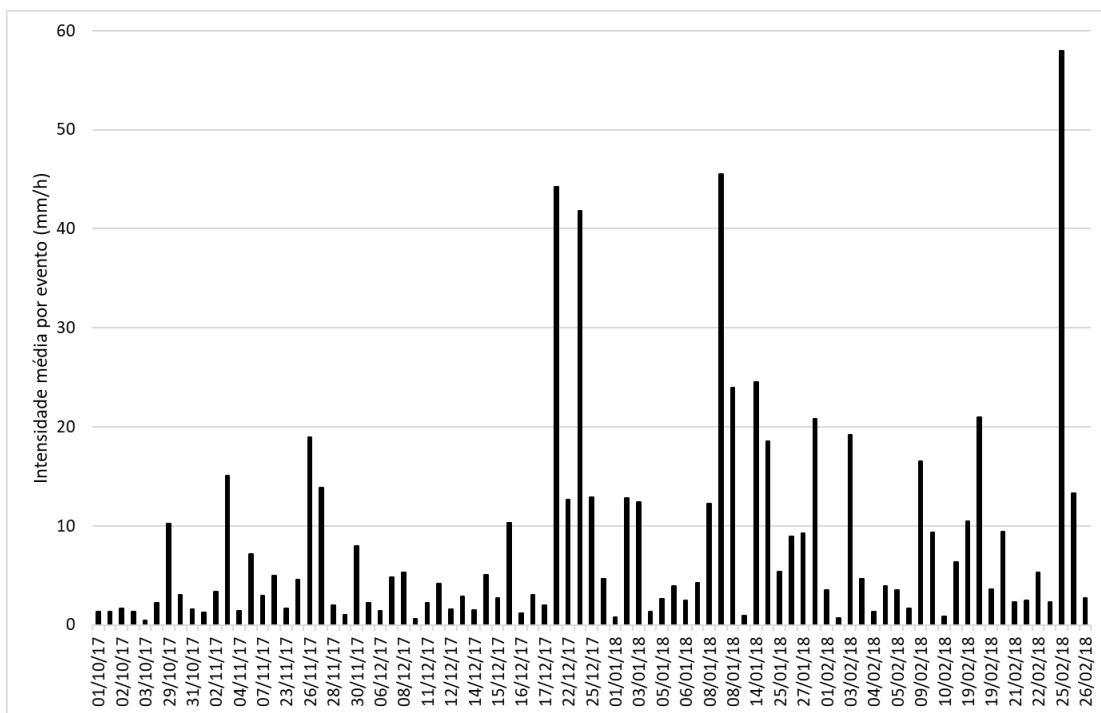


Figura 5.5 - Intensidade média dos eventos de precipitação registrados pelo pluviógrafo ETE.

5.2 ESTIMATIVA DE VAZÃO

A vazão foi determinada a partir da curva-chave gerada após a medição de vazão em campo (conforme mostrado no item 4.2.2.5), onde foram feitas diversas tentativas com dois equipamentos com diferentes faixas de medição: SideLooking e ADC, ambos com efeito Doppler como princípio de medição.

Devido às dificuldades do local o qual sofre influências de curvas e degraus, que tornam o escoamento turbulento, foram possíveis apenas medições em níveis da água mais baixos. Dessa maneira, foi construída uma curva-chave relacionando os níveis da água do canal e a vazão (Equação 4.1). Entretanto, recomenda-se medições de velocidade em cotas de água mais elevadas a fim de se obter uma curva-chave com maior confiabilidade.

Sendo assim, foram construídos os hidrogramas apresentados nas Figuras 5.6 (discretização de 5 minutos) e 5.7 (discretização de 1 minuto), onde o primeiro evento que ocorreu no dia 22/12/2017 (22/12/2017 - 1) foi registrado como a maior vazão de pico durante o período estudado, de 5.949,62 L/s e o menor evento ocorreu no dia 02/01/2018, com vazão de pico de 580,49 L/s.

Essa vazão medida é referente ao volume de água que entrou no sistema de drenagem durante os períodos de precipitação, portanto, não estão levados em consideração o volume de água que ficou inundado/empoçado.

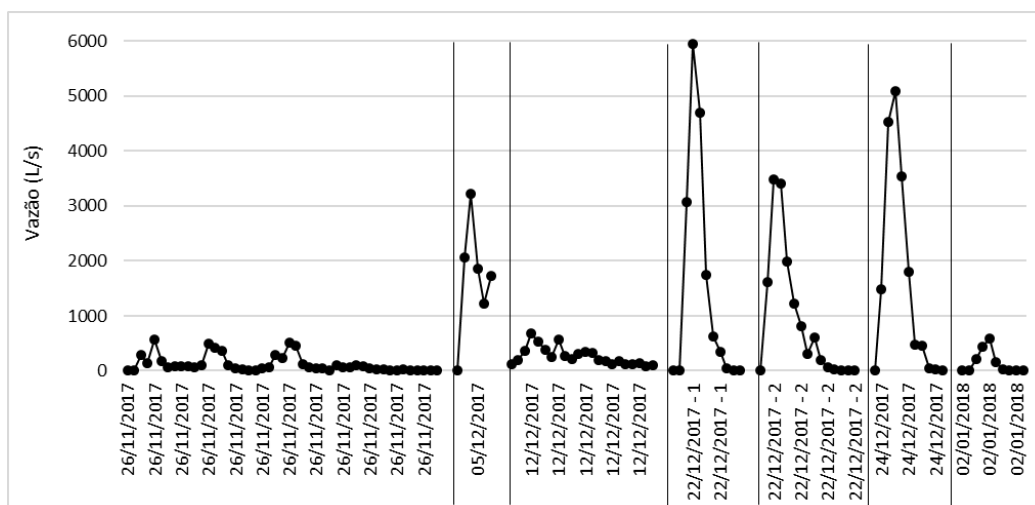


Figura 5.6 – Hidrograma dos eventos de precipitação gerado a partir dos níveis de água coletados a cada 5 minutos.

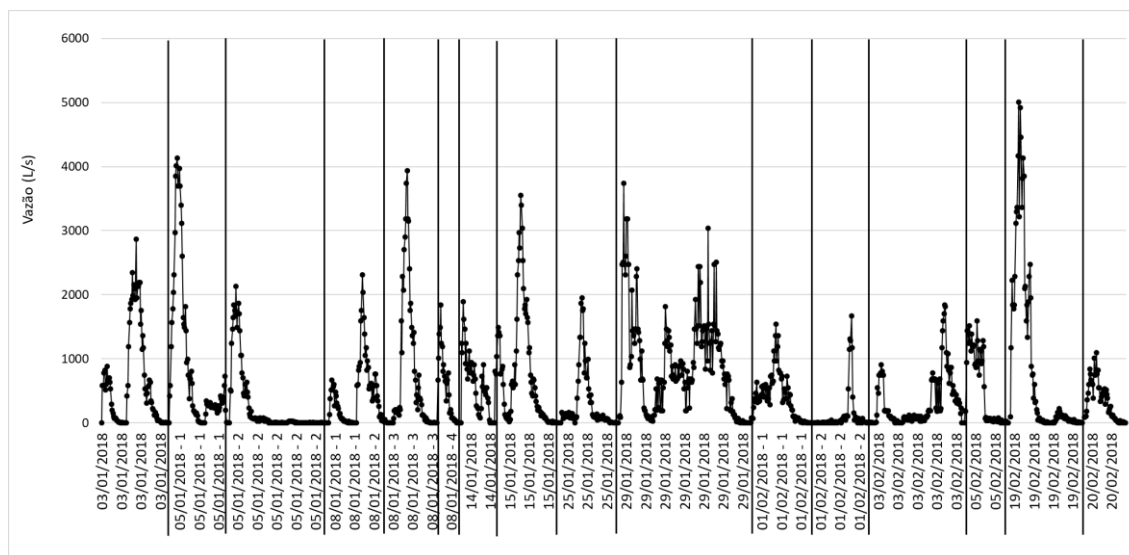


Figura 5.7 – Hidrograma dos eventos de precipitação gerado a partir dos níveis de água coletados a cada 1 minuto.

5.3 CHUVA-VAZÃO

Os eventos de precipitação em que foram registrados os dados de pluviometria e nível d'água no canal somam um total de 38 eventos entre os dias 25/11/2017 e 26/02/2018, sendo que em alguns desses eventos a vazão não foi registrada devido a problemas no linígrafo (entre os dias 26/11/2017 a 03/12/2017, 05/12/2017 a 08/12/2017 e 25/02/2018 a 26/02/2018). Os eventos foram separados entre grande, médio e pequeno, de acordo com a vazão máxima (vazão de pico da onda de cheia) gerada, conforme é mostrado na Tabela 5.1. As características dos eventos analisados estão mostradas na Tabela 5.2 onde observa-se a vazão máxima e classificação de cada um desses eventos.

Tabela 5.1 – Classificação dos eventos na área estudada.

	Classificação	Nº de eventos	Intervalo de valores de vazão (L/s)
Grande	> 3500 L/s	6	3549,44 - 5949,82
Médio	< 1500 e < 3500L/s	11	1539,70 - 3401,12
Pequeno	< 1500 L/s	5	563,60 - 1100,15

Tabela 5.2 – Vazões máximas para cada evento de precipitação.

Evento	26/11/17	05/12/2017	12/12/17	22/12/17-1	22/12/17-2	24/12/17
Q _{máx} (L/s)	563,60	3.219,55	687,97	5.949,82	3.401,12	5.091,23
Classificação	Pequeno	Médio	Pequeno	Grande	Médio	Grande
Evento	02/01/18	03/01/18	05/01/18-1	05/01/18-2	08/01/18-1	08/01/18-2
Q _{máx} (L/s)	580,71	2.869,30	4.129,60	2.130,38	598,05	2.314,04
Classificação	Pequeno	Grande	Grande	Médio	Pequeno	Médio
Evento	08/01/18-3	08/01/18-4	14/01/18	15/01/18	25/01/18	29/01/18
Q _{máx} (L/s)	3.932,03	1.838,88	1.895,71	3.549,44	1.953,28	3.738,64
Classificação	Grande	Médio	Médio	Grande	Médio	Grande
Evento	01/02/18-1	01/02/18-2	03/02/18	05/02/18-1	19/02/18	20/02/18
Q _{máx} (L/s)	1.539,70	1.672,87	1.838,89	1.592,40	5.004,21	1.100,15
Classificação	Médio	Médio	Médio	Médio	Grande	Pequeno

Algumas das características das precipitações estão mostradas na Tabela 5.3, sendo que aquelas que geraram maior escoamento foram dos dias 22/12/17 e 19/02/18. A bacia urbana estudada que tem área de 2,3 km², 57,6% e 73,9% menor que as bacias C.O. e Iate analisadas por Costa (2013). Na bacia do C.O. uma precipitação de 7,68 mm/h de intensidade média e com duração de 300 min, gerou um escoamento de aproximadamente 5.000 L/s, enquanto na bacia estudada, nos pluviógrafos ETE e CBM, a intensidade média foi maior em 25% e 77%, respectivamente, porém, com menor duração do evento.

A passagem de uma onda de cheia, pode ser vista na Figura 5.8, onde também é possível observar a extrema velocidade e turbulência do escoamento no canal, o que impossibilitou medições de velocidade para níveis mais altos da lâmina de água. Nos eventos dos dias 26/01/17 e 22/12/17 as velocidades máximas foram de 1,16m/s e 3,2 m/s respectivamente, dentro das faixas de medição de vários equipamentos e puderam ser medidas.

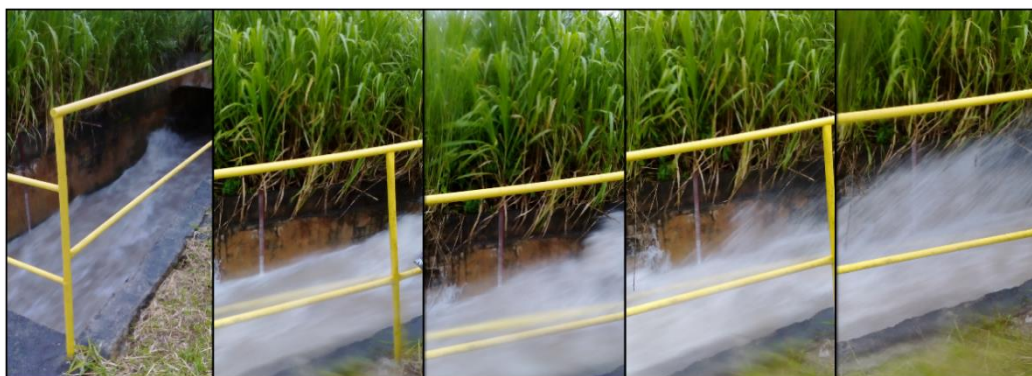


Figura 5.8 – Passagem de cheia no canal monitorado.

Tabela 5.3 – Características dos eventos de precipitação.

Evento	Precipitação total (mm)		Intensidade média (mm/h)		Duração (min)		Cota máxima (m)
	ETE	CBM	ETE	CBM	ETE	CBM	
26/11/17	34,4	26,2	4,5	3,4	453	457	0,16
05/12/17	2,2	16,4	2,2	39,4	60	25	0,44
12/12/17	13	5,2	4,2	3,1	186	99	0,18
22/12/17-1	28	8	44,2	12	38	40	0,62
22/12/17-2	20,4	1,2	12,6	1,3	97	57	0,46
24/12/17	18,8	13,4	41,8	34,9	27	23	0,57
02/01/18	3,2	7	12,8	6,8	15	62	0,16
03/01/18	23,4	6,8	12,4	4,8	113	85	0,41
05/01/18-1	4,8	11,2	2,6	30,5	109	22	0,50
05/01/18-2	12,2	7,2	3,9	2,7	188	161	0,34
08/01/18-1	9,8	3,8	12,2	6,7	48	34	0,36
08/01/18-2	18,2	4,4	45,5	15,5	24	17	0,49
08/01/18-3	5,6	2,6	24	19,5	14	8	0,32
14/01/18	9	5,2	24,5	22,3	22	14	0,32
15/01/18	26	3,8	18,6	5,8	84	39	0,46
25/01/18	5,8	8,4	5,3	7	65	72	0,33
29/01/18	52,8	50,2	20,8	11,9	152	252	0,47
01/02/18-1	14,8	18,8	7,65	12,7	116	89	0,29
01/02/18-2	7,2	9	1,85	3,3	234	165	0,26
03/02/18	36,8	29,6	4,7	4	413	439	0,32
05/02/18	4,6	8,2	3,5	8,8	78	56	0,29
19/02/18	15,4	36,4	21	13,5	44	162	0,56
20/02/18	13,4	11,4	9,4	4,7	85	145	0,24

5.4 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A partir da classificação de uso e cobertura do solo verifica-se que a RA Riacho Fundo I possui aproximadamente 52% da área total impermeabilizada, as porcentagens de áreas para cada uso são de: 17% mata de galeria, 28% asfalto, 17% zonas urbanas, 7% telhado, 9% solo exposto, 14% gramíneas, 5% cerrado, 3% culturas agrícolas.

Nos lotes residenciais é muito comum que as construções ocupem a totalidade ou grande parte deles. Os padrões de residências são lotes de aproximadamente 150m² de área, com muitas casas com dois ou mais pisos e prédios de até cinco andares.

Na Figura 5.9 estão mostradas algumas das características da bacia já citadas, onde pode-se observar locais com acúmulo de lixo e sedimentos, bocas de lobo duplas e alocadas em esquinas e os prédios de até cinco andares bastante comuns na área estudada.

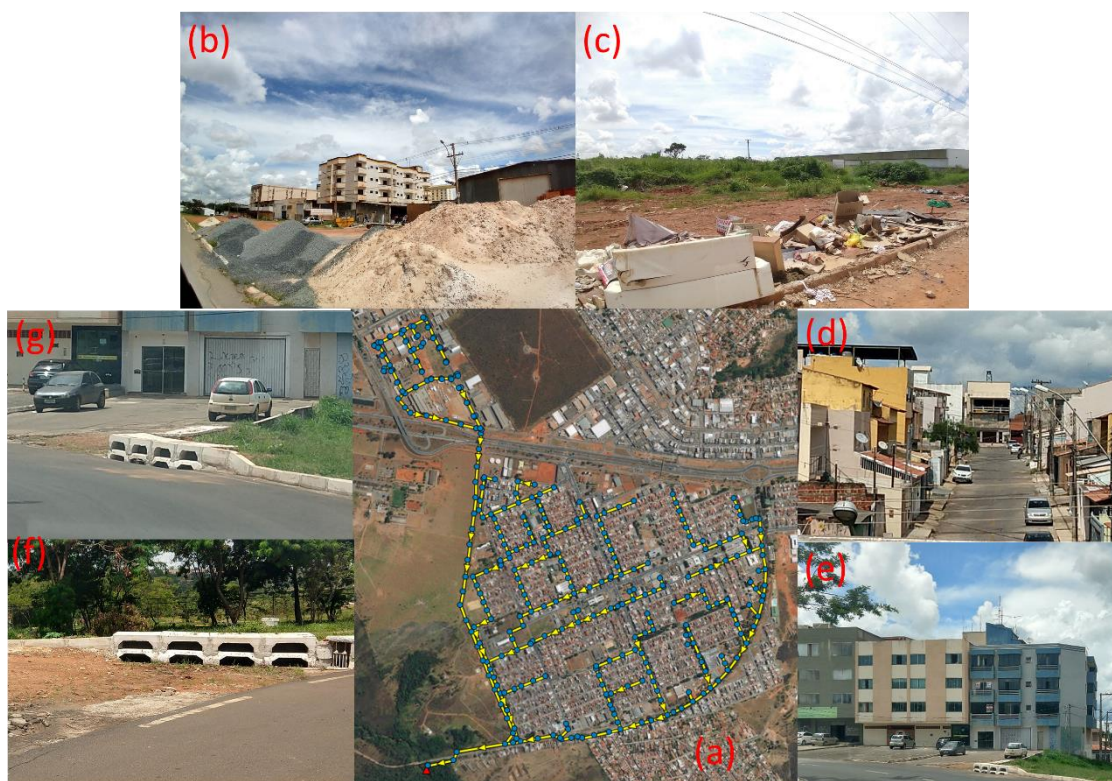


Figura 5.9 – Composição de imagens que exemplificam os usos e ocupações do solo na área de estudo, onde: (a) Bacia urbana estudada; (b) Local com acúmulo de sedimentos; (c) Local com acúmulo de lixo; (d) Padrão de residências; (e) Padrão de prédios residenciais; (f) Bocas de lobo duplas alocadas em esquina; e (g) Bocas de lobo duplas.

A rede de drenagem urbana também recebe contribuição de uma parte do setor habitacional Arniqueiras e nessa, modo geral, não são encontrados resíduos sólidos em grandes quantidades espalhados pelas ruas, entretanto, existem alguns pontos onde há a presença de entulhos e materiais de construção como areia e brita. Nessa mesma área do setor habitacional Arniqueiras, o uso e ocupação do solo é um pouco diferente, pois no local há indústrias, terrenos abertos e depósitos. Dessa forma, a RA Riacho Fundo I tende a produzir e gerar cargas de poluentes mais elevadas, visto que apresenta uma ocupação urbana densa.

A RA Riacho Fundo é atendida pelo serviço de coleta seletiva e coleta convencional. Em ambas as situações os recolhimentos acontecem em pequenas áreas entre os dias de segunda-feira a sábado. Entretanto, entre as coletas é comum que a população deixe o lixo nas ruas, muitos deles próximos às bocas de lobo, como o exemplo mostrado na Figura 5.10. Além do possível carregamento do próprio lixo para a rede de drenagem pluvial, também pode haver o acúmulo de chorume.



Figura 5.10 – Lixo nas ruas até o momento da coleta.

A rede de drenagem da RA Riacho Fundo I, que atualmente possui extensão total de 19.178 m, conforme o PDDU (DISTRITO FEDERAL, 2009), até o ano de 2007 possuía extensão de 17.408 m. Abrange uma área de aproximadamente 2,3 km² e o tempo de concentração é de 47,53 minutos. A declividade média da rede é de 3,82%, sendo que a cota mais elevada é de 1.218,5 m e no exutório é de 1.141 m.

5.5 MODELAGEM DAS VAZÕES GERADAS PELAS ÁGUAS PLUVIAIS

A modelagem hidráulica e hidrológica das águas de drenagem pluvial pode ser útil para tomada de decisão, verificação da eficiência da rede, diagnosticar possíveis trechos com sobrecargas, inserção de dispositivos como LIDs, bem como a possível resposta e melhorias a serem alcançadas. Para assegurar que o modelo responde de forma coerente com a realidade, é necessário verificar a qualidade das simulações, para isso, são feitas as etapas de calibração e verificação. Na calibração são feitas alterações nos parâmetros mais

sensíveis, respeitando conceitos físicos e os dados de entrada, até que as simulações sejam o mais próximo dos dados observados.

Nesse trabalho foi elencado como parâmetros calibráveis a taxa de armazenamento em depressão de áreas permeáveis ($D_{store\ perv}$), rugosidade dos condutos, curva número, área e largura das sub-bacias. Deve-se ressaltar que o grau de incerteza atribuído a cada parâmetro calibrável, deve ser ponderado hidrológica e hidráulicamente. Após a calibração, usa-se a nova configuração para simular eventos com dados conhecidos e então é possível verificar a eficiência do modelo com parâmetros calibrados.

A modelagem hidrológica e hidráulica utilizando o modelo SWMM sob a interface PCSWMM foi realizada em três etapas: simulação dos eventos de precipitação registrados pelos pluviógrafos com os parâmetros iniciais, calibração dos parâmetros com um evento de precipitação observada e verificação do modelo em outros eventos.

5.5.1 Simulações utilizando os parâmetros do modelo

Nas simulações em que se utilizou os parâmetros sugeridos pelo desenvolvedor (USEPA, 2012) do modelo buscou-se conhecer a forma como seriam os resultados de simulação, para tanto foram simulados 8 eventos de precipitação. Nessa etapa foram realizadas as análises estatísticas de eficiência do modelo (Tabela 5.4).

Tabela 5.4 – Eficiência do modelo para cada evento simulado.

Evento	26/11/17	03/01/18	25/01/18	29/01/18	01/02/18	03/02/18	19/02/18	20/02/18
NSE	-2,25	0,0735	-0,426	-5,09	-0,544	-1,45	0,647	-49,8
R ²	0,164	0,46	-	0,192	0,0205	0,0127	0,74	0,0567
ISEr	Baixo	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Bom	Baixo

Os eventos mais bem representados foram os dos dias 03/01/18 e 19/02/18 mostrados nas Figuras 5.11 e 5.12, que apresentaram os maiores valores para NSE e R². No caso do evento 03/01/18 o formato do hidrograma simulado foi similar às vazões observadas, entretanto, a vazão de pico foi subestimada em aproximadamente 57%, já no evento 19/02/18 se observa uma grande semelhança entre o hidrograma simulado e as vazões observadas, havendo um pequeno retardo na vazão de pico, entretanto com um erro estimado de apenas 4,7%.

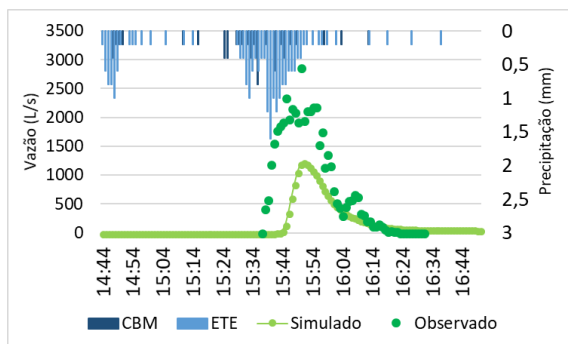


Figura 5.11 – Simulação 03/01/18

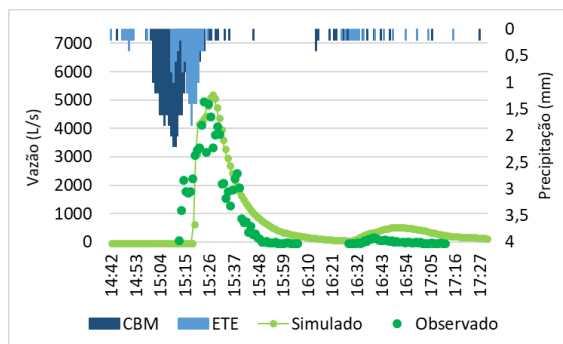


Figura 5.12 – Simulação 19/02/18

Um ponto que vale ressaltar na comparação entre esses dois eventos é que as precipitações foram mais uniformes no evento 19/02/18, observado pelo hietograma invertido das Figuras 5.11 e 5.12, onde tanto a precipitação próxima a cabeceira como a do exutório da bacia mostraram alturas semelhantes e horários aproximados. O modelo tende a gerar simulações mais próximas às vazões observadas quando a distribuição espacial das precipitações é mais uniforme.

Nas simulações em que as métricas de eficiência do modelo indicaram um baixo desempenho, como nos casos dos eventos dos dias 29/01/18 e 20/02/18, a distribuição espacial da precipitação pode ter influenciado também o resultado gerado. No evento 20/02/18, houve maiores registros no pluviógrafo ETE, outro fator que pode ser levantado é que esse foi um evento pequeno com intensidade média de 4,72 mm/h ao longo de 2h 25min, gerando vazões observadas também baixas.

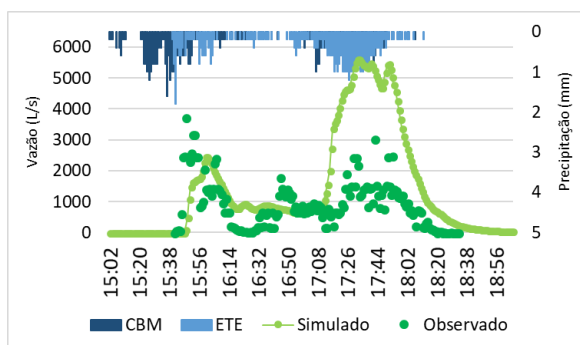


Figura 5.13 – Simulação 29/01/18

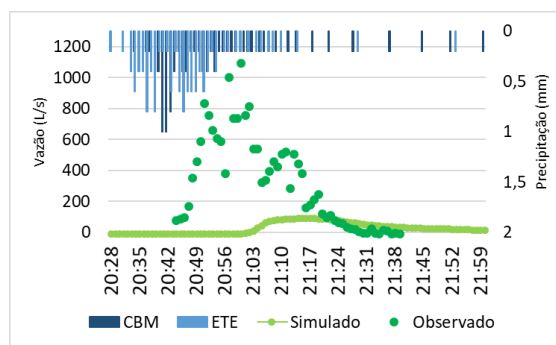


Figura 5.14 – Simulação 20/02/18

O evento 29/01/18 apresenta um hidrograma com três picos que ao serem simulados, o primeiro e segundo obtiveram resposta um pouco mais próximas das vazões observada, visto que a precipitação foi mais uniforme entre duas estações pluviométricas. Entretanto, no

terceiro pico, percebe-se uma grande discrepância entre o simulado e o observado, onde a vazão simulada foi superestimada em aproximadamente 82%. Pelos hietogramas percebe-se que a distribuição espacial da chuva ficou concentrada na porção mais próxima ao exutório da bacia (pluviógrafo ETE).

A variabilidade espacial das precipitações compõe um parâmetro muito importante para as simulações hidrológicas e hidráulicas, pois como afirma Rocha Filho (2010), as vazões simuladas a partir de apenas um pluviógrafo próximo ao exutório tendiam a ser subestimadas pela falta de representatividade espacial e morfológica. O presente trabalho teve outro pluviógrafo além do próximo ao exutório, mas pode ter sido insuficiente para conhecer a distribuição das precipitações, o que pode ter dificultado um maior ajuste das vazões simuladas às vazões observadas.

5.5.2 Calibração do modelo

No processo de calibração buscou-se tornar o modelo mais ajustado à área de estudo e, para isso, foram feitas algumas alterações nos parâmetros de armazenamento em depressões permeáveis (*Dstore perv*), área das sub-bacias (*area*), largura de escoamento nas sub-bacias (*width*), curva número (CN) e rugosidade dos canais da rede de drenagem (*roughness*). O evento utilizado no processo de calibração foi o 19/02/18 por ter sido o mais bem representado *a priori* e manter características de precipitação mais uniformes entre os horários de 14:50 e 15:30, na Tabela 5.5 são mostradas outras informações sobre essa precipitação.

Tabela 5.5 – Características do evento do dia 19/02/18 – 2.

Chuva antecedente	Tempo (min)	22
	Altura (mm)	13,54
Precipitação total registrada (mm)	ETE	18,4
	CBM	36,4
Duração do evento (min)	ETE	50
	CBM	162
Intensidade média (mm/h)	ETE	3,6
	CBM	13,48
Vazão máxima (L/s)	4917,22	
Dia da semana	Segunda-feira	

O PCSWMM possui a ferramenta de calibração SRTC em que se deve atribuir porcentagens de incerteza a cada parâmetro a ser alterado no processo de calibração, os valores podem ser

alterados para mais ou para menos. As porcentagens de incertezas atribuídas para a realização deste trabalho, bem como as porcentagens efetivamente alteradas, estão mostradas na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Porcentagens das incertezas e das alterações feitas na calibração.

Parâmetro	Incertezas	Alterações
Área das sub-bacias (<i>area</i>)	5%	(-) 5%
Largura das sub-bacias (<i>width</i>)	50%	0
Armazenamento em depressões permeáveis (<i>Dstore perv</i>)	50%	(-) 40,5%
Rugosidade dos canais da rede de drenagem (<i>roughness</i>)	20%	(-) 17%
Curva número (CN)	10%	(-) 9%

Essas porcentagens de incertezas foram atribuídas levando em consideração as faixas recomendadas pelo PCSWMM. Dentre os parâmetros alterados, tanto a largura do escoamento da sub-bacias quanto a taxa de armazenamento em depressão das áreas permeáveis são considerados como parâmetros que não podem ser mensurados com qualquer grau de certeza, por isso é indicada uma faixa de incerteza entre 50 e 100% para ambos.

No processo de calibração também foi possível analisar a sensibilidade das simulações com relação às alterações realizadas em cada parâmetro. Nesse sentido, observou-se uma grande sensibilidade para o parâmetro curva número, o que é esperado, tendo em vista sua relação direta com a infiltração no solo. Porém, esse não é um parâmetro que se deva permitir grandes alterações se as características do tipo de solo e uso e ocupação foram criteriosamente atribuídos nos dados de entrada (Beven, 2012)

Quanto às análises de sensibilidade, percebeu-se que os parâmetros mais sensíveis foram aqueles que envolvem o processo de infiltração e o coeficiente de rugosidade, similar ao que Bastos (2007) observou ao analisar as simulações de duas bacias do Rio Grande do Sul e testou os modelos de infiltração de Horton e Green-Ampt, exceto pela largura do escoamento, que não foi alterada e não apresentou quaisquer alterações no resultado da simulação.

Já os estudos desenvolvidos por Costa (2013) e Formiga *et al.* (2016) apontam a porcentagem de área impermeável como um dos parâmetros mais sensíveis na modelagem

de bacias urbanas da cidade de Brasília-DF. Esse parâmetro também foi observado como o mais sensível por Temprano *et al.* (2005) e Krebs *et al.* (2014) gerando forte influência no volume total escoado e no pico de vazão, sendo que o primeiro utilizou o método de infiltração de Horton e o segundo, *Green-Ampt*.

Entretanto, nesse trabalho não foram atribuídas as porcentagens de área permeáveis e impermeáveis, pois no cálculo do CN de cada sub-bacia levou-se em conta tanto as áreas permeáveis, quanto as impermeáveis. Conforme as especificações do modelo apresentadas em USEPA (2015), quando o SCS-CN é utilizado como modelo de infiltração e é atribuído um valor de porcentagem de área impermeável, automaticamente o CN inserido é considerado apenas para as áreas permeáveis.

Caso o CN tenha sido calculado levando em conta as áreas impermeáveis, essas seriam consideradas duas vezes, o que implica que o modelo subestimaria as taxas de infiltração, o que resultaria em uma superestimação das vazões simuladas. Ou seja, ao inserir uma porcentagem de área impermeável na bacia, o CN inserido deve ter sido calculado levando em conta apenas as áreas permeáveis.

Sendo assim, deve ser ressaltado o quanto o processo de calibração é importante na modelagem das águas de drenagem urbana, visto que é o processo em que se adequa o modelo às particularidades da área estudada, levando em conta os dados disponíveis e as diferentes formas possíveis de utilização do modelo. O resultado da calibração do modelo pode ser visto na Figura 5.15, em que as métricas de eficiência do modelo indicaram um bom ajuste com valores de 0,801 para NSE, 0,793 para R² e ISEr Bom.

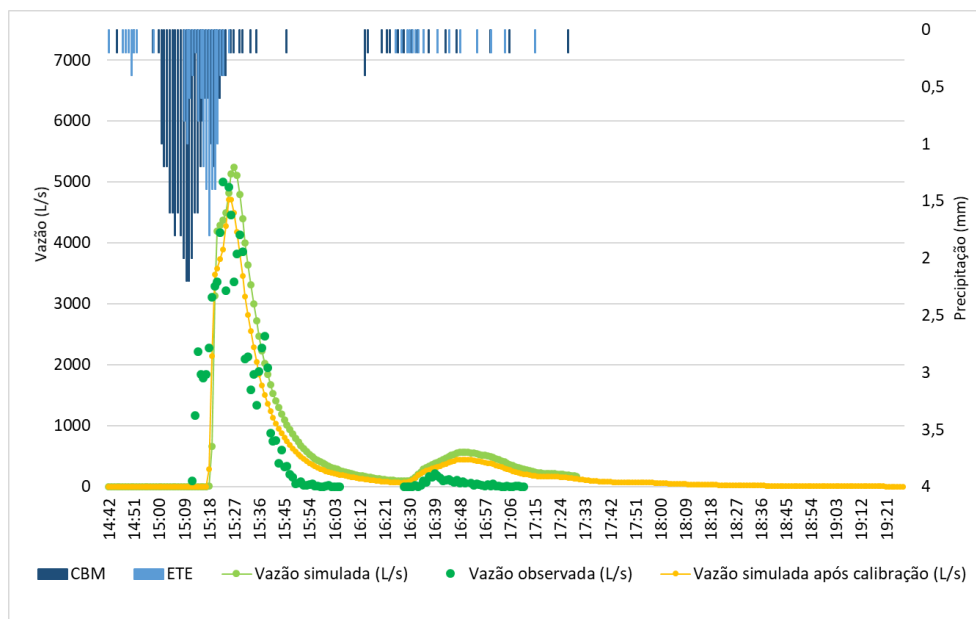


Figura 5.15 – Comparação entre os hidrogramas para o evento 19/02/18.

5.5.3 Verificação

Após as análises envolvidas no processo de calibração espera-se que o modelo responda de maneira mais eficiente nas simulações realizadas na área de estudo, para essa verificação, foram utilizados os mesmos eventos simulados inicialmente e os valores obtidos a partir das métricas de eficiência podem ser observados na Tabela 5.7, onde se nota que, apesar de uma melhora nos valores de eficiência, o modelo ainda não foi capaz de fazer previsões de vazão semelhantes às vazões observadas.

Tabela 5.7 – Eficiência do modelo para cada evento simulado após calibração.

Evento	26/11/17	03/01/18	25/01/18	29/01/18	01/02/18	03/02/18	20/02/18
NSE	-1,59	0,0112	-0,426	-2,57	-0,258	-0,312	-0,917
R ²	0,26	0,582	0,0057	0,219	0,0002	0,0074	0,0665
ISER	Ruim	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Bom	Razoável

As simulações após a calibração foram melhores, principalmente, nos casos dos eventos de 25/01/18, 03/02/18 e 20/02/18. A simulação dos eventos de 03/02/18 e 20/02/18 levaram a resultados melhores com relação ao índice ISER. Os hidrogramas de alguns desses eventos estão mostrados nas Figuras 5.16 a 5.20.

A partir dos resultados obtidos na etapa de verificação do modelo, é possível perceber maiores dificuldades em simulações de hidrogramas com mais que um pico, como no caso do evento de 03/02/18, onde se observa que dois dos quatro picos ficaram melhor representados, enquanto outros dois foram subestimados, situação similar ocorre no evento de 01/02/18.

Algumas hipóteses podem ser levantadas além da questão envolvendo a distribuição espacial das precipitações, pois, como o evento de 01/02/18, o primeiro pico de precipitação aparentemente está bastante uniforme. Uma possibilidade para os registros de vazão mais altas no horário entre 1h15 e 2h40 pode ser um possível remanso provocado pelo lançamento do efluente tratado a cerca de 12 metros a jusante da seção fluviométrica. A ETE Riacho Fundo possui quatro horários de lançamento do efluente tratado (7h, 12h, 18h, 00h) que podem variar de acordo com a demanda diária. Caso nesse dia, o efluente tratado tenha sido lançado mais tarde que o costume, os níveis da água registrados pelo linígrafo podem ser maiores, levando a uma vazão calculada maior.

O mesmo fato pode ter ocorrido no segundo pico de vazão do evento de 03/02/18, o qual ocorreu entre 18h e 19h, sendo possível que o nível registrado tenha sido influenciado pela descarga do efluente tratado pela ETE.

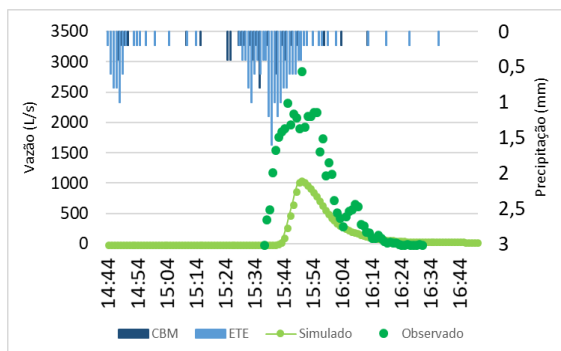


Figura 5.16 – Hidrograma calibrado do evento 03/01/18

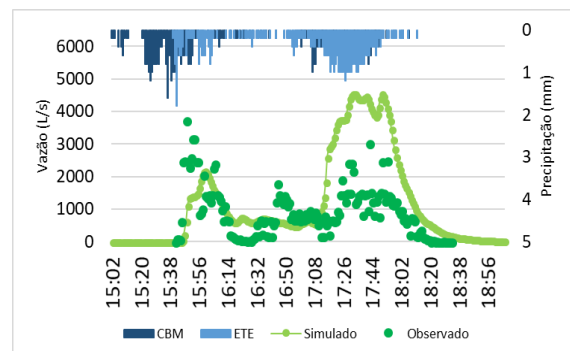


Figura 5.17 – Hidrograma calibrado do evento 29/01/18

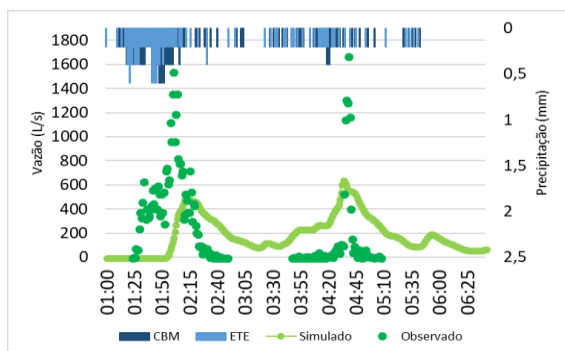


Figura 5.18 – Hidrograma calibrado do evento 01/02/18.

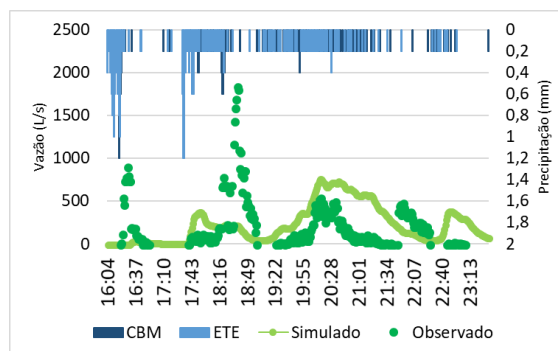


Figura 5.19 – Hidrograma calibrado do evento 03/02/18

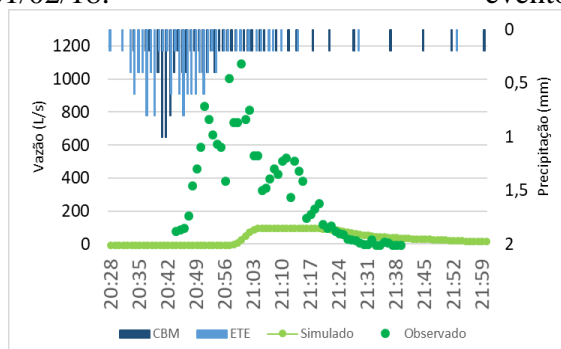


Figura 5.20 – Hidrograma calibrado do evento 20/02/18.

Para o evento 29/01/18 se nota que o primeiro pico de vazão simulada está mais próximo do observado, porém, subestimado. Já o segundo pico de vazão simulada está bem mais alto que o observado. Nota-se que o primeiro pico de vazão corresponde a uma precipitação maior registrada pelo pluviógrafo CBM e no segundo, a precipitação é maior no pluviógrafo ETE. Nesse caso, levanta-se novamente a questão da distribuição espacial das precipitações. Essa hipótese poderia ser melhor avaliada, com um adensamento da rede de pluviógrafos na área de estudo.

Por fim, também é válido salientar que algumas vazões observadas podem estar equivocadas, principalmente as mais altas, tendo em vista que a curva-chave utilizada foi construída a partir de um número reduzido de medições de vazão, executadas com níveis de água mais baixos. Certamente há necessidade de se medir também a vazão para níveis mais altos para uma melhor avaliação do modelo e até mesmo, uma melhor calibração. No entanto, para este trabalho não havia equipamento confiável para a execução da tarefa.

Existem equipamentos para medição de velocidade superficial do escoamento e, com isso, pode se estimar a vazão nesse tipo de canal. Estão também em desenvolvimento técnicas de

análise de sequências de imagens para o mesmo fim. A partir dessas técnicas será possível melhorar os estudos em desenvolvimento no canal.

5.6 ANÁLISE DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE DRENAGEM PLUVIAL

As análises de qualidade das águas de drenagem pluvial foram realizadas por meio de 136 amostras de 15 eventos diferentes com coletas a cada 5 minutos após a detecção de onda de cheia por um sensor de profundidade (boia) instalado a aproximadamente 20 cm do fundo do canal. Alguns detalhes sobre os eventos de monitoramento de qualidade da água estão mostrados na Tabela 5.8.

Nos eventos dos dias 21/11/2017, 05/12/2017, 03/01/2018 e 08/01/2018, o número de amostras coletadas foi menor que 3, por isso esses eventos foram descartados para a maior parte das análises de dados realizadas neste trabalho. No evento do dia 26/11/17 o sensor de profundidade foi danificado durante a passagem da onda de cheia e não interrompeu as coletas após a diminuição do nível da água, por isso, foram coletadas 24 amostras.

Na Tabela 5.8 estão mostrados também o horário de início da coleta, dado importante uma vez que os lançamentos do efluente tratado da ETE Riacho Fundo são feitos quatro vezes ao dia, nos horários aproximados de 7h, 12h, 18h e 00h, e essas descargas podem provocar represamento das águas no canal e influenciar o comportamento no ponto de coleta, apesar do ponto estar a montante. As amostras do dia 11/11/17, por exemplo, sofreram contaminação pelo efluente tratado, por isso foram descartadas.

Tabela 5.8 – Eventos amostragem de qualidade.

Evento	Período seco antecedente (dias)	Número de amostras	Horário de início da coleta	Altura total precipitada (mm)		Duração da precipitação (min)	
				ETE	CBM	ETE	CBM
11/11/2017	10	6	11:59	-	-	-	-
21/11/2017	9	2	12:01	-	-	-	-
25-26/11/2017	5	24	4:49	25,8	26,2	448	441
05/12/2017	9	2	11:06	2,2	16,4	60	25
12/12/2017	6	4	16:07	13,0	5,2	133	99
03/01/2018	3	3	15:50	23,8	6,8	113	85
05/01/2018	1	6	15:30	12,4	7,2	303	161
08/01/2018	2	3	18:09	18,2	4,4	24	17
14/01/2018	5	8	10:25	9,0	5,2	22	14
15/01/2018	0	19*	14:12	26,0	3,8	84	39
25/01/2018	9	4	4:10	5,8	8,4	65	72
29/01/2018	3	19	16:30	52,80	50,2	152	186
01/02/2018	2	13*	1:30	22,0	27,8	116	140
03/02/2018	1	23	16:18	36,2	29,6	413	439

*Volume coletado muito pequeno para uma das amostras.

5.6.1 Turbidez e sólidos

A turbidez e os sólidos são parâmetros que, em teoria, apresentam uma alta correlação entre si, pois a turbidez indica partículas sólidas em suspensão na água, ou seja, em teoria, os sólidos em suspensão poderiam ser diretamente mensurados por meio de análises de turbidez. Nesse sentido, este trabalho buscou estabelecer uma correlação entre esses parâmetros. Assim, primeiramente são mostradas as características observadas de turbidez, análises de correlação, seguidas pelas análises de sólidos (totais, dissolvidos e suspensos).

Os valores de turbidez de duas galerias de drenagem pluvial localizadas no Plano Piloto de Brasília-DF, analisadas por Costa (2013) e Souza (2014), onde o padrão de ocupação é bastante diferente do encontrado no Riacho Fundo I e que recebem contribuições clandestinas de esgoto doméstico, variaram entre aproximadamente 30 a 500 NTU e foram consideravelmente maiores que os observados na área de estudo desse trabalho, os quais variaram entre 9,58 NTU (26/11/2017 as 5:49) e 238 NTU (03/02/2018 as 16:18).

Assim, se nota que as características de cada área influenciam diretamente na qualidade das águas pluviais e os trabalhos citados relatam que as concentrações de sólidos foram bastante

elevadas provavelmente devido às construções na bacia analisada durante o período antecedente à Copa do Mundo de 2014, uma vez que uma das áreas abriga o estádio Mané Garrincha e o setor hoteleiro onde muitas novas edificações foram construídas.

Na bacia urbana da RA Riacho Fundo I, o ponto onde é mais evidente a presença de materiais de construção e sedimentos, e a montante, no trecho que abrange o Setor Habitacional Arniqueiras. Além desse local, não foram observados outros locais com grandes construções ou obras que poderiam ser consideradas fontes de sedimentos, sendo uma área bastante consolidada.

Tabela 5.9 – Características básicas das análises de turbidez.

	Turbidez (NTU)
Média	38,69
Mediana	30,5
Mínimo	9,58
Máximo	238
Desvio Padrão	30,96

Pode ser observado na Figura 5.21, os eventos cujos menores valores de turbidez foram registrados foram dos dias 26/11/2017 e 29/01/2018, o segundo evento foi após dias bastante chuvosos, ocorreram precipitações nos dias 25/01/2018, 27/01/2018. Aproximadamente 4h antes do evento que gerou as amostras do dia 29/01/2018, ocorreu uma pequena precipitação de 1,6 mm e 0,6 mm registrada nos pluviógrafos CBM e ETE.

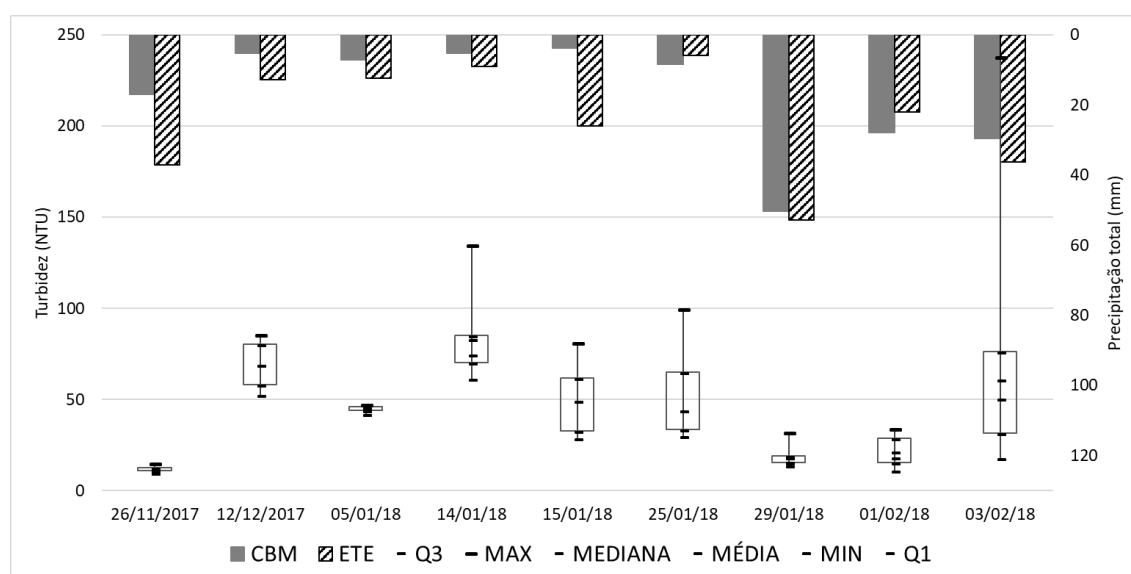


Figura 5.21 – Boxplots dos valores de turbidez.

Na Figura 5.21 pode-se observar que os eventos em que os maiores valores de turbidez foram atingidos, foram os eventos dos dias 14/01/18 e 03/02/18.

As amostras de água coletadas no evento de 26/11/17 tiveram o início de coleta às 4:49, como mostrado na Tabela 5.8. No entanto, o início da precipitação foi no dia 25/11/17 aproximadamente às 23h e antes das coletas podem ser identificados dois picos de vazão as 3:15 e 3:55, como é mostrado na Figura 5.22, mas que não provocaram o acionamento da coleta de amostras. É possível que os baixos valores de turbidez podem ser consequência da lavagem que ocorreu no início do escoamento das águas de drenagem pluvial, antes da coleta das amostras de água.

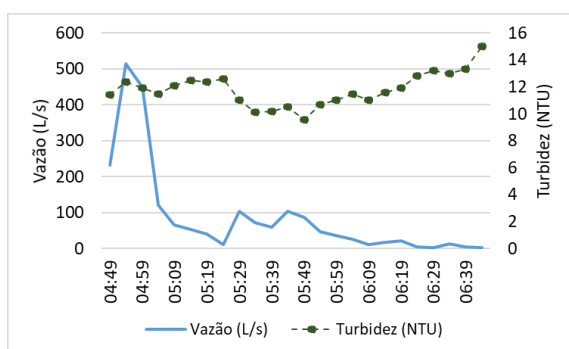


Figura 5.22 – Turbidez e vazão observadas no evento 26/11/17.

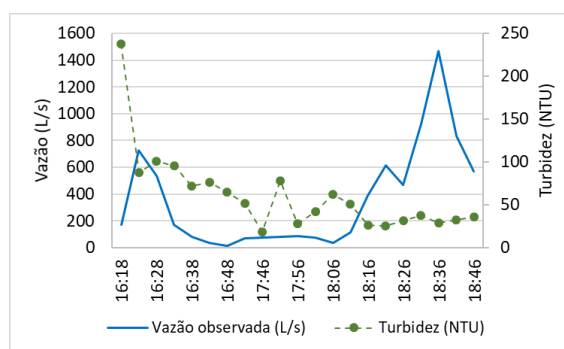


Figura 5.23 – Turbidez e vazão observadas no evento 03/02/18.

Os valores de turbidez observados no evento de 03/02/18, que apresentou o maior valor máximo entre todos os eventos analisados, pode ser visto na Figura 5.23, onde se observa também que apenas a primeira amostra apresentou um valor tão alto, as demais ficaram em torno de 80 NTU no início do evento e assumiram valores próximos a 35 NTU ao final da coleta. Um motivo pelo qual essa amostra apresentou um valor tão elevado pode ser a baixa diluição, já que a coleta aparentemente se deu no momento inicial do evento, quando a vazão ainda era pequena.

Evento como o do dia 14/01/18 é um bom exemplo da relação entre o período seco antecedente e os valores observados nas amostras. Após 5 dias sem registros de precipitação, esse evento apresentou valores mais elevados de turbidez, sendo que o maior valor foi de 135 NTU, o qual foi diminuindo ao longo da passagem da onda de cheia, atingindo o valor mínimo de 61,2 NTU. O mesmo pode ser usado para analisar os dados do evento de 25/01/18 em que a primeira amostra foi de 100 NTU e diminuiu ao longo do tempo, até atingir 30 NTU na última amostra.

O comportamento da turbidez ao longo dos eventos 14/01/18 e 29/01/18 é diferente, apesar dos valores de vazão de pico terem sido similares de 1.895,71 L/s e 1.953,28 L/s, respectivamente. Essa diferença no comportamento da turbidez pode ser devido às características de precipitação, visto que no dia 14/01/18 registrou-se uma precipitação com intensidade média de 22,28 mm/h com duração de 14 minutos, essa maior intensidade média em um curto período de tempo pode ter carreado uma concentração maior de partículas suspensas, já no dia 29/01/18 a intensidade média da precipitação foi de 11,95 mm/h com duração de 4 horas e 12 minutos.

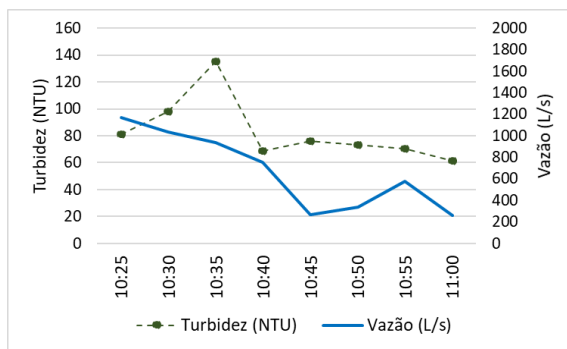


Figura 5.24 – Turbidez e vazão observadas no evento 14/01/18

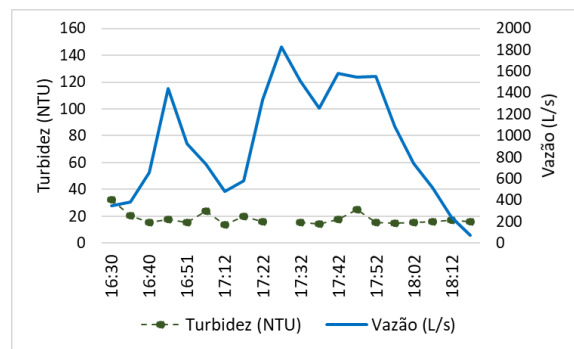


Figura 5.25 – Turbidez e vazão observadas no evento 29/01/18

Na Figura 5.27 estão mostradas algumas amostras coletadas no dia 29/01/18, um evento com um período seco antecedente de 3 dias, foi um dos eventos em que foram identificados os menores valores de turbidez.

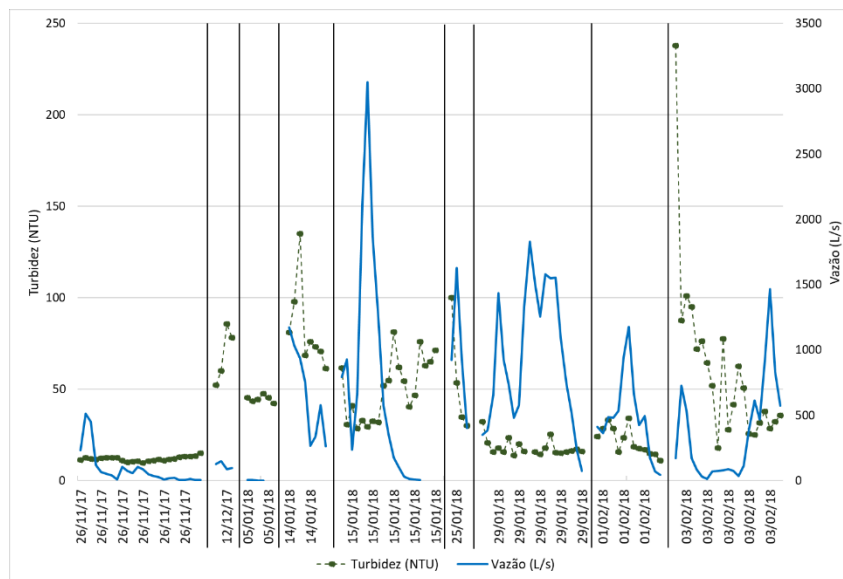


Figura 5.26 – Polutograma de turbidez e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.



Figura 5.27 – Exemplos de amostras coletadas, evento do dia 29/01/18

A relação causal e correlação entre sólidos suspensos e turbidez, foi discutida por Costa (2013), que estabeleceu uma correlação linear entre esses parâmetros de 0,77 para vazões maiores que $1 \text{ m}^3/\text{s}$. Similarmente, Carvalho (2004) encontrou boas correlações, de até 0,89. Entretanto, existem algumas limitações quanto à estimação da concentração de sólidos suspensos por meio da turbidez, como a faixa de valores de turbidez, pois houve boa correlação apenas para eventos na faixa de até 500 NTU.

Desse modo, determinou-se a correlação linear entre a turbidez e os sólidos suspensos para as condições apresentadas neste trabalho. Os dados são mostrados na Figura 5.28 em que a correlação linear pode ser considerada apenas moderada, com coeficiente de 0,65. De fato, verifica-se 2 tendências no gráfico e a correlação foi calculada para todos os pontos.

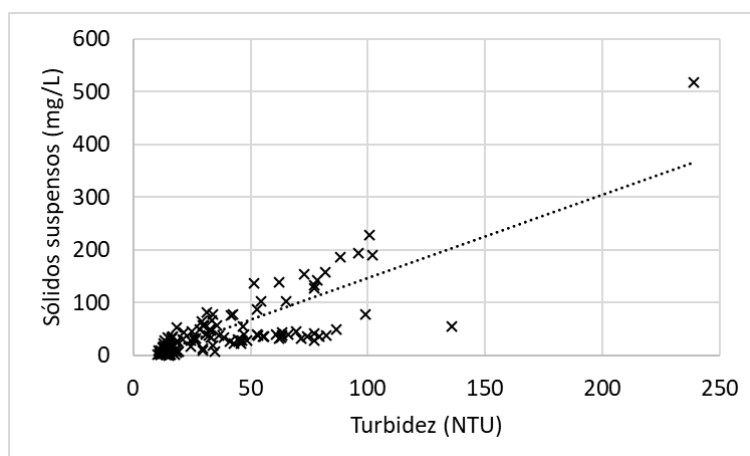


Figura 5.28 – Correlação linear entre turbidez e sólidos suspensos.

Ainda sobre a correlação entre a turbidez e os sólidos em suspensão, existem alguns fatores que podem exercer influências como a composição dos sólidos. Chagas (2015) desenvolveu um estudo para compreender melhor essa relação e mostra que partículas de menor diâmetro apresentam melhor ajuste linear, além do fato de que os turbidímetros são mais sensíveis a esse tipo de partícula.

Assim, como é apontado na literatura, é possível estabelecer uma relação direta entre as medições de turbidez e a estimativa de sólidos suspensos. Entretanto, é necessário que os turbidímetros estejam bem calibrados e o ponto de análise da turbidez seja representativo. No caso em estudo, em função da alta turbulência no canal, acredita-se que a turbidez seja bastante uniforme em todo o perfil de profundidade. Outro fator é a necessidade em caracterizar bem o tipo de sólidos suspensos transportados pela água, o que pode ser difícil nos estudos de qualidade de águas de drenagem pluvial, pois, como isso depende das atividades difusas desenvolvidas no local estudado, como obras e infraestruturas, há um elevado grau de aleatoriedade.

As análises referentes aos sólidos são muito importantes, tendo em vista a possibilidade de carreamento de poluentes agregados a eles, além dos efeitos que podem ser causados no corpo hídrico receptor, como assoreamento e a possível alteração da turbidez e cor aparente da água.

Estudos como os desenvolvidos por Oliveira (2007), Costa (2013) e Souza (2014), apontam concentrações bastante diferenciadas, visto que o primeiro encontrou concentrações de sólidos suspensos na grandeza maior que 1000mg/L enquanto os outros dois trabalhos variaram entre 12,93mg/L de média geral a 159,8 mg/L.

Neste trabalho foram encontrados valores muito próximos aos de Souza (2014), a média de concentração de todos os eventos de sólidos totais foram de 104,55 mg/L, de sólidos suspensos totais de 48,934 mg/L e sólidos dissolvidos totais, 55,618 mg/L (Tabela 5.10). O comportamento das concentrações de sólidos ao longo dos eventos de precipitação está mostrado na Figura 5.29.

Tabela 5.10 – Características básicas das análises de sólidos.

	ST (mg/L)	SS (mg/L)	SD (mg/L)
Média	104,553	48,934	55,618
Mediana	79,5	36,25	40
Mínimo	16	4,5	0,5
Máximo	679	522	289,5
Desvio padrão	94,753	62,0426	56,844

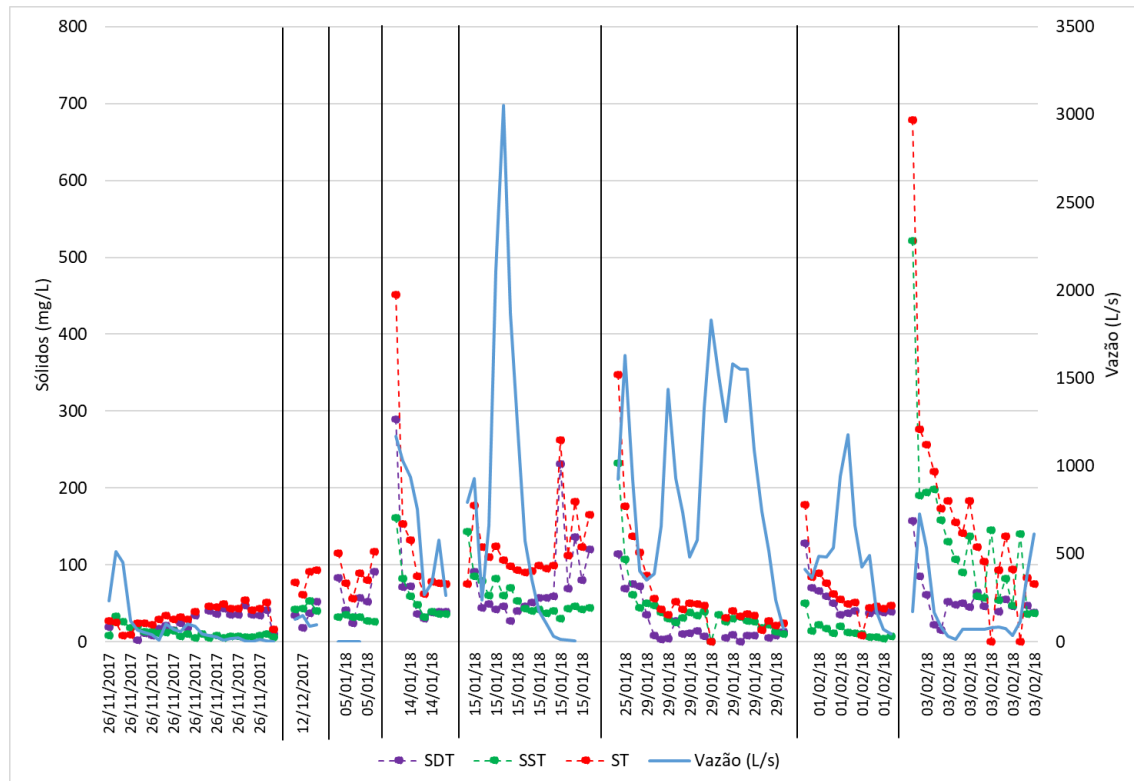


Figura 5.29 – Polutograma de ST, SST e SDT e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.

Informações e características básicas dos comportamentos de sólidos totais, suspensos e dissolvidos podem ser vistos nos gráficos do tipo *boxplot* mostrados nas Figuras 5.30, 5.31 e 5.32.

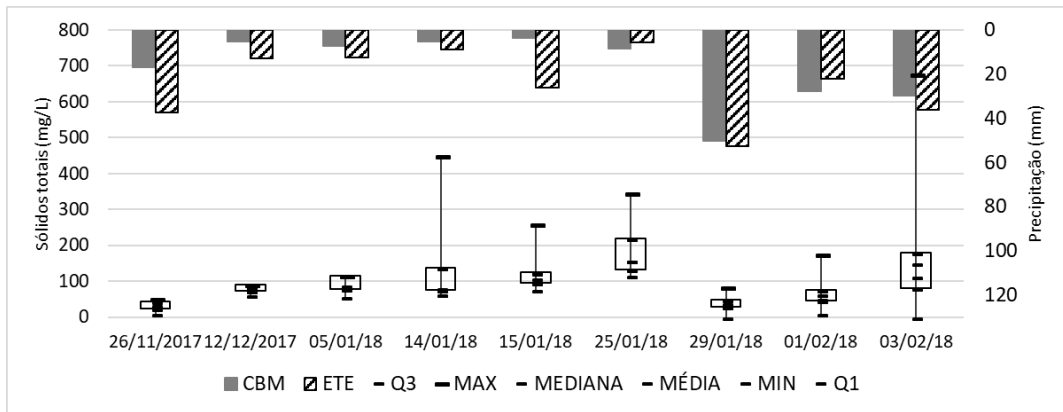


Figura 5.30 – *Boxplots* sólidos totais

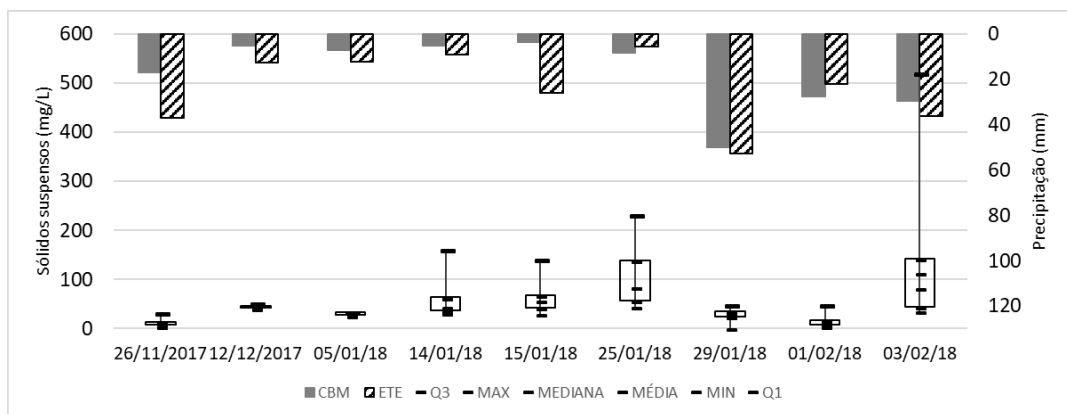


Figura 5.31 - *Boxplots* sólidos suspensos totais

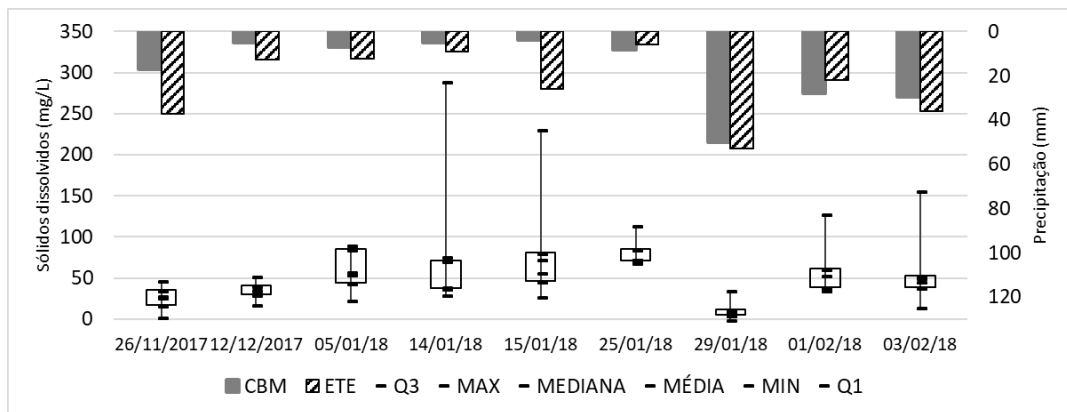


Figura 5.32 - *Boxplots* sólidos dissolvidos totais

Ao analisar os *boxplots* é possível observar, que de modo geral, para todas as análises de sólidos totais e suspensos, os eventos mais marcantes foram os de 14/01/18 e 03/02/18. Por serem os eventos com maiores concentrações, estão apresentados mais detalhadamente nas Figuras 5.33 a 5.38. Observa-se que, assim como no caso da turbidez, o evento do dia 03/02/18 apresentou um valor muito mais elevado na primeira amostra e manteve um padrão mais baixo nas amostras subsequentes.

No evento 14/01/18 é possível perceber uma tendência entre as concentrações e as vazões observadas, em que ambas iniciam com valores mais altos e vão diminuindo ao longo do tempo. Como já mencionado, esse evento teve uma intensidade elevada e uma curta duração, esse é um outro motivo para que apresente valores máximos mais elevados.

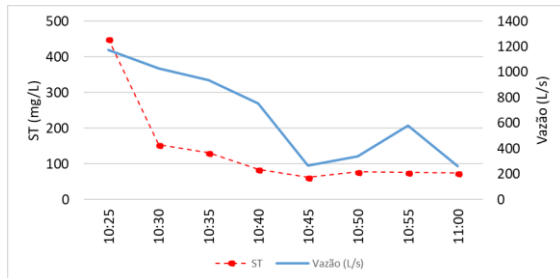


Figura 5.33 – Concentração de ST e hidrograma para o evento do dia 14/01/18.

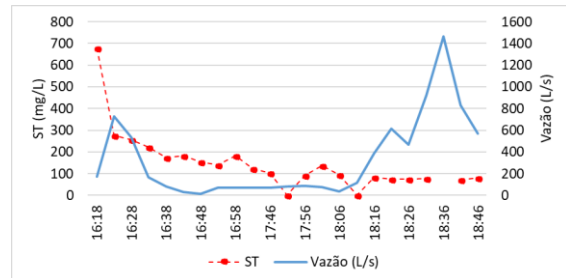


Figura 5.34 – Concentração de ST e hidrograma para o evento do dia 03/02/18.

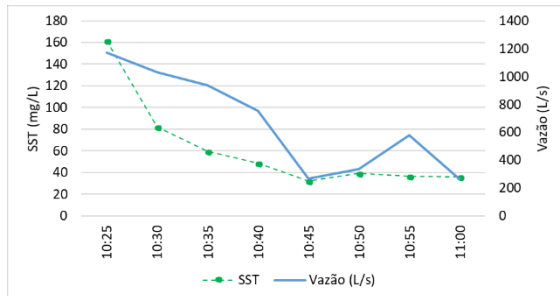


Figura 5.35 – Concentração de SST e hidrograma para o evento do dia 14/01/18.

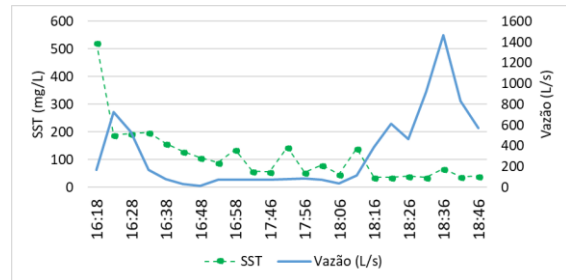


Figura 5.36 – Concentração de SST e hidrograma para o evento do dia 03/02/18.

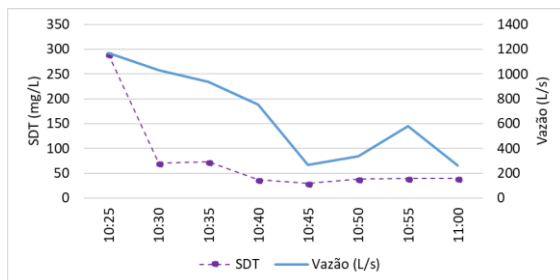


Figura 5.37 – Concentração de SDT e hidrograma para o evento do dia 14/01/18.

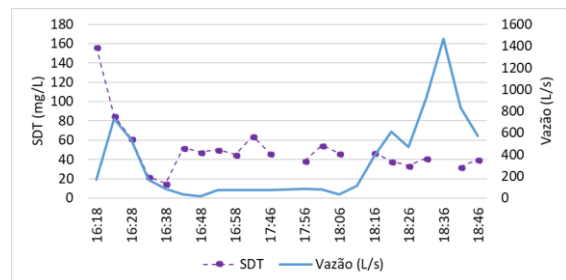


Figura 5.38 – Concentração de SDT e hidrograma para o evento do dia 03/02/18.

As concentrações médias por evento (CME) permitem uma comparação das concentrações em diferentes áreas de estudos, respeitando as particularidades de cada local, as CME para sólidos totais e suspensos estão mostradas nas Figuras 5.39 e 5.40. O trabalho realizado por Righetto *et al.*, (2017) em uma bacia de drenagem urbana da cidade de Natal-RN com área de 0,14 km², mostra que para sólidos totais o maior valor de CME foi de 772,1 mg/L e o

menor de 57,9 mg/L, enquanto Costa (2013) aponta que os valores máximo e mínimo de CME para sólidos totais variaram entre 26,3 mg/L e 4,2 mg/L. Os valores observados neste trabalho ficaram em uma faixa intermediária aos que foram encontrados por Righetto *et al.*, (2017) e por Costa (2013), variando entre 201,2 mg/L e 22,9 mg/L.

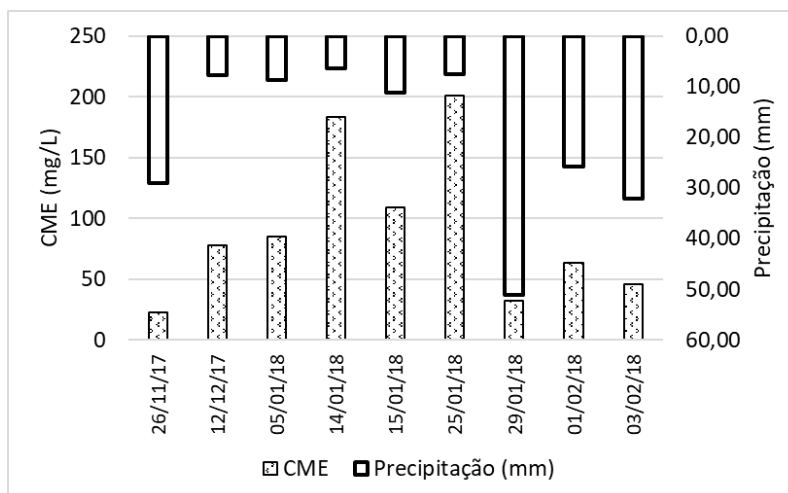


Figura 5.39 – Concentração média de sólidos totais.

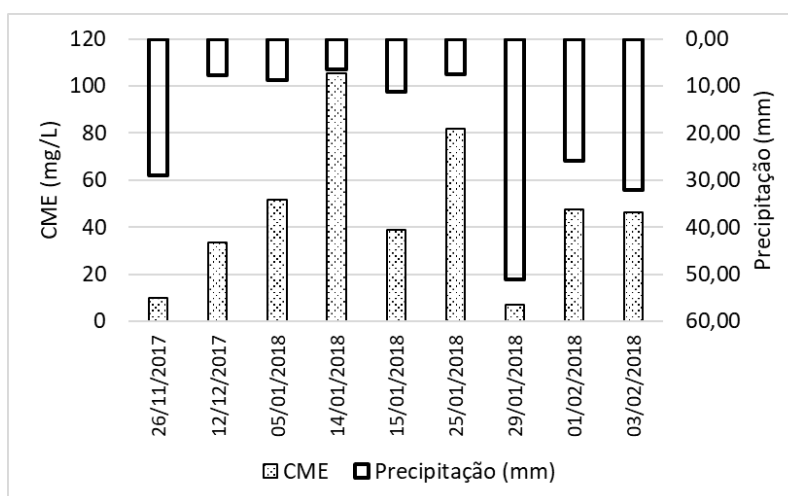


Figura 5.40 – Concentração média de sólidos suspensos.

A partir de uma breve análise das CME de sólidos totais, observam-se altos valores para o evento de 25/01/18, o qual ocorreu após um período de 9 dias secos antecedentes, enquanto o evento de 26/11/17, se mostrou com uma CME muito baixa, mesmo tendo sido um dos primeiros eventos chuvosos com muitos dias secos antecedentes. Isso ocorreu devido a problemas no amostrador, o qual iniciou as coletas após a passagem de uma primeira onda de cheias, como pode ser visto no hidrograma apresentado na Figura 5.41, no momento em

que a coleta das amostras foi iniciada (às 4:49), já havia sido registrados dois picos de vazão às 3:15 e 3:55.

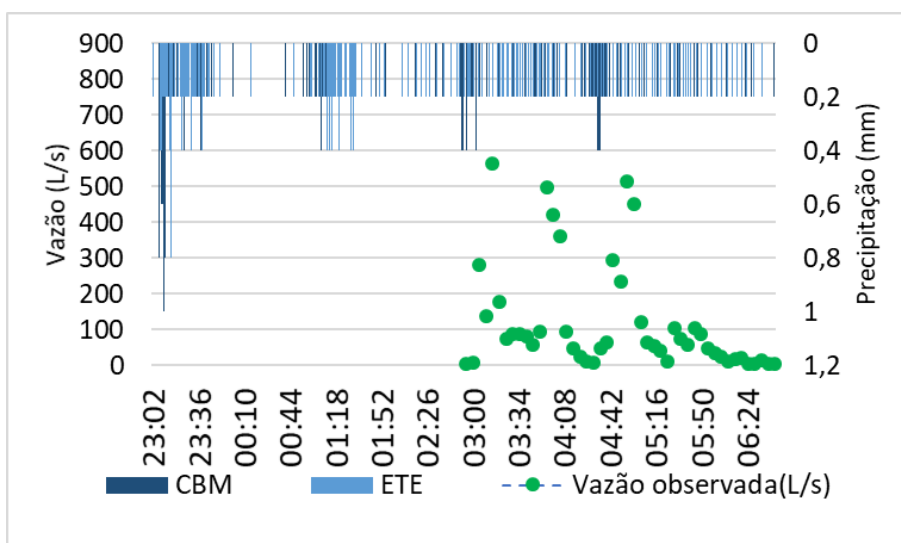


Figura 5.41 – Hidrograma do evento 26/11/18.

Nos estudos da poluição difusa há um alto grau de aleatoriedade no comportamento dos poluentes, isso porque fatores como a variação das ruas, atividades de construção civil (pequenas e grandes obras), podem gerar cargas maiores ou menores de sólidos carregados pelas águas de drenagem pluvial. As cargas geradas em cada evento em kg/dia/ha estão mostradas na Tabela 5.11.

Tabela 5.11 – Cargas por evento de SS, ST e SD.

Evento	Número de dias secos antecedentes	Sólidos suspensos (kg/dia/ha)	Sólidos totais (kg/dia/ha)	Sólidos dissolvidos (kg/dia/ha)
26/11/17	5	3,73	11,50	7,77
12/12/17	6	7,66	13,44	5,79
05/01/18	1	0,10	0,26	0,16
14/01/18	5	157,24	368,35	211,12
15/01/18	0	279,88	477,22	197,34
25/01/18	9	174,13	293,17	119,04
29/01/18	3	172,83	221,90	49,07
01/02/18	2	36,08	148,22	112,14
03/02/18	1	172,47	270,47	98,00

Nesse sentido, na poluição difusa de sólidos na bacia da RA Riacho Fundo I se observa que as maiores cargas são referentes ao evento do dia 15/01/18, mesmo que o período seco antecedente tenha sido menor que um dia, pois foi um evento de grande magnitude em que

a vazão máxima observada foi de 3.549,4 L/s, o que pode ter levado a um maior carregamento de sedimentos.

As cargas de sólidos no evento 05/01/18 estão muito baixas porque as vazões registradas no momento da coleta das amostras também foram muito baixas, variando entre 3 e 2,3 L/s, indicando que seja possível alguma falha no registro de nível da água ao final desse evento, pois as cotas registradas não são compatíveis com o nível mínimo para acionamento do coletor de amostras.

5.6.2 Nitrogênio

Foram analisadas nas amostras de água, as concentrações de nitrogênio em três diferentes formas: Nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e amônia (NH_4^+). As concentrações obtidas nas análises podem ser vistas, por eventos, na Figura 5.42, onde se observa uma tendência a diluição das diferentes formas de nitrogênio, nos eventos 15/01/18, 29/01/18, 01/02/18 e 03/02/18 conforme são registradas vazões maiores, também são observadas concentrações mais baixas.

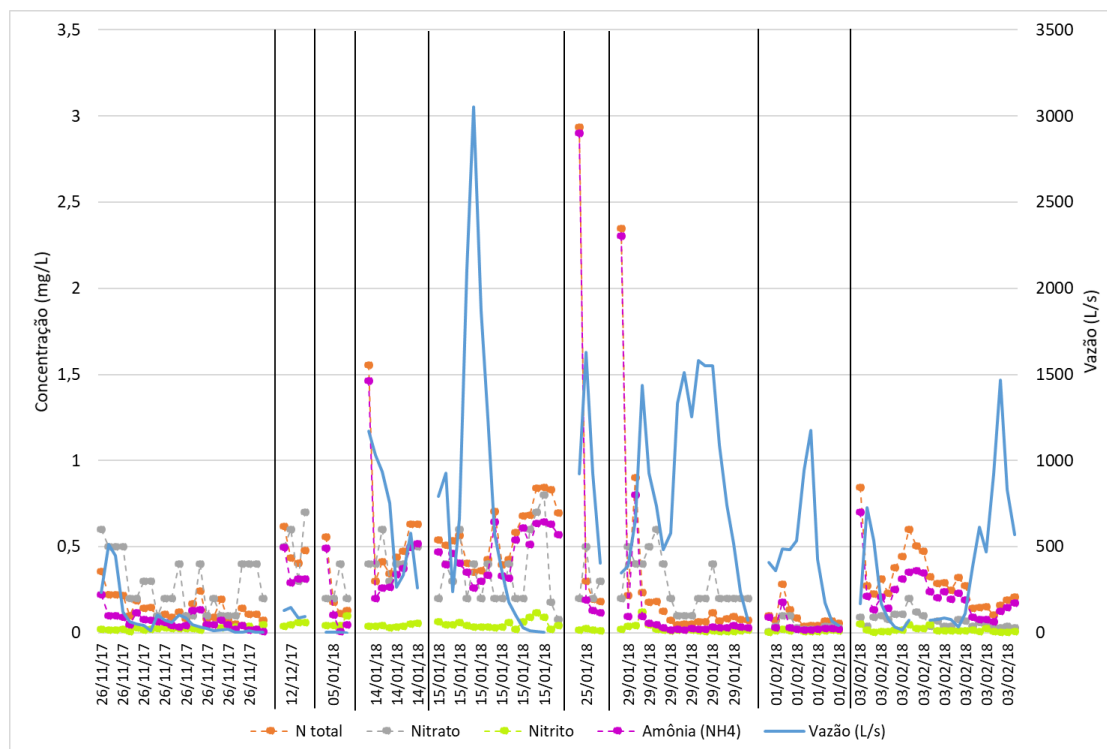


Figura 5.42 – Concentrações de nitrogênio nas quatro formas (total, nitrato, nitrito e amoniacal) e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.

Na Figura 5.43 está mais detalhado o evento 29/01/18 em que se observa de forma mais clara a diluição das concentrações ao longo do evento de precipitação.

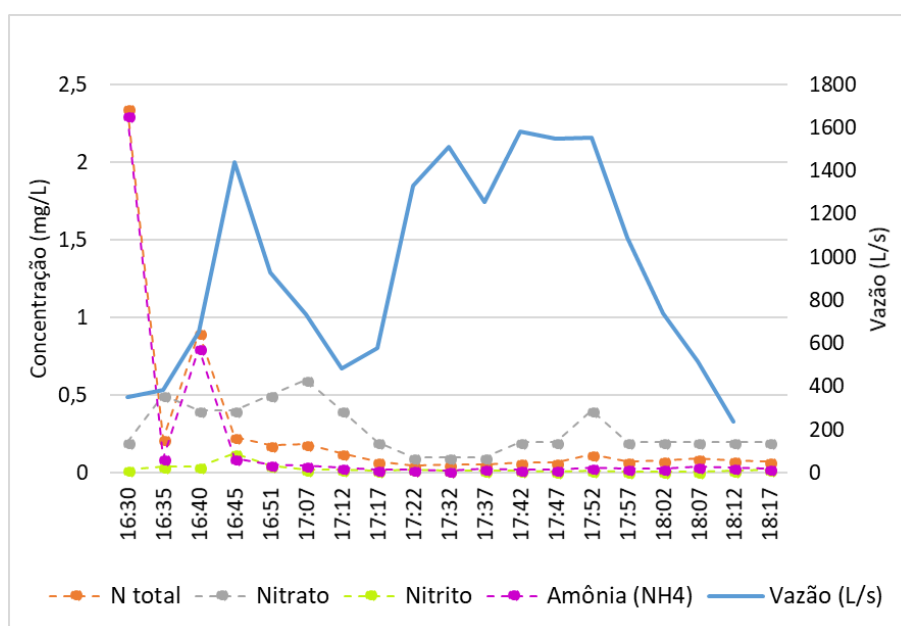


Figura 5.43 - Concentração das formas de nitrogênio e hidrograma do evento do dia 29/01/18.

As concentrações das diferentes formas de nitrogênio encontradas na água sugerem a informações sobre o estágio da poluição, onde a poluição recente está associada à forma de amônia, enquanto a forma de nitrato indica poluição mais remota, a transformação das formas de nitrogênio está expressa na Equação 5.1.



As informações estatísticas das análises de nitrogênio podem ser observadas na Tabela 5.12 e são mostradas por evento através de *boxplots* apresentados na Figura 5.44.

Tabela 5.12 – Características básicas das análises de nitrogênio nas diferentes formas.

	N total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Amônia (mg/L)
Média	0,333	0,244	0,030	0,250
Mediana	0,220	0,2	0,024	0,129
Mínima	0,038	0,01	0,003	0,009
Máxima	2,935	0,8	0,123	2,9
Desvio padrão	0,397	0,187	0,022	0,388

Como é possível observar na Tabela 5.12 os valores médios da concentração de nitrito são sempre bem menores que as outras formas do nitrogênio avaliadas, isso porque essa é a forma intermediária entre a conversão de amônia em nitrato, após a oxidação da amônia o processo de conversão de nitrito em nitrato é quase instantâneo, explicando, portanto, a tendência às baixas concentrações.

As concentrações desse parâmetro tendem a ser baixas em águas de drenagem pluvial, como nas sub-bacias C.O. e Iate Clube na cidade de Brasília-DF, estudadas por Costa (2013) Souza (2014), onde os valores máximos e mínimos variaram entre 0,12 e 0,003 e 0,187 e 0,001 mg/L, respectivamente, e Ferreira (2008), nas bacias Mirassol e Cidade Jardim ambas na cidade de Natal-RN, cujo valor máximo foi de 0,003e o mínimo esteve abaixo do limite de detecção do método utilizado.

As análises de amônia apontam as maiores concentrações entre as formas de nitrogênio, as quais variaram entre 2,9 e 0,09 mg/L, também foram consonantes com os resultados apresentados por Costa (2013) e Souza (2014), as quais obtiveram resultados de concentração de amônia em intervalos entre 2,27 e 0,04 mg/L, e 2,35 e 0,018 mg/L. Já as bacias urbanas de Natal-RN apresentaram concentrações em uma faixa de intervalo maior entre 3,36 e 0,07 mg/L.

No caso do nitrato, os resultados obtidos nas análises das águas de drenagem pluvial da RA Riacho Fundo I, que oscilaram entre 0,8 e 0,01 mg/L, foram mais aproximados aos obtidos na bacia C.O. apresentados por Souza (2014), cujos valores variaram entre 0,7 e 0,01 mg/L. Os resultados de Ferreira (2008) foram aquém, entre 0,41 e 0,02 mg/L, enquanto Costa (2013) apresenta um valor máximo de 2,5 mg/L, muito mais elevado, porém a média das concentrações de nitrato foram de 0,4 mg/L, valor mais aproximado dos demais estudos aqui expostos.

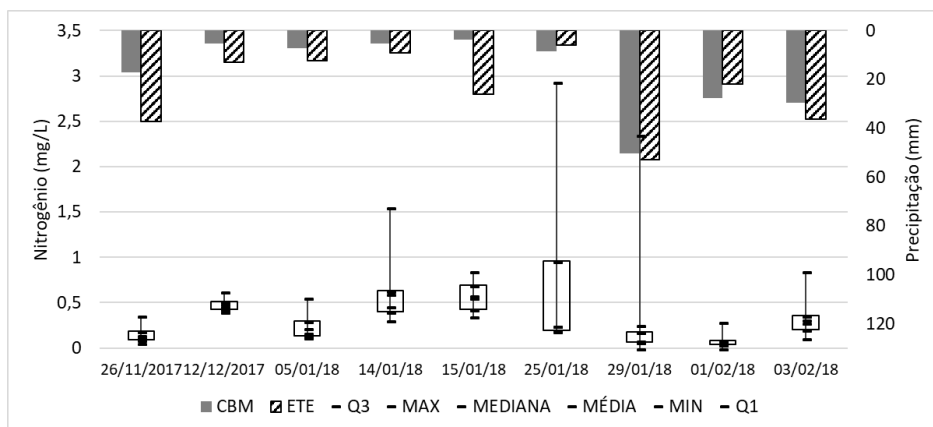


Figura 5.44 – Boxplots de nitrogênio total.

Ao observar a Figura 5.44, observa-se que a concentração máxima de nitrogênio total foi observada no evento 25/01/18, o qual ocorreu após um longo período seco antecedente, outro evento que chama a atenção é o do dia 29/01/18 que de forma geral apresentou concentrações parecidas com os demais eventos, exceto pelo alta concentração máxima, esse ponto de elevada concentração ocorreu logo no início das coletas, como pode ser visto na Figura 5.43, onde se nota que foi igualmente elevada a concentração de amônia, indicando alguma poluição recente que foi lavada nos primeiros momentos de precipitação.

Na Figura 5.45 é possível observar as CME de cada evento e a altura total precipitada, onde se nota, assim como nas CME de sólidos totais, que o evento com maior concentração foi o do dia 25/01/18 cujo período seco antecedente foi de 9 dias. De modo geral, se observa que os eventos com maiores valores de CME são aqueles em que houve um período seco antecedente maior, como o próprio evento 25/01/18, além dos eventos 12/12/11 e 14/01/18. A baixa CME de 26/11/17 também se explica pelo momento de coleta das amostras, que aconteceu após algumas horas de início do escoamento superficial da precipitação, devido à problemas no amostrador automático, o qual iniciou as coletas, após a passagem de duas ondas de cheia.

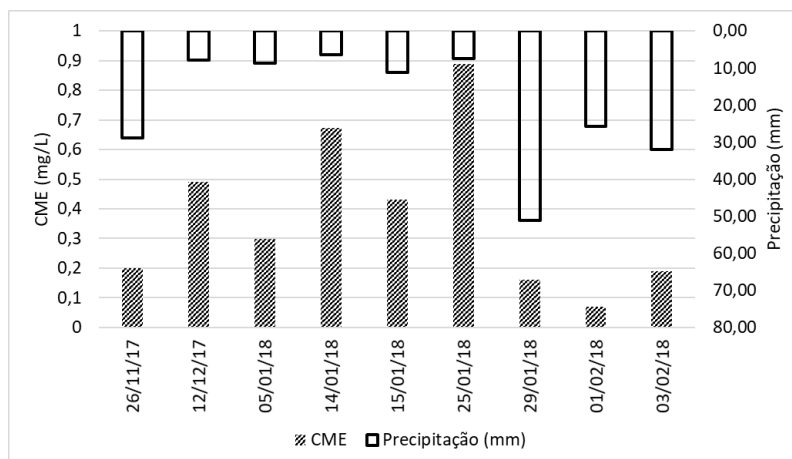


Figura 5.45 – Concentração média de nitrogênio total.

As CME de nitrogênio total das águas de drenagem pluvial na RA Riacho Fundo I, no período estudado, não chegaram a 1 mg/L, valores bem menores das CME da bacia C.O. no trabalho desenvolvido por Costa (2013), onde também há contribuição de esgotos domésticos e os maiores valores observados foram entre 1,5 e 2,5 mg/L. Entretanto, os valores observados por Costa (2013) em que há menor contribuição de esgoto doméstico os valores são mais próximos aos valores de CME na RA Riacho Fundo I.

Tabela 5.13 – Cargas de nitrogênio total.

Evento	Período seco antecedente	N total (kg/dia/ha)
26/11/17	5	0,16
12/12/17	6	0,08
05/01/18	1	0,0009
14/01/18	5	1,35
15/01/18	0	1,97
25/01/18	9	1,30
29/01/18	3	1,14
01/02/18	2	0,16
03/02/18	1	0,52

Assim como aconteceu nas cargas de sólidos, a maior carga de nitrogênio total foi no evento do dia 15/01/18, cuja vazão foi bastante elevada, uma hipótese que também pode ser considerada é a de que pode ter ocorrido um extravasamento do esgoto doméstico, contaminando as amostras, visto que os valores de carga mais próximos ao desse evento, aconteceram após um longo período seco antecedente, onde houve tempo para acúmulo de nitrogênio na superfície do solo da bacia.

No sentido oposto, o evento 12/12/17 chama atenção pela baixa carga de nitrogênio total, mesmo após um período seco antecedente de 5 dias, o que seria suficiente para acúmulo e geração de cargas parecidas com a do dia 14/01/18, entretanto, as vazões registradas em 12/12/17 foram baixas, sendo a máxima de 743,94 L/s, o que resultou em uma carga menor. Em termos de concentração, os valores não são tão diferentes do evento 14/01/18, como pode ser observada nos *boxplots* e nas CME, de 0,49 mg/L (em 12/12/17) e 0,67 mg/L (em 14/01/18).

5.6.3 Fósforo

As principais origens de fósforo nas águas de drenagem urbana são fertilizantes, utilizados na adubação de gramas e jardins, excrementos de animais e despejos domésticos e industriais. As concentrações ao longo dos eventos chuvosos podem ser vistas na Figura 5.46 onde se mostra as duas formas de fósforo diferentes analisadas: fósforo total e fósforo reativo (PO_4^{3-}). Também é possível observar de forma mais generalizada as características do fósforo nas águas de drenagem pluvial na área estudada na Tabela 5.14.

Tabela 5.14 – Características básicas das análises de fósforo total e fósforo reativo.

	P total (mg/L)	P reativo (mg/L)
Média	0,127	0,134
Mediana	0,13	0,13
Mínima	0,01	0,02
Máxima	0,63	0,59
Desvio Padrão	0,089	0,082

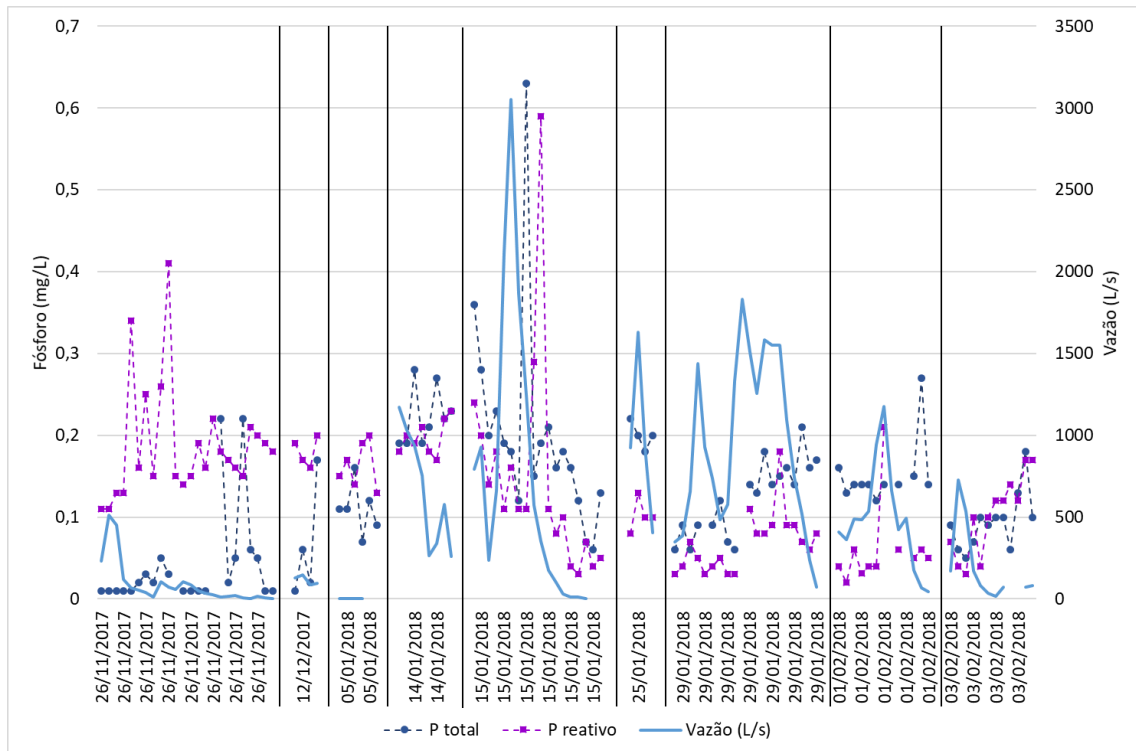


Figura 5.46 – Concentrações de fósforo total, fósforo reativo e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.

A variabilidade das concentrações ao longo dos eventos pode ser melhor analisada por meio dos gráficos tipo *boxplot* apresentados nas Figuras 5.47 (fósforo total) e 5.48 (fósforo reativo) e na Tabela 5.14 tem-se informações gerais das concentrações de fósforo para ambas as formas analisadas.

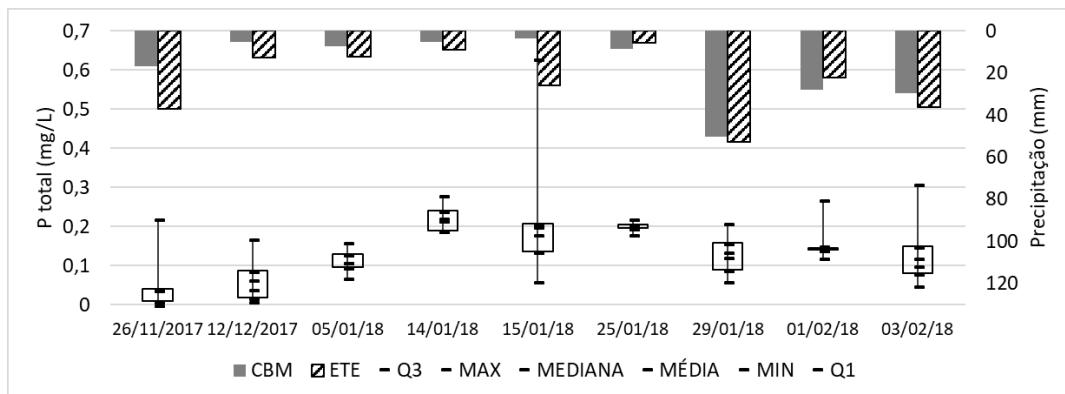


Figura 5.47 – *Boxplots* das concentrações de fósforo total.

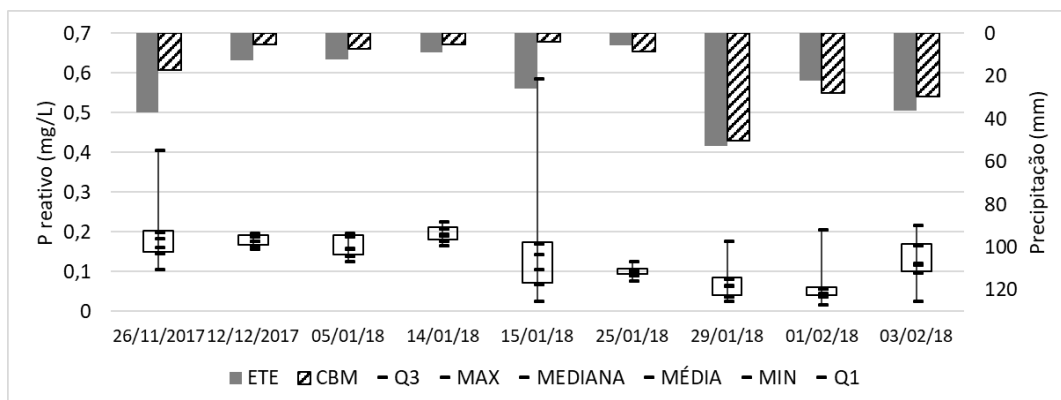


Figura 5.48 – Boxplots das concentrações de fósforo reativo.

O evento do dia 15/01/18 apresentou o valor máximo de concentração em ambas as formas do fósforo, as concentrações ao longo desse evento estão mostradas na Figura 5.49, onde se nota um pico nas concentrações após o pico da vazão, tal pico pode ter ocorrido devido a distribuição espacial das precipitações, sendo que a precipitação registrada pelo pluviógrafo CBM teve uma defasagem de 17 minutos em relação à registrada pelo pluviógrafo ETE e o pico do hietograma do CBM foi as 14:37.

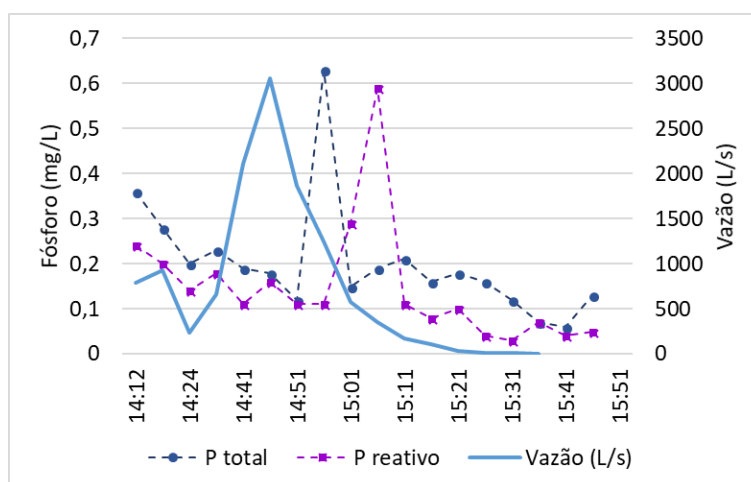


Figura 5.49 – Concentrações de fosforo total, reativa e hidrograma do dia 15/01/18.

Esse evento, ocorrido em uma segunda-feira, também se mostrou com a maior CME de fósforo total, mostrado na Figura 5.50. Assim, uma hipótese levantada é a possibilidade de extravasamento dos tanques de tratamento do esgoto doméstico da ETE Riacho Fundo, também é a mais coerente visto que a concentração aumenta após aumento da vazão. A outra hipótese é a possibilidade de atividades como fertilização de canteiros e jardins e/ou lavagem de carros e calçadas no período da tarde de domingo (14/01/18) em que não houve

precipitação, entretanto, nesse caso, haveria uma tendência aos picos de concentração serem no início da onda de cheia.

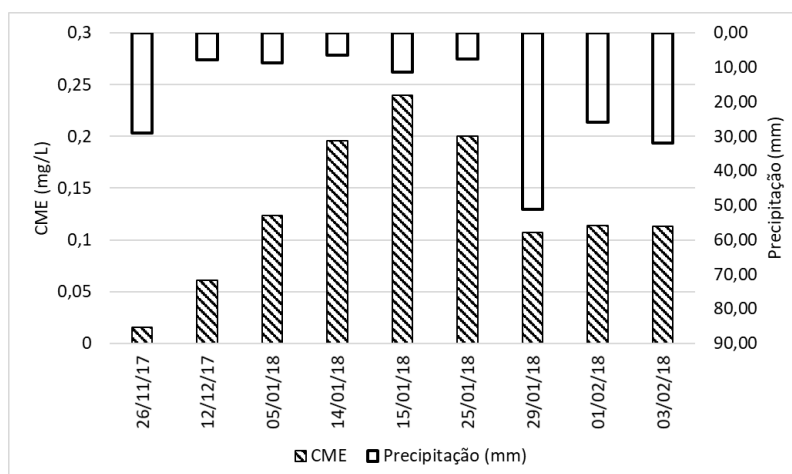


Figura 5.50 – Concentração média de fósforo total.

Gomes (2014) monitorou uma bacia experimental na zona urbana da cidade de Natal-RN, a qual compreende três bairros: Cidade Jardim, Conjunto Mirassol e Campus Universitário, onde as CME de fósforo total variaram de 0,67 a 0,14 mg/L, valores mais elevados que os observados na Figura 5.50 que variam de 0,24 a 0,01 mg/L. O maior valor de CME encontrado por Gomes (2014) ocorreu após um período de cerca de 14 dias secos antecedentes, enquanto neste trabalho a maior CME foi calculada para o evento 15/01/18 o qual não teve nenhum dia seco antecedente.

De modo geral, não é possível estabelecer uma relação clara a partir das CME com o período seco antecedente. O mesmo acontece ao observar as cargas de fósforo que estão mostradas na Tabela 5.15, em que eventos como os de 12/12/18, 14/01/18 e 29/01/18, cujos períodos secos antecedentes foram maiores e houve um maior tempo para acumulação de fósforo, não apresentaram cargas mais elevadas.

Tabela 5.15 – Cargas de fósforo total e reativo.

Evento	Período seco antecedente	P total (kg/dia/ha)	P reativo (kg/dia/ha)
26/11/17	5	0,041	0,012
12/12/17	6	0,011	0,010
05/01/18	1	0,0004	0,0002
14/01/18	5	0,435	0,126
15/01/18	0	1,097	0,252
25/01/18	9	0,291	0,046
29/01/18	3	0,757	0,170
01/02/18	2	0,267	0,050
03/02/18	1	0,309	0,102

Ao analisar as cargas de fósforo carregadas pelo escoamento superficial, é conhecida a influência do uso e ocupação do solo. Pinheiro e Deschamps (2008) verificaram que, na microbacia do ribeirão Fortuna em Timbó-SC, cujos principais usos são floresta (69%), agricultura (10%) e as demais áreas são divididas entre piscicultura, criação de bovinos e suínos, as cargas de ortofosfato (fósforo reativo) variaram de 62,79 a 6,51 kg.ha⁻¹ano⁻¹, valores muito diferentes das cargas verificadas neste trabalho, que variaram entre 273,75 a 0,182 kg.ha⁻¹ano⁻¹.

Nesse sentido, as cargas geradas na bacia do núcleo urbano da RA Riacho Fundo I são mais semelhantes às encontradas por Costa (2013), em que, na bacia urbana Iate Clube do Plano Piloto (Brasília-DF), foram observadas cargas de fósforo total que variaram de 1,140 a 0,04 kg/ha/dia e fósforo reativo de 0,456 a 0,016 kg/ha/dia. Entretanto, é importante ressaltar que a bacia Iate Clube também recebia contribuições de esgoto doméstico clandestino além das cargas da drenagem pluvial urbana e as tipologias de uso e ocupação do solo são muito diferentes. Percebe-se então que a área estudada neste trabalho produz cargas muito mais elevadas de fósforo que no Plano Piloto, já que no ponto de amostragem não foram observados lançamentos de esgotos clandestinos.

5.6.4 Matéria orgânica (DQO)

A DQO é um parâmetro que indica a concentração de matéria orgânica oxidável nas amostras de água, sendo que as principais fontes de matéria orgânica em áreas urbanizadas são os

esgotos domésticos e industriais. Algumas informações básicas desse parâmetro são mostradas na Tabela 5.16.

Tabela 5.16 – Características básicas das análises de DQO

	DQO (mg/L)
Média	22,14
Mediana	17
Mínimo	Abaixo do detectável pelo método
Máximo	196
Desvio padrão	26,16

As concentrações de DQO ao longo dos eventos de precipitação podem ser vistas na Figura 5.51 onde se nota que, no caso da DQO, também é possível verificar uma relação inversa entre a vazão e as concentrações, em que, na grande maioria dos eventos, há uma diluição das concentrações conforme aumenta a vazão. Os eventos 14/01/18 e 25/01/18 estão mostrados nas Figuras 5.52 e 5.53, onde é possível ver com maior clareza essa relação de diluição.

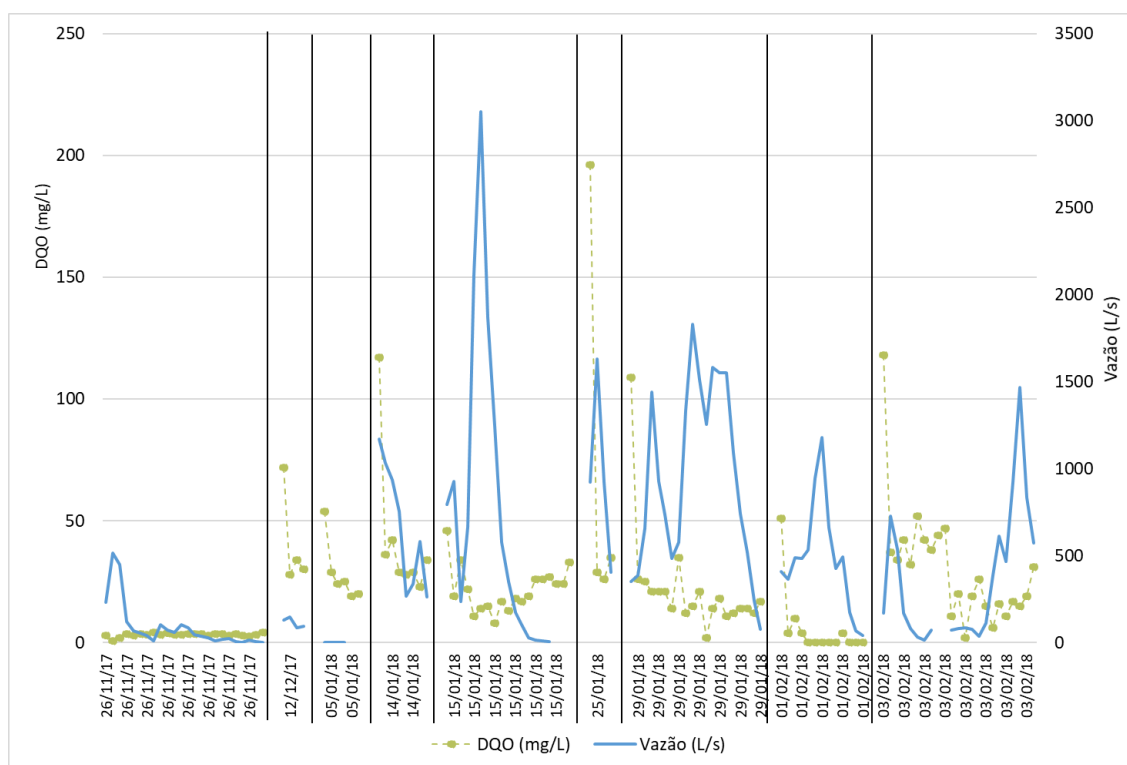


Figura 5.51 – Concentração da DQO e hidrograma de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.

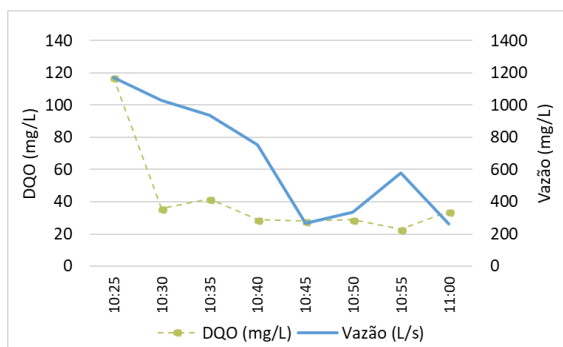


Figura 5.52 – Concentração de DQO e hidrograma do evento do dia 14/01/18.

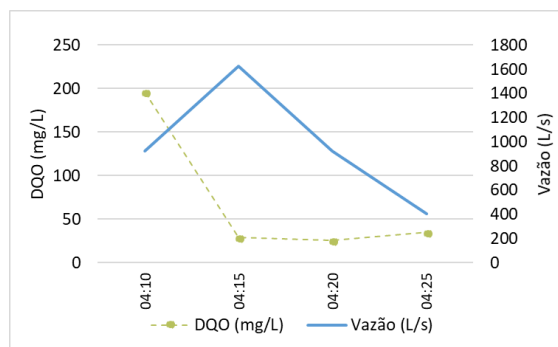


Figura 5.53 – Concentração de DQO e hidrograma do evento do dia 25/01/18.

Na Figura 5.54 pode-se ver os gráficos do tipo *boxplot* para as concentrações de DQO, em que se observa o quanto as concentrações de DQO do evento do dia 26/11/17 estão mais baixas que dos outros eventos. Pode-se perceber que os valores mais altos de concentração de DQO foram atingidos em eventos em que tiveram alguns dias no período seco antecedente, como é o caso dos eventos dos dias 12/12/17, 14/01/18 e 25/01/18.

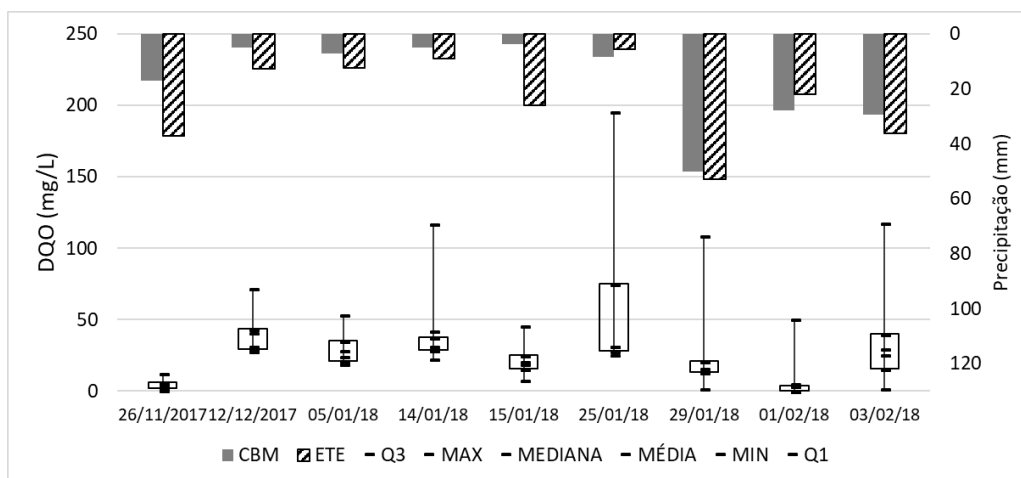


Figura 5.54 – *Boxplots* das concentrações de DQO.

O evento do dia 25/01/18 apresentou as maiores concentrações de DQO entre todos os outros eventos, além de também ter apresentado uma grande variação entre a concentração mínima e máxima no próprio evento, esse evento pode ser visto mais detalhadamente na Figura 5.53. Os valores mais altos foram observados após um período de nove dias sem registros de precipitação efetiva.

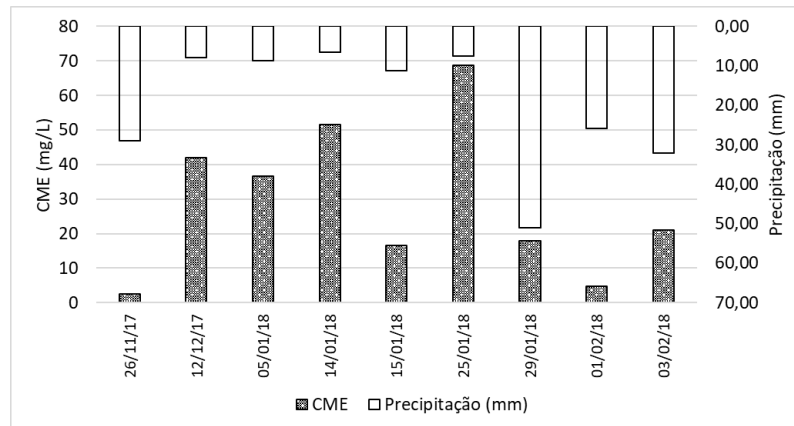


Figura 5.55 – Concentração média de DQO no evento.

A Figura 5.55 mostra a CME de DQO, onde se destaca, novamente, o evento do dia 25/01/18, observa-se que o evento com maiores cargas de DQO (aproximadamente 70 mg/L) são valores relativamente altos se comparadas às CME da drenagem pluvial rural na bacia no Rio Taquarizinho – MS obtidos por Oliveira (2007), em que a maior CME foi 45,83 mg/L. Em contrapartida, os valores estão bastante abaixo do que a maior CME registrada na bacia urbana do Iate Clube em Brasília (COSTA, 2013), de aproximadamente 330 mg/L, que aparentemente recebia contribuições de esgotos domésticos lançados clandestinamente.

O evento 26/11/17 provavelmente teve a CME baixa porque a coleta de amostras de água teve início após a passagem de uma onda de cheia, que pode ter carregado a maior parte da matéria orgânica nesse momento. Já a CME do evento 29/01/18 foi baixa, apesar dos 4 dias secos antecedentes e alta precipitação total, pois se trata de um evento de maior duração, as amostras foram coletadas ao longo de um período de 1 hora e 47 minutos de modo que provavelmente houve uma diluição das concentrações ao longo do tempo.

Entretanto, esse mesmo evento (29/01/18) foi o maior em termos de cargas, com uma contribuição de 126,29 kg/dia/ha, conforme é mostrado na Tabela 5.17. Nesse sentido, os valores estão mais próximos dos observados entre os anos de 2012 e 2013 na bacia Iate Clube (COSTA, 2013), onde foi atingido até 81,81 kg/dia/ha.

Tabela 5.17 – Cargas de DQO.

Evento	Período seco antecedente	DQO (kg/dia/ha)
26/11/17	5	1,91
12/12/17	6	7,24
05/01/18	1	0,11
14/01/18	5	103,27
15/01/18	0	75,61
25/01/18	9	100,09
29/01/18	3	126,29
01/02/18	2	11,70
03/02/18	1	57,32

A observação dos resultados obtidos a partir das análises de DQO feitas em laboratório indica que as concentrações de matéria orgânica em alguns dos eventos monitorados no núcleo urbano da RA Riacho Fundo I estão muito elevadas. Além disso também há uma variação considerável nas cargas de DQO, e não foi possível estabelecer correlações claras entre as alterações de carga de DQO e parâmetros como vazão, altura total precipitada ou dias secos antecedentes.

5.6.5 Correlação entre os parâmetros

Parâmetros como condutividade e turbidez são mais fáceis de serem medidos *in situ* e as sondas multiparamétricas permitem esse tipo de medição ao longo do tempo, garantindo uma maior densidade de dados durante os eventos de chuva.

Entender as relações entre parâmetros físicos indiretos medidos *in loco* e os parâmetros químicos medidos em laboratório pode permitir um maior conhecimento sobre as águas de drenagem pluvial de maneira menos dispendiosa, em virtude da diminuição de custos como os de manutenção de toda a estação de coleta de amostras, reagentes, transporte das amostras e pessoal, por exemplo. Nessa perspectiva, buscou-se conhecer se essas correlações são significativas nas águas coletadas no núcleo urbano da RA Riacho Fundo I. As correlações lineares obtidas estão apresentadas na Tabela 5.18.

Tabela 5.18 – Análise de regressão linear entre os parâmetros.

Variável		Equação	R ²
Eixo x	Eixo y		
Condutividade	SD	$y = 0,4629x + 18,834$	0,5036
Condutividade	N total	$y = 0,0239x - 0,9282$	0,7885
Condutividade	P reativo	$y = 0,0058x + 1,668$	0,6857
Condutividade	Nutrientes	$y = 0,0293x \pm 1,0734$	0,7664

5.6.5.1 Nitrogênio total/Fósforo reativo e condutividade

Os parâmetros que apresentaram maior coeficiente de correlação foram a condutividade e os íons de nitrogênio e fosfato (fósforo reativo), isso acontece porque a condutividade expressa a capacidade de transmitir corrente elétrica devido à dissociação dos íons onde há tendência a uma relação positiva e linear, em que quanto maior for a concentração iônica, maior será a condutividade elétrica, a condutividade pode variar nas faixas de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em ambientes naturais, podendo atingir até 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em ambientes poluídos (BRASIL, 2014).

Para observar a existência e a intensidade das correlações entre alguns parâmetros, foi utilizado o método da regressão linear (R²) e as curvas geradas nessa análise entre os parâmetros condutividade x nitrogênio total está mostrada na Figura 5.56 e condutividade x fósforo reativo, na Figura 5.57, cujos valores de R² foram de 0,79 e 0,68, respectivamente.

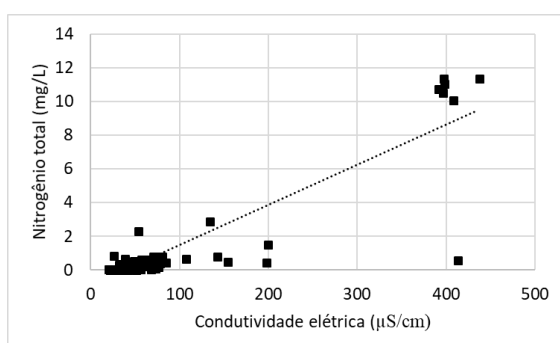


Figura 5.56 – Correlação entre condutividade e nitrogênio total.

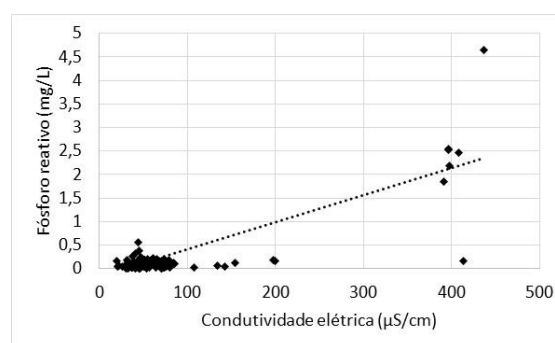


Figura 5.57 – Correlação entre condutividade e fósforo reativo.

Tendo em vista que a condutividade está relacionada aos íons de forma geral, optou-se por fazer as análises levando em conta os nutrientes, isso é, a soma dos íons disponíveis em forma de nitrogênio e fósforo. As variações da concentração de nutrientes e condutividade

estão mostradas na Figura 5.58, onde é possível perceber que, de modo geral, há uma forte tendência de alteração da condutividade conforme as concentrações de nutrientes são alteradas.

Ao analisar os eventos separadamente, observou-se que a maioria deles apresentava uma correlação linear de forte a moderada, exceto os eventos 26/11/17, 12/12/17 e 15/01/17, em que os coeficientes de determinação foram de 0,012, 0,001 e 0,0003.

O baixo valor de coeficiente de correlação linear do evento 15/01/18 pode estar relacionado aos resultados elevados de carga e CME tanto para nitrogênio, quanto para fósforo, situação em que foi levantada a hipótese de uma possível contaminação das amostras por esgoto doméstico visto que foi um evento de grande magnitude e isso pode ter induzido ao transbordamento e contaminação por esgoto em algum ponto da rede de drenagem. Apesar desse fato, ao avaliar o comportamento das concentrações ao longo do tempo mostrado na Figura 5.61, se nota certa similaridade entre os valores de ambos os parâmetros.

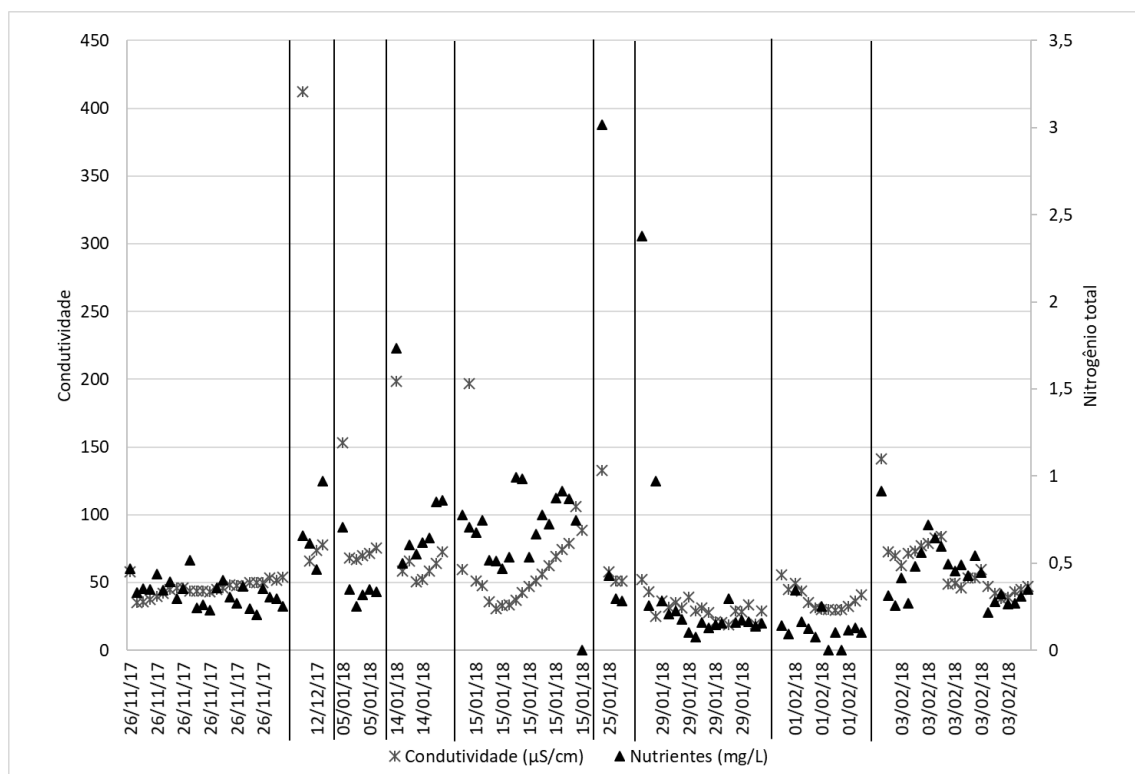


Figura 5.58 – Concentrações de nutrientes e condutividade de todos os eventos, separados pelas linhas pretas.

Já nos eventos 26/11/17 e 12/12/17, os quais são de pequena magnitude, foram constatados coeficientes angulares negativos, indicando que conforme a condutividade é aumentada, há uma diminuição dos nutrientes, isso pode ser visto nas Figuras 5.59 e 5.60 onde são mostradas as concentrações dos eventos 26/11/17 e 12/12/17 ao longo do tempo. Indicando que possivelmente, controverso ao verificado por Costa (2013) em que as melhores correlações foram em eventos pequenos, nesse trabalho, a correlação entre a condutividade e os sólidos dissolvidos fica prejudicada em eventos de pequena magnitude.

Desse modo, a condutividade pode dar uma ideia das concentrações de nutrientes presentes na água, mas o grau de incerteza é elevado para utilizar apenas as medições de condutividade com essa finalidade. Além do mais, sugere-se a análise de outros íons como o cloreto, o qual é um indicativo da presença de esgoto e chorume, e que também pode melhorar a compreensão sobre a correlação entre a condutividade e os íons das águas de drenagem pluvial.

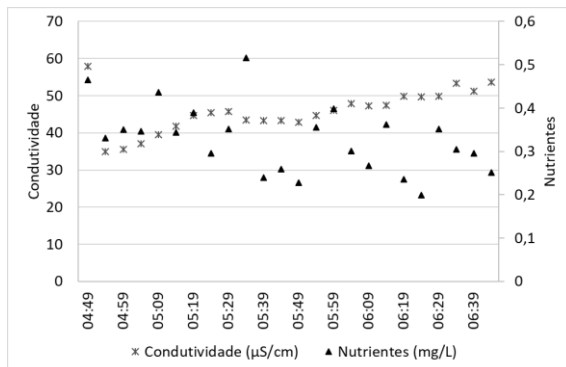


Figura 5.59 – Concentrações de condutividade e nutrientes no evento 26/11/17.

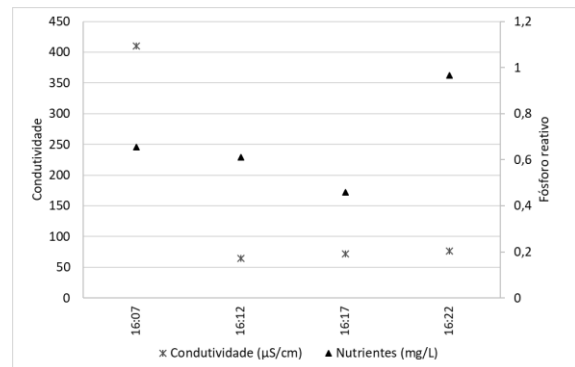


Figura 5.60 – Concentrações de condutividade e nutrientes no evento 12/12/17.

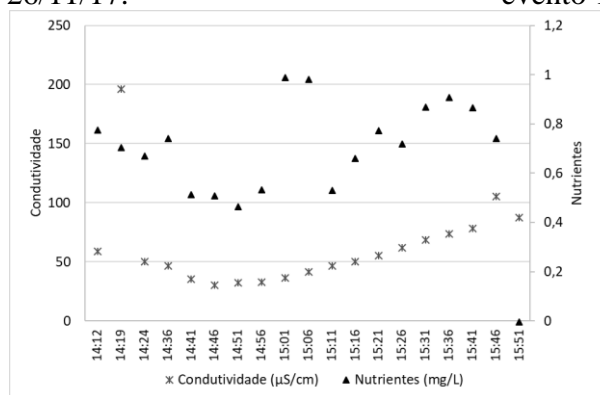


Figura 5.61 – Concentrações de condutividade e nutrientes no evento 15/01/18.

5.6.5.2 Correlação entre sólidos dissolvidos e condutividade

A correlação entre sólidos totais dissolvidos e a condutividade é bastante utilizada em diversos estudos, principalmente os desenvolvidos em áreas costeiras devido à salinidade das águas. Esses dois parâmetros podem ser correlacionados porque a condutividade indica a capacidade da água em conduzir cargas elétricas, o que depende da concentração de íons dissolvidos, força iônica e temperatura, e os sólidos totais dissolvidos expressam a concentração de íons dissolvidos na amostra (RUSYDI, 2017).

A partir dessa concepção, buscou-se conhecer como se deu essa correlação nas águas de drenagem pluvial da área de estudos a partir da construção da curva de condutividade e sólidos dissolvidos medidos em laboratório, mostrada na Figura 5.62. Além disso, também é possível observar as concentrações ao longo do tempo na Figura 5.63, onde se nota uma semelhança entre os parâmetros de modo geral.

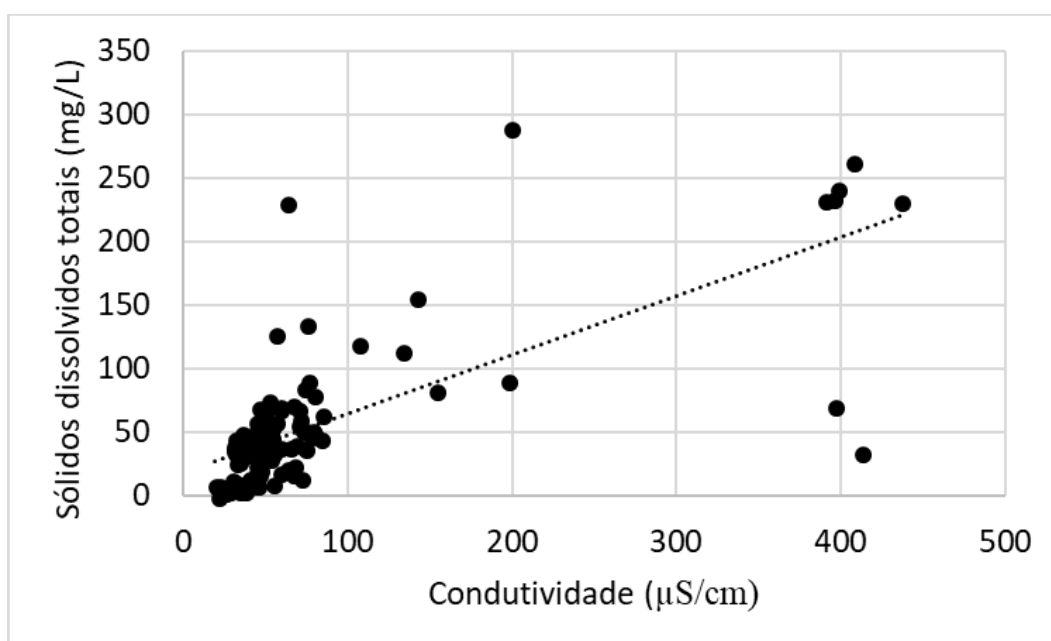


Figura 5.62 – Curva de correlação entre condutividade e sólidos dissolvidos totais.

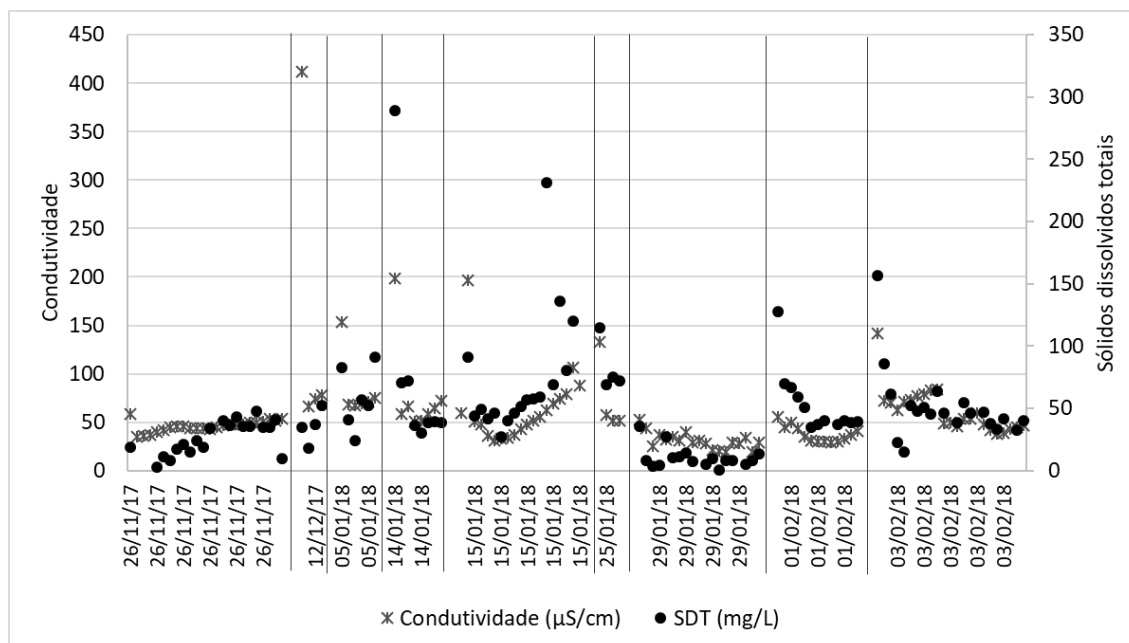


Figura 5.63 – Concentrações de sólidos dissolvidos totais e condutividade.

A partir de análises de correlação linear em cada evento (Tabela 5.19), observou-se que, assim como ocorreu nas correlações entre condutividade e nutrientes, os eventos cujos coeficientes de correlação foram mais baixos foram 26/11/17, 12/12/17 e 15/01/18 com 0,12, 0,0006 e 0,13, respectivamente. Os demais eventos apresentaram correlações fortes ou moderadas, sendo que o evento 14/01/18 foi um dos eventos com melhor ajuste entre os parâmetros comparados e como pode ser visto na Figura 5.64, de fato, o comportamento das concentrações é muito similar.

Tabela 5.19 – Correlação linear entre condutividade e SD por evento.

Evento	R ²
26/11/17	0,119
12/12/17	0,0006
05/01/18	0,305
14/01/18	0,960
15/01/18	0,134
25/01/18	0,961
29/01/18	0,352
01/02/18	0,760
03/02/18	0,611

Já o evento 15/01/18 apesar do coeficiente indicar uma correlação fraca entre os dois parâmetros, as concentrações ao longo do evento mostradas na Figura 5.65 são bastante similares, em que apenas um ponto de condutividade as 14:19 e um ponto de SD as 15:26 são discrepantes, tanto é que se desconsiderado o ponto discrepante de SD, visto que o

método de medição por gravimetria pode estar sujeito a falhas, o coeficiente atinge um valor de 0,39, indicando uma correlação moderada.

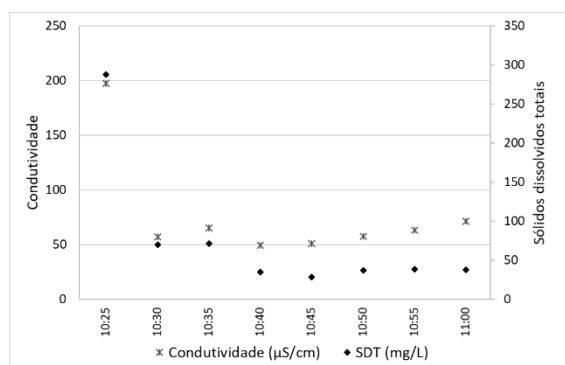


Figura 5.64 – Concentrações de condutividade e SDT no evento 14/01/18.

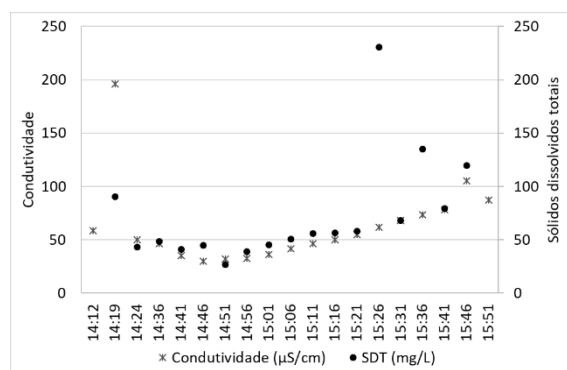


Figura 5.65 – Concentrações de condutividade e SDT no evento 15/01/18.

A partir das observações realizadas, infere-se que há uma correlação forte entre a condutividade e os sólidos dissolvidos totais, exceto pelo evento 12/12/17 o qual teve um comportamento diferente. O comportamento notado nesse evento pode ser devido às baixas vazões atingidas e ao curto período de tempo em que houve a coleta de amostras, pois o evento 26/11/17 também é de magnitude pequena, entretanto houve um longo período de coleta, além disso, a amostragem pode não ter sido representativa, resultando nessa anormalidade.

Assim sendo, é possível estabelecer um conhecimento prévio dos sólidos dissolvidos totais a partir da coleta de dados de condutividade, mas ainda são necessários mais estudos que possam estabelecer melhores correlações até mesmo em eventos de precipitação pequenos.

5.6.6 Análise das cargas de poluentes

A partir das análises de cargas é possível avaliar a ocorrência do *first flush*, que podem ser feitas sob diversas óticas, uma delas é a apresentada por Sansalone e Buchberger (1997) em que o *first flush* é caracterizado como qualquer evento cuja curva adimensional da fração de massa pela fração de volume esteja acima da curva bissetriz. Desse modo, foi possível observar que exceto para fósforo total e fósforo reativo, em todos os parâmetros analisados houve a ocorrência desse fenômeno, na maior parte dos eventos.

O primeiro parâmetro avaliado foi o nitrogênio total, em que as curvas estão mostradas na Figura 5.66, todos os eventos apresentaram curvas acima da curva bissetriz, mas um evento que se destaca é o do dia 25/01/18 em que se observa uma curva de aproximadamente 80% da fração de massa sendo carregado nos primeiros 30% de escoamento, números muito próximos às proporções sugeridas Saget *et al.* (1996) de 80/30 (80% da massa nos primeiros 30% do volume).

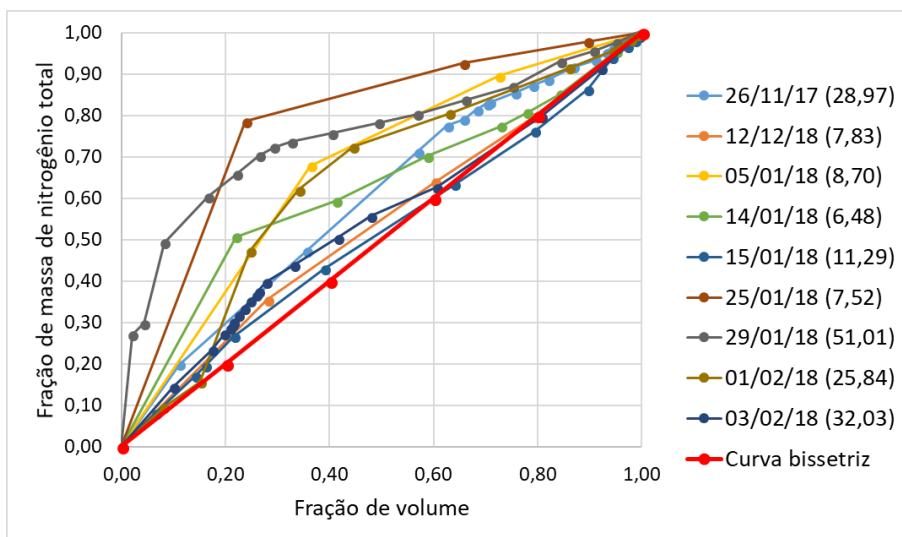


Figura 5.66 – Curva M(V) para nitrogênio total, em parênteses a altura total em mm precipitada no evento.

Já no evento do dia 29/01/18 pode-se ver que mais de 70% da massa de nitrogênio foi computada nos primeiros 30% de volume escoado. Entretanto, pode-se observar que nos eventos de forma geral os primeiros 30% de volume carregam entre 30 e 85% da massa total de nitrogênio total.

Para a DQO também foram observadas ocorrências de *first flush* para a maioria dos eventos, onde não se constatou o fenômeno apenas no evento 26/11/17, esse comportamento é coerente tendo em vista que as amostras foram coletadas após a passagem de uma primeira onda de cheia, por isso, seria mais difícil detectar um carregamento de grandes cargas de DQO nas primeiras amostras.

Como pode ser observado na Figura 5.67, os melhores foram: 25/01/18 e 01/02/18, o evento 25/01/18 também apresentou cargas bem elevadas. Nesse parâmetro o evento 14/01/18

seguiu o *first flush* muito próxima da definição indicada por Bertrand-Krajewski *et al.* (1998) de 50/38 (50% da massa nos primeiros 38% de volume).

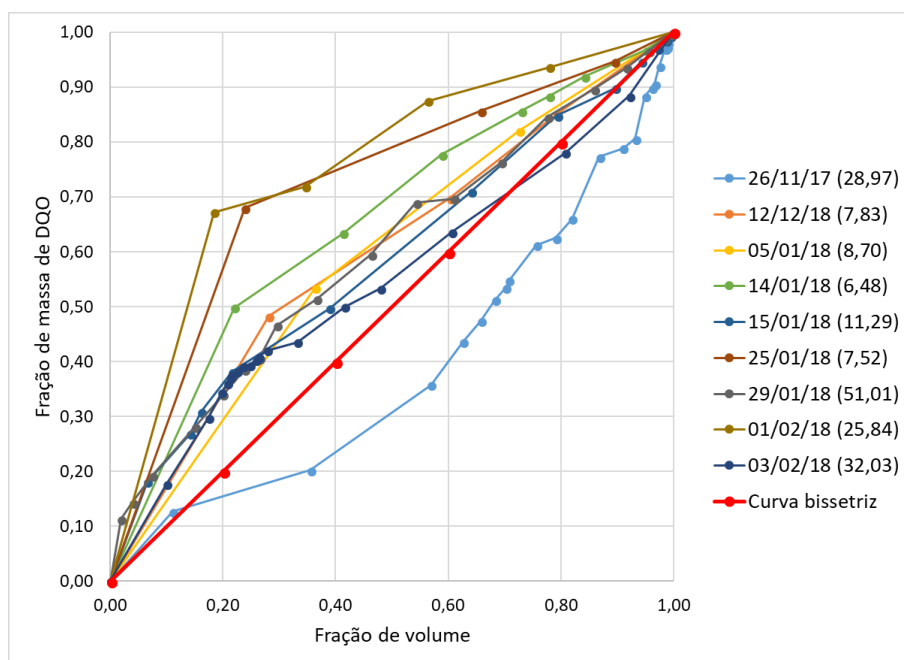


Figura 5.67 – Curva M(V) para DQO, em parênteses a altura total precipitada em mm no evento.

No grupo dos sólidos totais se nota na Figura 5.68 que apenas os eventos 26/11/17 e 12/12/17 não sofreram o fenômeno de *first flush*, como já citado, no evento 26/11/17 esse comportamento é coerente, entretanto, a não ocorrência de *first flush* para sólidos totais no evento 12/12/17 pode indicar que esse fenômeno não tende a acontecer em eventos de pequena magnitude, visto que esse é uma característica comum dos dois eventos.

Nos eventos de magnitudes média ou grande, se observa que não há uma relação direta entre o número de dias secos antecedentes e a intensidade com que ocorreu o *first flush* pois o evento 29/01/18 foi o que apresentou um transporte de 80% da massa nos 40% de volume de escoamento inicial.

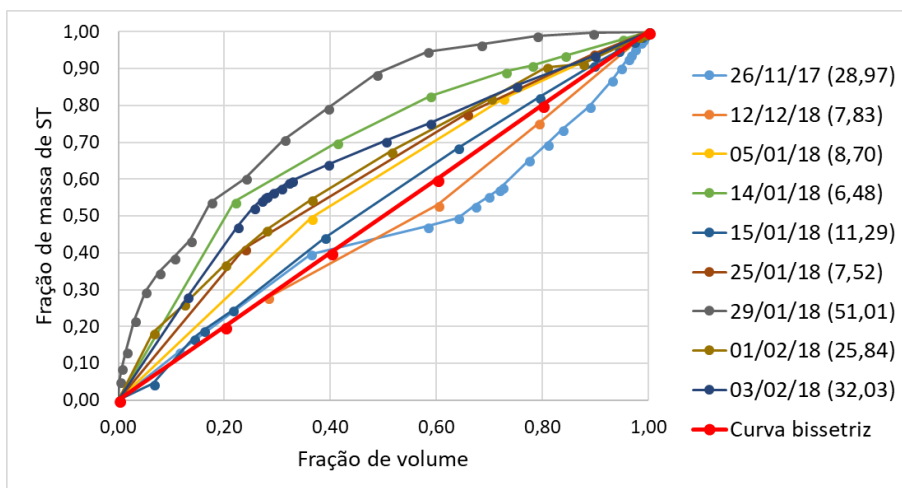


Figura 5.68 – Curva M(V) de sólidos totais, em parênteses a altura total precipitada no evento.

Ao analisar as curva adimensionais de sólidos suspensos mostradas na Figura 5.69, se nota que o evento 26/11/17 também se destaca por apresentar um comportamento diferente dos demais, já o evento 12/12/17 fica quase totalmente sobreposta pelo bissetor, exceto por alguns pontos que aparecem logo abaixo, indicando que nesse parâmetro, há uma tendência menor à ocorrência de *first flush* em eventos de pequena magnitude.

Outra constatação que é possível fazer é a de que o período seco antecedente também não exerce influência direta na ocorrência da primeira carga de lavagem, pois a curva mais expressiva onde foi carregado 60% da fração de massa nos primeiros 33% do volume escoado, foi o evento 03/02/18 em que houve um evento chuvoso no dia 01/02/18.

No caso de sólidos dissolvidos totais, o evento que apresentou a curva mais distinta foi o do dia 26/11/17 e junto ao evento 12/12/17, novamente não se observou o *first flush*, desse modo se confirma que a magnitude dos eventos é bastante importante para a ocorrência da primeira carga de lavagem no grupo dos sólidos, pois nas três forma analisadas, os eventos pequenos foram os únicos que as curvas adimensionais ficaram posicionadas abaixo do bissetor.

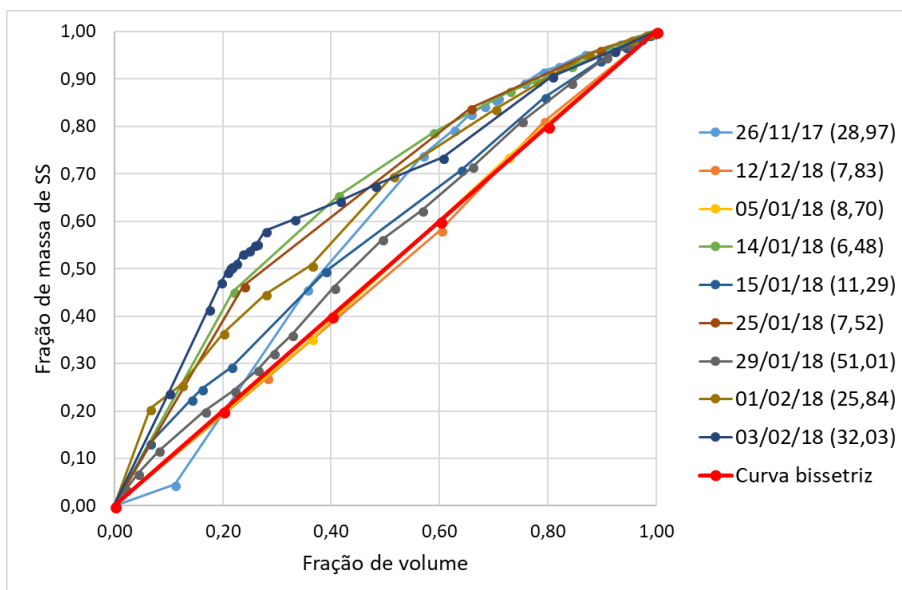


Figura 5.69 – Curva M(V) de sólidos suspensos, em parênteses a altura total precipitada no evento.

No sentido oposto, curva do evento 14/01/18 se destaca o carregamento de 72% do total de sólidos dissolvidos sendo carregados nos primeiros 40% de volume de água escoada. Em sete eventos se observa que nos primeiros 40% de volume escoado, a massa transportada variou entre 48 e 72%, conforme é mostrado na Figura 5.70. A observação das curvas de sólidos dissolvidos corrobora com a ideia de que o período seco antecedente exerce pouca influência na intensidade em que o *first flush* acontece no grupo dos sólidos.

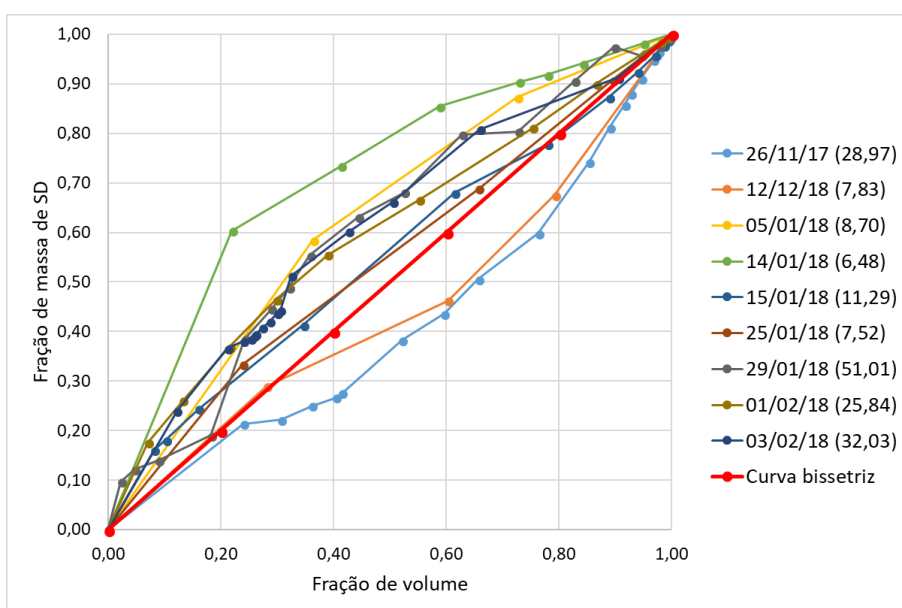


Figura 5.70 – Curva M(V) de sólidos dissolvidos, em parênteses a altura total precipitada no evento.

As análises das curvas M(V) dos parâmetros fósforo total e fósforo reativo mostram que esse nutriente, na área estudada, não tende a sofrer o fenômeno de *first flush*, visto que em nenhum dos casos há algum evento que seja mais expressivo nesse sentido, conforme é mostrado nas Figuras 5.71 e 5.72. Diferente do que apresenta Costa (2013) tanto na bacia C.O. quanto na bacia Iate Clube e independente das características de precipitação ou do período seco antecedente, não foi constatada qualquer ocorrência ou indício da primeira carga de lavagem.

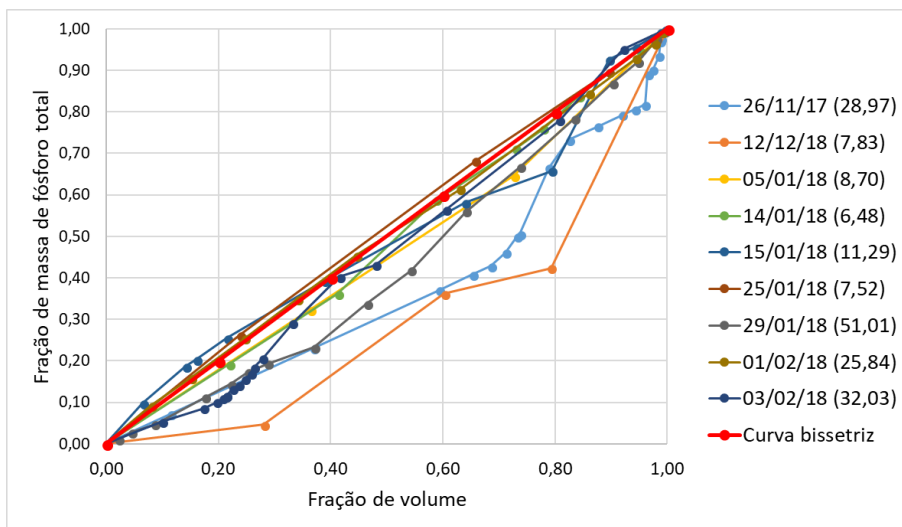


Figura 5.71 – Curva M(V) de fósforo total, em parênteses a altura total precipitada no evento.

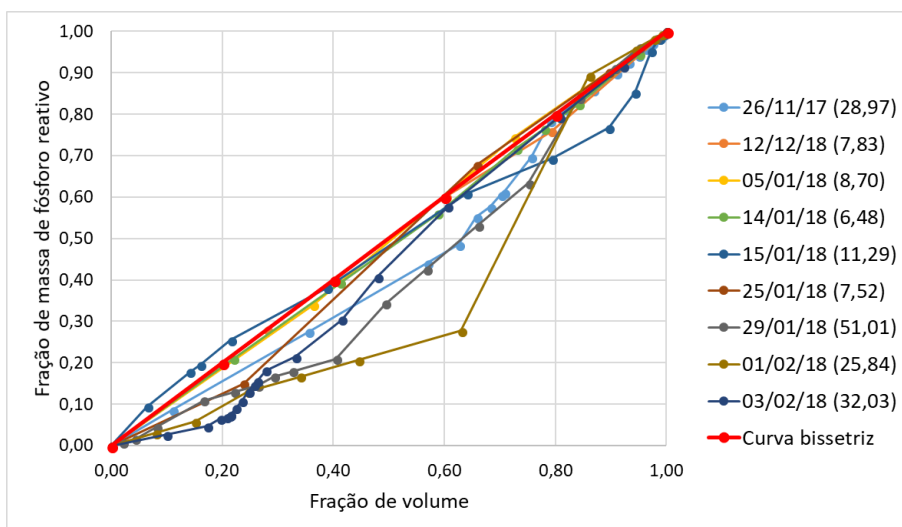


Figura 5.72 – Curva M(V) de fósforo reativo, em parênteses a altura total precipitada no evento.

Os resultados observados nesse trabalho apenas reforçam mais a ideia explanada por Deletic (1998) onde afirma que *first flush* pode ocorrer de diferentes formas para os diversos

poluentes e eventos analisados, tendo em vista que a forma e a proporção em que o *first flush* pode acontecer é muito variável e tanto para os diversos eventos quanto para os distintos parâmetros.

5.7 MODELAGEM DA QUALIDADE DAS ÁGUAS

O modelo SWMM foi utilizado para estimar as concentrações de poluentes difusos nas águas de drenagem pluvial da RA Riacho Fundo I, as simulações foram realizadas a partir da metodologia sugerida por Alvarez (2010), o qual utiliza a função *Rating curve* para a lavagem de poluentes, descrita pela Equação 4.3.

O modelo permite a inserção de diferentes equações para cada tipo de uso de solo, entretanto, devido às coletas de amostras de águas terem sido feitas no exutório da bacia, ponto que recebe as águas de toda a rede de drenagem pluvial da RA Riacho Fundo I, não foi possível separar por usos e criar uma equação para tipo de uso e ocupação do solo, por isso utilizou-se uma equação geral para cada poluente.

Desse modo, a determinação desses coeficientes foi realizada a partir de uma estimativa empírica com a construção de curvas não-lineares do tipo potência entre os dados observados de cargas (mg/s) de DQO, nitrogênio total, fósforo total, sólidos suspensos, sólidos totais e sólidos dissolvidos, e a vazão em L/s. Os coeficientes utilizados para a função de lavagem estão mostrados na Tabela 5.20 e as curvas estão mostradas nas Figuras 5.73 a 5.78.

Tabela 5.20 – Coeficientes de C1 e C2 para equação de lavagem (*wash off*).

Parâmetro	C1	C2
DQO	8,5535	1,1024
Nitrogênio total	0,2372	0,9731
Fósforo total	0,41	0,1558
Sólidos totais	61,33	1,0199
Sólidos suspensos	16,077	1,1258
Sólidos dissolvidos	42,469	0,9535

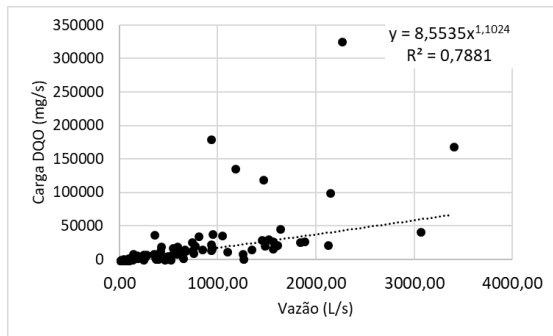


Figura 5.73 – Curva empírica da carga de DQO pela vazão.

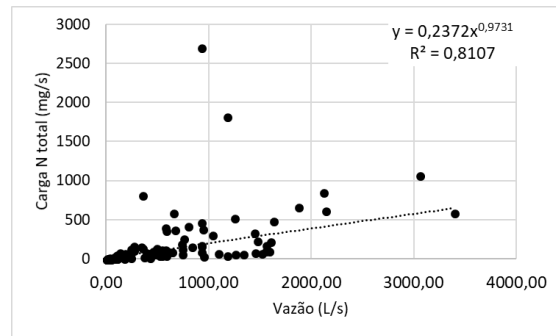


Figura 5.74 – Curva empírica da carga de nitrogênio total pela vazão.

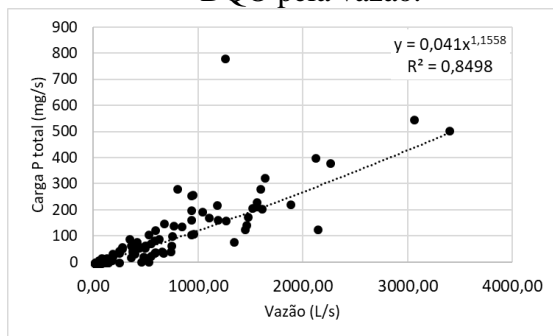


Figura 5.75 – Curva empírica da carga de fósforo total pela vazão.

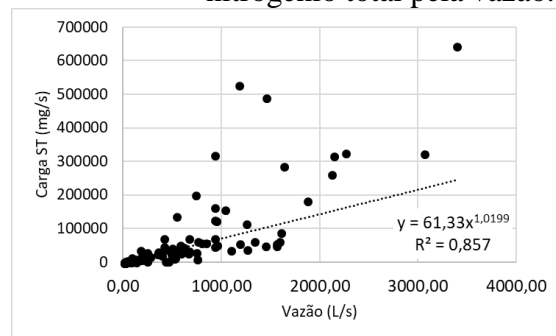


Figura 5.76 – Curva empírica da carga de sólidos totais pela vazão.

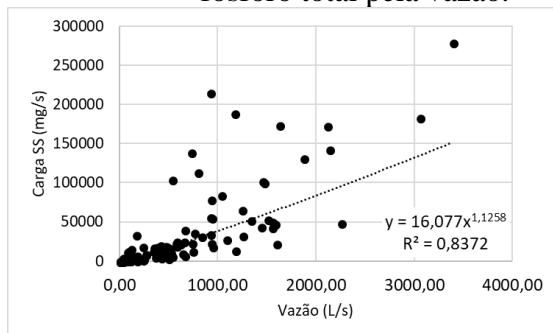


Figura 5.77 – Curva empírica da carga de sólidos suspensos pela vazão.

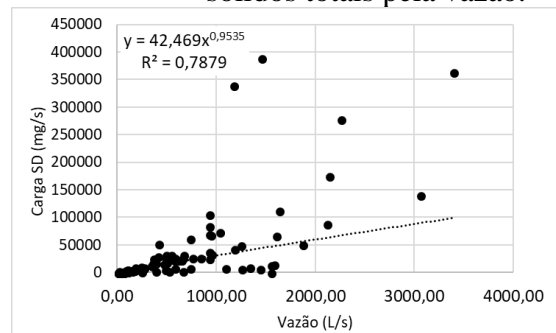


Figura 5.78 – Curva empírica da carga de sólidos dissolvidos pela vazão.

Foram realizados alguns testes com relação às equações e coeficientes utilizados para *build up* e observou-se que as alterações nos coeficientes não modificavam os polutogramas simulados, o que indica ter ocorrido problemas na forma com que foi feita a simulação. A simulação do processo de acumulação (*build up*) foi desconsiderada nas simulações seguintes.

5.7.1 Simulações da qualidade das águas de drenagem pluvial

Inicialmente foram simuladas as concentrações dos poluentes utilizando os coeficientes obtidos por meio das curvas empíricas, nessa etapa, foram selecionados apenas três eventos de precipitação. A determinação dos eventos a serem simulados foi feita a partir dos eventos que obtiveram melhores resultados nas simulações de vazão e que haviam dados de qualidade coletados, para que fosse possível a verificação da eficiência do modelo nesse aspecto.

Desse modo, foram escolhidos os eventos de magnitude pequena, média e grande, com melhores ajustes, sendo eles 26/11/17, 29/01/18 e 03/02/18. Sendo que a eficiência do modelo para esses eventos está mostrada na Tabela 5.21.

Tabela 5.21 – Eficiência do modelo SWMM para as simulações de qualidade.

		26/11/17	29/01/18	03/02/18
DQO	NSE	-107	-0,266	-1,05
	R ²	0,032	0,14	0,344
N total	NSE	-1,29	-0,005	-1,01
	R ²	0,002	0,070	0,104
P total	NSE	-0,056	-1,79	-1,47
	R ²	0,068	0,284	0,167
ST	NSE	-5,56	-2,33	-0,778
	R ²	0,411	0,321	0,611
SS	NSE	-1,69	-0,376	-0,985
	R ²	0,388	0,115	0,548
SD	NSE	-0,84	-10,3	-1,34
	R ²	0,0009	0,117	0,479

A simulação de DQO apresentou resultados mais razoáveis para os eventos 29/01/18 e 03/02/18, entretanto, no evento 26/11/17, os valores simulados foram superestimados, isso explica o valor de NS tão negativo e o baixo valor do coeficiente de correlação R². Já nas simulações de nitrogênio total, nesse mesmo evento (26/11/17) observa o oposto, valores subestimados, enquanto nos demais eventos, os valores foram aproximados, em coerência com os resultados de eficiência mostrados na Tabela 5.21.

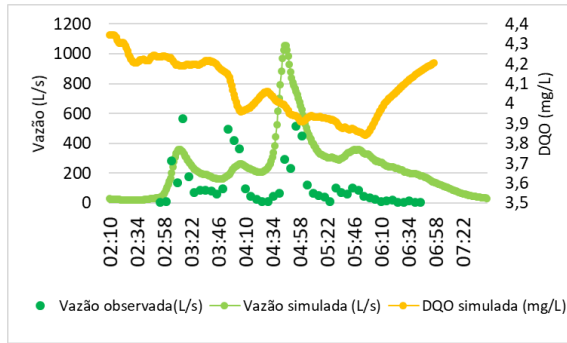


Figura 5.79 – Simulação de DQO no evento 26/11/17.

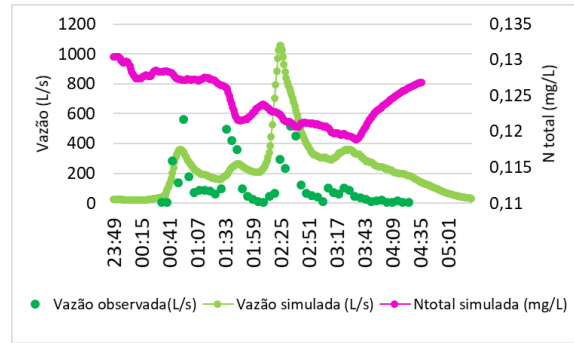


Figura 5.80 – Simulação nitrogênio total no evento 26/11/17.

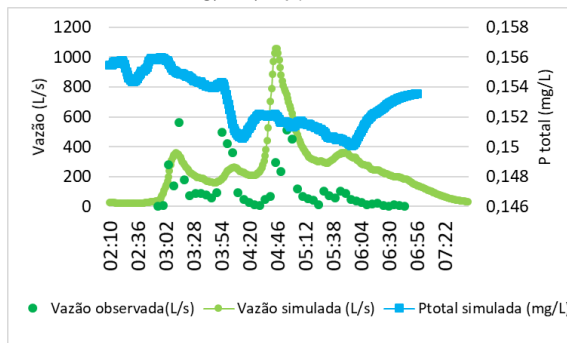


Figura 5.81 – Simulação de fósforo total no evento 26/11/17.

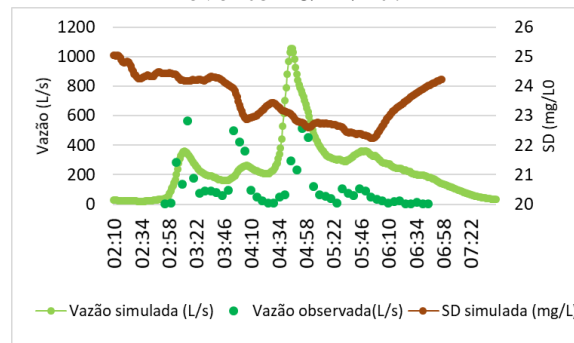


Figura 5.82 – Simulação de sólidos dissolvidos no evento 26/11/17.

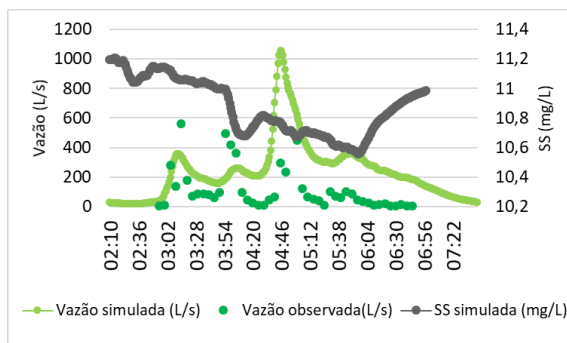


Figura 5.83 – Simulação de sólidos suspensos no evento 26/11/17.

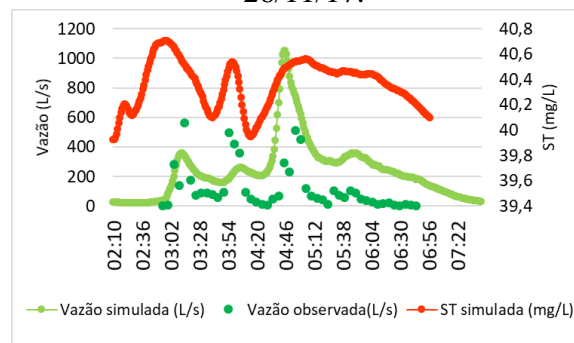


Figura 5.84 – Simulação de sólidos totais no evento 26/11/17.

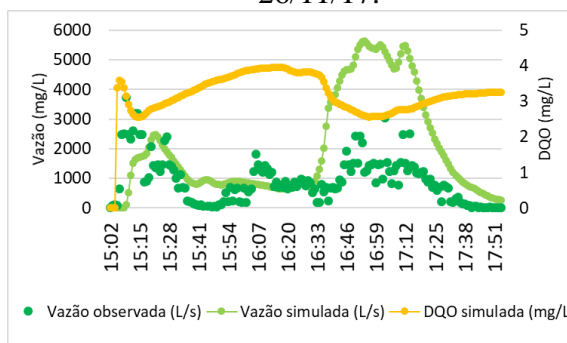


Figura 5.85 – Simulação de DQO no evento 29/01/18.

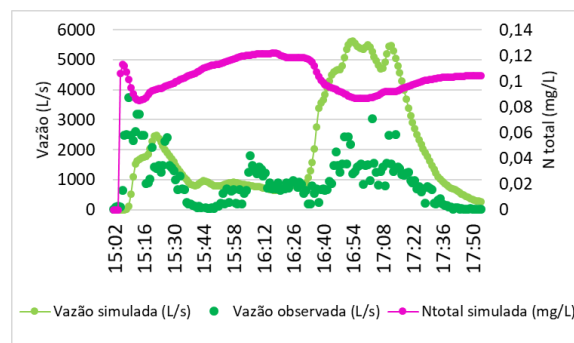


Figura 5.86 – Simulação de nitrogênio total no evento 29/01/18.

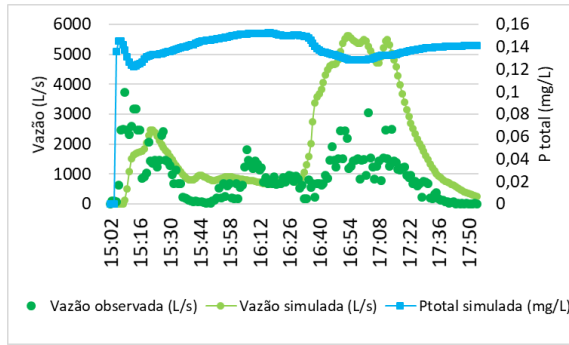


Figura 5.87 – Simulação de fósforo total no evento 29/01/18.

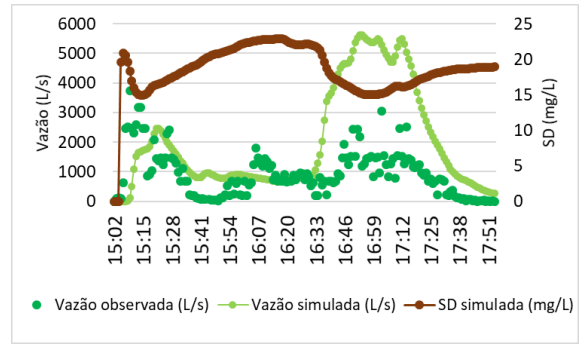


Figura 5.88 – Simulação de sólidos dissolvidos no evento 29/01/18.

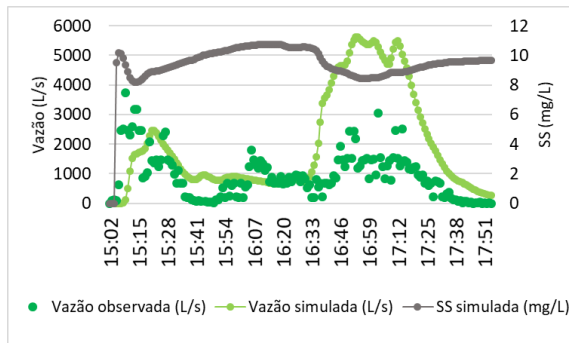


Figura 5.89 – Simulação de sólidos suspensos no evento 29/01/18.

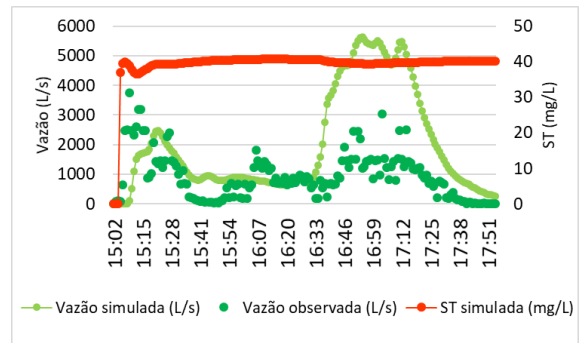


Figura 5.90 – Simulação de sólidos totais no evento 29/01/18.

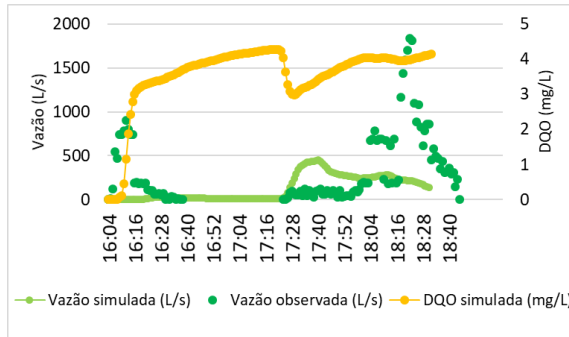


Figura 5.91 – Simulação de DQO no evento 03/02/18.

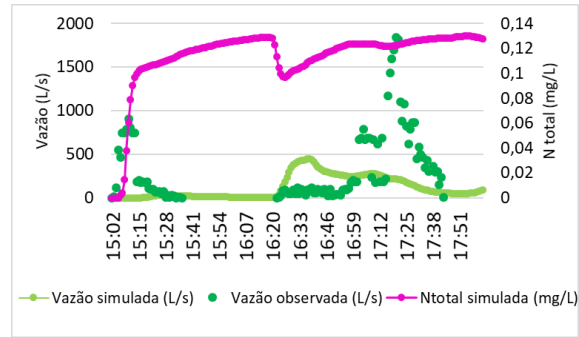


Figura 5.92 – Simulação de nitrogênio total no evento 03/02/18.

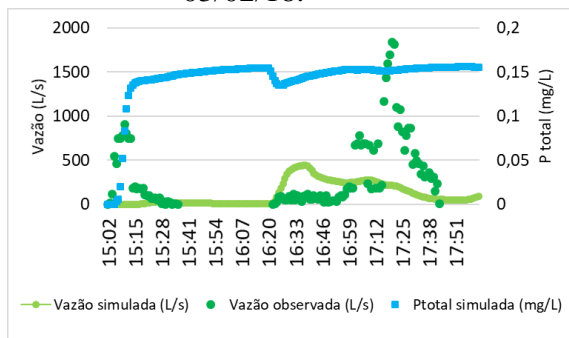


Figura 5.93 – Simulação de fósforo total no evento 03/02/18.

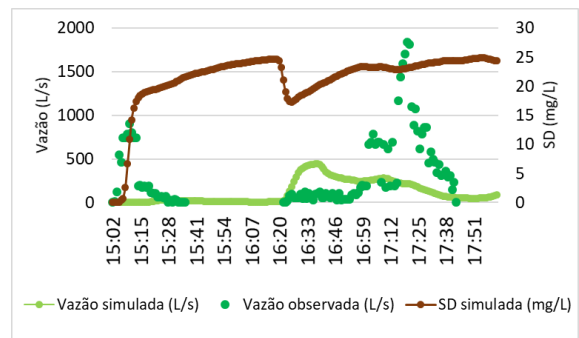


Figura 5.94 – Simulação de sólidos dissolvidos no evento 03/02/18.

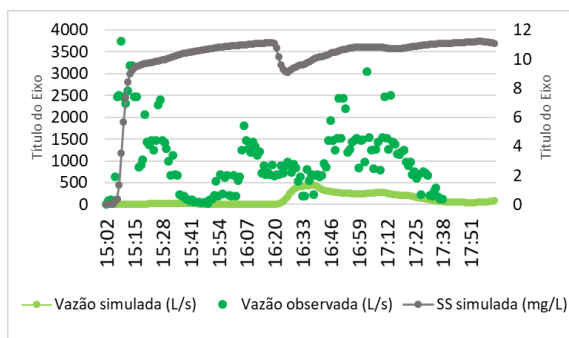


Figura 5.95 – Simulação de sólidos suspensos no evento 03/02/18.

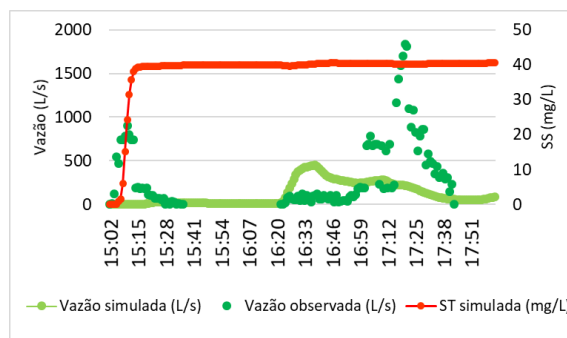


Figura 5.96 – Simulação de sólidos totais no evento 03/02/18.

Observa-se que de forma geral, as concentrações de fósforo total simuladas não foram tão distintas das observadas, entretanto, para que houvesse uma maior eficiência do modelo, as concentrações simuladas deveriam representar melhor as variações ao longo do tempo. O mesmo ocorreu nas simulações de ST, SD e SS, exceto pelos resultados de SD no evento 29/01/18, onde as concentrações simuladas foram muito subestimadas, o que resultou em um valor de NS bastante negativo.

É importante ressaltar, que as simulações quantitativas também foram ineficientes, o que pode propagar o erro para as simulações qualitativas, desse modo, é possível que as simulações predigam melhor as concentrações de poluentes em simulações quantitativas mais bem representadas.

5.7.2 Calibração da qualidade das águas de drenagem pluvial

Após as simulações no modelo SWMM, observou-se a necessidade de calibração do modelo também para as simulações de qualidade das águas de drenagem pluvial, buscando uma melhor adequação do modelo para a modelagem qualitativa no núcleo urbano Riacho Fundo I. Sendo assim, foram realizadas alterações nos coeficientes C1 e C2 manualmente, buscando combinações que gerassem os melhores ajustes, os coeficientes que apresentaram maior conformidade com os valores de concentração observados estão mostrados na Tabela 5.22.

Tabela 5.22 – Coeficientes C1 e C2 para equação de lavagem (*wash off*) calibrados.

Parâmetro	C1	C2
DQO	6,79	0,68
Nitrogênio total	0,187	0,75
Fósforo total	0,19	0,875
Sólidos totais	42,7	0,975
Sólidos suspensos	14,6	0,825
Sólidos dissolvidos	38,7	0,689

Ao observar a Tabela 5.23 onde são apresentadas as eficiências do modelo após a calibração, nota-se que apesar de alguns dos valores estarem menos negativos, ainda não há uma boa representação do modelo em termos de simulações quantitativas. Além disso, com o objetivo de melhor analisar os eventos, foram realizados os cálculos de cargas em kg/dia as quais estão mostradas nas Figuras de 5.97 a 5.132, junto aos polutogramas simulados.

Tabela 5.23 – Eficiência do modelo SWMM calibrado para as simulações de qualidade.

		26/11/17	29/01/18	03/02/18
DQO	NSE	-0,774	-0,76	-1,42
	R ²	0,046	0,118	0,309
N total	NSE	-0,11	-0,084	-1,82
	R ²	0,242	0,13	0,107
P total	NSE	-3,42	-0,314	-0,059
	R ²	0,078	0,278	0,159
ST	NSE	-0,314	0,004	-0,897
	R ²	0,228	0,164	0,608
SS	NSE	-0,006	-2,64	-1,1
	R ²	0,433	0,11	0,584
SD	NSE	-0,17	0,735	-1,81
	R ²	0,488	0,138	0,47

Apesar da melhora na eficiência do modelo, as concentrações de poluentes simuladas foram muito diferentes as concentrações observadas, diferente dos resultados apresentados por Souza (2014) que simulou nitrogênio nas formas de nitrato, nitrito e amônia, fósforo, DQO, sedimentos, condutividade e turbidez presente nas águas pluviais da bacia Iate Clube, no Plano Piloto de Brasília-DF, e obteve valores de NSE de até 0,9 para a DQO e R² de até 0,99 para condutividade. Esse bom ajuste do modelo pode ter acontecido pela utilização de outras funções de lavagem, como a função exponencial para nutrientes e a função *ratio curve* para os demais poluentes.

Já Costa (2013) que também fez as simulações DQO e sólidos suspensos, utilizando a função *Ratio curve*, na bacia C.O. no Plano Piloto em Brasília-DF, obteve erros maiores mesmo após a calibração do modelo qualitativo. Nesse sentido, sugere-se que haja estudos mais aprofundados sobre os comportamentos dos poluentes que possibilitem a elaboração de curvas de correlação empíricas mais consistentes e representativas. Com maior conhecimento nesse sentido, também seria possível a utilização de outras funções, as quais requerem outros coeficientes e a construção de curvas de acumulação.

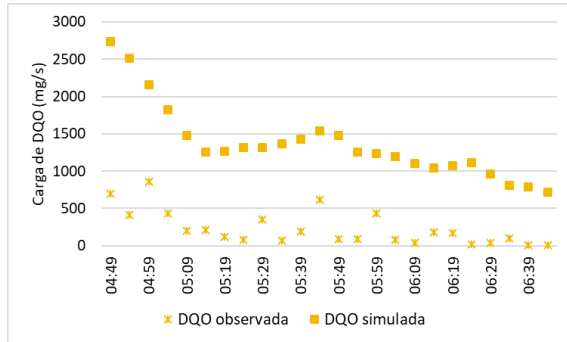


Figura 5.97 – Comparação entre as cargas de DQO no evento 26/11/17.

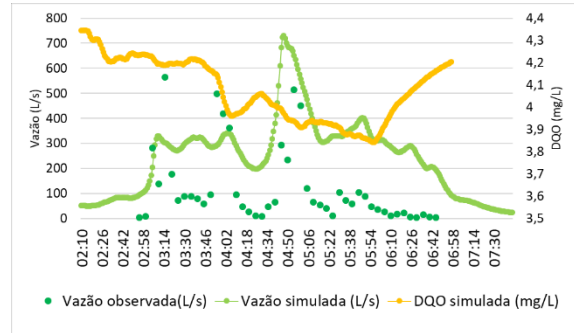


Figura 5.98 – Simulação de DQO no evento 26/11/17.

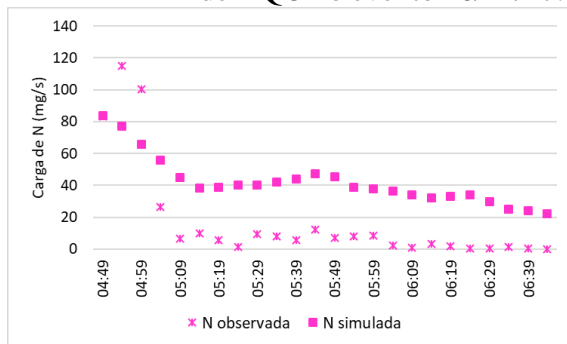


Figura 5.99 – Comparação entre as cargas de nitrogênio total no evento 26/11/17.

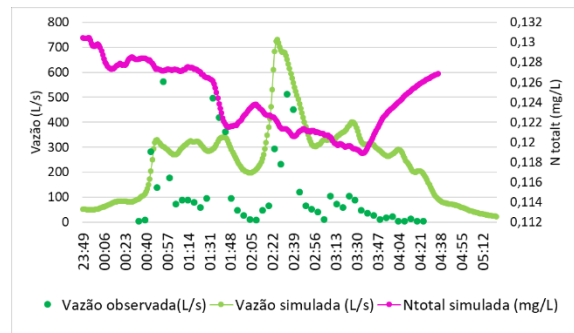


Figura 5.100 – Simulação de nitrogênio total no evento 26/11/17.

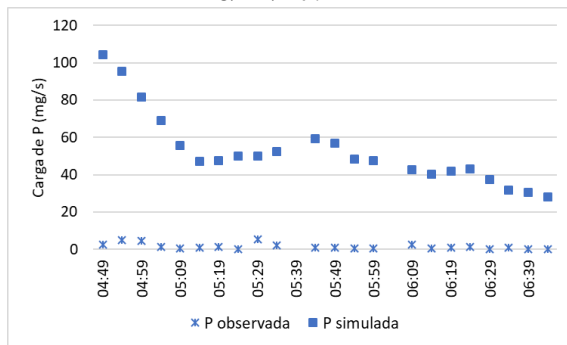


Figura 5.101 – Comparação entre as cargas de fósforo total no evento 26/11/17.

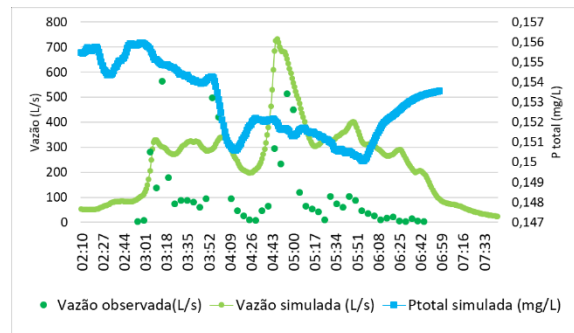


Figura 5.102 – Simulação de fósforo total no evento 26/11/17.

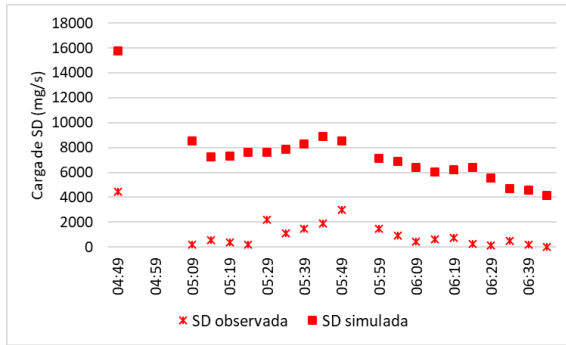


Figura 5.103 – Comparação entre as cargas de sólidos dissolvidos no evento 26/11/17.

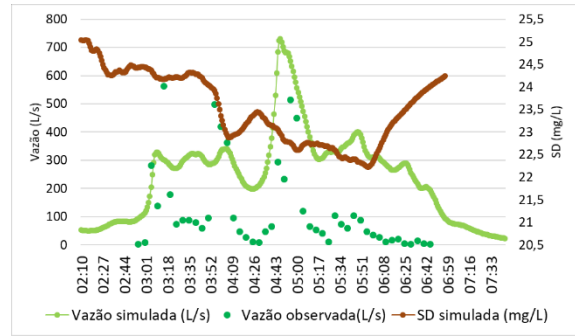


Figura 5.104 – Simulação de sólidos dissolvidos no evento 26/11/17.

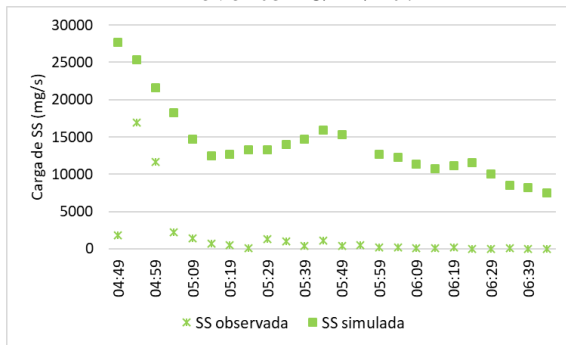


Figura 5.105 – Comparação entre as cargas de sólidos suspensos no evento 26/11/17.

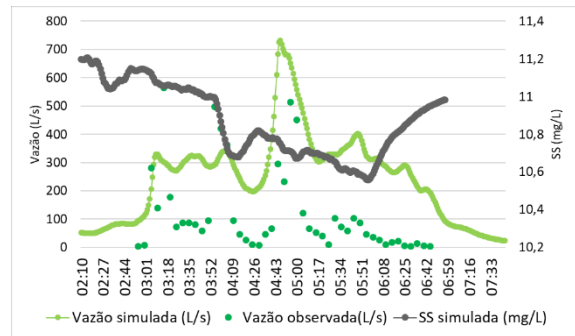


Figura 5.106 – Simulação de sólidos suspensos no evento 26/11/17.

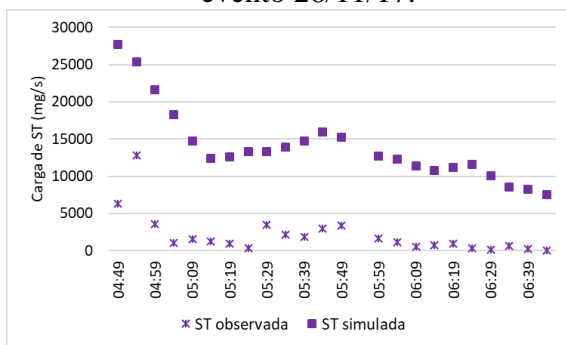


Figura 5.107 – Comparação entre as cargas de sólidos totais no evento 26/11/17.

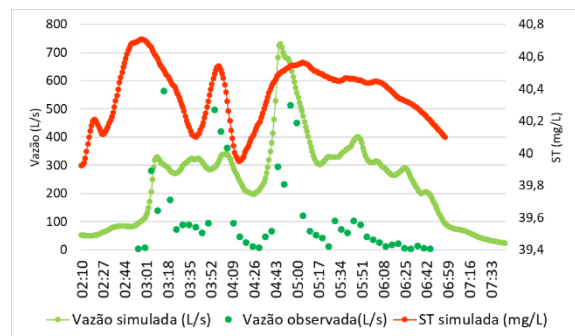


Figura 5.108 – Simulação de sólidos totais no evento 26/11/17.

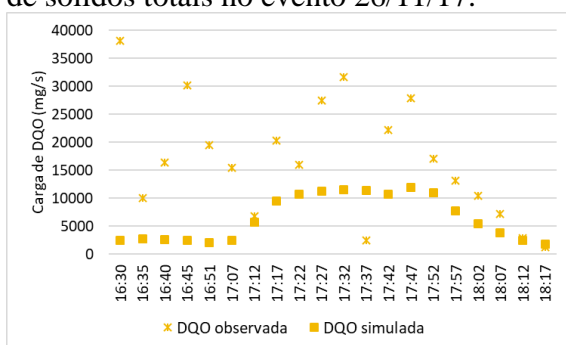


Figura 5.109 – Comparação entre as cargas de DQO no evento 29/01/18.

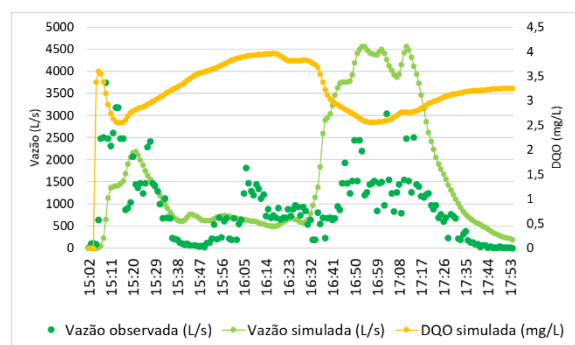


Figura 5.110 – Simulação de DQO no evento 29/01/18.

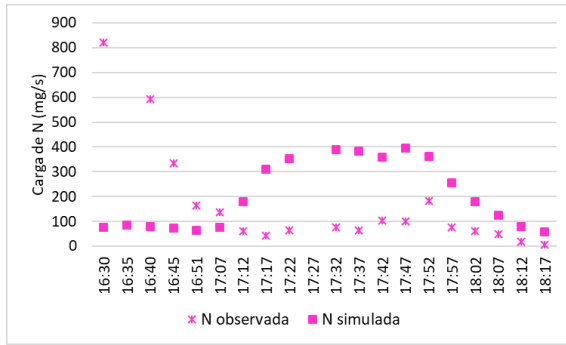


Figura 5.111 – Comparação entre as cargas de nitrogênio total no evento 29/01/18.

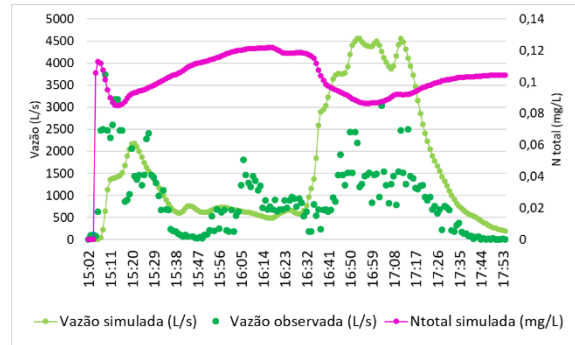


Figura 5.112 – Simulação de nitrogênio total no evento 29/01/18.

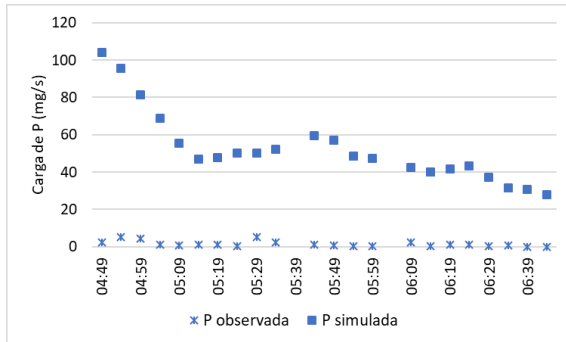


Figura 5.113 – Comparação entre as cargas de fósforo total no evento 29/01/18.

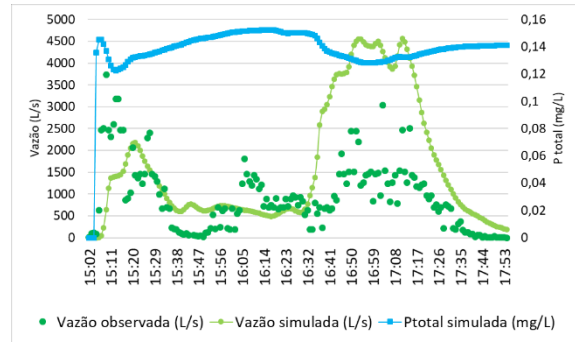


Figura 5.114 – Simulação de fósforo total no evento 29/01/18.

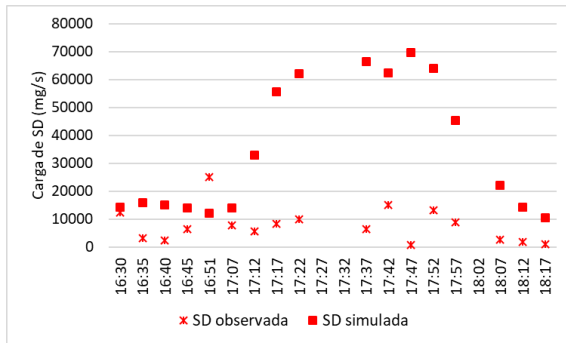


Figura 5.115 – Comparação entre as cargas de sólidos dissolvidos no evento 29/01/18.

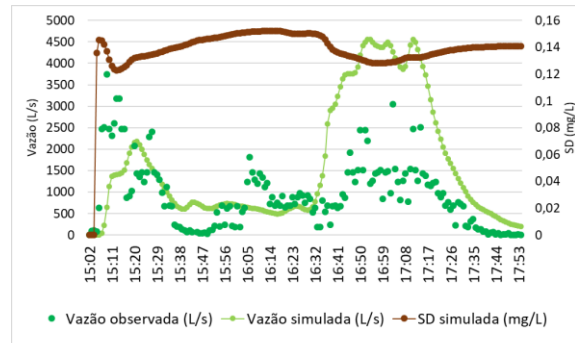


Figura 5.116 – Simulação de sólidos dissolvidos no evento 29/01/18.

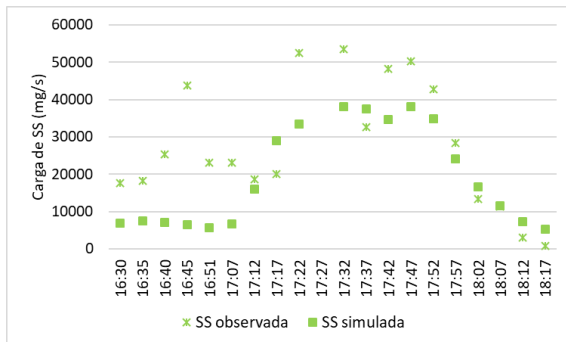


Figura 5.117 – Comparação entre as cargas de sólidos suspensos no evento 29/01/18.

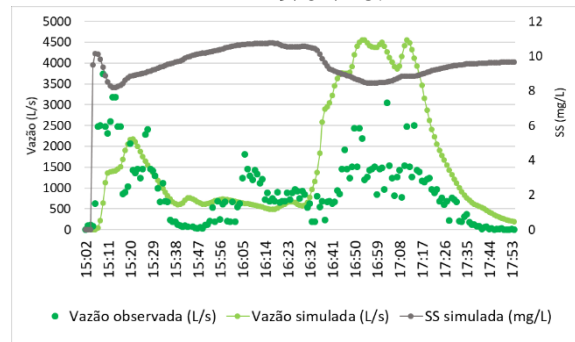


Figura 5.118 – Simulação de sólidos suspensos no evento 29/01/18.

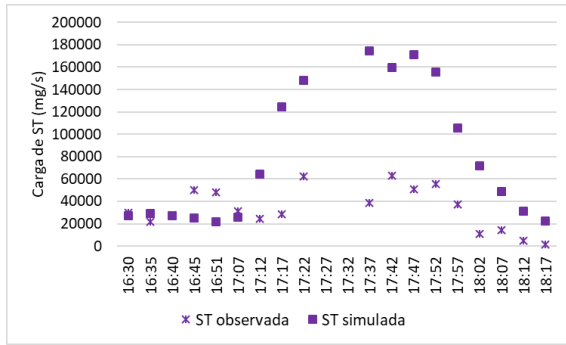


Figura 5.119 – Comparação entre as cargas de sólidos totais no evento 29/01/18.

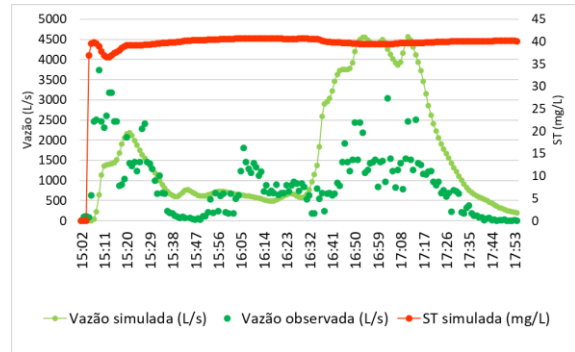


Figura 5.120 – Simulação de sólidos totais no evento 29/01/18.

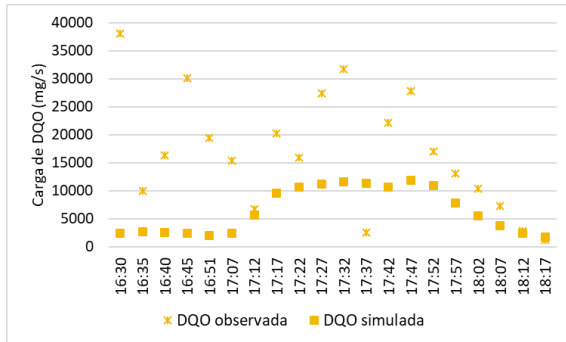


Figura 5.121 – Comparação entre as cargas de DQO no evento 03/02/18.

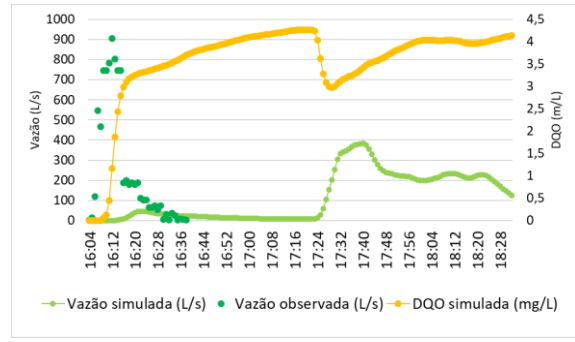


Figura 5.122 – Simulação de DQO no evento 03/02/18.

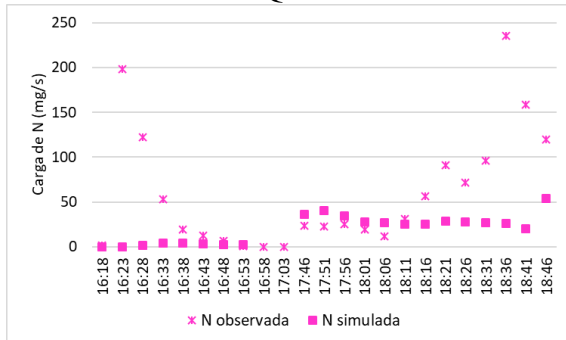


Figura 5.123 – Comparação entre as cargas de nitrogênio total no evento 03/02/18.

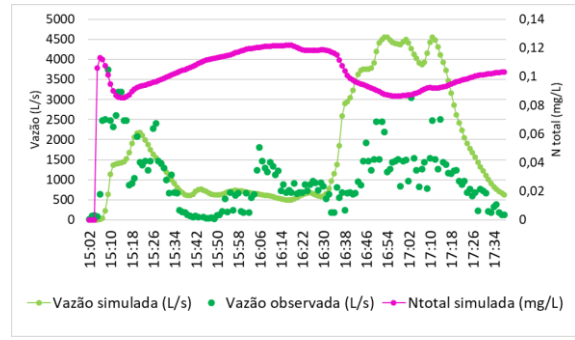


Figura 5.124 – Simulação de nitrogênio total no evento 03/02/18.

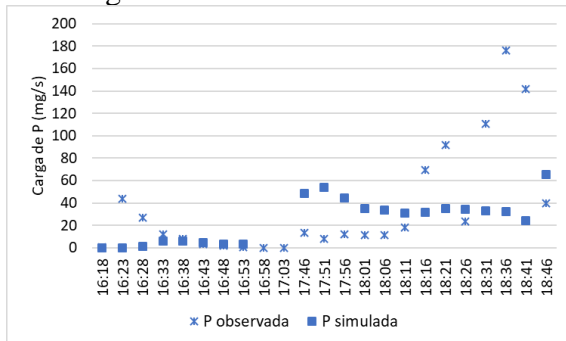


Figura 5.125 – Comparação entre as cargas de fósforo total no evento 03/02/18.

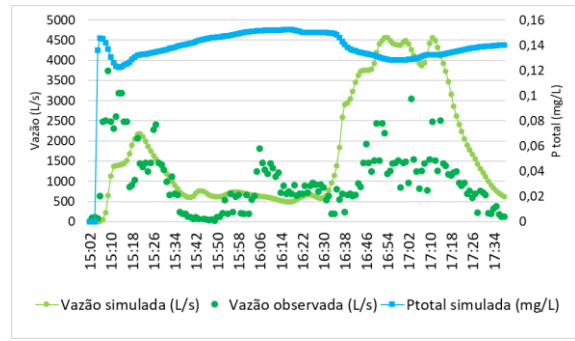


Figura 5.126 – Simulação de fósforo total no evento 03/02/18.

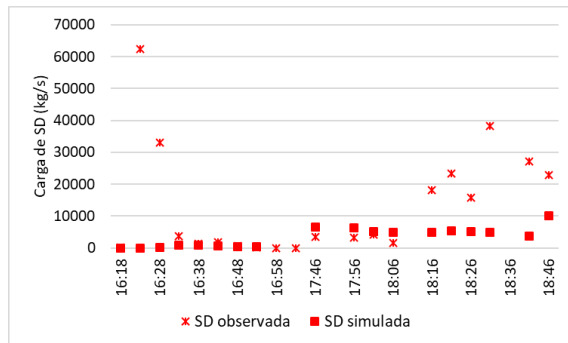


Figura 5.127 – Comparação entre as cargas de sólidos dissolvidos no evento 03/02/18.

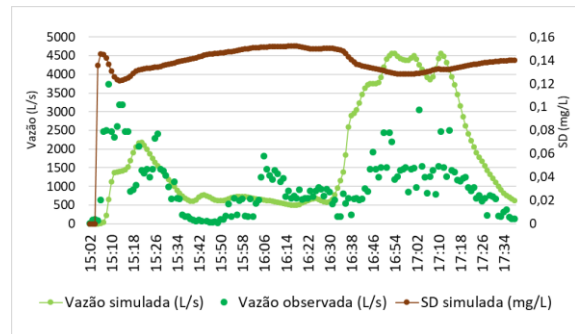


Figura 5.128 – Simulação de sólidos dissolvidos no evento 03/02/18.

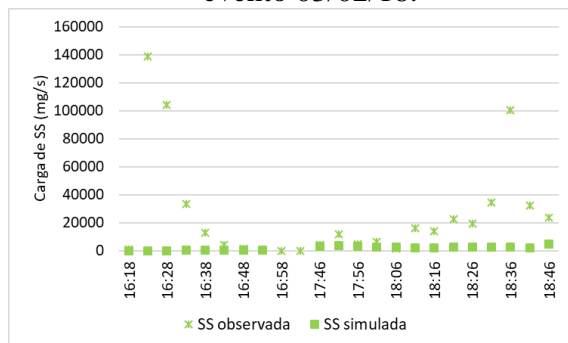


Figura 5.129 – Comparação entre as cargas de sólidos suspensos no evento 03/02/18.

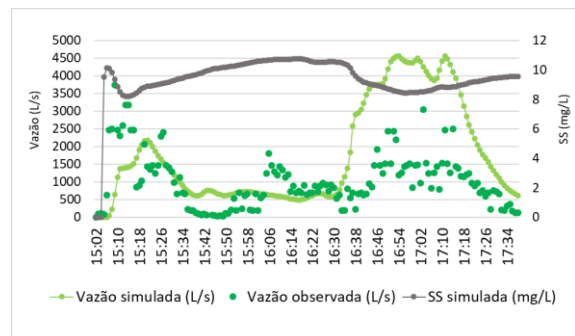


Figura 5.130 – Simulação de sólidos suspensos no evento 03/02/18.

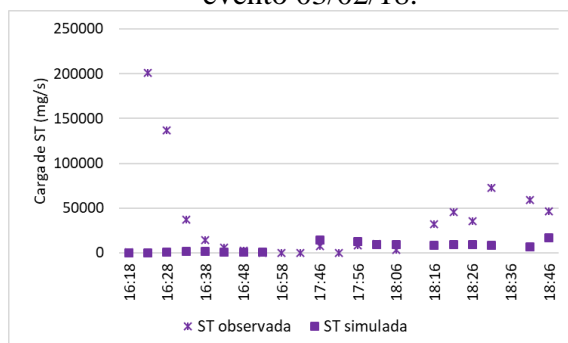


Figura 5.131 – Comparação entre as cargas de sólidos totais no evento 03/02/18.

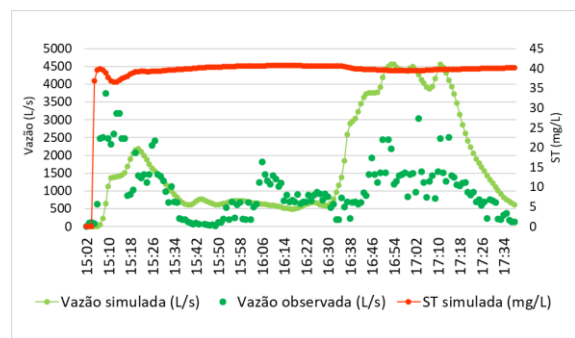


Figura 5.132 Simulação de sólidos totais no evento 03/02/18.

Ao analisar as simulações, em termos de cargas, se nota que o evento 26/11/17 obteve uma melhor representação da maioria dos parâmetros, exceto para fósforo total e sólidos suspensos. Na Tabela 5.24 estão mostradas a correlação linear entre as cargas observadas e as simuladas, onde se nota que, de modo geral, os eventos 29/01/18 e 03/02/18 obtiveram baixa eficiência, mesmo em termos de carga transportada.

Assim como no trabalho desenvolvido por Beling (2013), o qual sugere um aperfeiçoamento dos algoritmos de lavagem e acumulação do modelo, os resultados das simulações de qualidade da água não obtiveram bons ajustes, mesmo após o processo de calibração.

Entretanto, é importante ressaltar que são necessários maiores estudos sobre o comportamento de acumulação e lavagem dos poluentes na RA Riacho Fundo I para a construção de curvas mais representativas.

Tabela 5.24 – Coeficiente de correlação linear entre as cargas simuladas e observadas.

	DQO	N total	P total	ST	SS	SD
26/11/17	0,60	0,78	0,38	0,66	0,48	0,68
29/01/18	0,06	0,12	0,58	0,36	0,52	0,01
03/02/18	0,0001	0,007	0,04	0,05	0,06	0,009

6. CONCLUSÕES

Este trabalho foi realizado com o intuito de avaliar a poluição difusa no núcleo urbano da bacia do Riacho Fundo, afluente do Lago Paranoá. Para atingir esses objetivos, foram realizadas campanhas de monitoramento qualiquantitativo, com coletas e análises físico-químicas de amostras de água próximo ao exutório do canal de drenagem urbana da RA Riacho Fundo I e coleta e tratamento de dados de precipitação e vazão. Além disso, também foi realizada a modelagem qualiquantitativa utilizando o modelo SWMM sob interface PCSWMM, nesse momento, os dados do monitoramento subsidiaram a calibração do modelo.

As técnicas de monitoramento implementadas no desenvolvimento do trabalho foram executadas com sucesso, visto que apesar dos problemas técnicos que ocorreram no desenvolvimento do trabalho, ainda foi possível caracterizar boa parte dos eventos de precipitação entre os meses de dezembro de 2017 e fevereiro de 2018.

Nas questões do monitoramento quantitativo, a localização da estação de monitoramento foi adequada por se tratar de um local seguro, com fácil acesso e disponibilidade de energia elétrica que foi essencial para a construção de toda a estrutura, além de também possibilitar a coleta de dados sobre o volume drenado pela rede, visto que está bem próxima ao exutório. Entretanto, as velocidades muito altas do escoamento geraram dificuldades para a medição de vazão, sendo necessárias novas medições de velocidade, em níveis mais elevados, a fim de melhorar a curva-chave. Por isso, sugere-se a utilização de outros equipamentos que permitam a medição de grandes velocidades, possivelmente equipamentos de medição indireta.

O número de pluviógrafos instalados na bacia foi suficiente para dar uma ideia sobre a variabilidade espacial das precipitações. Todavia, é importante aumentar a densidade de pluviógrafos, para que seja possível observar de maneira mais detalhada a distribuição espacial das chuvas e sua influência na simulação dos eventos, esse é um aspecto que pode auxiliar até no aumento da eficiência do modelo, com um maior conhecimento sobre as distribuições espaciais das precipitações.

No monitoramento da qualidade da água, a principal dificuldade foi em evitar coletas de amostras contaminadas pelas descargas de efluente tratado a jusante do ponto de coleta, pois durante o lançamento desse efluente, ocorria alguma reversão de fluxo que chegava até o local de coleta das amostras, cerca de 14 m a montante do ponto de lançamento. Além disso, também se observou que os dados coletados pela sonda indicam a necessidade de uma nova calibração e mais testes para que seja possível estimar a concentração de outros parâmetros como sólidos suspensos, utilizando apenas os dados obtidos pela sonda.

Observou-se, de modo geral, as cargas de nutrientes e matéria orgânica (DQO), em média, foram iguais ou menores que os valores observados no Plano Piloto, indicando uma alta produção de poluição difusa no Riacho Fundo, pois é necessário considerar que nas bacias do Plano Piloto as galerias de água pluvial recebem lançamento clandestino de esgoto doméstico.

Por meio da comparação da qualidade da água de drenagem pluvial na RA Riacho Fundo I e resultados obtidos por Costa (2013) e Souza (2014) que desenvolveram trabalhos semelhantes no Plano Piloto, verifica-se que as diferenças significativas de comportamento, possivelmente sejam em função da tipologia de uso e ocupação do solo, hábitos da população e qualidade dos serviços públicos. Os resultados obtidos permitirão aperfeiçoar as estimativas de cargas de nutrientes lançadas ao lago Paranoá, uma vez que parte considerável das áreas urbanizadas da bacia se assemelham mais com a forma de ocupação do Riacho Fundo do que com a do Plano Piloto de Brasília, onde a maior parte dos estudos anteriores estão concentrados.

Ainda sobre as análises de qualidade da água, observou-se correlação moderada entre a turbidez e os sólidos em suspensão e não foi possível estabelecer relação confiável que permita prescindir das análises de sólidos.

A verificação da ocorrência de *first flush* é fundamental em estudos que envolvam a poluição difusa. Sendo assim, na área estudada não foi notada relação direta entre o número de dias secos antecedentes e a intensidade com que ocorreu o *first flush* e, apesar de ter sido observado sua ocorrência por meio das curvas $M(V)$ para a maioria dos parâmetros, ainda é difícil estabelecer um padrão de como o fenômeno ocorre. Com exceção dos parâmetros de fósforo, todos os demais parâmetros apresentaram *first flush* na totalidade ou maioria dos

eventos analisados, indicando que, por exemplo, a inserção de bacias de retenção como exigido pela Resolução 09/2001 da ADASA, tem grande possibilidade de levar bons resultados.

No aspecto da modelagem, verificou-se que há necessidade de um bom conhecimento sobre as características das precipitações para que o modelo SWMM apresente bons resultados, como no caso do evento 19/02/18 onde sem qualquer calibração, as simulações das vazões de foram bem aproximadas das vazões observadas. Entretanto, as simulações dos demais eventos analisados apresentaram baixa eficiência na representação. Nesse sentido, se observa que é imprescindível dados de entrada de qualidade e um grau de detalhamento que descreva bem a distribuição espacial das precipitações e as características da bacia.

Entre os parâmetros calibráveis notou-se maior sensibilidade do modelo à taxa de armazenamento em depressão de áreas permeáveis e ao CN, tendo em vista que esse possui relação direta com a infiltração no solo. É importante ressaltar que buscou-se alterar pouco os valores de CN, pois quando eles são muito alterados para adequar as simulações geradas pelo modelo aos dados observados, alteram-se dados físicos de entrada do modelo, como o tipo de solo e seu uso e ocupação, levando a uma situação irreal.

No que tange às simulações da qualidade da água, constatou-se que o modelo foi ineficiente na representação dos picos iniciais de concentração dos poluentes. Este aspecto do estudo precisa ainda de melhorias e estudos mais aprofundados para a construção de curvas de lavagem e acumulação que permitam um aumento da eficiência do modelo na área de estudo, para que então possa ser utilizado com o objetivo de prever cargas de poluentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADASA. (2001). *Resolução nº 09/2011*.
- APHA, AWWA e WPCF. (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*. 16a Edição, AWA, Washington, EUA.
- ALVAREZ, R. P. P. (2010). *Estudo experimental e teórico da qualidade de água da drenagem urbana com base em ecoidrologia*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em engenharia hidráulica e saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo: São Carlos - SP.
- BAPTISTA, M; NASCIMENTO, N; BARRAUD, S. (2005) *Técnicas compensatórias em drenagem urbana*. ABRH: Porto Alegre.
- BASTOS, G. A. P. (2007). *Análise dos parâmetros do modelo SWMM para avaliação do escoamento em duas bacias periurbanas em Santa Maria-RS*. Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em engenharia civil, Universidade Federal de Santa Maria: Santa Maria – RS.
- Beling, F. A. (2013). *Análise do desempenho do modelo swmm5 acoplado ao calibrador pest na bacia do Arroio Cancela/RS*. Dissertação de mestrado. Programa de PósGraduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria: Santa Maria – RS.
- BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L; CHEBBO, G; SAGET, A. (1998). Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research*, v. 32, n. 8, p. 2341-2356.
- BEVEN, K. (2012). *Rainfall-Runoff Modelling: The primer*. Reino Unido: John Wiley & Sons, Ltd. 2 ed.
- BIDONE, F. R. A.; TUCCI, C. E. M. (2015). Microdrenagem. In: TUCCI, C. E; PORTO, R. L. L; BARROS, M. T. (Org.). *Drenagem Urbana*. Porto Alegre-RS: ABRH, 1 ed., reimpressão, p. 77-105.
- BRASIL. (1981). Política Nacional do Meio Ambiente – *Lei 6.938/81*.
- BRASIL. (1997). Política Nacional de Recursos Hídricos - *Lei 9.433/97*.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. (2014). *Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS*. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília-DF: Funasa.

- BRITES, A. P. Z; GASTALDI, M. do C. C. (2007). Avaliação da carga de poluente no sistema de drenagem de duas bacias hidrográficas urbanas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 12, n. 4, p. 211-221.
- BRUTSAERT, W. (2005). *Hydrology: An introduction*. Cambridge University Press: New York.
- CAMPOS, E. F. de. (2009). *Avaliação da distribuição da chuva nas vazões máximas urbanas usando dados de radar e de pluviógrafo*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em engenharia civil. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade de Campinas.
- CARVALHO, K. S; PARANHOS, R. S; PAIVA, J. B. D. (2004). Limitações ao uso da relação entre a turbidez e concentração de sedimento em suspensão em duas pequenas bacias em Santa Maria, RS. *XXI Congresso Latinoamericano de Hidráulica*. São Pedro – SP.
- CASTRO, N. (2006). *A questão ambiental no Distrito Federal*. SEBRAE: Brasília-DF. Disponível em: <http://intranet.df.sebrae.com.br/download/Backup/Questao%20Ambiental.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2017.
- CHAGAS, D. S. (2015). Relação entre concentração de sólidos suspensos e turbidez da água medida com sensor de retroespalhamento óptico. Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em engenharia agrícola. Universidade Federal do Recôncavo Baiano: Cruz das Almas – BA.
- CHOW, V. T; MAIDMENT, D. R; MAYS, L. W. *Applied Hydrology*. (1994). In: SALDARRIAGA, J. G. *Hidrología Aplicada*. Bogotá: McGraw-Hill Interamericana.
- COSTA, M. A. L. (2013). *Monitoramento e modelagem de águas de drenagem urbana na bacia do lago Paranoá*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em tecnologia ambiental e recursos hídricos. Universidade de Brasília: Brasília.
- COLLODEL, M. G. (2009). *Aplicação do modelo hidrológico SWMM na avaliação de diferentes níveis de detalhamento da bacia hidrográfica submetida ao processo de transformação chuva-vazão*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em hidráulica e saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.
- CONAMA. (2005). *Resolução CONAMA n° 357*.
- CONAMA. (2011). *Resolução CONAMA n° 430*.

- DELETIC, A. (1998). The first flush load of urban surface runoff. *Water Research*, v. 32, n. 8, p. 2462-2470.
- DIAS, R. Z; BAPTISTA, G. M. de M. (2015). Wetland nutrient retention and multitemporal growth – Case study of Riacho Fundo’s wetland. *Revista Acta Limnologica Brasiliencia*, v. 27, n. 3, p. 254-264.
- DISTRITO FEDERAL. (2017). *Mapa Índice – Articulação SICAD*. Secretaria de habitação, regularização e desenvolvimento urbano, Secretaria de estado de gestão do território e habitação. Disponível em: < http://www.sedhab.df.gov.br/mapas_sicad/index2.htm>. Acesso em: 15 abril 2017.
- DISTRITO FEDERAL. (2009). *Plano Diretor de Drenagem Urbana*. Secretaria de Estado de Obras, Brasília-DF: Concremat Engenharia.
- DISTRITO FEDERAL. (2009). *Plano Diretor de Ordenamento Territorial*. Secretaria de Estado de Gestão do Território e Habitação, Brasília-DF.
- Dong, P. (2008). Generating and updating multiplicatively weighted Voronoi diagrams for point, line and polygon features in GIS. *Computers & Geosciences*. v. 34, n. 4, p. 411–421.
- FERRANTE, J. E. T; RANCAN, L; NETTO, P. B. (2001). Meio Físico. FONSECA, F. O. *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília-DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, SEMARH, 1ª ed.
- FERREIRA, L. C. de A. (2008). *Variação da qualidade da água do escoamento superficial de duas bacias de drenagem de Natal/RN – Brasil*. Dissertação de mestrado: Programa de pós-graduação em engenharia sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte: Natal-RN.
- FRANZ, C. (2015). *Sediments in a fast urbanizing catchment in Central Brazil – an analysis of anthropogenic impacts on sediment geochemistry and sediment sources*. Tese, Technische Universität Dresden: Alemanha.
- FORMIGA, K. T. M; CARVALHO, M; SILVA, K. A; SOARES, A. S. (2016). Calibração do Storm Water Management Model (SWMM) utilizando algoritmos evolucionários multiobjectivo. *Revista de engenharia sanitária e ambiental*. ABES. v. 21, n. 4, p. 697-707.
- FORMIGA, K. T. M; SEIBT, A. C; CASTRO, T Q; BERNARDES, R. S. (2012). Capítulo 6 - A infiltração e o escoamento superficial. In: *Tópicos sobre infiltração: Teoria e prática aplicadas a solos tropicais*. Universidade de Brasília: Brasília – DF.

- GARCIA, J. I. B; PAIVA, E. M. C. D. (2006). Monitoramento hidrológico e modelagem da drenagem urbana da bacia do Arroio Cancela - RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 11, p. 1-10.
- DEL GIUDICE, G; PADULANO, R. (2016). Sensitivity Analysis and Calibration of a Rainfall-Runoff Model with the Combined Use of EPA-SWMM and Genetic Algorithm. *Acta Geophysica*, v. 64, n. 5.
- GOMES, A. P. (2008). *Acumulação e transporte de sedimentos na microdrenagem: Monitoramento e modelagem*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em engenharia civil. Universidade Federal de Santa Maria: Santa Maria – RS.
- GOMES, K. M. F. (2014). *Modelagem da poluição difusa em uma bacia de drenagem urbana*. Dissertação de mestrado: Programa de pós-graduação em engenharia sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte: Natal-RN.
- GÜLBAZ, S; ABDULSAMED, Y; KAZEZYILMAZ-ALHAN, M. (2018). A Water Quality-Quantity Model for Avcilar Campus of Istanbul University Incorporating LID Implementation. *In: Urban Drainage Modelling*, 2018.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2018). *Estação de Brasília - Climatologia Local*. Disponível em: <http://sonda.ccst.inpe.br/estacoes/brasilgia_clima.html>. Acesso em: 26 de jun. de 2018.
- HATHAWAY, J. M; TUCKER, R. S; SPOONER, J. M; HUNT, W. F. (2012). A traditional analysis of the first flush effect for nutrients in stormwater runoff from two small urban catchments. *Air water soil pollution*, v. 223, p. 5903-5915.
- JAMES, W; ROSSMAN, L. E; JAMES, W. R. C. (2010). *Water Systems Model: User's guide to SWMM 5*. CHIWATER: Ontario - Canadá.
- JING, Tian. (2013). *Water quality issues in rivers, lakes and reservoirs in Asian countries – An approach to the problems and methodologies*. Dissertação de mestrado, Instituto superior de engenharia urbana, área departamental de engenharia civil: Lisboa.
- KRAFFT, A. (2006). *The effect of urban runoff on the water quality of the Sweetbriar Brook, Ampthill, UK*. Dissertação de mestrado, Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences and Cranfield University.
- LEE, J. H; BANG, K. W; KETCHUM, L. H; CHOE, J. S; YU, M. J. (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Science of Total Environment*, v. 293, p. 163-175.
- LIMA, J. B. M. (2004). *Estudo de redes de monitoramento de qualidade das águas superficiais – o caso da bacia do rio Descoberto*. Dissertação de mestrado. Programa

- de pós-graduação em tecnologia ambiental e recursos hídricos. Universidade de Brasília: Brasília-DF.
- LIMA, J. L. M. P; LIMA, M. I. P. (2010). Conceitos básicos de hidrologia. In: LIMA, J. P. *Hidrologia urbana – Conceitos básicos*. Entidade reguladora dos serviços de águas e resíduos, Universidade de Coimbra: Lisboa. v. 1.
- LIMA, J. L. M. P. (2010). Introdução. In: LIMA, J. P. *Hidrologia urbana – Sistemas de drenagem de águas pluviais urbanas*. Entidade reguladora dos serviços de águas e resíduos, Universidade de Coimbra: Lisboa. v. 2.
- LIMA, J. L. M. P; MARQUES, J. A. S; SOUSA, J. (2010). Sistemas de drenagem. In: LIMA, J. P. *Hidrologia urbana – Sistemas de drenagem de águas pluviais urbanas*. Entidade reguladora dos serviços de águas e resíduos, Universidade de Coimbra: Lisboa. v. 2.
- LIU, A; EGODAWATTA, P; GUAN, Y; GOONETILLEKE, A. (2013). Influence of rainfall and catchment characteristics on urban stormwater quality. *Science of the Total Environment*, v. 444, p. 255-262.
- MARTÍNEZ, L. L. G. (2010). *Distribuição de poluição difusa por sedimentos urbanos em áreas impermeáveis em Porto Alegre*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em recursos hídricos e saneamento ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Porto Alegre-RS.
- MENEZES, J. P. C; BITTENCOURT, R. P; FARIAS, M. S; BELLO, I. P; FIA, R; OLIVEIRA, L. F. C. (2016). Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 21, n. 3, p. 519-534.
- MIGUNTANNA, N. P; LIU, A; EGODAWATTA, P; GOONETILLEKE, A. (2013). Characterizing nutrients wash-off for effective urban stormwater treatment. *Journal of Environmental Management*, v. 120, p. 61-67.
- NASCIMENTO, N. O; ELLIS, J. B; BAPTISTA, M. B; DEUTSCH, J.-C. (1999). Using detention basins: Operational experience and lessons. *Urban Water*. V. 1, p. 113-124.
- NEW SOUTH WALES.(2009). *NSW Diffuse Source Water Pollution Strategy*. Department Of Environmental and Climate Change. Sydney South.
- NOVOTNY, V. (1995). Nonpoint pollution and urban stormwater management. *Water quality management library*, v. 9. Technomic Publishing Company, Inc: United States of America.
- NOVOTNY, V. (2003). *Water quality: Diffuse pollution and watershed management*. 2 ed. Editora John Wiley & Sons: Hoboken, New Jersey.

- OLIVEIRA, H. A. R. (2007). *Qualidade da drenagem pluvial rural: Rio Taquarizinho – MS*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em tecnologias ambientais. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul: Campo Grande.
- PINHEIRO, A. DESCHAMPS, F. C. (2008). Transporte de ortofosfato e de nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 3, p.318-325. Campina Grande - PB.
- PINTO, M. T; CAVALCANTI, C. G; LUDUVICE, M. (1999). A evolução do processo de eutrofização do lago Paranoá – Brasília, após cinco anos de controle nas descargas de nutrientes. *20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/brasil20/v-047.pdf>>. Acesso em: 05 de abr. 2017.
- PORTO, M. F. A. (2015). Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: TUCCI, C. E; PORTO, R. L. L; BARROS, M. T. (Org.). *Drenagem Urbana*. Porto Alegre-RS: ABRH, 1 ed., reimpressão, p. 388-428.
- PORTO, R. L. L; FILHO, K. Z; SILVA, R. M. (2001). *Medição de vazão e curva-chave*. Escola politécnica da Universidade de São Paulo: São Paulo.
- PORTO, R. de M. (2006). *Hidráulica básica*. EESC-USP: São Carlos-SP.
- PLUNGE, S. (2009). *Riskis versus costs: A new approach for assessment of diffuse water pollution abatement*. Department of Energy and Environment, Chalmers University of Technology: Göteborg - Sweden.
- REATTO, A; MARTINS, É. de S; FARIAS, M. F. R; SILVA, A. V.; CARVALHO JUNIOR, O. A. (2004). Mapa pedológico digital - SIG atualizado do Distrito Federal Escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo. In: *Documentos 120*. Embrapa.
- RIGHETTO, A. M; MOREIRA, L. F. F; SALES, T. E. A. (2009). Capítulo 1 - *Manejo de águas pluviais urbanas*. In: RIGHETTO, 2009. Manejo de águas pluviais. ABES: Rio de Janeiro.
- RIGHETTO, A. M; GOMES, K. M; FREITAS, R. F. S. (2017). Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. *Revista de engenharia sanitária e ambiental*, v. 22, n. 6, p. 1109-1120.
- ROCHA FILHO, K. L. (2010). Modelagem hidrológica da bacia do rio Pirajuçara com TOPMODEL, telemetria e radar meteorológico. Dissertação de mestrado, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas. Universidade de São Paulo: São Paulo.

- RONQUIM, J. (2014). *Gestão da Drenagem Urbana em Palmas-PR: Conflitos e alternativas*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em engenharia urbana. Universidade Estadual de Maringá.
- ROSA, D. J; CLAUSEN, J. C; DIETZ, M. E. (2015). Calibration and verification of SWMM for low impact development. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 51, n. 3.
- RUSYDI, A. F. (2017). Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. *Global Colloquium on GeoSciences and Engineering*. Bandung: Indonésia.
- SAGET, A; GHASSAN, C; BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L (1996). The first flush in sewer system. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 9, p. 101-108.
- SALLES, P; BREDEWEG, B (2009). A qualitative model of Riacho Fundo (DF, Brazil) water basin sustainability. *Revista Ecological Informatics*, v. 4, p. 320-338.
- SANSALONE, J.J; BUCHBERGER, S.G. (1997). Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water. *Journal Environmental Engineering*, v.123, n. 2, p. 134-143.
- SOONTHORNNONDA, P; CHRISTENSEN, E. R; LIU, Y; LI, J. (2008). A washoff model for stormwater pollutants. *Revista Science of the total environment*, n. 402, p. 248-256.
- SOUZA, F. P. (2014). *Monitoramento e modelagem hidrológica da sub-bacia do lago Paranoá - Brasília/DF - E a avaliação de retenção*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em tecnologia ambiental e recursos hídricos. Universidade de Brasília: Brasília: Brasília-DF.
- SOUZA, V. C. B. (2002). *Estudo experimental de trincheiras de infiltração no controle da geração do escoamento superficial*. Tese de doutorado, Programa de pós-graduação em engenharia de recursos hídricos e saneamento ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Porto Alegre-RS.
- TÁVORA, B. E. (2017). *Zona ripária de cerrado: Processos hidrossedimentológicos*. Tese de doutorado. Programa de pós-graduação em tecnologia ambiental e recursos hídricos. Universidade de Brasília: Brasília-DF.
- TAYLOR, K. G; OWENS, P. N. (2009) Sediments in urban river basins: a review of sediment-contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities. *Journal Soil Sediments*, v. 9, p. 281-303.
- TEMPRANO, J; ARANGO, Ó; CAGIAO, J; SUÁREZ, J; TEJERO, I. (2006) Stormwater quality calibration by SWMM: A case study in Northern Spain. *Water SA*, v. 32, n. 1.

- TODESCHINI, S; PAPIRI, S; SCONFETTI, R. (2011). Impact assessment of urban wet-weather sewer discharges on the Vernavola River, (northern Italy). *Revista Civil Engineering & Environmental Systems*, v. 28, n. 3, p. 209-229.
- THOMANN, R. V; MUELER, J. A. (1987). *Principles of Surface Water Quality Model and Control*. Michigan: Harper & Row.
- TUCCI, C. A. M. (2008) Águas Urbanas. *Revista Estudos Avançados*. V. 22, n. 63.
- TUCCI, C. E. M. (2005). *Gestão de Inundações Urbanas*. Unesco.
- TUCCI, C. E. M; PORTO, R. L; BARROS, M. T. (Org) (2015). *Drenagem Urbana*. ABRH: Porto Alegre – RS.
- USEPA. (1993) *Manual – Combined sewer overflow control*. U.S. Environmental Protection Agency: Cincinnati – Ohio.
- USEPA, U.S. Environmental Protection Agency. (2010). *Storm Water Management Model – User’s manual*. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S Environmental Protection Agency Cincinnati, OH 45268, U.S.A.
- USEPA, U.S. Environmental Protection Agency. (2015). *Storm Water Management Model – User’s manual, version 5.1*. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S Environmental Protection Agency Cincinnati, OH 45268, U.S.A.
- USEPA, U.S. Environmental Protection Agency. (2012) *Storm Water Management Model – User’s manual*. Tradução por: GOMES, H. P; SALVINO, M. M; SILANS, A. P; ALMEIDA, C. N; SILVA, G. N. S. *SWMM 5.0 – Manual do usuário*. Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento, Universidade Federal da Paraíba: João Pessoa – PB.
- VIANA, M. B. (2015). Recursos Hídricos. In: *Legislação Brasileira sobre Meio Ambiente: Recursos Hídricos*. Centro de documentação e informação, Edições Câmara: Brasília.
- VILLANUEVA, A. O. N; TASSI, R; ALLASIA, D. G; BEMFICA, D; TUCCI, C. E. M. (2011). Gestão da drenagem urbana, da formulação à implementação. *Revista de Gestão de Água da América Latina*. V. 8, n. 1, p. 5-18.
- VON SPERLING, M. (1996). *Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgotos*. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Belo Horizonte. v. 1, 2 ed.
- VON SPERLING, M. (2014). *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Editora UFMG. v. 7, 2 ed.

- WANG, K. H; ALTUNKAYNAK, A. (2012). Comparative Case Study of Rainfall-Runoff Modeling between SWM Model and Fuzzy Logic Approach. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 17, n. 2.
- WIJESIRI, B; EGODAWATTA, P; MCGREE, J; GOONETILLEKE, A. (2016). Assessing uncertainty in pollutant build-up and wash-off processes. *Environmental Pollution*, v. 212, p. 48-56.
- WU, J; FRANZÉN, D; MALMSTRÖM, M. E. (2016). Nutrient flows following changes in source strengths, land use and climate in an urban catchment, Räcksta Träsk in Stockholm, Sweden. *Ecological Modelling*, v. 338, p. 69-77.