



POLUIÇÃO DIFUSA NA BACIA DO LAGO PARANOÁ

MARIA ELISA LEITE COSTA

TESE DE DOUTORADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UNB
FACULDADE DE TECNOLOGIA – FT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

POLUIÇÃO DIFUSA NA BACIA DO LAGO PARANOÁ

MARIA ELISA LEITE COSTA

ORIENTADOR: SÉRGIO KOIDE

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

PUBLICAÇÃO: PTARH.TD – PTARH.TD-26/2022

BRASÍLIA/DF: SETEMBRO - 2022

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UNB
FACULDADE DE TECNOLOGIA – FT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

POLUIÇÃO DIFUSA NA BACIA DO LAGO PARANOÁ

MARIA ELISA LEITE COSTA

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

APROVADA POR:

SERGIO KOIDE, PhD (UnB)
(ORIENTADOR)

ALEXANDRE KEPLER SOARES, DSc (UNB)
(EXAMINADOR INTERNO)

CRISTOVÃO VICENTE SCAPULATEMPO FERNANDES, PhD (UFPR)
(EXAMINADOR EXTERNO)

NILO DE OLIVEIRA NASCIMENTO, PhD (UFMG)
(EXAMINADOR EXTERNO)

Melhor viver, meu bem
Pois há um lugar em que o Sol brilha para você
Chorar, sorrir também e depois dançar
Na chuva quando a chuva vem

CHICO CÉSAR E MARCELO JENECCI

À Malu e ao Gabriel

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos que fizeram parte desse projeto, e não foram poucos.

A Deus e Nossa Senhora por me iluminar ao longo do caminho, juntos a todos os anjos da guarda que me protegeram e toda a equipe.

À minha família pela paciência e por aceitar a minha ausência em muitos momentos. À Alice por toda a ajuda no dia a dia, que fica bem chateada quando não está entre as autoras dos meus artigos, porque, como ela mesmo diz, ela cozinha. E pela sua força incansável ao vencer o maior desafio de nossas vidas.

Ao meu querido orientador, professor Sérgio Koide, grande companheiro e cúmplice dessa pesquisa aventureira. Muitas vezes patrocinador, grande companheiro e meu oráculo sempre. No doutorado venci algumas apostas, finalmente... a experiência nos deixa sábios!

Aos alunos de PIBIC, TCC e mestrado que compartilharam momentos de aprendizados comigo: Ana Carolina Vieira, Camila Fernandes, João Lucas Ponciano, Eliza Clericuzi, Tamara Brandão, Ygor Pinto, Felipe Fileni, Clara Aguiar, Carolina Arrais, Clarice Carvalho, Vitor Camuzi, Thays Mitsuko, Aline Oliveira, Cátia Conserva, Rodrigo Guerrieri, Daniel Dias, Ricardo Jayme, Stefanie Henz, Anne Araujo, Nicole Volken, Bruna Dantas, Luísa Ceolin, Fernando Novaes, Gabriela Skeff, Marília Borges, Alex Pereira, Marina Souto, Leticia Brito, Leticia Leite, Thiago Lappicy, Gabriela Paranyba, Ana Paula Brandão, Luísa Diniz, Felipe Damasceno, Marcos Cambraia, Guilherme Suppa, David Lincoln, Mathieu Girad, Carlo de Vito, Marcio Bigonha, Gabriela.

Dentre eles, em especial, à Daniela Junqueira, minha parceira desde 2016, quando a descobri entre as aulas de hidráulicas, e não só identifiquei um talento como uma capacidade de aprender fora do comum, pela sua doçura e generosidade!

Aos meus colegas de sala de doutorado, que tanto nos incentivaram, Daniel, Giliard, Andreia, Alice.

Às minhas amigas do Lab, Carla Simone, Carla Patrícia e Sara.

Aos meus professores do PTARH, professora Yovanka, parceira de laboratório, e prof Conceição e Arthur Tavares pela companhia em coorientações. E ao prof Leonardo Zandonadi pela companhia de atividades de campo.

Aos professores e colegas do IG que tanto me acolheram e me ensinaram, como profs Henrique Roig, Jeremie Garnier e Rejane Cicerelli, e amigos como Kássia Castro,

Derlayne Dias, Vitória Barbosa, Myller Tonha, Diogo Olivetti, Ana Paula. Em especial, aos meus companheiros de atividade de campo que compartilharam muito comigo, Elton Souza e Welber Alves, ficam meus sinceros agradecimentos.

Às professoras da FAU, Liza Andrade e Maria do Carmo.

Aos meus braços e pernas das atividades de campo, Junior e Sr. Francisco. Por muitas risadas, Coca-Cola e sol no rosto.

Aos meus amigos apoiadores, Davi Navarro, Bruno Távora, Regina Lins, Irene Pimentel, Carlos Ruberto, Luís Gustavo, Manu Galindo, Camila Melo, Gustavo Lima.

Aos meus grandes amigos dos Correios, Alex, Wenilton, Reginaldo, Verônica, Luciano, Wanilde, Rodrigo, Sheila, que tanto me apoiaram nessa empreitada. Principalmente ao Alex e Wenilton, meus técnicos curiosos, que consertaram e remendaram tantos equipamentos e sempre me motivaram e achavam lindo o meu doutorado. E aos Correios em si, que “patrocinou” a minha bolsa de estudos.

Às minhas colegas de ANA, Ana Cristina Strava, Adriana Rondon, Lígia Araújo, Bruno Collishonn, Saulo Aires, que me apoiaram incondicionalmente nessa reta final, sempre dando palavras de incentivo.

Aos meus amigos da Adasa, Marcos Montenegro, Jeferson da Costa, Caroline Gomes, Débora Diniz, Luciano Leoni, Gustavo Carneiro e Jorge Enoch.

Aos meus amigos da Caesb, Vanusa Meirelles, Carlos Renan, Ana Maria Motta, Diogo Gebrim, Patricia Bermond.

Aos meus amigos da Novacap, em especial a Eng^a Diana Veronez.

Às minhas amigas de caminhada pelos congressos de drenagem urbana pelo mundo, Marina Macedo, Anaí Vasconcelos, Carol Kosak.

Ao professor Klebber Formiga, pelo empréstimo do radar que possibilitou a leitura de altas velocidades.

Às instituições Adasa, Novacap, Caesb, Inmet pela disponibilização de dados. À CAESB pelo acesso à ETE RF, em especial aos colegas da portaria.

À ANA, CAPES, FAP DF, FINEP, CNPQ E FUNAPE pelo financiamento de parte do trabalho e equipamentos de campo.

RESUMO

A caracterização da poluição difusa de uma bacia refere-se à medição adequada da qualidade da água (QA) do escoamento superficial, em conjunto com dados hidrológicos de chuva e vazão. O planejamento do monitoramento experimental é uma das grandes questões para avaliação deste tipo de poluição (KOZAK, 2020). O objetivo desta tese é avaliar métodos e técnicas que conduzam à identificação dos processos de geração da poluição difusa nas bacias de drenagem por meio do monitoramento em um único local, o exutório das áreas de contribuição. Foi adotada essa estratégia de monitoramento em três bacias urbanas no Distrito Federal, C.O., RFI e VP, escolhidas devido às características do uso de ocupação do solo, realizando-se o monitoramento hidrológico (pluviometria e fluviometria) e de QA nessas áreas de estudo. Com essa aquisição de dados, foi possível a análise da poluição difusa com polutogramas, a determinação da CME, *first flush*, análises estatísticas da região do VP; a modelagem hidráulica-hidrológica para análise quantitativa com o uso do SWMM (chuva-vazão e implementação de medidas compensatórias) na região do RF I; comparação dos dados de poluição difusa das três áreas de estudo, com ênfase nas questões de uso e ocupação e solo; e, por fim, a modelagem de qualidade da água com o uso do modelo Carga Unitária (simulação de polutograma). O SWMM precisou ser calibrado para melhor simulação do escoamento superficial do RF I, parâmetros como o CN que precisam ser adaptados à realidade do cerrado, porém a modelagem ainda ficou prejudicada devido a problemas no monitoramento de grandes vazões. A análise da QA no VP permitiu a identificação das principais fontes de poluição que corresponde aos lançamentos de esgoto (constatado durante o período de seca) e a urbanização, por meio de poluentes como nutrientes (nitrogênio e fosforo) e sólidos e matéria orgânica, respectivamente. O modelo Carga Unitária pode ser considerado uma boa ferramenta para estimativa de polutogramas durante eventos longos, a fim de otimizar os recursos de monitoramento. Entretanto, para a previsão de geração de poluição difusa, mostrou-se deficiente devido às diversas interações entre os processos de acumulação e lavagem de poluentes ao longo da bacia. Esta tese permitiu compreender que o monitoramento para estudos de poluição difusa no exutório da bacia é adequado para os estudos da poluição difusa advinda da interação das águas pluviais e o uso e ocupação do solo da bacia. O lançamento de esgotos domésticos e a intensa urbanização com a refletiram diretamente na QA dos corpos hídricos das bacias estudadas, sendo a utilização de modelos calibrado com o SWMM necessário para o dimensionamento de medidas compensatórias para a redução do aporte deste tipo de cargas nos corpos hídricos receptores.

PALAVRAS-CHAVE: Escoamento Superficial, Qualidade da água, FF, CME, SWMM, Carga Unitária.

ABSTRACT

The characterization of diffuse pollution in a catchment refers to the proper measurement of runoff water quality (WQ) along with hydrological data of rainfall and flow. Planning experimental monitoring is one of the major issues for evaluating this type of pollution (KOZAK, 2020). The objective of this dissertation is to evaluate methods and techniques that lead to the identification of the generation processes of diffuse pollution in drainage catchments through monitoring in a single location, the outflow of the contribution area. This monitoring strategy was adopted in three urban catchments in the Federal District, C.O, RF I and VP, chosen due to the characteristics of land use, carrying out hydrological monitoring (pluviometry and fluviometry) and water quality monitoring in these areas. With this data acquisition, it was possible to analyze the diffuse pollution with pollutograms, the determination of EMC and first flush, statistical analysis of the VP region; the hydraulic-hydrological modeling for quantitative analysis using SWMM (rainfall-discharge and implementation of mitigation practices) in the RF I region; comparison of the diffuse pollution data of the three study areas, with emphasis on land use and occupation issues, and finally the water quality modeling using the Unit Load model (pollutogram simulation). SWMM adequately simulated the runoff from RF I after calibration, however the modeling was still impaired due to problems in monitoring large flows. The analysis of WQ in the VP allowed the identification of sewage discharges (found during the drought period) and the most critical pollutants related to diffuse pollution, which are solids and organic matter. The Unit Load model can be considered a suitable tool for estimating pollutograms during long events in order to optimize monitoring resources. However, for the prediction of diffuse pollution generation, it proved to be deficient due to the diverse interaction of the pollutant build up and wash off processes along the catchment. This thesis made it possible to understand that monitoring for studies on diffuse pollution carried out in the outfall is adequate for the stormwater management in the catchment, as it is concise and efficient, and allowed the identification of the influence of land use and occupation processes, such as domestic sewage discharge, construction works and availability of adequate sanitary infrastructure, supporting the proposition of urban solutions for the reduction of this type of loads in the receiving water bodies.

KEY-WORDS: Runoff, Water Quality, First Flush, EMC, SWMM, Unit Load.

I. SUMÁRIO

I.	SUMÁRIO.....	xi
II.	LISTA DE SIGLAS.....	xiv
1	INTRODUÇÃO.....	1
2	OBJETIVOS.....	3
2.1.1	Objetivos Específicos	3
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1	DESENVOLVIMENTO URBANO.....	4
3.2	SISTEMAS DE DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS.....	5
3.2.1	Poluição Difusa.....	7
3.2.2	Drenagem urbana sustentável	8
3.2.3	A Resolução 09/2011 da Adasa	12
3.3	MONITORAMENTO DAS ÁGUAS URBANAS.....	13
3.4	MODELAGEM DE SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA	17
3.5	MÉTODOS DE ANÁLISES DAS CARGAS DE POLUIÇÃO DIFUSA.....	23
3.5.1	Concentração média do evento (CME)	23
3.5.2	<i>First Flush</i>	24
3.5.3	Comportamento da poluição difusa: <i>wash off</i> e <i>build up</i> e Carga Unitária	27
4	METODOLOGIA.....	29
4.1	ÁREA DE ESTUDO.....	31
4.1.1	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA BACIA DO LAGO PARANOÁ.....	33
•	Clima	33
•	Geomorfologia	33
•	Vegetação	34
•	Solo.....	34
•	Hidrografia	35
•	Uso e ocupação.....	36
4.1.2	BACIA DO C.O.....	37
4.1.3	BACIA DO RIACHO FUNDO I (RF I).....	39
4.1.4	BACIA DO VICENTE PIRES (VP).....	40
4.2	MONITORAMENTO DOS SISTEMAS DE DRENAGEM E RIOS URBANOS.....	41

4.2.1	Estações de Monitoramento	45
•	C.O. UnB	45
•	Riacho Fundo I (RF I)	46
•	Núcleo Bandeirante – Vicente Pires (NBVP)	48
4.2.2	RESUMO DAS CARACTERÍSTICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO	49
4.3	ANÁLISE DO SISTEMA DE DRENAGEM URBANA ATUAL NO RF I	49
4.3.1	Modelagem hidráulico-hidrológica das redes de drenagem urbana da bacia do RF I no SWMM	50
•	Calibração e validação do modelo SWMM.....	51
•	Capacidade de suporte dos sistemas de drenagem.....	52
•	Análise do uso de Medidas Compensatórias	53
4.4	ANÁLISE DAS CONCENTRAÇÕES E CARGAS DOS POLUENTES	54
4.5	MODELAGEM DA QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS	54
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1	SIMULAÇÃO CHUVA-VAZÃO NA BACIA DO RF I	56
5.1.1	Análise das precipitações na Bacia do RF I	56
5.1.2	Determinação e análise das vazões na Bacia do RF I	59
5.1.3	Modelo chuva-vazão SWMM da Bacia do RF I	65
5.1.3.1	Calibração do Modelo Chuva-Vazão SWMM da bacia RF I	65
5.1.3.2	Validação do Modelo Chuva-Vazão SWMM da bacia RF I	67
5.1.3.3	Avaliação do Sistema de Drenagem Urbana quanto a inundação no RF I	68
5.1.3.4	Dimensionamento de bacias de retenção e de retenção	70
5.2	ANÁLISE DA POLUIÇÃO DIFUSA NA BACIA DO VICENTE PIRES	78
5.2.1	Determinação das vazões na bacia do VP	79
5.2.2	Análise da precipitação e do escoamento superficial	80
5.2.3	Análise das Concentrações dos poluentes	82
5.2.3.1	Correlação entre os parâmetros hidrológicos e de qualidade e uso de parâmetros substitutos no Córrego VP	89
5.2.4	Análise da CME	94
5.2.5	Análise do <i>First Flush</i> (FF)	101
5.3	ANÁLISE DA QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS NO DISTRITO FEDERAL	104

5.3.1	Análise das componentes principais da poluição difusa no DF	104
5.3.2	Modelagem da Qualidade das Águas Pluviais nas Bacias Urbanas do DF	109
•	Simulação de Polutogramas com MO e k calibrados por evento	109
•	Correlações dos parâmetros do modelo de carga unitária com os hidrológicos de cada bacia.....	113
•	Modelo de carga unitária para previsão de cargas de poluição difusa com os hidrológicos de cada bacia.....	115
5.4	CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS RESULTADOS	119
6	CONCLUSÃO.....	125
7	REFERÊNCIAS.....	126

II. LISTA DE SIGLAS

ACP - Análise das Componentes Principais
ADASA - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento
ADCP - *Acoustic Doppler Current Profiler*
Ai - Abstração inicial (mm)
ANA - Agência Nacional de Águas
BMPs - *Best Management Practices*
Caesb - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CE - Condutividade Elétrica
CHWater - *Computational Hydraulics International Water*
CME - Concentração Média no Evento
CN - Curva número
CO - Centro Olímpico da UnB
COT- Carbono Orgânico Total
DF - Distrito Federal
DQO - Demanda química de oxigênio
DSA - Dias secos antecedentes
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETA - Estação de Tratamento de Água
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
EPA - *Environmental Protection Agency*
FAP - DF - Fundação de Apoio à Pesquisa do DF
FINEP - Financiadora de Estudos e Projetos
GIS - *Geographic information system*
Idf - Curva intensidade - duração - frequência
ISE - Integral Square Error
IDH - Índice de desenvolvimento Humano
IBRAM - Instituto Brasília Ambiental
Inmet - Instituto Nacional de Meteorologia
LSA - Laboratório de Saneamento Ambiental
LID - *Low Impact Development*
MAPLU - Manejo de águas pluviais: monitoramento, modelagem, desenvolvimento de tecnologias de baixo impacto e de instrumentos para a gestão de águas pluviais em meio urbano (Projeto)
MO - Matéria Orgânica
n - Coeficiente de rugosidade de Manning
N - Nitrogênio
NOVACAP - Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil
NRCS - *National Resources Conservation Service*
NS - *Eficiência de Nash e Sutcliffe*
NTU - *Nefelometric Turbidity Unit*
OD - Oxigênio dissolvido
OEA - Organização dos Estados Americanos
OR - *Over Range*
P - Fósforo
PDAD - Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios
PT - Fósforo total
PR - Fósforo reativo
PTARH - Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
PDDU - Plano Diretor de Drenagem Urbana

pH - Potencial Hidrogeniônico
PCSWMM - *Personal Computer Storm Water Management Model*
Q - Vazão
QA - Qualidade da água
Qobs - Vazão observada
Q_{máx} - Vazão máxima
Q_{pico} - Vazão de pico
Qsim - Vazão simulada
RF - Riacho Fundo
RMSE - *Root Mean Square Error*
S - Potencial máximo de retenção após começar o escoamento
SCS - *Soil Conservation Service*
SD - Sólidos Dissolvidos
SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SS - Sólidos Suspensos
ST - Sólidos totais
SIG - Sistema de Informações Geográficas
SWMM - *Storm Water Management Model*
Tr - Tempo de Retorno
TRef - Termo de Referência
UH - Unidades Hidrográficas
UnB - Universidade de Brasília
VP - Vicente Pires
W - Carga do poluente

1 INTRODUÇÃO

O aumento populacional é acompanhado pelo crescimento urbano, que nos países em desenvolvimento tem sido realizado de forma insustentável, com reflexo direto nos sistemas de manejo de água pluviais, deteriorando a qualidade de vida da população e do meio ambiente (TUCCI, 2005; SAMBITO *et al.*, 2017). Isso ocorre devido a impermeabilização do solo, canalização de rios, ocupação das faixas marginais de proteção dos rios, desmatamentos, quantidade crescente de resíduos sólidos e falta de infraestruturas urbanas.

Os sistemas de drenagem urbana são afetados com o aumento do escoamento superficial e diminuição da capacidade natural de retenção e infiltração do solo (TUCCI, 2016; KARAKURT-FISCHER *et al.*, 2020) e servem de transporte para que a poluição difusa atinja os corpos hídricos receptores (PORTO, 1995).

A poluição difusa deteriora esses corpos hídricos por causa do carreamento de materiais particulados ou solúveis de todos os tipos, presente ao longo da bacia de contribuição (PEREIRA *et al.*, 2021), além de ser de difícil medição e cujas magnitudes dependem, principalmente, de fatores meteorológicos e dos tipos e manejo de usos e ocupação do solo (KOZAK, 2020; RIGHETTO *et al.*, 2017; BRAGA, 2013).

O processo de acumulação e lavagem dos poluentes são complexos tendo em vista a aleatoriedade da chuva (LEE *et al.*, 2010). Por isso, requer coletas de dados confiáveis para boas interpretações, porém os desafios para o adequado monitoramento acontecem desde a escolha dos pontos, equipamentos frequência de amostragem até a definição dos parâmetros de qualidade de água.

A fim de promover a manutenção da qualidade dos corpos hídricos é necessário conhecer e controlar a poluição difusa. Logo, é preciso determinar as vazões e as concentrações dos poluentes, como os aportes de nutrientes e sólidos, principais responsáveis por impactos em ambientes lênticos (eutrofização e assoreamento).

A utilização da modelagem hidráulica-hidrológica e de qualidade da água possibilita o teste de diversas soluções mitigadoras e assim escolher a alternativa que traga mais benefícios para a captura dos poluentes dos efluentes pluviais. O Modelo SWMM proporciona esses estudos por meio da implantação de soluções LID (*Low Impact Development*), avaliando a implantação de técnicas de drenagem urbana compensatórias, como as bacias de retenção e detenção no Distrito Federal (DF).

Esse controle das águas pluviais na região existe desde 2011, quando a ADASA (Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal)

implementou a Resolução nº 9, que regulamenta os pedidos de outorga de lançamento dessas águas. Essa resolução limita a vazão de lançamento em 24,4l/s/ha, normalmente alcançada com o de bacias de detenção e retenção.

Entre 2016 e 2017 ocorreu no DF uma crise hídrica na qual o Lago Paranoá foi utilizado como manancial emergencial (LIMA *et al.*, 2018). O Lago localiza-se a jusante de uma densa mancha urbana e recebe águas de tributários como o Riacho Fundo, que transporta uma importante carga de poluição.

Além das iniciativas governamentais, a Universidade de Brasília (UnB), pelo Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (PTARH), tem se dedicado a pesquisar sobre o tema. Já foram realizados monitoramentos de nível, vazão, precipitação e qualidade da água em diferentes áreas de drenagem, com vistas à caracterização da poluição difusa em diversificados usos e ocupações do solo. A modelagem hidráulica-hidrológica foi realizada em 23 bacias de drenagem diferente, abrangendo 15 regiões administrativas, sendo utilizado o SWMM como principal ferramenta para avaliação e mitigação dos impactos na evolução da urbanização.

O presente documento inicia-se com a Introdução do problema neste capítulo inaugural, seguido dos objetivos propostos pela pesquisa no Capítulo 2. É seguido por uma fundamentação teórica, referências bibliográficas e estado da arte no Capítulo 3. A área de estudo está exibida no Capítulo 4, juntamente à metodologia desenvolvida. As análises e discussões dos resultados encontram-se no Capítulo 5, e no Capítulo 6 foram resumidas as principais conclusões desta pesquisa.

2 OBJETIVOS

O objetivo desta tese é avaliar métodos e técnicas que conduzam à identificação dos processos de geração da poluição difusa nas bacias de drenagem por meio do monitoramento no exutório das áreas de contribuição, sob a ótica das características do uso e ocupação do solo.

2.1.1 Objetivos Específicos

- Analisar o comportamento das cargas de poluição durante as ondas de cheias e o período de estiagem hidrológica;
- Identificar as principais correlações da poluição difusa com as variáveis hidrológicas e o uso e ocupação do solo;
- Avaliar a modelagem hidrológica e hidráulica com o uso do SWMM na implantação de medidas compensatórias nos sistemas de drenagem urbana, como bacias de detenção e retenção.
- Pesquisar o uso do modelo Carga Unitária na previsão de polutogramas.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os sistemas de drenagem e manejo de águas urbanas necessitam ser resilientes, tendo em vista que os antigos padrões, conhecidos como higienistas, não promovem a sustentabilidade ambiental das águas pluviais, por gerar grandes vazões para a jusante, transportar a poluição carregada pelo escoamento superficial e reduzir drasticamente a infiltração e recarga dos aquíferos.

Sendo assim, para o melhor uso das novas estruturas urbanas, é necessário entender as águas pluviais, por meio do monitoramento para a obtenção dos dados quantitativos e qualitativos, determinando as cargas de poluição difusa. Além disso, o conhecimento de modelos computacionais para modelagem hidráulica, hidrológica e de qualidade da água, como o SWMM, permite conhecer melhor a dinâmica chuva-vazão e assim propor soluções mais eficientes frente às alterações do uso e ocupação do solo.

3.1 DESENVOLVIMENTO URBANO

O crescimento urbano nos países em desenvolvimento tem sido realizado de forma insustentável, com deterioração da qualidade de vida e do meio ambiente (TUCCI, 2005; SAMBITO *et al.*, 2017). A América Latina é considerada a região em desenvolvimento mais urbanizada do mundo (CEPAL, 2017), pois cerca de 79,5% da população habita em zonas urbanas (CEPAL, 2018). O auge dessa urbanização ocorreu entre 1950-2000, sendo a partir dos anos 2000 registrada uma taxa de crescimento em torno de 2% ao ano.

Com o crescimento das cidades, há alteração da paisagem urbana e surge a demanda por serviços básicos, como saneamento ambiental. De acordo com o Banco Mundial (2016), no Brasil cerca de 86,04% da população estão em áreas urbanizadas, onde 53,02% da população tem acesso à coleta de esgoto, porém apenas 46,3% têm tratamento (SNIS, 2019).

De acordo com o PDAD (Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios) de 2018 (2019), o Distrito Federal apresenta cerca de 2.894.953 habitantes, sendo que 98,3% possuem acesso à rede geral de água pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB) e 91,1% dos domicílios têm ligação com os coletores de esgoto da companhia. No que diz respeito ao recolhimento de lixo, 95,9% afirmaram ter coleta direta, sendo 48,6% seletiva e 77,2% não seletiva. Em torno de 27,1% da população indicaram que próximo a suas casas havia pontos de alagamentos quando chovia.

Percebe-se que o DF possui boas condições sanitárias. Apesar de Brasília ser uma cidade projetada sob padrões modernos, o fato de ter um crescimento muito rápido ocasionou em diversas áreas invasões e urbanizações não controladas (PDDU, 2009), o que implica na ausência de sistemas sanitários, como a drenagem urbana. Além da ausência desses sistemas, os existentes nem sempre conseguem suportar as chuvas, o que faz com que entrem em colapso, provocando os alagamentos e maior transporte de poluentes.

3.2 SISTEMAS DE DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS

Os sistemas de drenagem são implementados pela necessidade de escoar as águas da chuva acumuladas nas ruas, visto que esse acúmulo traz malefícios à população, como a ocorrência de alagamentos e disseminação de doenças. Além disso, o excesso de água pode provocar perdas econômicas, devido a prejuízos diretos, causados pela invasão das águas, ou indiretos, pelas paralisações de atividades (MACHADO *et al.*, 2005).

A maioria do tipo de sistema de drenagem implantado no Brasil é o tipo separador absoluto, onde as tubulações escoam exclusivamente as águas pluviais (RIGHETTO *et al.*, 2009). Ou pelo menos, deveriam, visto que em muitos casos funcionam como sistemas de drenagem misto, transportando águas pluviais e esgoto sanitários conectados clandestinamente (ADASA, 2018; MUTTI, 2015; VON SPERLING, 2005). Este problema é recorrente no DF, conforme já identificado pela Companhia Urbanizadora da Nova Capital (Novacap, 2000).

De Luca *et al.* (1991) identificaram nas amostras de águas pluviais coletadas em Porto Alegre - RS a conexão do sistema de esgotamento sanitário ao sistema de drenagem pluvial, e vice-versa. O lançamento irregular do esgoto nas estruturas de águas pluviais é um problema constatados em grandes cidades brasileiras, como Natal - RN (RIGHETTO *et al.*, 2017), Brasília - DF (COSTA e KOIDE, 2014; SOUZA, 2014 e DE PAULA, 2019), Campo Grande - MS (SILVA, 2010), Belo Horizonte - MG (VIEIRA, 2008), e Santa Maria - RS (PAZ *et al.*, 2004).

Nos países com antigos sistemas de esgotamento sanitário, é mais usual o emprego do tipo unitário, onde a drenagem urbana e o esgoto sanitário utilizam uma única tubulação para o transporte dessas águas para a estação de tratamento e posterior lançamento num corpo hídrico (BUTLER e DAVIS, 2014). O principal problema desse tipo de concepção é controlar a poluição dos corpos d'água em função dos previsíveis e

inevitáveis extravasamentos dos sistemas durante grandes eventos de precipitação (QIAO *et al.*, 2019; DIETZ, 2007).

O sistema do tipo separador absoluto adotado no Brasil foi escolhido pelo alto índice pluviométrico brasileiro proveniente do clima tropical, que apesar de bastante variável (valores entre 300 até 3.000 mm por ano), é uma tentativa de redução de custos (POMPÊO, 1999). Porém, ele lança as águas pluviais diretamente em corpos hídricos, podendo afetar sua qualidade e capacidade de suporte, tendo em vista as grandes vazões e a poluição da água descarregada.

Além disso, por muito tempo no país, implantou-se os sistemas de drenagem com a visão higienista, com medidas como a canalização de córregos urbanos e evacuação das águas de chuva por condutos subterrâneos com implantação de galerias e canais de concreto (CANHOLI, 2005). Essas soluções promovem somente um controle local, transferindo o problema das águas pluviais para jusante.

A partir da década de 90, o Brasil começou a adotar um modelo mais sustentável que prioriza o armazenamento e a infiltração das águas pluviais dentro do lote (BAPTISTA *et al.*, 2005), porém ainda sem muita representatividade.

Essa nova abordagem do sistema de drenagem urbana preconiza que essas estruturas devem atuar na diminuição da velocidade do escoamento, conseqüentemente, retardar o pico de vazão e ampliar o tempo de concentração da bacia, por meio do armazenamento (detenção) de parte do volume escoado, efeitos esses, evidenciados por autores como Carvalho *et al.* (2019), Zanadrea e Silveira (2019), Bai *et al.* (2019), Nguyen *et al.* (2018), Ahiablame *et al.* (2016), Vasconcelos *et al.* (2016), Jia *et al.* (2015), Tecedor *et al.* (2015), além de diminuir a poluição difusa lançada nos corpos hídricos investigado por Osman *et al.* (2019), Ferrans *et al.* (2018), Palla *et al.* (2015), Liu *et al.* (2015), Nascimento *et al.* (1999) .

Com a evolução dos tratamentos de esgoto, destacaram-se os impactos causados pela poluição difusa. Estudos já constataram que as águas pluviais carregam muitos poluentes com diferentes concentrações ao longo do tempo e do espaço (KÖRBER *et al.*, 2017; HAFT *et al.*, 2017; SOUZA, 2014; SALGADO, 2013; PAZ *et al.*, 2004; PORTO, 1995). Essa diversidade deve-se a alguns fatores, como uso e ocupação do solo, densidade populacional, topografia, geologia, sazonalidade do ciclo hidrológico e características e frequência das precipitações. Além disso, a concentração de poluentes depende da acumulação no período de estiagem e a exposição ao escoamento durante os eventos de chuva (PIMENTEL, 2009; TSIHRINTZIS e HAMID, 1997; SALORANTA *et al.*, 2003).

3.2.1 Poluição Difusa

A poluição difusa refere-se à geração de poluentes originados de processos relacionados ao uso e ocupação do solo, seja pela urbanização, pela deficiência do sistema de limpeza urbana (NOVOTNY, 2008; BAPTISTA *et al.*, 2005; RIGHETTO *et al.*, 2009) ou pelo uso agrícola (NOVOTNY, 1999; GILBOA *et al.*, 2015; BENDER *et al.*, 2018).

Ao contrário das fontes pontuais, a poluição difusa é um fenômeno aleatório de difícil mensuração por depender de fatores meteorológicos e do tipo de uso e ocupação do solo (RIGHETTO *et al.*, 2017; SALORANTA *et al.*, 2003). As fontes difusas de poluentes, em sua maioria, são dinâmicas e dirigidas pela precipitação e inclui o escoamento de áreas rurais (sedimentos, fertilizantes, bactérias, pesticidas), urbanas (óleos, graxas, compostos tóxicos, metais pesados, patógenos, nutrientes e sedimentos), deposição atmosférica (compostos tóxicos, metais pesados, nutrientes e ácidos) e infiltração de águas subterrâneas (nutrientes e compostos tóxicos) (NOVOTNY, 1999; JI, 2008; LI *et al.*, 2011; YANG e TOOR, 2017).

Segundo Porto (1995), as redes de drenagem urbana são as grandes causadoras da veiculação das cargas poluidoras para os rios, pois transportam a poluição do escoamento superficial para os corpos hídricos, tendo em vista que, majoritariamente, são lançadas sem tratamento.

Tucci (2005) ainda afirma que a qualidade de águas pluviais urbanas é tão ruim quanto a de um efluente de tratamento secundário e que a quantidade de sólidos suspensos encontrada no escoamento pluvial urbano é superior ao encontrado em esgoto sem tratamento. Ainda segundo o autor, a concentração de sólidos suspensos é pequena nos primeiros instantes da chuva, tendo um aumento significativo após alguns minutos e que geralmente nos primeiros volumes de chuva se concentram 95% da carga de sólidos. Barco (2003) afirma também que o escoamento superficial de águas pluviais é caracterizado por apresentar qualidade semelhante a esgotos, tanto em termos de massa quanto de concentração máxima de poluentes.

Campana e Bernardes (2010) iniciam os estudos de monitoramento e modelagem sobre poluição difusa no Distrito Federal. Os autores constataram que as vazões e concentrações de poluentes vão aumentando ao longo da bacia de drenagem. Costa (2013), Souza (2014) e De Paula (2019) monitoraram bacias urbanas em Brasília e identificaram dois grandes problemas: alta impermeabilização que geram grandes volumes de escoamentos superficiais, conseqüentemente cargas de poluição difusa com destaque para a grande quantidade de sólidos suspenso e matéria orgânica; o segundo

é a identificação de lançamento de esgoto na galeria de águas pluviais, o que destaca a presença de nutrientes e matéria orgânica nas águas urbanas monitoradas. Tsuji (2018) também monitorou uma bacia urbana no DF, porém no local, a Região Administrativa (RA) Riacho Fundo I, não há lançamento de esgotos na rede de drenagem, o que implica em menores concentrações dos poluentes do que os outros estudos citados.

Segundo Tucci (2005), a qualidade das águas pluviais ainda está sujeita à limpeza urbana e sua frequência de operação, e de acordo com Righetto *et al.* (2009) depende também da localização geográfica e o nível da camada vegetal.

O estudo elaborado por Chebbo (1995) citado por Finotti *et al.* (2009), em um programa de pesquisa de qualidade de águas pluviais realizado na França, concluiu que a maior parte da poluição das águas pluviais encontra-se na forma suspensa. Essas partículas em suspensão apresentam uma grande quantidade de poluentes. Os materiais em suspensão são formados principalmente por minerais, enquanto os materiais orgânicos não passam de 20% (como hidrocarbonetos). Já os nitritos, nitratos e fosfatos encontram-se sob a forma dissolvida. As partículas mais finas (>100 micrômetros) concentram a maior parte dos poluentes adsorvidos sobre sua superfície – mais de 50% do chumbo e da demanda química de oxigênio (DQO) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

New South Wales (2009) aponta a poluição difusa como uma questão complexa pois provoca uma série de impactos negativos, como a diminuição da qualidade da água, da saúde do ecossistema, das questões econômicas, além da dificuldade de monitoramento relativa contribuição das diferentes fontes. Por consequência, dificulta a decisão sobre ações de gestão necessária.

Percebendo essa dificuldade, surge a ideia de deter as águas pluviais nos lotes e reduzir o escoamento superficial que é o principal agente gerador da poluição difusa por meio da lavagem do uso e ocupação do solo. As aplicações de medidas compensatórias, ou “desenvolvimento de baixo impacto” - *Low Impact Development* - LID, ou “melhores práticas” - *Best Management Practice* - BMP, enxergam a bacia de drenagem numa escala global, a fim de que existam espaços capazes de absorver o excedente do escoamento ao longo da bacia (CANHOLI, 2005), tornando o sistema sustentável e resiliente.

3.2.2 Drenagem urbana sustentável

Usualmente, os sistemas de drenagem urbana são compostos por elementos comuns à drenagem urbana clássica, como as bocas de lobo, as caixas de passagem, os poços de visitas, as tubulações e as galerias (QIAO *et al.*, 2019). São divididos em

subsistemas: a macro e a microdrenagem, que preconizam a rápida evacuação de águas pluviais pelos condutos preferencialmente subterrâneos, evitando a presença nociva da água na superfície e prevenindo doenças de veiculação hídrica (BAPTISTA *et al.*, 2005).

A grande desvantagem desse tipo de sistema é a pouca flexibilidade (RIGHETTO *et al.*, 2009). Às vezes é possível expandir a captação do escoamento superficial na rede de drenagem, mas não é usual ampliar a capacidade de um sistema já existente, como a substituição de tubulações por diâmetros maiores, visto a dificuldade em construir a infraestrutura, na maior parte subterrânea, e os custos associados a essas mudanças. E com o crescimento urbano, os sistemas atuais de drenagem entraram em colapso por comportarem vazões anteriores às expansões urbanas (MARSALEK e SCHREIER, 2009; FILENI *et al.*, 2019).

Frisa-se ainda que a microdrenagem é responsável por captar e transportar as águas originadas das construções, lotes, ruas, estacionamentos, e possui condutos que transportam essas águas até o desague ou até os sistemas de macrodrenagem, os quais são compostos por canais abertos ou condutos subterrâneos de maior porte (BAPTISTA *et al.*, 2005). Os sistemas de microdrenagem, por exemplo, são projetados para suportar o escoamento de precipitações pequenas e mais frequentes. Já o sistema de macrodrenagem é dimensionado para eventos com maior tempo de recorrência

Os novos projetos de drenagem devem ter dispositivos que envolvam técnicas sustentáveis de captação das águas pluviais urbanas. Schueler (1997) indica que o principal objetivo dessas medidas é tentar reproduzir as condições hidrológicas de pré-desenvolvimento da bacia, associado com uma remoção dos poluentes urbanos, possuindo um custo aceitável de manutenção e operação.

Esses dispositivos alteram as vazões de cheia produzidas na bacia em função do manejo eficiente do controle dos escoamentos em suas fontes geradoras e de pequenas estruturas de controles em pontos específicos da bacia, como vias públicas e fundos de vale (ASCE, 1992). Essas medidas não substituem por completo os sistemas de drenagem tradicionais e devem ser implementados em associação a eles. Alguns exemplos de componentes hidráulicos eficientes para a redução do volume do escoamento, e consequentemente poluição difusa, são: reservatórios, trincheiras e valas de infiltração, bioretenção e jardins de chuva, pavimentos permeáveis, e bacias de detenção ou retenção. Na maioria delas, busca-se o armazenamento e a infiltração das águas da chuva; entretanto, há outras que buscam a interceptação e a evapotranspiração, como os telhados, coberturas verdes, células de bioretenção e jardins de chuva.

A multiplicidade dessas estruturas permite a utilização da tecnologia em diferentes escalas, desde pequenas parcelas até grandes áreas. Outra vantagem desses sistemas é sua inserção urbanística, isso permite usos múltiplos dessas áreas, por exemplo, áreas de amortecimento de cheias podem ser utilizadas como áreas verdes, parques, espaços destinados à prática de esportes e estacionamentos (BAPTISTA *et al.*, 2005; RIGHETTO *et al.*, 2009; CARVALHO *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2019).

As bacias de detenção e retenção são medidas de controle centralizado e estão ligadas às áreas de drenagem de grande porte (BAPTISTA *et al.*, 2005). As bacias de detenção são estruturas para acumulação temporária que contribuem essencialmente para a redução das inundações urbanas, onde pode ou não ocorrer infiltração das águas pluviais. Já as bacias de retenção, por sua vez, são estruturas que buscam reduzir a concentração de poluentes nas águas escoadas superficialmente em centros urbanos, na remoção de sedimentos, nutrientes, lixo, metais, bactérias, óleos e graxas e substâncias orgânicas, por mecanismos de sedimentação e por processos biológicos. Contudo, também podem reduzir o pico de vazão do escoamento, controlar erosões a jusante, atuar no paisagismo e recarregar aquíferos (LIMA *et al.*, 2006; SILVA, 2009; DE PAULA, 2019).

Campana *et al.* (2007) analisaram a eficiência no controle de inundações de duas bacias de detenção, uma seca e outra alagada, sob os aspectos quantitativo e qualitativo do escoamento proveniente de uma rede de drenagem pluvial da cidade de Brasília-DF. Em ambos os casos se observou grande eficiência hidráulica, com redução de 62,6% e 74% das vazões de pico das ondas de cheia para a bacia de detenção seca e alagada, respectivamente. No que se refere à redução da poluição difusa, observou-se uma maior eficiência na remoção de material em suspensão (sólidos em suspensão, óleos e graxas) do que na remoção de materiais solúveis (DQO, DBO, nitrato, ortofosfato e coliformes). Isso se deve ao próprio processo de remoção, que nesses sistemas funciona predominantemente como processo físico.

De Paula *et al.* (2019) estudaram uma bacia de detenção localizada no Guará I – DF e verificaram o abatimento médio entre a vazão de entrada e saída de 97%, o que indica uma grande eficiência desta estrutura. No aspecto qualitativo a lagoa foi capaz de remover praticamente toda concentração de nitrito, nitrato, sólidos em suspensão e turbidez (HENZ *et al.*, 2019).

As bacias de detenção apresentam efetividade no manejo de águas pluviais no aspecto quantitativo e, conseqüentemente, podem ter melhorias nas questões qualitativas. Os sistemas das bacias de detenção podem ser projetados para funcionar

em série com a rede de drenagem, sendo esvaziadas completamente entre eventos. Geralmente são projetadas para que esse esvaziamento aconteça em até 24 horas; no entanto, em alguns projetos não é um tempo suficiente para se obter uma boa remoção dos poluentes (RIGHETTO *et al.*, 2009).

Essas duas funções podem ser conflitantes no aspecto do tempo, pois o tempo necessário para melhoria na qualidade da água, ou seja, para que haja boa remoção de poluentes, é muito superior em relação ao tempo necessário para conter as vazões de cheia (BERQUE e RUPERD, 2000), sendo necessário estabelecer o principal objetivo da estrutura para o dimensionamento adequado. Porém, o controle de qualidade ocorre a cada evento, enquanto que o de quantidade terá mais demanda em eventos extraordinários, ou seja, com tempos de retorno maiores.

Quando projetados para controle de vazão, seu esvaziamento é rápido de até 6 horas e com pouco efeito sobre a remoção de poluentes. Aumentando-se a detenção para 24 a 60 h, há melhora na redução de poluentes (URBONAS, 1994), porém se deve observar as questões sanitárias locais. No DF, pelo Manual de Drenagem Urbana da Adasa (2018), recomenda-se a detenção máxima de 24 horas.

O manejo da água pluvial no meio urbano deve ser capaz de proporcionar qualidade de vida à população, reduzindo os riscos oriundos da impermeabilização causada pelo processo de urbanização.

Nesse sentido, o conceito de *Water Sensitive City – Cidades Sensíveis às Águas* está fazendo com que os projetistas repensem sobre os sistemas de drenagem urbana tradicionais. Esse novo conceito visa incorporar a água com o planejamento da cidade, com componentes mais resilientes às áreas urbanas, proporcionando o máximo de benefícios para a sociedade, não só na visão de melhor gestão dos riscos de inundação, mas o uso bem-sucedido e contínuo e exploração dos múltiplos benefícios. Essas mudanças requerem intervenções independentes para um foco mais amplo em: (i) aumento do desempenho da cidade por meio de investimentos verdes; (ii) integrar a adaptação em programas de redensolvimento urbano; e (iii) reconhecer que as cidades resilientes às mudanças climáticas requerem aprendizado e ação contínuos (VEERBEEK *et al.*, 2017; ANDRADE, 2014).

A ampliação da implementação de medidas sustentáveis pode ser cumprida por meio de instrumentos normativos como a outorga de águas pluviais, que visam reduzir a contribuição de deflúvio e, conseqüentemente, a atenuação das cheias no sistema de drenagem (ASCE, 1992).

3.2.3 A Resolução 09/2011 da Adasa

Batista (2014) identificou 385 pontos de ocorrência de alagamentos e inundações no DF, com a maior concentração no Plano Piloto de Brasília, a região da cidade planejada urbanisticamente na década de 60. Isso ocorre porque novos usos e ocupações do solo ocorreram sem que os sistemas de drenagem fossem adaptados.

No DF, o órgão que tem a responsabilidade de avaliação, fiscalização e manutenção dos projetos de drenagem urbana é a Novacap. Esses projetos, por interferirem no meio ambiente e nos recursos hídricos, estão sujeitos à aprovação e fiscalização por parte do IBRAM (Instituto Brasília Ambiental) e regulação por parte da Adasa.

Em 2011, a Adasa promulgou a Resolução 09 que estabelece a outorga do lançamento de águas pluviais em corpos hídricos do DF. A legislação visa evitar danos nos corpos hídricos receptores provocados à jusante de novos empreendimentos, tendo em vista que essa legislação limitou os lançamentos de vazões de projeto, com tempo de recorrência de 10 anos a 24,4 L/(s.ha), estabelecida como vazão de pré-desenvolvimento. A resolução sugere que o escoamento deve ser amortecido em bacias de qualidade e de quantidade, dispostas em série, antes de ser lançado no corpo d'água, a fim de garantir sua sustentabilidade ambiental.

A resolução indica, ainda, uma metodologia para dimensionamento dos volumes das bacias com área de contribuição inferior a 200 ha, desenvolvida a partir do método racional na geração do escoamento. Quanto à captura dos poluentes, a equação foi baseada na Regra dos 90%, em que se assume que capturando e tratando o escoamento correspondente a 90% dos eventos de chuva, a meta de remoção de poluentes é alcançada (TUCCI, 2016).

De acordo com Tucci (2016), para Brasília pode-se assumir um coeficiente de escoamento das áreas permeáveis de 0,15 e para áreas impermeáveis de 0,95, e, pela análise da série histórica da região, verificou que, para o período chuvoso, 90% das precipitações são inferiores a uma lâmina de 22,5 mm. A equação para o dimensionamento das bacias de retenção e de detenção no DF foi desenvolvida com base nessas premissas (Tabela 3-1). Nessas bacias, o dispositivo de saída do reservatório deve ser dimensionado para esgotar este volume em 24 horas para que permita a sedimentação.

Tabela 3-1. Equações para o dimensionamento dos reservatórios de qualidade de acordo com a Resolução 09/2011 da Adasa.

Volume do reservatório de qualidade	$V_{qa} = (33,8 + 1,80 * A_i) * A_c$	Equação 3.1
Vazão de transferência do reservatório de qualidade para o reservatório de quantidade	$Q = \frac{V_{qa}}{86,4}$	Equação 3.2
Volume do reservatório de quantidade	$V = (4,705 * A_i)A_c$	Equação 3.3

Nas equações 3.1 a 3.3, V_{qa} é o volume, em m^3 , da bacia de qualidade, A_i é a porcentagem de área impermeável do terreno, e A_c é a área de contribuição em ha, Q é a vazão de saída do reservatório de qualidade em L/s e V é o volume em m^3 .

Quando o corpo receptor for um ambiente lântico, como o Lago Paranoá, não é necessário o amortecimento das vazões de lançamento, visto que o corpo hídrico realiza essa função. Nesse caso, a preocupação é com a qualidade dessas águas pluviais, portanto, permanece a necessidade das bacias de retenção antes da descarga direta nos corpos hídricos lânticos.

Para o gerenciamento, planejamento e dimensionamento de estruturas da drenagem urbana de controle de poluição é necessário conhecer a concentração dos poluentes dessas águas por meio de um monitoramento envolvendo a caracterização da bacia de drenagem, bem como os parâmetros quali-quantitativos envolvidos (FERREIRA, 2008). Esse assunto é discutido no capítulo a seguir.

3.3 MONITORAMENTO DAS ÁGUAS URBANAS

A busca por metodologias para definir redes de monitoramento de qualidade da água em bacias hidrográficas é uma atividade que exige conhecimento da área de estudo e dos objetivos a serem alcançados (MESQUITA e KOIDE, 2003). O monitoramento da qualidade da água deve ser visto como um processo essencial à implementação dos instrumentos de gestão das águas, já que permite a obtenção de informações estratégicas, o acompanhamento das medidas efetivadas, a atualização dos bancos de dados e o direcionamento das decisões (MAGALHÃES JR, 2000; YAZID, 2017; ZHU *et al.*, 2019).

Segundo Dixon *et al.* (1999), a melhor configuração do monitoramento é aquela que produz maior quantidade de informações com o menor despendimento de esforços e recursos. Atualmente é crescente o uso de técnicas que permitem tomadas de decisões ágeis, por meio do monitoramento em tempo real (SILVA *et al.*, 2019; CASTRO e BERTRAND-KRAJEWSKI, 2017).

Nos estudos hidrológicos é essencial determinar a precipitação ocorrida na bacia e a vazão das galerias de drenagem e dos rios para caracterizar o processo chuva-vazão. Quanto aos parâmetros de qualidade da água, normalmente devem relacioná-los com os usos dos corpos hídricos receptores. São conhecidas as dificuldades tanto na amostragem de água para a determinação das concentrações dos poluentes, como em se determinar as vazões durante a passagem de uma onda de cheia, necessárias para quantificar as cargas.

Em corpos receptores, preocupa-se, principalmente, com os problemas relacionados ao assoreamento e à eutrofização (VON SPERLING, 2005), impactos ambientais que demandam o controle do aporte de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica (MO). Portanto, parâmetros como DQO, nitrogênio, fósforo e sólidos devem ser medidos. Outros parâmetros também são importantes, como a turbidez, que está relacionada com o transporte de sólidos suspensos, o pH, que pode indicar a presença de despejos industriais ou domésticos (KÖRBER *et al.*, 2017) e a condutividade elétrica, que pode ser um bom indicador da concentração dos sólidos dissolvidos, que também são associados aos nutrientes presentes nas amostras (COSTA, 2013).

Outra importante característica a ser conhecida nas bacias urbanas são as cargas dos poluentes descarregadas. A carga é determinada pelo produto da concentração do poluente na água pela vazão que passa no rio. Na maioria dos casos, as medidas de concentração das variáveis de qualidade da água são realizadas de forma esporádica (mensal ou quadrienal), enquanto os valores de vazões são obtidos mais frequentemente, (diária e horária) (CARVALHO, 2022; LIMA, 2004).

As águas urbanas tendem a apresentar um alto valor de cargas de poluentes (TUCCI, 2005). Esse fato pode ser explicado pela lavagem da bacia hidrográfica pelo escoamento superficial, quando há aumento do carreamento de sedimentos para o rio. A tendência será de aumento nos níveis de concentração dos parâmetros de qualidade da água que apresentam relação com esse transporte. Ao cessar o período chuvoso, diminuindo as vazões do rio, o que é de se esperar é que as concentrações desses poluentes decresçam.

Por questões de viabilidade (técnica, econômica e operacional), não é possível a medição contínua de todas as variáveis de qualidade da água num programa de monitoramento, e, por isso, é escolhida a frequência de amostragem compatível com os recursos disponíveis, mas que levem a estimativas adequadas das de cargas de poluentes. Atualmente, os amostradores automáticos de coleta sequencial de amostras são bastante utilizados e permitem a programação conforme definição do usuário.

Em estudos de pequenas bacias e áreas urbanas a ocorrência de chuvas longas e de baixa intensidade promove um aumento pequeno e gradual da vazão do rio e baixo transporte de sedimentos. Por outro lado, chuvas rápidas e intensas aumentam muito rapidamente o nível de água e torna-se necessária uma amostragem rápida e contínua que mostre a real relação entre a carga de sedimentos e demais materiais transportados pelo escoamento, principalmente devido à curta duração do transporte da carga poluidora. A necessidade de obtenção desses dados impõe um problema temporal e financeiro, uma vez que as campanhas de monitoramento devem ser realizadas de forma contínua e direta para que eventos de diferentes magnitudes sejam analisados e, assim, seja possível fornecer um perfil realista do comportamento hidrológico da bacia em estudo (DIDONET, 2017).

Martins (2017) na bacia do córrego Mineirinhos, em São Carlos-SP, realizou um programa de monitoramento de forma manual, por meio da confecção de uma vara de coleta, além do uso de uma sonda paramétrica, em 5 pontos ao longo da bacia de drenagem, o que se mostra uma amostragem limitada, principalmente por não caracterizar dados referentes a uma onda de cheia.

Braga (2013) desenvolveu um amostrador automático a fim de otimizar os melhores momentos para a realização de coletas automáticas de amostras por meio da variação de vazão no rio. Kozak (2019) utilizou a configuração de Braga (2013) no rio Barigui para avaliação da poluição difusa neste corpo hídrico, tendo o programa de amostragem conseguido representar os principais pontos do hidrogramas (ascensão, pico e recessão), representando com mais fidelidade as características da qualidade do rio durante a passagem da onda de cheia.

Robertson e Roerish (1999) realizaram um estudo comparativo entre as estratégias de amostragem, mostrando suas influências na quantificação das cargas de fósforo e sólidos suspensos por técnicas de regressão. O estudo mostrou que, para estudos de um ano de amostragem, a estratégia mais eficaz foi a de frequência mensal e incremento de amostragens em época de cheia.

Simeonov *et al.* (2003) utilizaram a análise por componentes principais (ACP) para identificar que os principais fatores causadores das alterações na qualidade da água são as cargas orgânicas, nutrientes, parâmetros físico-químicos, o intemperismo e a lixiviação do solo. Salgado (2013) constatou que a análise *cluster* pode ser uma excelente ferramenta para a redução do número de variáveis a ser avaliadas. Dessa forma, essas análises exploratórias de dados podem ser úteis para analisar as variações temporais e espaciais da qualidade da água.

Em relação ao monitoramento das vazões, são utilizadas réguas linimétricas e linígrafos para se conhecer as cotas dos rios e das galerias de drenagem, e com a determinação da curva-chave das seções, as vazões são calculadas.

O estabelecimento de relações do tipo cota-vazão, a curva-chave, fornece aos hidrólogos informações importantes sobre o comportamento do nível de água quando diferentes valores de vazão passam pela seção. Para eventos de vazão muito elevada, é comum que existam poucos dados para se incluir na curva-chave, tanto em função da baixa recorrência dos eventos quanto pela dificuldade de medição de vazões elevadas (CARVALHO, 2022).

Diferentes tipos de equipamentos podem ser utilizados para a aquisição de dados no monitoramento das águas urbanas, sua escolha está relacionada às condições físicas locais. Há bastante dificuldade na medição da velocidade das águas dentro das galerias, o que pode inviabilizar o uso de molinetes e ADCPs, devido a problemas de segurança com os operadores e com os equipamentos, o que também pode-se aplicar a equipamentos acústicos de instalação de sensores lateral e de fundo.

O equipamento que mais se adequa a esse tipo de medição é aquele que não necessita contato com a água, conhecidos como radares de velocidades. Eles podem ser fixados em pontes ou no teto da galeria e medem a velocidade da água superficial na seção, que com as medidas geométricas da seção transversal permitem a estimativa da vazão. Outra tecnologia que está em desenvolvimento para medições de vazões é a velocimetria por imagem, que apesar da necessidade de ajustes pode ser consistente (SANTINELLO, 2018) e o uso de câmeras infravermelhas pode aumentar a qualidade da medição (LEITÃO *et al.*, 2018).

Com a curva-chave da seção em estudo, é feita a medição do nível de maneira “contínua” por sensores. Devido à alta variabilidade do nível na passagem da onda de cheia, deve ser medida em intervalo de minutos.

Para medição de parâmetros de qualidade da água, existem sondas que medem indiretamente alguns parâmetros de qualidade da água indiretamente, como o turbidímetro e o condutivímetro. Seu uso deve ser realizado com cautela e após validação com os parâmetros de qualidade. Conforme analisado por Aquino *et al.* (2019), o posicionamento do turbidímetro é fundamental para estabelecer uma boa correlação com os SS. O condutivímetro pode ser utilizado para a detecção de lançamentos irregulares (SHI *et al.*, 2021) e na estimativa da concentração de íons.

3.4 MODELAGEM DE SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA

Na área dos estudos ambientais, os modelos de drenagem urbana auxiliam no entendimento e na compreensão de fenômenos como o impacto das mudanças no uso e cobertura do solo na geração de escoamento superficial (SMITH et al., 2015).

A modelagem é um dos instrumentos que podem auxiliar na previsão de condições diferentes das observadas, antecipação de eventos, como a ocorrência de eventos extremos estatisticamente possíveis (TUCCI, 1993).

Um modelo bastante utilizado na gestão dos sistemas de drenagem urbana é o SWMM (*Storm Water Management Model*). Ele é aplicado para planejar, analisar e elaborar sistemas de drenagem em áreas urbanas (ROSSMAN, 2009). Foi desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) na década de 70, e possui frequentes atualizações. É um modelo dinâmico de chuva-vazão utilizado para um só evento chuvoso ou longos períodos que permite a avaliação quantitativa e qualitativa do escoamento superficial e das cargas poluidoras (ROSSMAN, 2009), predominantemente aplicado em áreas urbanas.

O dimensionamento do sistema de drenagem urbana para controle de alagamentos, o mapeamento de áreas inundáveis, a análise da aplicação de estruturas compensatórias, o efeito na qualidade do sistema devido à presença de poluentes são apenas alguns exemplos que podem ser simulados e analisados pelo SWMM.

O SWMM considera diferentes fontes de produção de escoamento superficial existentes em áreas urbanas, tais como precipitações variáveis no tempo, fluxo de reservatórios não lineares, além de considerar a retenção e detenção de escoamentos em diversos dispositivos de baixo impacto. O modelo permite determinar as condições de simulação ao qual ele está submetido, sendo possível escolher o modo de processamento, o tipo de infiltração, a forma de propagação de fluxo, o tempo de simulação, entre outros.

Em linhas gerais, a área de estudo é dividida em sub-bacias, onde cada uma é dividida em áreas impermeáveis e permeáveis, sendo atribuído um reservatório não-linear. Com dados de entrada, precipitação, e dados físicos referentes a área, largura e declividade da sub-bacia, além do coeficiente de Manning das superfícies, e parâmetros de infiltração é possível a realização da simulação hidrológica (MELLER, 2004; DE PAULA, 2015). O escoamento superficial no SWMM é o excedente após calculados os diversos fluxos envolvidos como, infiltração, evaporação e armazenamento (Figura 3.1).

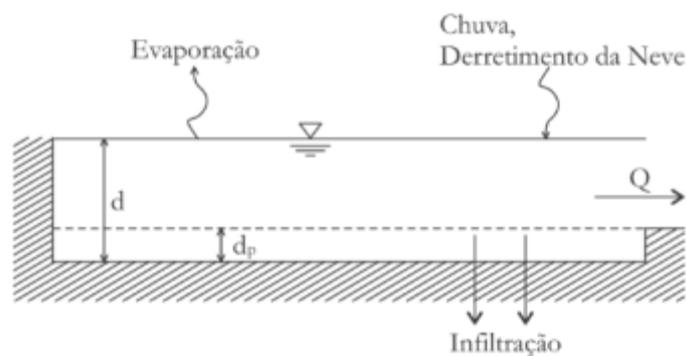


Figura 3.1. Representação da geração do escoamento superficial no SWMM.

Kokkonen *et al.* (2019) utilizaram o SWMM para avaliar a importância da discriminação dos dados de entrada no modelo e a variação causada na geração do escoamento superficial. Os resultados enfatizam a importância da cobertura detalhada do uso e ocupação da terra para simulações hidrológicas urbanas bem-sucedidas.

No modelo SWMM, os dispositivos LID aplicados na fonte podem ser representados como uma porcentagem da sub-bacia na qual está localizada ou como sub-bacia independente. Os dispositivos presentes no modelo são: célula de bioretenção, jardim de chuva, telhado verde, trincheira de infiltração, pavimento permeável, reservatórios de chuva, desconexão de telhado e vala vegetada (Rossman e Huber, 2016b). Para a simulação de LIDs, o modelo requer parâmetros construtivos gerais, como área ocupada, e específicos de cada LID. Já para as bacias de retenção e detenção são representados por nós de armazenamento, no qual necessita a curva de enchimento (curva cota-volume ou cota-descarga).

Um programa comercial de crescente utilização é o PCSWMM, da empresa *CHIWater*, que usa o modelo SWMM associado a um Sistema de Informação Geográfica (SIG), o que facilita o manejo dos dados de entrada das bacias em estudo. Outra grande vantagem do programa é o acoplamento da modelagem 1D e 2D.

O grupo de pesquisa em manejo de águas pluviais do PTARH/UnB realizou estudos por meio de monitoramento de dados hidrológicos e de qualidade da água, simulações hidrológicas utilizando técnicas de drenagem urbana sustentável em diversas áreas urbanas do DF.

Com as pesquisas foi possível perceber como o uso de trincheiras de infiltração, valas de infiltração, pavimentos permeáveis e jardins de chuvas podem ser eficientes para a diminuição de volumes de alagamentos e vazões de pico para chuvas ordinárias. Para chuvas extremas, as estruturas de controle na fonte precisam ser associadas com soluções de macrodrenagem, como bacias de detenção. As bacias quando distribuídas

ao longo da área de drenagem podem reduzir pontos de alagamentos, além de se cumprir a meta de abatimento dos picos de vazão recomendada pela regulação local.

Poucos desses trabalhos foram realizados com modelos calibrados, devido à ausência de dados. O processo de calibração no uso de modelos demanda um monitoramento robusto (dados pluviométricos e fluviométricos), para que os dados tratados sejam representativos na bacia em estudo, juntamente com a caracterização física detalhada da bacia, que são obtidos por geoprocessamento.

Niazi *et al.* (2017) realizaram a calibração do SWMM manualmente, alterando um parâmetro por vez e comparando as previsões do SWMM com as observações. Esse método de tentativa e erro é utilizado comumente por pesquisadores (BLUMENSAAT *et al.*, 2012; CHUNG *et al.*, 2011; GÜLBAZ e KAZEZYILMAZ-ALHAN, 2013; WALSH *et al.*, 2014; WU *et al.*, 2013; GARCIA, 2005).

Shinma (2015) avaliou as incertezas na calibração automática e enfatiza sobre a importância da escolha dos eventos utilizados na calibração, do estabelecimento de limites adequados nos valores das variáveis de decisão, da escolha das funções objetivo e, principalmente, da qualidade e representatividade dos dados de monitoramento pluviométrico e fluviométrico. Ou seja, a necessidade de dados confiáveis para melhor ajuste do modelo.

A abordagem de calibração baseada em eventos é mais usual na literatura, como o desenvolvido por Fava (2019) porém a calibração do modelo de forma contínua possibilita os ajustes de parâmetros ao longo do tempo, permitindo a simulação do comportamento de LIDs durante o período chuvoso. Porém, sugere-se que a avaliação dos resultados deve continuar por evento, pois se tratando de redes de drenagem o modelo se ajusta muito bem quando não há acontecimento de chuva.

O PCSWMM disponibiliza o método automático de calibração por meio da ferramenta SRTC (*Sensitivity-based Radio Tuning Calibration*), que é baseada no intervalo das incertezas dos parâmetros fornecido pelo usuário. O resultado do modelo é avaliado por meio das funções objetivos, sendo ISE rating e ISE, NS, R², SEE, LSE e RMSE (Tabela 3-2) disponibilizadas no PCSWMM.

Tabela 3-2. Funções Objetivas utilizadas para calibração do modelo SWMM.

Função Objetivo	Conceito	Equação	
ISE (<i>Integral Square Error</i>) - integral do erro quadrático.	<p>Calcula o erro relativo acumulado.</p> <p>Quanto menor esse número, melhor aproximação do modelo com os dados observados.</p> <p>No PCSWMM é feita uma classificação do resultado: se ISE<3, é considerado excelente; 3<ISE<6, muito bom; 6<ISE<10, bom; 10<ISE<25 razoável; e ISE> 25, pobre.</p>	$ISE = \frac{\sqrt{\sum (Q_{obs}^i - Q_{sim}^i)^2}}{\sum Q_{obs}^i}$ <p>Q_{obs} - vazão observada Q_{sim} - vazão simulada</p>	Equação 3.4
NSE - Coeficiente de Nash-Sutcliffe	<p>É bastante utilizado avaliação de estudos hidrológicos, onde valores variam de -∞ até 1.</p> <p>Quanto mais próximos de 1, melhor coerência entre os dados.</p> <p>Quando o NSE é igual a 1 significa que o modelo equivale perfeitamente aos dados observados, quando NSE é igual a 0, indica que as previsões do modelo são tão precisas quanto a média dos dados observados, já quando -∞<NSE< 0, indica que a média dos valores observados é um melhor predictor do que o modelo.</p> <p>Este coeficiente é sensível a valores extremos e pode gerar resultados abaixo do ideal quando o conjunto de dados contém grandes outliers (CHIWater, 2020).</p>	$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_{obs} - \mu)^2}$ <p>μ- média das Q_{obs}</p>	Equação 3.5
R ² - coeficiente de determinação	<p>É um resultado importante da análise de regressão.</p> <p>Pode ser interpretado como a proporção da variância na variável dependente que é previsível a partir da variável independente.</p> <p>Sabe-se que um R² igual a 1 indica que a linha de regressão se ajusta perfeitamente aos dados.</p>	$R^2 = \left(\frac{\sum (Q_{obs}^i - \mu)(Q_{sim}^i - \beta)}{\sqrt{\sum (Q_{obs}^i - \mu)^2 \sum (Q_{sim}^i - \beta)^2}} \right)^2$ <p>β- média das Q_{sim}</p>	Equação 3.6
SEE - <i>Standard Error of Estimate</i> - Estimativa de Erro padrão	<p>Representa o erro padrão da estimativa, e mede o erro médio da série, indicando a acurácia do modelo.</p> <p>Corresponde a uma linha de regressão que minimiza a soma dos desvios quadrados da previsão (também chamada de erro da soma dos quadrados).</p> <p>É um valor também que quanto mais próximo de zero, melhor o resultado.</p>	$SEE = \sqrt{\frac{\sum (Q_{obs} - Q_{sim})^2}{n}}$	Equação 3.7

LSE - <i>Simple Least Square regression</i> - Regressão dos Mínimos Quadrados Simples	Encontra uma linha que resume a relação entre as duas variáveis, pelo menos dentro do domínio dos dados observados	$LSE = \sum (Q_{obs}^i - Q_{sim}^i)^2$	Equação 3.8
RMSE - <i>Root Mean Square Error</i> - Raiz do erro quadrático	Corresponde à raiz quadrada do erro médio dividida pelo número de dados comparados, e o RMSEdim situa-se entre 0 e ∞, ambos podem ser verificados nas equações seguintes. A raiz do erro quadrático médio é uma medida da dispersão dos valores de Qobs sobre o valor de Qsim. Para construir o RMSE, os resíduos são calculados partir da diferença entre os Qobs e os Qsim, que podem ser positivos ou negativos O termo RMSE está sempre entre 0 e 1, sendo o melhor valor a se obter o 0, pois todos os pontos estão exatamente em uma linha com inclinação positiva 1.	$RMSE = \sum \sqrt{\frac{(Q_{obs}^i - Q_{sim}^i)^2}{n}}$	Equação 3.9
		$RMSE\ dim = \frac{\sum \sqrt{\frac{(Q_{obs}^i - Q_{sim}^i)^2}{n}}}{\mu}$ μ- média das Qobs	Equação 3.10

Um resumo das funções objetivos é mostrado na Tabela 3-3.

Tabela 3-3. Resumo das Análises Estatísticas utilizadas.

PARÂMETROS ESTATÍSTICOS	NOME
ISE	Integral do erro quadrático
NS	Nash-Sutcliffe
R ²	Coefficiente de correlação
SEE	Estimativa de Erro padrão
LSE	Regressão dos Mínimos Quadrados Simples
RMSE	Raiz do erro quadrático

Kourtis *et al.* (2017) utilizaram o SWMM para estudar uma bacia urbana na cidade de Atenas para inundações por meio de simulações de eventos extremos produzidos por grandes intensidades de chuva com relativa precisão. Eles calibraram somente dois parâmetros do modelo SWMM, porcentagem da área impermeável (%Imperv) e largura das sub-bacias (W), por meio de rotinas de otimização do Matlab, e os resultados do modelo, NSE, RMSE e R², mostraram que o SWMM é habilitado para prever valores de parâmetros relativos ao escoamento superficial. Os autores utilizaram poucos eventos nessa simulação, um para calibração e outro para validação, porém eles possuíam três pontos de controle ao longo da bacia.

Garcia (2005) é um dos trabalhos pioneiros de calibração do SWMM no Brasil e utiliza o modelo com diferentes níveis de discretização da bacia a fim de alcançar o resultado que mais se assemelha aos dados observados, onde ambos obtiveram bons resultados. O autor realizou calibração manual e escolheu o método de infiltração de Horton, obtendo R² maiores que 0,94 e erros relativos menores que 10% comparando as vazões de pico, e menores que 23%, comparando o volume escoado.

Tsuji (2018) realizou a calibração no PCSWMM na bacia do RF I, porém os resultados não foram muito satisfatórios, as funções objetivo apresentaram valores bem abaixo dos já alcançados na literatura. A autora teve problemas com um dos pluviógrafos e com determinação da curva-chave, ou seja, dados de entrada não confiáveis e dados observados sem consistência devido a dificuldades de medição de altas velocidade em canais. Como Shinma (2015) já havia mencionado, o uso de modelos necessita de dados confiáveis.

Sabe-se que o SWMM é bastante utilizado para simulação quantitativa, mas alguns trabalhos já ratificaram seu uso também na previsão de cargas de poluição difusa (GORGOGNONE, 2016).

3.5 MÉTODOS DE ANÁLISES DAS CARGAS DE POLUIÇÃO DIFUSA

Os modelos de poluição difusa são metodologias que visam estudar cargas desse tipo de poluição em bacias hidrográficas. Eles variam desde estudos mais simples, que relacionam a vazão descarregada com a concentração de poluentes, como o CME e o *First Flush*, até pesquisas mais robustas que permitem a simulação dos comportamentos dos poluentes diante de um evento de precipitação, como a acumulação (*build up*) e a lavagem (*wash off*) dos poluentes sob as superfícies.

3.5.1 Concentração média do evento (CME)

O modelo mais simples que representa a concentração média ponderada de poluentes no escoamento superficial é conhecido como *Concentração Média do Evento* (CME, LEE *et al.*, 2002). É definida matematicamente como a massa total de poluentes (M) escoada dividida pelo volume total do escoamento (Ve) durante um evento, conforme mostrado na Equação 3.11 (MENESES FILHO e TUCCI, 2003; TAEBI e DROSTE, 2004; ZHAO *et al.*, 2007; PARK *et al.*, 2019).

$$\begin{aligned} CME &= \frac{M}{Ve} = \frac{\int Ct Qt dt}{\int Qt dt} \\ &= \frac{\sum_i Ci Qi}{\sum_i Qi} \end{aligned} \quad \text{Equação 3.11}$$

Onde,

M é a massa de poluentes total (mg);

Ve é o volume de escoamento total (L);

Ct representa a curva de concentração de poluentes (mg/L);

Qt representa a curva de vazão de escoamento do evento (L/s).

Qi e Ci são as medidas de vazão e concentração de poluentes no i-ésimo intervalo.

Percebe-se que as integrais não são em função de Qt e Ct e, sim, aproximações criadas pelas medições discretizada dessas variáveis. Quanto mais amostras se têm, mais acurada se torna a aproximação.

A CME é utilizada na avaliação de cargas de escoamento por eventos de precipitação (WEI *et al.*, 2013; YI *et al.*, 2015). Novotny (2008) fez análise da CME de centenas de eventos e não conseguiu estabelecer nenhum padrão, devido às grandes influências do uso e ocupação do solo, espacialidade e intensidade da precipitação. Mesmo assim, monitorar, modelar e analisar as CMEs ainda é bastante utilizado por ser considerado como um índice de poluição potencial do evento, um parâmetro conciso, e

representa um conjunto variável de dados que permite comparação entre eventos e locais diferentes. Além de fornecer uma avaliação global do impacto das cargas difusas, indicando a carga poluidora total lançada no corpo receptor (PIMENTEL, 2009; LEE e BANG, 2000).

Outra comparação comumente observada é analisar a correlação do CME com os dados da bacia ou de precipitação. Brezonik e Stadelmann (2002) observaram que a CME dos poluentes foi positivamente correlacionada com os dias secos antecedentes ao evento, demonstrando que os poluentes se acumulam durante os períodos secos. Eles perceberam também que a maioria das CMEs analisadas foi inversamente correlacionada com a duração da chuva, o que sugere que as tempestades de longa duração geram escoamento mais diluído. O volume precipitado, a intensidade da chuva e área de drenagem foram os parâmetros mais importantes para prever cargas de eventos. A duração das chuvas e os dias antecedentes secos foram as variáveis mais significantes da concentração média de evento.

3.5.2 *First Flush*

A poluição difusa utiliza os sistemas de drenagem como transportes, no qual se acredita que, neste tipo de poluição, devido às características de acumulação e lavagem, diretamente relacionados à precipitação, há aumento da carga de poluentes na primeira porção do escoamento, conhecido como *First Flush* (FF; RIGHETTO *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2014; PRODANOFF, 2005; LEE *et al.*, 2002; BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 1998; DELETIC, 1998).

Para a determinação da ocorrência de FF, a relação entre a massa acumulada e o volume de escoamento acumulado é o mais usado, e fornece conhecimento e informações necessárias sobre a variabilidade dos parâmetros de qualidade da água. As curvas adimensionais M(V) indicam a distribuição da massa de poluentes no volume de escoamento e são usadas para comparar as cargas de poluentes em diferentes eventos e de diferentes bacias (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 1998; LEE *et al.*, 2002, BERNDTSSON, 2013, GEIGER, 1987; GUPTA e SAUL, 1996; SAGET *et al.*, 1996, SANSALONE E BUCHBERGER, 1997).

A relação entre a massa acumulada e o volume de escoamento acumulado é calculada pela Equação 3.12.

$$\frac{\sum_{i=1}^j C_i Q_i \Delta t_i}{\sum_{i=1}^N C_i Q_i \Delta t_i} = f \left(\frac{\sum_{i=1}^j Q_i \Delta t_i}{\sum_{i=1}^N Q_i \Delta t_i} \right) = f \left(\frac{\sum_{i=1}^j V_i}{\sum_{i=1}^N V_i} \right) \quad \text{Equação 3.12}$$

Em que C é a concentração dos poluentes na amostra coletada; Q, a vazão que atravessa a seção transversal da galeria de drenagem pluvial ou do rio; N, o número total de coletas; e V é o volume descarregado durante o intervalo de tempo Δt . Dessa forma, no eixo X tem-se a fração acumulada do volume de água acumulado e no eixo Y, a fração acumulada da carga de poluente transportada pela fração acumulada do volume.

Sansalone e Buchberger (1997) propuseram a utilização da curva M(V) em que atribui como FF todos os eventos em que as curvas estiverem acima da curva bissetriz, tornando as análises mais simplificadas. Já, de acordo com Deletic (1998), para caracterizar o fenômeno do FF durante um evento, é necessário que mais de 20% da massa de poluentes seja transportada nos primeiros 20% do volume do escoamento superficial, uma visão bem flexível, visto que Bertrand-Krajewski *et al.* (1998) só admite a identificação do fenômeno na porção 80/30 (massa total de poluente/volume do escoamento superficial). Entretanto, esse último tipo de padrão é raramente identificado. Lee *et al.* (2002) pontuaram que eventos onde as condições estabelecidas por Bertrand-Krajewski *et al.* (1998) são raros e encontrados em apenas 1% dos casos por eles estudados.

Além das curvas, é possível calcular o coeficiente numérico “b” (Equação 3.13 e Equação 3.14) por regressão linear simples. Esse valor expressa o afastamento entre a curva M(V) e a reta de 45° (bissetor). Se b for igual a 1, tem-se um carreamento uniforme. Valores menores que 1 indicam a ocorrência do *First Flush* e quanto menor o valor de b, maior o afastamento e, portanto, maior carga de poluente é carregada nos volumes iniciais.

$$F(X) = X^b \quad \text{Equação 3.13}$$

$$F(X) = X^b \Leftrightarrow \ln \ln(F(X)) = b \cdot \ln \ln(X) \quad \text{Equação 3.14}$$

Em que X é o volume acumulado e F(X) a carga acumulada; $X \in [0, 1]$, $F(0) = 0$ e $F(1) = 1$. Usualmente considera-se que o ajuste experimental entre M(V) e F(X) é satisfatório, com correlações de $R^2 > 0,9$.

Vaze e Chiew (2003), Gastaldini e Silva (2012) e Settle, Goonetilleke e Ayoko (2007) têm demonstrado que a ocorrência do FF, além de permitir avaliar a área de lavagem da bacia, mostra a maior facilidade de desagregação e transporte das partículas sólidas pela chuva.

Chui (1997), Hathaway & Hunt (2011) e Zhang *et al.* (2011) citam esses seus respectivos estudos que identificaram o FF para sólidos suspensos totais e demanda química de oxigênio. Segundo Lee & Bang (2000) e Zhang *et al.* (2011) o fenômeno que pode ser compreendido, em grande parte, nas bacias de menor porte.

Deletic (1998) concluiu que o FF não pode ser previsto mesmo com o conhecimento prévio das características climáticas, de precipitação pluviométrica e escoamento, o que dificulta o seu estudo a fim de evitar que alcance os recursos hídricos. Porém Gorgoglione *et al.* (2022) reforçam a importância de que previsões acuradas de qualidade da água a partir da detecção de eventos que podem gerar o FF é um grande avanço para o controle de poluição. Por isso, os autores desenvolveram uma técnica usando *machine-learning* e conseguiram bons resultados na previsão do FF usando variáveis relacionadas ao fenômeno chuva-vazão.

Gupta e Saul (1996) descobriram, ao longo de seus estudos, que a carga de FF tem boa correlação com o pico de intensidade da precipitação, com a duração da chuva e com o período seco antecedente, o que motiva a continuação das pesquisas sobre o tema.

Um entendimento comum é que a definição do volume que carrega a maior parte dos poluentes é importante para dimensionamento de estações de tratamentos e especialmente tanques de decantação de frações de sólidos grosseiros de areia/silte e de poluentes associados, como nutrientes, metais pesados, óleo/hidrocarbonetos e bactérias (SAGET *et al.*, 1996). Pois, se o FF for frequente, é possível interceptar uma parte do evento, tratá-lo e, assim, proteger os corpos receptores (NASCIMENTO *et al.*, 1999).

Estudos referentes ao uso da metodologia FF são aplicados no Brasil para análise da qualidade da água das chuvas provenientes de um telhado acumulada em reservatórios para posterior aproveitamento das águas pluviais, como realizado por Alves *et al.* (2022) e Souza *et al.* (2021). Assis *et al.* (2022) utilizaram metodologia semelhante aos outros dois citados, porém com objetivo de avaliar a influência de variáveis hidrológicas na ocorrência do FF para os SS. Eles concluíram que as estações do ano influenciam na ocorrência do fenômeno e que todos os eventos analisados ocorreram FF, fato atribuído a pequena área de contribuição e alta impermeabilidade, por se tratar de um telhado.

Percebe-se, então, que nesses estudos o fenômeno é estudado para avaliar a eficiência de LIDs, compreendendo pequenas áreas de contribuição, com poucos m² e não bacias de drenagem urbana mais completas, como desenvolvido nesta pesquisa.

A caracterização e identificação deste fenômeno é fundamental nas tentativas de tratamento da poluição difusa carregada pelas águas pluviais, como as bacias de retenção

ou inserção de LIDs, visto que a distribuição entre a carga do poluente e o volume escoado proporciona uma avaliação do comportamento da variabilidade da qualidade da água durante o escoamento. Portanto, como abordado por Righetto *et al.* (2017) a avaliação do FF é importante para a caracterização da poluição difusa.

3.5.3 Comportamento da poluição difusa: *wash off* e *build up* e Carga Unitária

O fenômeno de acumulação de poluentes em áreas urbanas, sobretudo nas superfícies impermeáveis, é conhecido como *build up* (FRANCEY *et al.*, 2011). A quantidade de poluentes nas superfícies pode variar dependendo de fatores como o tempo decorrido entre varrições ou chuva, o uso e ocupação do solo, características de tráfego, entre outros (GOONETILLEKE e THOMAS, 2004).

O carreamento dos poluentes nas áreas urbanas, *wash off*, corresponde à remoção dos poluentes acumulados nas superfícies pela chuva e incorporados no fluxo de águas pluviais (FRANCEY *et al.*, 2011). Esse processo engloba dois fenômenos que ocorrem simultaneamente: 1) Quando a chuva cai no solo, molhando a superfície, há a dissolução dos poluentes solúveis, que ocorre porque as gotas de chuva impactantes e o fluxo horizontal proporcionam a turbulência necessária para dissolver tais poluentes; 2) Ocorre o desprendimento dos poluentes sob o impacto da chuva e o seu transporte pelo escoamento superficial (GOONETILLEKE e THOMAS, 2004). No processo de *wash off* pode-se afirmar que quanto maior a intensidade da chuva, maior será a ocorrência do processo de dissolução e do transporte de poluentes (RIGHETTO *et al.*, 2017).

A fim de auxiliar os estudos de previsão das cargas de poluição difusa, a modelagem matemática na qualidade da água mostra-se promissora por auxiliar na otimização do monitoramento. Esse tipo de análise requer muitos dados, o que já é dispendioso, e é muito incomum a exportação de coeficientes entre as bacias, devido às características de cada uma.

Pensando nessa dificuldade em simulação de poluição difusa em bacias urbanas, atribuída à grande variabilidade do uso e ocupação do solo e da qualidade de água, resolveu-se estudar mais esse fenômeno, por meio de um método já aplicado no Brasil, conhecido como modelo da Carga Unitária (Nogueira, 2020).

O modelo consiste no cálculo da previsão da taxa temporal de perda de massa de um determinado poluente em função da massa disponível para ser transportada e da vazão de escoamento superficial por unidade de área de drenagem da bacia hidrográfica para cada evento chuvoso (Eiger *et al.*, 1999; Huber, 1986; Sartor & Boyd, 1972), como pode ser visto na Equação 3.15.

$$\frac{dM}{dt} = -kM \frac{Q_{es}}{A} \quad \text{Equação 3.15}$$

Em que, M é a massa do poluente disponível na superfície da bacia hidrográfica em um determinado tempo t ; k , uma constante de proporcionalidade; Q_{es} , a vazão de escoamento superficial, ou seja, aquela vazão decorrente da chuva excedente; e A , a área de drenagem da bacia hidrográfica.

Essa equação é baseada em formulações empíricas a partir do processo de decaimento de primeira ordem, que, com auxílio da integração, facilita a manipulação das variáveis transformando-se nas Equação 3.16 e Equação 3.17. Portanto, a variação da taxa vai depender do volume escoado, variável medida pela vazão que atravessa a seção transversal da estação de monitoramento.

$$M(t) = M(t = 0)e^{\left(-\frac{k}{A} \int_0^t Q_{es} dt\right)} = M(t = 0) \exp\left[-\frac{k}{A} V_{es}\right] \quad \text{Equação 3.16}$$

$$M_{es}(t) = M(t = 0)\left\{1 - \exp\left[-k \frac{V_{es}(t)}{A}\right]\right\} \quad \text{Equação 3.17}$$

Ou seja, em uma única equação o método relaciona os dois fenômenos, sendo o *build up* representado pela M , enquanto o *wash off* fica caracterizado na variável V_{es} .

Nogueira (2020) considerou satisfatório o resultado do modelo de cargas unitárias para algumas bacias em São Paulo, apesar da pouca quantidade de dados de qualidade água para comparação dos dados simulados com os dados observados. Além disso, as bacias estudadas pelo autor tinham um uso e ocupação mais uniforme ao longo da bacia.

4 METODOLOGIA

Este trabalho foi desenvolvido utilizando como estudo de caso a análise de qualidade de água na bacia do Lago Paranoá, no qual foi realizado o monitoramento hidrológico e de parâmetros de qualidade da água em diferentes sub-bacias, concomitantemente com as medições fluviométricas. Foram realizadas campanhas de medição de vazão para determinação das curvas-chave e foi estabelecida e operada a rede dos pluviógrafos espalhados pela bacia estudada.

Foram utilizadas análises estatísticas para caracterização dos eventos estudados, de acordo com a pluviometria, concentração de poluentes e vazão, a fim de se conhecer melhor a dinâmica da poluição difusa.

De posse dos dados, foi utilizado o modelo hidráulico-hidrológico SWMM, com o qual foi possível a calibração e validação dos processos chuva-vazão no RF I, para estimar os volumes do escoamento superficial. Foi possível também a proposição de bacias de retenção e retenção a fim de atendimento à resolução 09/2011 da Adasa.

Simularam-se os polutogramas nas áreas de estudo, a fim de validar a metodologia de Carga Unitária na modelagem de qualidade das águas.

Com base nos dados obtidos e simulações realizadas, foi realizado um estudo para identificação dos processos que ocorreram na bacia com base no monitoramento do exutório e dados de chuva. Assim, a partir desses dados foram realizadas simulações e análise temporal dos dados quantitativos e qualitativos para interferências sobre esses processos responsáveis pelas características da água e efluentes da bacia.

Para o desenvolvimento desta tese, foi elaborado o fluxograma (Figura 4.1) com as etapas que foram praticadas. A seguir, é exposto cada etapa com mais detalhes, que correspondem a três grandes blocos: modelagem do processo chuva-vazão com aplicação de técnicas para dimensionamento de bacias, análise da poluição difusa nas três áreas de estudo e modelagem da qualidade da água pelo método da carga unitária.

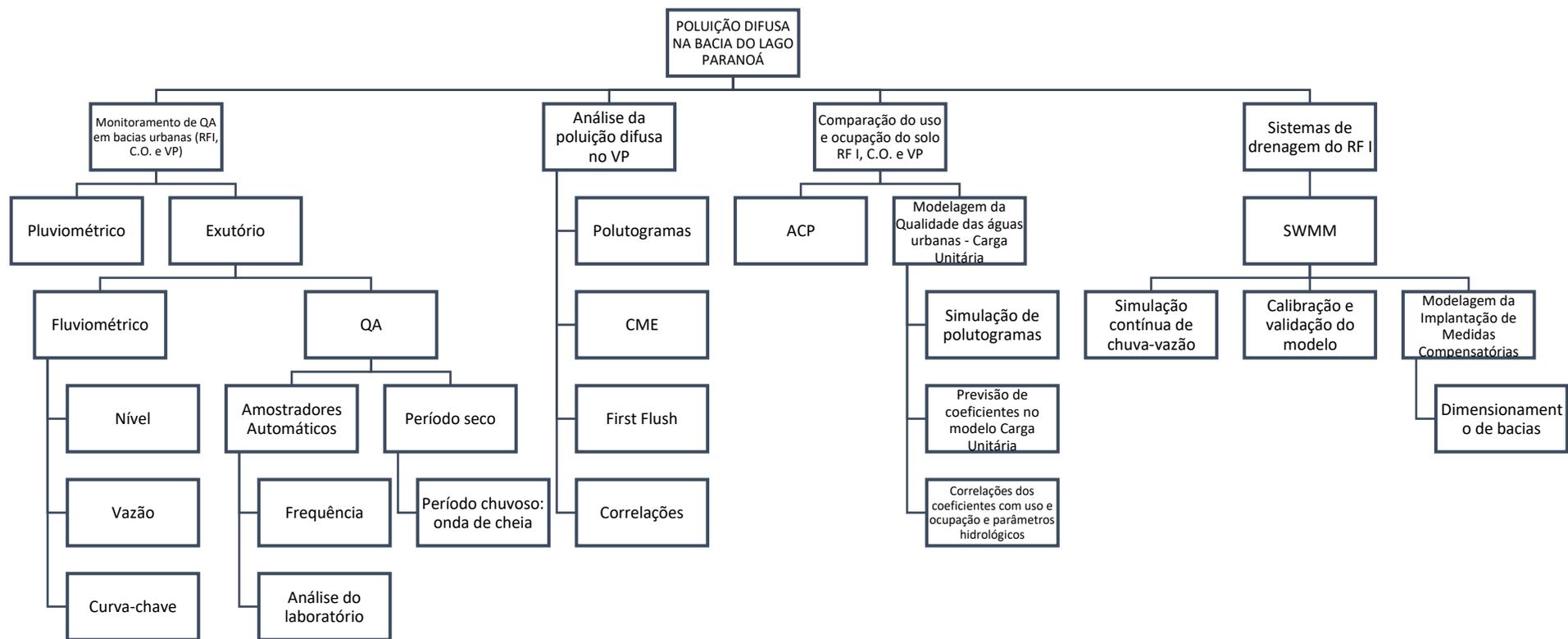


Figura 4.1. Fluxograma da metodologia do desenvolvimento desta tese.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O Distrito Federal tem problemas associados à capacidade instalada de abastecimento público de água e viveu uma crise hídrica entre 2016 e 2017, inclusive com racionamento de água, sendo necessário utilizar o Lago Paranoá como manancial emergencial. Porém nesse corpo hídrico encontra-se a jusante de uma grande mancha urbana e é aproveitado para múltiplos usos, dentre eles, diluidor de efluentes de duas estações de tratamento de esgoto.

Esse mais recente manancial urbano possui área de 1.034km², tornando a poluição difusa uma grande contribuinte para a degradação da qualidade dessas águas.

Historicamente, a obra de construção do Lago Paranoá foi iniciada em 1959, na época da construção de Brasília, com o fechamento da barragem do rio Paranoá, na cota 1.000, com área do espelho d'água aproximada de 38 km². Fonseca (2001) enfatiza que indiretamente à decisão de se criar um lago artificial no local definido implicou à cidade o compromisso de manter um determinado padrão de sustentabilidade com o corpo hídrico, o qual não foi muito seguido.

No final da década de 70, o lago passou por um intenso processo de eutrofização (BRANCO, 1976; PHILOMENO, 2007), chegando a limitar os diversos usos para o qual foi criado. Esse fenômeno ocorreu principalmente devido ao aporte de nutrientes provenientes das ETEs. A Caesb, então, implantou na década de 90, o tratamento terciário, removendo os nutrientes dos efluentes (PHILOMENO, 2007), porém nada foi feito sobre o aporte advindos da Bacia Riacho Fundo, tampouco das águas pluviais diretas.

Atualmente, apesar da boa melhoria da qualidade da água, ainda existe uma forte pressão exercida por loteamentos urbanos irregulares, que ainda emitem diversos resíduos, principalmente nos tributários do lago (PEREIRA, 2006). Esporadicamente, eflorescências de algas ocorrem durante a estação chuvosa, como a ocorrida em 2016 (COLLISHONN e de MELO, 2021; BORGES *et al.*, 2018).

Neste capítulo é detalhado sobre a Bacia do Lago Paranoá, que engloba, dentre suas Unidades Hidrográficas, duas que são destacadas nesta tese: Lago Paranoá e do Riacho Fundo, onde foram realizados os estudos de monitoramento e modelagem das cargas de poluição difusa (Figura 4.2).

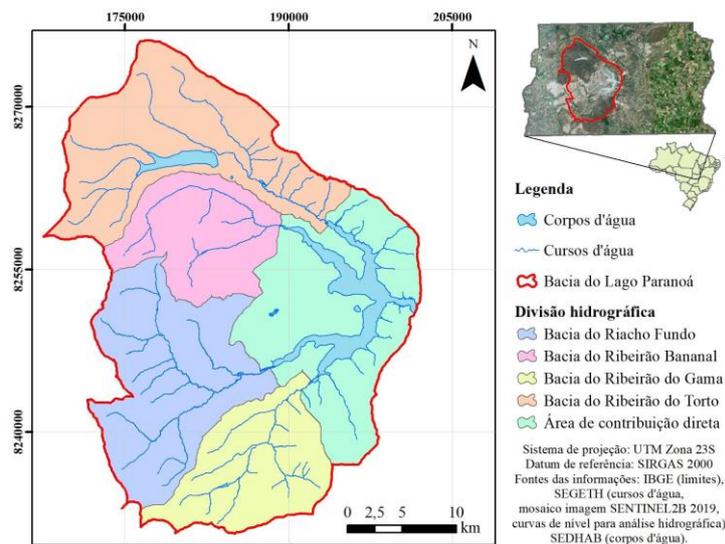


Figura 4.2. Área de estudo corresponde a Unidade Hidrográfica do Lago Paranoá (amarelo) e do Riacho Fundo (azul).

Portanto, analisaram-se bacias de contribuições específicas a fim de caracterizar a poluição difusa advinda de diferentes formações de uso e ocupação. As bacias estudadas compreendem uma região altamente urbanizada, pertencentes à Brasília – Plano Piloto, ocupada de forma planejada, de acordo com o projeto urbanístico de Lúcio Costa, como a C.O. UnB, e as RAs, como Riacho Fundo I, Vicente Pires e Arniqueira que tiveram suas áreas inicialmente ocupadas por chácaras, sendo parceladas nas últimas décadas (regularizadas ou não), e atualmente estão densamente urbanizadas (Figura 4.3). Todas são pertencentes à Bacia do Lago Paranoá.

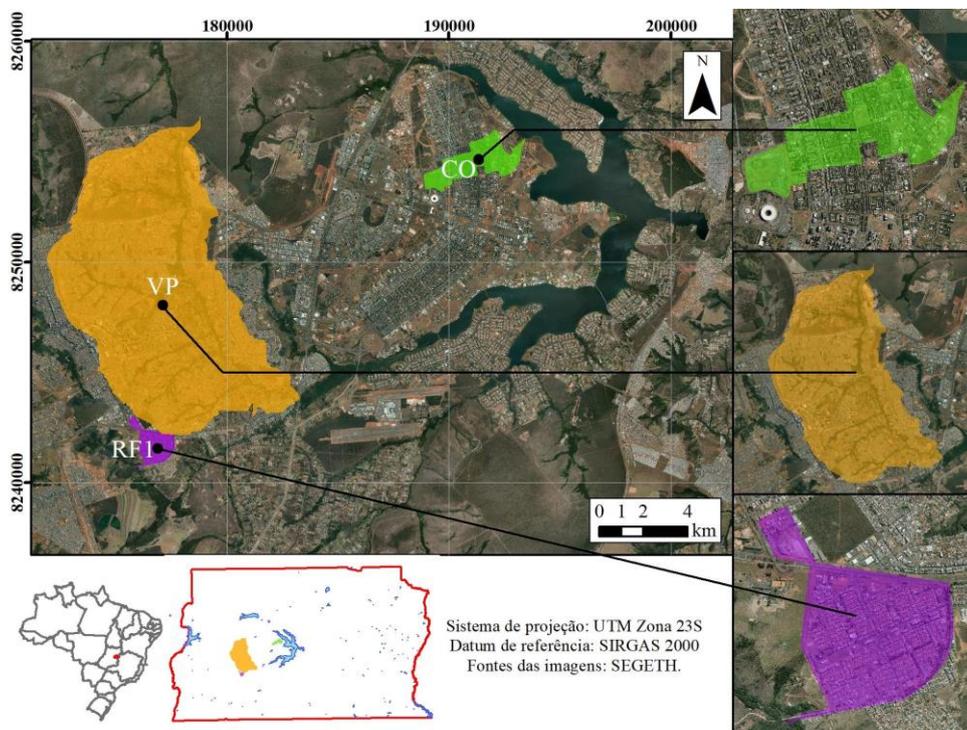


Figura 4.3. Bacias de drenagem monitoradas neste estudo.

4.1.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA BACIA DO LAGO PARANOÁ

- Clima

O DF está inserido em uma região com clima “Tropical de Savana”, segundo classificação de Köppen. Esse clima é definido por uma estação chuvosa no verão, entre os meses de outubro (início) e abril (término) com representatividade de 84% da precipitação total anual, média de 1.540 mm, sendo novembro, dezembro e janeiro os meses com maiores volumes. Historicamente, janeiro era o mês que acumulava a maior lâmina de precipitação, 247,7mm, sendo ultrapassado por novembro, dezembro e março na atualização das normais climatológicas. Já o trimestre mais seco ocorre de junho a agosto (Figura 4.4).

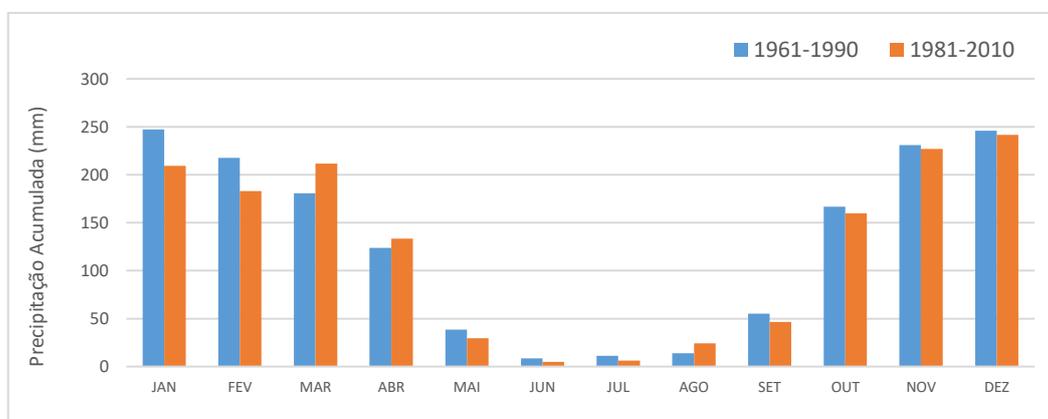


Figura 4.4. Dados do volume precipitado acumulado mensalmente das normais climatológicas ou médias esperadas para os períodos de 1961-1990 e 1981-2010 na Estação Brasília do Inmet (Fonte: Inmet e RAMOS et al., 2018).

Os dados das normais climatológicas mostram uma redução da precipitação média mensal, exceto em março, abril e agosto. O que vai se repetir com uma maior magnitude nos anos seguintes, 2014-2018, causando a crise hídrica no DF (LIMA *et al.*, 2018).

- Geomorfologia

A área do DF é comumente conhecida pela região de planaltos. São extensos níveis planos a suavemente ondulados, que foram modelados sobre os quartzitos, metarritmitos e filitos do Grupo Paranoá, que faz com que a sua rede de drenagem tenha uma conformação circular e concêntrica, o que garante uma proteção natural dos seus ecossistemas, quase como um nicho (FERRANTE *et al.*, 2001). Geralmente estão cobertos por latossolo em cotas entre 1.000 e 1.100 metros.

Como a região é bastante plana, as declividades médias são baixas, o que não favorece a geração de escoamentos com velocidades elevadas. Porém, devido à grande movimentação de terra para implantação das cidades, em alguns pontos do DF, com chuvas mais intensa é possível observar a formação de enxurradas.

- Vegetação

A paisagem do DF abrange campos (limpo e sujo) e cerrados (campo cerrado, cerrado e cerradão), com formações adicionais, como matas ciliares e veredas (MENEZES, 2010).

A vegetação da Bacia do Lago Paranoá tem influência direta na qualidade do corpo d'água, por desempenhar importante papel na contenção de processos erosivos, fenômenos que contribuem para o assoreamento do Lago, principalmente as matas de galerias (TÁVORA, 2017).

Porém essa região do DF teve sua vegetação retirada para a ocupação urbana, o que gera cargas de sedimentos em grandes quantidades devido à exposição do solo. Além disso, a introdução de outras espécies sofre com as queimadas na época da seca e ainda são arrastadas durante as inundações.

- Solo

A região do DF apresenta solos tropicais, vermelhos, ricos em ferro e alumínio, ácidos e pobres em macro e micronutrientes e representam cerca de 85% do território do DF (REATTO *et al.*, 2004).

O Latossolo Vermelho ocupa cerca de 38,65% do DF, seguido do Cambissolo com 31,02% e do Latossolo Amarelo com 15,83% (Figura 4.5, REATTO *et al.*, 2004). Os Latossolos apresentam um alto teor de silte, inferior a 20%, e argila, variando entre 15% e 80%, por essa formação, são solos com alta permeabilidade à água. Já os Cambissolos apresentam baixa permeabilidade.

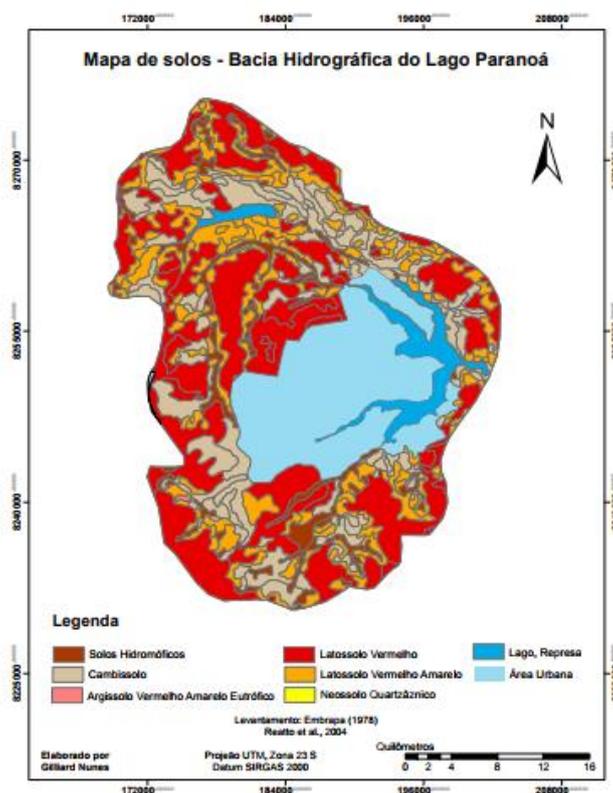


Figura 4.5. Solos da bacia do Lago Paranoá (REATTO *et al.*, 2004).

Como já foi dito, as áreas no DF são bastante urbanizadas e com isso as características dos solos locais estão modificadas das originais, principalmente devido às grandes movimentações do solo e ao grau de compactação, feitas na preparação dos terrenos para a construção civil, o que modifica consideravelmente as condições de infiltração.

- Hidrografia

A bacia hidrográfica do lago Paranoá está inteiramente inserida no DF e é a região responsável pela maior área drenada do distrito. O padrão de drenagem da bacia é semi-anelar e retangular, ambas controladas por dobras e fraturas (NUNES, 2016). As unidades hidrográficas (UHs) podem ser vistas na Figura 4.2, que fazem parte da bacia do Paranoá são: Santa Maria/Torto, Bananal, Riacho Fundo, Ribeirão do Gama e Lago Paranoá (CAESB, 2003).

A UH do Lago Paranoá ocupa uma área de 282,60km² e é constituída, além do próprio lago de mesmo nome, pelas áreas de drenagens de pequenos córregos, além das áreas que contribuem diretamente com o espelho d'água.

No balanço hídrico do Lago, verificou-se que o Riacho Fundo (RF) é o braço que mais contribui em termos de vazão (NUNES, 2016). A bacia hidrográfica do RF (Figura

4.6) é composta pelo Riacho Fundo, como rio principal que nasce na região sudoeste da bacia, com 13 km de extensão. Seu principal afluente de margem direita é Córrego Coqueiros e de margem esquerda os córregos Vicente Pires e o Guará que margeiam as RAs com mesmo nome.

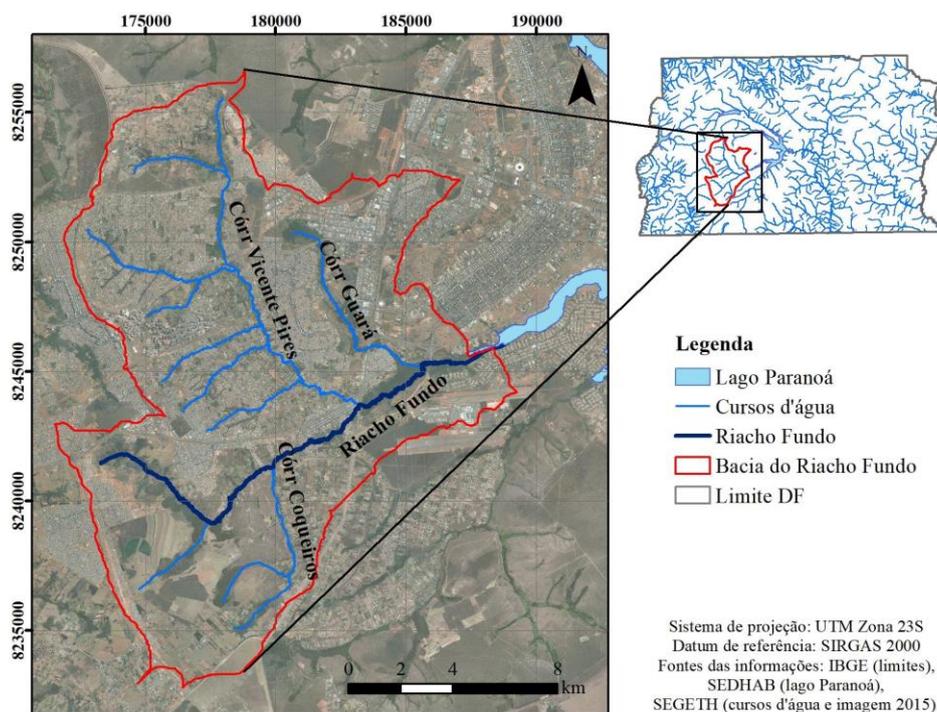


Figura 4.6. Detalhe da Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo e os corpos hídricos do Riacho Fundo, Vicente Pires e Guará.

Aguiar (2015) indica que a estimativa de produção de sedimentos na sub-bacia do Riacho Fundo é alta. Aquino *et al.* (2018) constatou sobre o grande volume de sedimentos a partir da variação da curva-chave da seção monitorada e dos perfis transversais que se alteram anualmente.

Dias (2013) analisou a área alagada (*wetland*), do Riacho Fundo, e constatou que 84,07% da área alagada foi perdida a partir de análises de fotos de 1973 – 2011, devido ao assoreamento da região.

Englobando a contribuição direta da UH do Lago Paranoá e do Riacho Fundo, está se estudando os dois maiores aportes no Lago Paranoá, e assim o conhecimento sobre as cargas de poluentes majoritárias descarregadas neste corpo hídrico.

- **Uso e ocupação**

Apesar de intensamente urbanizado, os formatos das cidades no DF se diferem bastante, sendo os padrões de ocupação variáveis importantes na geração de cargas de poluição das águas pluviais.

Na região de estudo há dois padrões, a ocupação ordenada e planejada, Plano Piloto de Brasília; e a ocupação urbana acelerada e desordenada, que gera um grande impacto ambiental na produção do escoamento superficial e de poluentes. A Figura 4.7 mostra a ocupação urbana dentro da bacia, onde uma área densamente urbanizada encontra-se adjacente aos corpos hídricos.

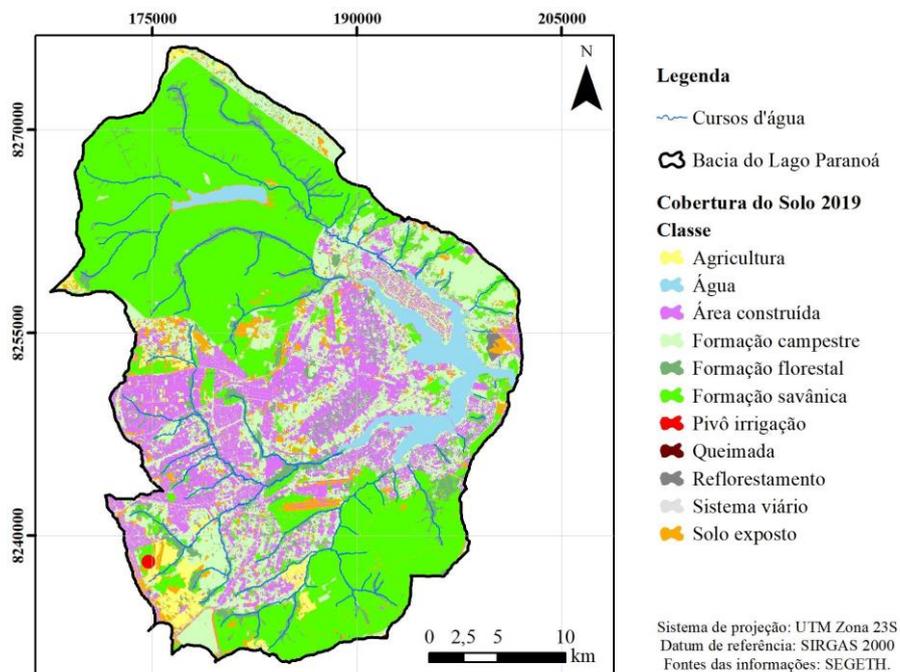


Figura 4.7. O Uso e Ocupação do Solo da Bacia do Lago Paranoá em 2019.

Menezes (2010) analisou a distribuição temporal das porcentagens em área das classes de uso e cobertura do solo. Ele notou que as UHs do Lago Paranoá e Riacho Fundo apresentam as maiores taxas de substituição da cobertura natural por áreas urbanas. Nesse mesmo estudo, o autor afirma que a UH do Riacho Fundo tem o maior potencial de promover o assoreamento do Lago Paranoá, no ponto de vista do padrão de mudança da cobertura do solo. Essas mudanças impactam hidrológicamente a geração do volume do escoamento superficial, como também nos processos de erosão dos solos e transporte de sedimentos. A UH do Riacho Fundo já está em um estágio crítico nos termos de impermeabilização e uso intenso do solo.

A seguir será detalhado mais sobre cada bacia de drenagem estudada, que corresponde às três áreas de estudos dentro da Bacia do Lago Paranoá.

4.1.2 BACIA DO C.O.

A bacia do Centro Olímpico (C.O.) da Universidade de Brasília (UnB) está localizada na Asa Norte, RA Plano Piloto, em Brasília – DF, com área de 5,43 km² (Figura 4.8). Possui como ponto mais a montante o Autódromo Nelson Piquet, com cota 1.035m,

abarcando quadras residenciais e comerciais até a chegada mais à jusante no Campus Darcy Ribeiro da UnB (na cota do Lago Paranoá - 1.000m), local que sofre com recorrentes inundações, como as ocorridas em abril de 2011 e de 2019 (Figura 4.9 a e b), e desagua diretamente no Lago Paranoá.

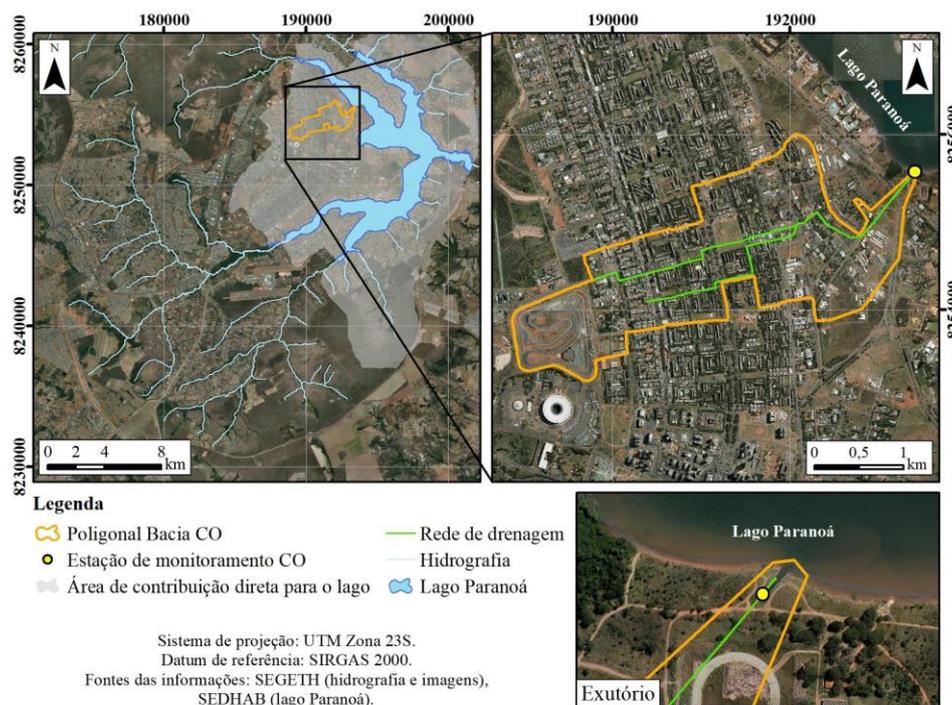


Figura 4.8. Localização da estação C.O. UnB: bacia de contribuição; rede de drenagem e exutório da galeria.



Figura 4.9. Inundações na UnB: a) abril de 2011 (Fonte: <https://www.terra.com.br/noticias/brasil/videos/inundacao-faz-surgir-cachoeira-dentro-da-unb,359659.html>) e b) abril de 2019 (Fonte: https://www.correiobraziliense.com.br/app/noticia/cidades/2019/04/21/interna_cidadesdf,750710/instituto-de-ciencias-da-unb-e-tomado-pela-agua-durante-temporal.shtml).

A Asa Norte surgiu com a construção de Brasília em 1960, considerada planejada em questões urbanísticas. Junto a Asa Sul e outras RAs adjacentes, cerca de 99,8% dos domicílios têm acesso à rede de abastecimento de água da Caesb, 99,2% dos domicílios estão ligados à rede do esgotamento sanitário da Caesb, incluindo tratamento terciário antes do lançamento ao Lago Paranoá. E 98,9% possuem coleta direta de lixo, incluindo

coleta seletiva. Esses números são considerados bons, pois, no Brasil, apenas 53,2% têm rede coletora de esgoto, sendo tratado apenas 46,6% desse esgoto (IBGE, 2018).

Apesar da boa cobertura de serviços de saneamento ambiental na região, é identificado o lançamento de esgoto clandestino da rede de drenagem, tendo em vista que ela possui um fluxo constante de água mesmo durante a estação de seca.

Quanto à rede de drenagem, a área de contribuição possui redes de drenagem antigas, inclusive com um dimensionamento considerado ultrapassado ($Tr=5$ anos, enquanto a exigência atual é $Tr=10$ anos), tendo em vista a dinâmica do uso e ocupação da região, que continua em expansão.

4.1.3 BACIA DO RIACHO FUNDO I (RF I)

A bacia RF I está localizada no lado oeste do DF, que lança às águas do escoamento superficial no Riacho Fundo (Figura 4.10), sem tratamento. Esta RA abrange uma população de 41.410 pessoas, onde 99,9% dos domicílios têm acesso a rede geral da CAESB, 92,9% possuem coleta e tratamento de esgoto e 99% têm coleta de lixo (PDAD, 2019). Portanto, é uma RA com uma boa infraestrutura sanitária, onde a poluição difusa seria exclusivamente associada às águas do escoamento superficial, sem a presença de lançamento de esgoto, como identificado na bacia experimental do C.O. UnB, fato associado à falta de lâmina d'água presente nas galerias durante a estiagem.

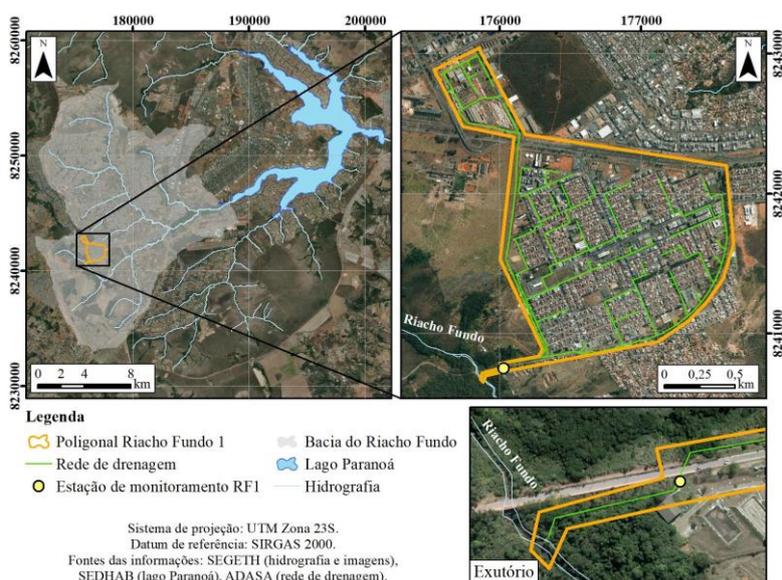


Figura 4.10. Localização da RA RFI em relação a bacia do Riacho Fundo e ao Lago Paranoá com detalhe da rede de drenagem e do exutório com a localização da estação de monitoramento.

Essa RA foi implementada em 1990, após o Governo do Distrito Federal instituir o programa habitacional para atender à demanda e organizar espacialmente o território, visando a erradicação de ocupações irregulares, que já era um problema na época e se

estende até os dias de hoje, loteando a granja Riacho Fundo (PDAD, 2019). A região tem predominância de casas unifamiliares, tendo a construção de prédio multifamiliares maiores que três andares a partir de 2010.

A região possui uma declividade razoável, varia de 0-12%, com média de 3% (TSUJI, 2018), mas como possui uma boa cobertura do sistema de drenagem tradicional (Figura 4.11) não possui grandes problemas de alagamento.



Figura 4.11. Rede de drenagem da RA que contribui para a estação de monitoramento RF I.

4.1.4 BACIA DO VICENTE PIRES (VP)

A bacia do Córrego Vicente Pires possui o corpo hídrico de mesmo nome. Engloba RAs do DF como Estrutural, Vicente Pires, Águas Claras, Arniqueira, e parte do Núcleo Bandeirante, totalizando uma área de 90 km² (Figura 4.12), considerada altamente urbanizada.

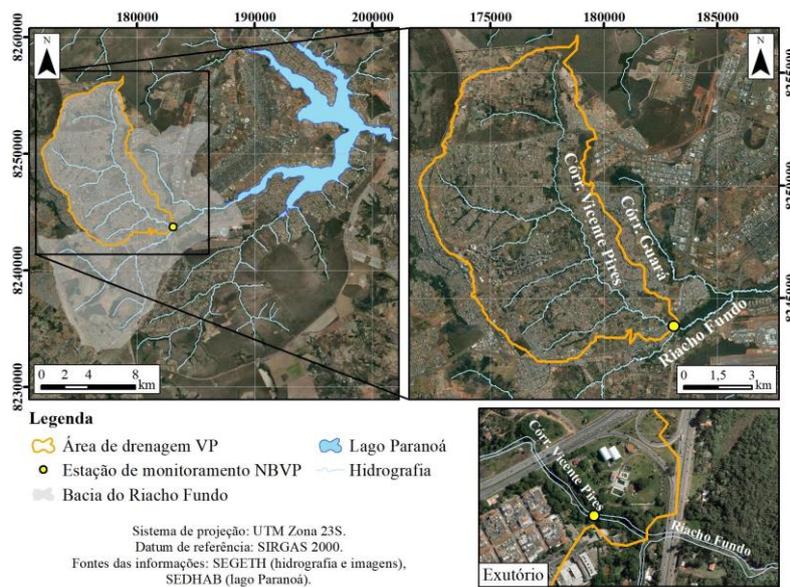


Figura 4.12. Localização da estação de monitoramento do Córrego VP e sua área de contribuição, com detalhe para o exutório da estação.

Atualmente, Vicente Pires corresponde a uma RA altamente urbanizada que abriga em torno de 66 mil habitantes (PDAD, 2019), só que não foi sempre assim. O VP era conhecido como a antiga Colônia Agrícola Vicente Pires que já foi um núcleo rural, compostas por chácaras, que ao longo do tempo foram divididas em loteamentos ilegais. Logo, em 1998, a urbanização transformou a região em um setor habitacional.

A ocupação do parcelamento irregular na Colônia Agrícola Vicente Pires causou danos ambientais. Mas a vegetação nativa que existia foi retirada, deixando sem proteção e provocando, no período de chuvas, maior fluxo de águas pluviais, trazendo, desse modo, consequências como as erosões e alagamentos. As florestas nativas se restringem às margens dos córregos (mata ciliares), encontrando-se bastante modificada pela ação antrópica.

O VP foi ocupado sem planejamento e qualquer infraestrutura urbana de esgotamento sanitário, tendo o início dessas obras somente em 2015. O sistema de drenagem urbana previsto para a região, além de bocas de lobos e condutos, adota as bacias de detenção e retenção, como forma de dar sustentabilidade aos corpos hídricos presentes na região. Como a infraestrutura ainda está em fase de construção e com previsão de término para 2023, não se possui os dados exatos sobre a cobertura de coleta e tratamento do esgotamento sanitário ou drenagem urbana na região.

O córrego Vicente Pires é composto, em sua nascente, pelos córregos Cana-do-Reino e Cabeceira do Valo. A área drenada totaliza 90 km², cujo curso principal possui uma extensão de 12 km, e recebe como afluentes os córregos Samambaia, Águas Claras, Vereda da Cruz, Arniqueiras e Vereda Grande, em toda a margem direita.

A rede de drenagem dessa área de estudo ainda não está finalizada (referente a 2022). Algumas RAs possuem rede de drenagem (Águas Claras, Estrutural e Núcleo Bandeirantes), a RA VP está em fase de construção e a RA Arniqueira ainda está em fase de projeto.

4.2 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS DE DRENAGEM E RIOS URBANOS

No DF, existem estações de monitoramento fluviométrico e pluviométrico que estão sob a supervisão da CAESB, ADASA, e Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), disponíveis pelo Hidroweb, integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH).

No entanto, dados sobre qualidade da água são escassos, quase inexistentes, quando se referem à passagem da onda de cheia nos rios urbanos e nas galerias de

drenagem pluvial. Por isso, a aquisição desses dados foi necessária. Foram realizadas com a instalação de amostradores automáticos para coleta de água, sempre em concomitante com medição de nível, como também dados de chuva. É importante se promover o monitoramento hidrológico (quantitativo), haja vista que as cargas de poluentes são definidas como o produto entre a concentração desses e a vazão, no dado intervalo de tempo, em determinada seção de rio/canal de drenagem (LIMA, 2004).

Além disso, para analisar os processos de chuva-vazão e de qualidade da água, foi preciso intensificar os pontos de monitoramento, principalmente na questão da precipitação. Para medição da chuva, foram utilizados pluviógrafos de balança do modelo RG3-M da marca ONSET® (Figura 4.13 e Figura 4.14). Os pluviógrafos foram distribuídos nas regiões de estudo devido à grande variabilidade espacial das chuvas urbanas.



Figura 4.13. Pluviógrafos de balança. Fonte: Tsuji (2018)



Figura 4.14. Pluviógrafos instalado no CBM na RA RF 1.

Para a medição do nível da água nas galerias e nos rios urbanos, foram utilizados dois tipos de linígrafos: de boia (Figura 4.15) e de pressão (Figura 4.16). O primeiro, da marca *OTT HydroMet*, modelo *Thalimedes*, para a colocação nas galerias de drenagem via sistemas de vasos comunicantes, com discretização entre 1 e 5 min. E o segundo, da marca *Global Water*, modelo *WL16*, para os rios urbanos, para a determinação das cotas continuamente a cada 10 minutos. Após a definição da curva-chave, foi possível a determinação da vazão que estava passando na seção estudada, no momento da coleta de água.



Figura 4.15. Linógrafo de boia.



Figura 4.16. Linógrafo de pressão.

No estudo da qualidade da água, foram utilizados dois amostradores automáticos de dois modelos ISCO 6712 e ISCO 3700 (Figura 4.17 a Figura 4.20). Os amostradores foram configurados para coletar 24 amostras de 700-900 ml cada, em intervalos pré-definidos: em galerias, foram a cada 5 minutos; no rio, a cada 10 minutos, com um ativador de nível, capaz de identificar a passagem da onda de cheia. São dados discretos, que devem ser associados à vazão que está passando no mesmo momento pela seção transversal em estudo para determinação da carga de poluente.



Figura 4.17. Amostrador automático 6712. Fonte: De Paula (2019)



Figura 4.18. Amostrador automático 3700.



Figura 4.19. Armazenamento dentro dos amostradores para acondicionar as 24 suportes.



Figura 4.20. Suportes e sacos plasticos para guardar as amostas de água separadamente.

Após os eventos de chuva, foram realizadas saída de campo para recolhimento das amostras e posterior análise. A frequência de aquisição de dados foi definida a partir de estudos como Mesquita *et al.* (2008) que sugerem realizar coletas bimestrais durante a seca e a cada evento chuvoso durante a estação chuvosa.

Os parâmetros analisados foram definidos a partir do objetivo do estudo, que se concentra na análise de nutriente e sedimentos que aportam no Riacho Fundo, que podem causar impactos como eutrofização e assoreamento no corpo hídrico final, o Lago Paranoá. São eles: Nitrogênio, sob a forma de nitrato, nitrito e amônia; Fósforo, reativo e total; Matéria Orgânica, por meio da DQO; Sólidos, totais, suspensos e dissolvidos; e os físicos: condutividade e turbidez. Os métodos utilizados para o cálculo das concentrações estão descritos na Tabela 4.1 de acordo com o *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater* (APHA, 2017).

Tabela 4.1. Métodos para estimativa de parâmetros de qualidade da água.

Parâmetro	Método	Nível de detecção	Equipamento	Modelo
Sólidos suspensos	Gravimétrico	-	Balança de precisão	Adventurer - OHAUS
Sólidos Dissolvidos				
Sólidos Totais				
DQO	Digestão de Hg	0 - 150 mg/L (<i>Low range</i>)	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
Turbidez	Nefelométrico	-	Turbidímetro	HACH 2100AN
Condutividade	Eletrométrico	0-200S/cm	Condutivímetro	HACH sension5

A seguir foi discretizado as estações de monitoramento estudadas.

4.2.1 Estações de Monitoramento

- C.O. UnB

A Estação C.O. UnB está localizada no exutório da bacia de mesmo nome. O monitoramento hidrológico (chuva-vazão) com a instalação de pluviógrafos e linígrafos, e o monitoramento de qualidade da água, com amostrador automático, foi realizado em 2012 e 2013, por Costa (2013) e Souza (2014). A curva-chave já havia sido determinada por Silva Junior (2010) com o uso do ADCP.

Nas Figura 4.21 a Figura 4.28 está um resumo das instalações necessárias para o monitoramento, como abrigo para o amostrador automático e linígrafo e as coletas realizada durante o período.



Figura 4.21. Exutório da galeria de drenagem da estação C.O. UnB.



Figura 4.22. Abrigos para o amostrador automático (esquerda) e o linígrafo de boia (direita)



Figura 4.23. Linígrafo de boia e as tubulações para ligação da galeria por meio dos vasos comunicantes.



Figura 4.24. Ligação dos equipamentos na galeria: 1) boia acionadora do amostrador automático. 2) mangueira para coleta de amostras. 3) saída da tubulação de vaso comunicantes do linígrafo.



Figura 4.25. Amostrador automático na estação C.O. UnB.



Figura 4.26. Amostras coletadas na estação C.O. UnB.



Figura 4.27. Passagem da onda de cheia dentro da galeria do C.O. UnB.



Figura 4.28. Encontro das águas da galeria de drenagem da estação C.O. UnB com o Lago Paranoá.

- Riacho Fundo I (RF I)

O monitoramento na Estação RF I também corresponde ao hidrológico, chuva e nível, e o monitoramento de qualidade da água dentro de uma galeria de drenagem. Para tanto, foi necessário a instalação de pluviômetros ao longo da bacia de contribuição. Tsuji (2018) utilizou 2 pontos, porque a área de 2,3 Km² era considerada pequena. Porém, os resultados de modelagem chuva-vazão não foram satisfatórios e um dos motivos atribuídos foi a distribuição espacial da chuva. Logo, em 2018, foi instalado mais um pluviômetro (Figura 4.29 - amarelo) na tentativa de medir a precipitação no local com maior efetividade.



Figura 4.29. Localização dos pluviômetros na bacia de contribuição da estação de monitoramento RF I (Amarelo = Escola RF; Verde= ETE RF; Vermelho=CBM).

A medição da vazão foi realizada indiretamente, por meio da curva-chave. Logo, faz-se necessário a medição do nível e da velocidade da água dentro da galeria. Na medição do nível, foi utilizado o linígrafo de boia e para medição das velocidades, o ADC e o radar de medição de velocidade de superfície. Para a coleta de amostras de água, foi instalado um amostrador automático. Toda a estrutura da estação foi descrita nas figuras a seguir (Figura 4.30 a Figura 4.36).



Figura 4.30. Locais na Galeria de drenagem da ETE RF I: 1) Local onde a mangueira do amostrador coletava as amostras na galeria, junto com o detector de nível e ao lado da sonda paramétrica. 2) Conexão do canal com o vaso comunicante construído para abrigar a boia do linígrafo. 3) Degrau imediatamente a montante da estação.



Figura 4.31. Curva imediatamente a jusante da estação, detalhe para o lançamento do efluente da ETE.



Figura 4.32. Linígrafo e abrigo do amostrado automático.



Figura 4.33. Linígrafo de boia.



Figura 4.34. Acionador do amostrador automático pelo nível.



Figura 4.35. Amostrador automático.



Figura 4.36. Amostras coletadas.

- Núcleo Bandeirante - Vicente Pires (NBVP)

Para o monitoramento hidrológico da bacia Vicente Pires, foram utilizados pluviógrafos espalhados pela área de drenagem (Figura 4.37) cuja instalação completa somente aconteceu em 2019.

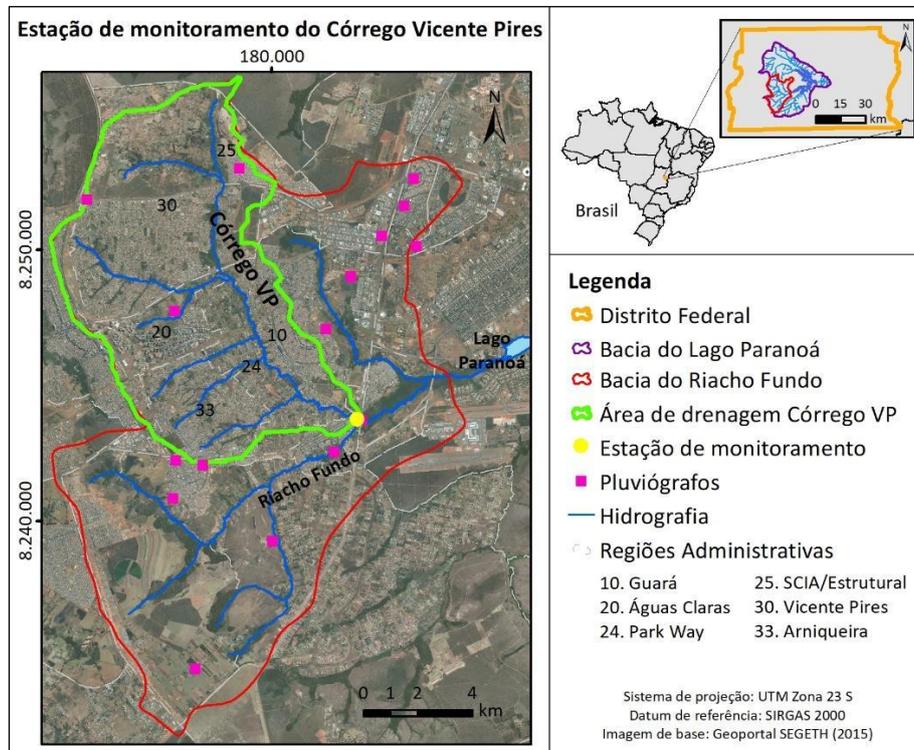


Figura 4.37. Localização dos pluviógrafos e das RAs presentes na bacia do VP.

Na estação NBVP, além do uso de réguas linimétricas instaladas e monitoradas pela Caesb e pela Adasa, foi acrescentado um linígrafo de pressão, que registrava o nível da água a cada 10 minutos. Para o monitoramento da qualidade da água na estação, foi instalado amostrador automático (Figura 4.38), a fim de coletar amostras de águas e analisar as cargas de poluentes presentes no córrego.



Figura 4.38. Manilha de concreto para proteção do amostrador automático e régua linimétrica.

4.2.2 RESUMO DAS CARACTERÍSTICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO

Para fins de comparação, foi elaborada a Tabela 4.2, a fim de se obter uma compilação dos principais dados das áreas de estudos monitoradas. Percebe-se que o VP possui a maior área de contribuição, enquanto as outras duas são pequenos núcleos urbanos, mas possuem CN um pouco maior, ou seja, áreas mais impermeáveis.

Tabela 4.2. Dados das estações de monitoramento.

Estações/ Variáveis		CO UnB	RF I	NBVP
Área de contribuição (Km ²)		5,43	2,3	90
Declividade média (%)		2,84	3,0	7,3
CN médio		69	70	67
Uso e Ocupação (%)	Áreas Pavimentadas	13,5	28	5
	Áreas Verdes/Solo Exposto	45	46	47,5
	Áreas Construídas	41,5	26	47,5

4.3 ANÁLISE DO SISTEMA DE DRENAGEM URBANA ATUAL NO RF I

O sistema de drenagem urbana existente no DF pode impactar nos recursos hídricos pela descarga das águas urbanas nos afluentes da Bacia do Riacho Fundo, como também diretamente no Lago Paranoá.

Portanto, é necessário analisar a eficiência desse sistema, tendo em vista que ele se propõe a captar o escoamento superficial nas ruas, por meio de boca de lobos e direcionar para os sistemas de macrodrenagem até os corpos hídricos receptores, sendo que a descarga direta dessas águas não é recomendada, devido às vazões elevadas, afetando a capacidade de suporte e descarregando a poluição difusa.

Porém se os sistemas de drenagem falharem ao captar as águas de deflúvio, ocorrem os alagamentos, que mantêm um maior contato com a superfície, logo, uma

maior carga poluidora. Portanto, é necessário avaliar o funcionamento dos sistemas atuais.

Desse modo, nessa etapa foi analisado o sistema de drenagem urbana na bacia do RF 1 em relação às legislações recomendadas pelo DF, como sobrecargas nos sistemas. Conseqüentemente, foram analisados os pontos de alagamento formados nessa bacia urbana. A bacia foi escolhida por ser uma região que possui um bom sistema de saneamento básico, inclusive sem evidências de lançamento clandestino na rede, o que caracteriza fielmente um sistema separador absoluto, raro no Brasil.

4.3.1 Modelagem hidráulico-hidrológica das redes de drenagem urbana da bacia do RF I no SWMM

Para a distribuição espacial da precipitação, foi utilizado o método de krigagem disponível no *ArcGIS 10.3* para a chuva diária de 7 pluviógrafos localizados próximos a área de estudo. A krigagem é uma estimativa geoestatística que tem por princípio a teoria das variáveis regionalizadas, onde o valor de uma variável possui uma dependência espacial, ou seja, parte do pressuposto que valores das amostras próximas tendem a ser semelhantes e valores de amostras distantes tendem a ser mais discrepantes, considerando a variação espacial de determinada variável estatisticamente homogênea em uma área. Marcuzzo *et al.* (2011) e Silva e Oliveira (2017) utilizaram o método para estimativa de coeficientes de IDF e Ramos *et al.* (2017) também utilizaram esse método para distribuição espacial da chuva.

A rede de drenagem da área urbana do DF é disponibilizada já georreferenciada pela Adasa baseada no cadastro da Novacap. A rede possui informações quanto à localização das bocas de lobo, caixa de passagem, poços de visita, porém há ausência de dados como cota de entrada ou cota de saída. Há também dados sobre dimensões e geometria de ramais, condutos e galerias. Contudo, há divergências quanto a outros dados, como comprimentos e declividade, que foram adaptados ao longo deste estudo.

Nessa etapa, foi realizada a fase de modelagem da rede, a fim de que as principais informações do sistema fossem compatíveis com os reais para minimizar os erros da modelagem hidráulica e hidrológica, realizada pelo SWMM a partir de simulações hidrodinâmicas.

O modelo utilizado foi o PCSWMM na versão 7.2, já bastante utilizado no âmbito da Universidade de Brasília com bons resultados (COSTA, 2013; SOUZA, 2014; DE PAULA, 2015; FERNANDES, 2015; PONCIANO, 2016; SILVA, 2016; FILENI, 2017;

CAMUZI, 2017; BRANDÃO DA SILVA, 2017; PINTO, 2017; TSUJI, 2018; GONÇALVES, 2018; CARVALHO, 2018; ARAÚJO, 2018; GOMES, 2019; CEOLIN, 2019; DELCI, 2019; MARQUES, 2019; DE PAULA, 2019; HENZ, 2019; BORGES, 2019), o que indica uma boa adaptação à realidade do DF.

A bacia do RF I já havia sido área de estudo de Tsuji (2018), porém não apresentou resultados satisfatórios. Aproveitou-se o modelo da autora empregando melhorias nos dados de entrada, como a nova série de precipitação, 2018-2019, bem como a vazão gerada no período, por meio do monitoramento contínuo, além da realização de simulação contínua, ou seja, foi considerada a parcela de perda por evaporação utilizando o método de Hargreaves. Esse método requer os dados diários de temperaturas mínima e máxima, dados obtidos com o Inmet, além da irradiância solar extraterrestre e calor latente de vaporização, sendo esses dois últimos automaticamente computados pelo modelo (ROSSMAN e HUBER, 2016).

- Calibração e validação do modelo SWMM

Para calibração e validação do modelo SWMM, foi necessário analisar como foi o comportamento das precipitações e das vazões na área de estudo. Para a precipitação, foi realizado uma análise de consistência entre os pluviógrafos do local, por meio do método da dupla massa, adaptado a escala diária, sendo bastante utilizado no Brasil para séries mensais e anuais (MENEZES e MACUZZO, 2018), além da análise espacial da chuva dentro da área de estudo. Para as vazões, determinou-se a curva-chave, sendo necessário a extrapolação da curva, além da determinação da curva de permanência dos valores monitorados para analisar o intervalo das vazões medidas.

Para calibração, foi utilizado o método automático disponibilizado na versão do PCSWMM utilizado por meio da ferramenta SRTC (*Sensitivity-based Radio Tuning Calibration*), ou seja, é feita uma calibração baseada na análise de incertezas dos parâmetros fornecidos pelo usuário. O calibrador funciona na análise de multieventos acoplada com as ferramentas de análise de erro. A resposta calibrada é gerada pela interpolação linear dos valores do parâmetro apropriado, com base no número de pontos de sensibilidade, que é de 8 pontos, e o intervalo da incerteza. O resultado calibrado precisa ser avaliado, sendo necessário ainda a validação dos resultados para determinar os valores ótimos dos parâmetros.

Os parâmetros calibráveis são *Área* de contribuição das sub-bacias, *Dstore perv* - armazenamento em depressões permeáveis, *N Imperv* - coeficiente de Manning para área impermeável, *Width* - largura de escoamento nas sub-bacias, *Declividade* das sub-bacias,

CN - Curva número e *n* - rugosidade dos canais da rede de drenagem e condutos, *Cota de fundo e profundidade dos PVs*. A porcentagem de incerteza foi baseada na recomendação de James (2005), conforme pode ser observado na Tabela 4.3.

Tabela 4.3. Porcentagem de alteração para o modelo.

	Parâmetros	% de Incerteza
Sub-bacias	Área	5-10%
	Largura (m)	50-100%
	Declividade (%)	5-10%
	N Imperv	25-50%
	Dstore Perv	25-50%
	CN	50-100%
PV	Cota de fundo	5-10%
	Profundidade	5-10%
Condutos	Coef. Manning	50-100%

A partir dos dados de chuva e vazão, foi possível analisar os eventos ocorridos na bacia no período estudado e descartado o período com falhas. Separados os eventos, escolheu-se por calibrar cada um deles, foram selecionados os 3 que obtiveram melhores valores para as funções objetivos e, em seguida, realizou-se a etapa de validação. Ao final, foi selecionado o evento dentre os três que apresentou os melhores valores para as funções objetivos na validação.

- Capacidade de suporte dos sistemas de drenagem

Para a análise do sistema de drenagem, foram aplicados ao modelo calibrado dois tipos de chuvas de projeto. A primeira com o TR=1 ano e duração de 2 horas, utilizada pelo menor tempo de recorrência e com duração semelhantes as chuvas reais. Ela foi escolhida por se assemelhar mais com as chuvas monitoradas. A segunda com TR= 10 anos de duração de 24 horas, sendo essa última a recomendada pelo Manual de Drenagem Urbana (Adasa, 2018) para fins de dimensionamento do sistema, inclusive com o uso de lagoas de detenção e retenção.

As chuvas de projeto são determinadas a partir da IDF de Brasília calculada em 2009 pelo PDDU (Equação 4.1) e podem ser observadas na Figura 4.39. A chuva de projeto é discretizada a cada 5 minutos pelo método dos Blocos Alternados e foi determinada a partir dos dados históricos de chuva do INMET de 32 anos por meio de pluviogramas com chuvas diárias superiores a 10mm digitalizados com discretização temporal de 10 minutos.

$$I = \frac{1574,70 \times Tr^{0,207}}{(d + 11)^{0,884}} \quad \text{Equação 4.1}$$

Onde: I: intensidade (mm/h)
d: duração, em minutos;
Tr: tempo de retorno

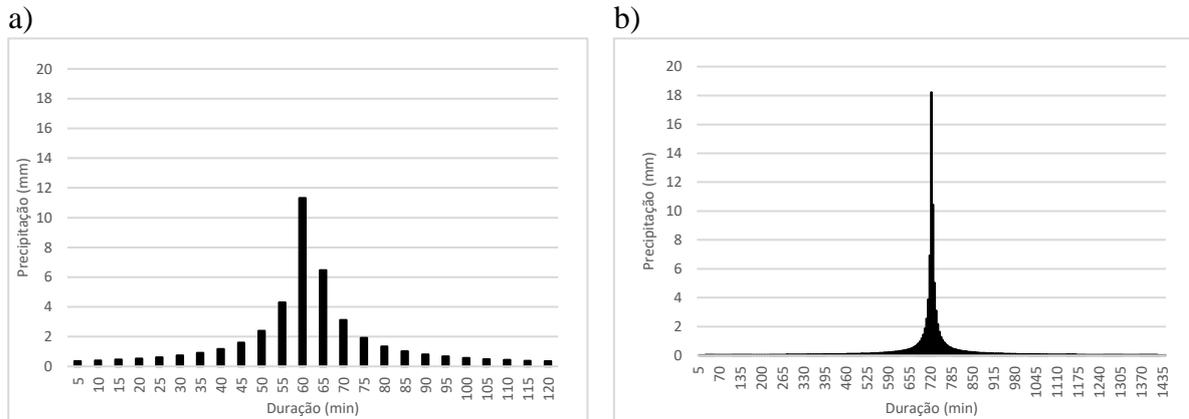


Figura 4.39. Chuva de projeto para análise dos sistemas de drenagem: a) TR=1 ano, D=120 min (2h) e b) TR=24h, d=1440min (24h).

A análise dos sistemas é baseada no termo de referência – TRef da Novacap (2019), que possui os seguintes critérios de dimensionamento:

- Velocidade mínima (tubos, canais, galerias): 1,0 m/s
- Velocidade máxima (redes, canais, galerias): 6,0 m/s
- Distância máxima entre poços de visita (áreas urbanas): 60 m
- Tirante máximo (tubulação): $0,82 \cdot \text{diâmetro}$
- Tirante máximo (galeria - prismático): $0,90 \cdot \text{altura}$

Ressalta-se que as redes analisadas neste projeto foram construídas anteriormente ao TRef mencionado e as incoerências pontuadas são para discussões quanto a problemas de alagamentos e poluição difusa.

- Análise do uso de Medidas Compensatórias

Foi simulada a implantação de uma bacia de retenção e uma de detenção, ambas em série, conforme recomendado pela Resolução 09/2011 da Adasa. Essa etapa se fez necessária devido ao fato da bacia do RF I não atender à Resolução no quesito vazão de pico no lançamento de águas pluviais, que é de até 24,4L/s/ha. Para tanto, foi utilizada a modelagem hidráulico-hidrológica com o PCSWMM com a chuva de projeto de TR=10 anos, onde a bacia de qualidade deveria se esvaziar em até 24 horas e o vertedor não ser acionado. Porém esses requisitos implicam em orifícios de saída muito grandes e lagoas com áreas superficiais também grandes, o que foi discutido nos resultados.

Portanto, também foi criado um cenário alternativo para a disposição de bacias a fim de preservar a sua função principal, que corresponde à melhoria da qualidade efluente e a menores vazões descarregadas.

4.4 ANÁLISE DAS CONCENTRAÇÕES E CARGAS DOS POLUENTES

Para análise dos poluentes na Bacia do Vicente Pires, foram utilizados polutogramas, que são relações temporais das concentrações dos parâmetros de qualidade da água, durante aumento ou diminuição das vazões (PRODANOFF, 2005).

Foi estudada a ocorrência do *first flush*, ou seja, se o volume inicial do escoamento superficial carrega a maior carga de poluentes. Para isso, foram elaboradas as curvas acumulativas adimensionais $M(V)$ e calculado o coeficiente “b” e observado o comportamento dos poluentes durante a passagem da onda de cheia no local de estudo.

Foram calculadas as Concentrações Médias por Evento (CME) para cada evento monitorado e realizada uma avaliação estatística multivariada na tentativa de auxiliar a obtenção de melhores conclusões acerca dos dados adquiridos, cruzando dados de qualidade da água com dados de precipitação e de escoamento superficial. Com essas análises, pôde-se obter as melhores informações sobre a qualidade das águas superficiais, propiciando o melhor entendimento do comportamento sazonal conforme sugerido por Simeonov *et al.* (2003).

Ainda nessas análises, foram avaliadas as correlações entre as concentrações dos parâmetros físico-químicos, considerando-as independentes entre si, para cada amostra analisada com o teste estatístico de Pearson, para avaliar mudanças de valores entre os parâmetros, o que identificaria, por exemplo, uma descarga de efluente. O produto da análise é uma matriz de correlação de Pearson.

4.5 MODELAGEM DA QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS

Foi estudado o comportamento dos poluentes ao longo da onda de cheia. A simulação correspondia ao polutograma de cada poluente para cada evento, por meio da modelagem por Carga Unitária.

A partir da concentração observada e da vazão medida, oriundas do monitoramento de qualidade da água e fluviométrico, calculou-se a massa transportada pelo escoamento superficial, expressa em forma de carga (massa/tempo), já considerando um determinado passo de cálculo. Dessa forma, a massa inicial (M_0) e a constante k foram calibrados para cada um dos eventos. Para o ajuste dos dois

parâmetros, aplicou-se o método dos mínimos quadrados com o emprego do “*add-in*” SOLVER do EXCEL. Em seguida foi utilizada a métrica do R^2 entre os valores observados e simulados para melhor comparação.

Por tratar-se de um modelo empírico de regressão, em alguns casos durante a calibração podem existir dois pares k e M_0 , demandando que o usuário entre com a solução inicial mais adequada na rotina iterativa de obtenção dos parâmetros de calibração. A fim de estabelecer um padrão, o primeiro valor indicado correspondia à soma das taxas observadas.

Como é um método que calcula dois parâmetros por eventos, relacionou-se esses valores, e o de R^2 , com as variáveis hidrológicas, por meio de correlações. Foi possível, então, checar o desenvolvimento do método para as três áreas de estudo, a fim de avaliar a influência das características das bacias na mensuração das cargas de poluição difusa.

A fim de tentar buscar uma previsibilidade dos valores de MO baseado nos resultados desta tese, escolheu-se o RF I e a bacia do NBVP, devido as suas condições de uso e ocupação, como também devido aos resultados baseados na simulação dos valores de MO e k .

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados a seguir correspondem aos dados hidrológicos e de qualidade da água nas bacias estudadas que subsidiaram os três eixos desta tese: modelagem chuva-vazão no SWMM, com proposição de implantação de lagoas; análise da influência do uso e ocupação do solo nas águas urbanas do DF; e a modelagem de polutogramas pelo método da Carga Unitária.

5.1 SIMULAÇÃO CHUVA-VAZÃO NA BACIA DO RF I

5.1.1 Análise das precipitações na Bacia do RF I

A precipitação é fundamental para investigação da capacidade hidráulica de estruturas do sistema de drenagem urbana e os impactos gerados pela urbanização no aumento do escoamento superficial (DURRANS, 2007) e da poluição difusa (RIGHETTO *et al.*, 2017).

No DF, a chuva é mais concentrada em relação ao tempo e mais distribuída em relação ao espaço, pois em uma hora chove 61% do que precipita em 24 horas, enquanto na média brasileira a chuva de uma hora equivale a 42% do total das 24 horas (RAMOS *et al.*, 2018). Por isso a importância de uma boa cobertura espacial com a distribuição de pluviógrafos pela região.

Para definição da ocorrência de eventos de precipitação foi calculado a chuva mínima que geraria escoamento na bacia do RF I pelo método SCS, por meio da análise do menor *S* (armazenamento). Conforme observado na Tabela 5.1, a menor chuva que geraria escoamento seria na condição de umidade III, ou seja, quando o solo estaria próximo à saturação, sendo necessários somente 8,96 mm de chuva para a geração do escoamento.

Tabela 5.1 – Valores dos parâmetros do método SCS para determinação do mínimo para um evento de precipitação que gere o escoamento.

Parâmetros	COND. DE UMIDADE I	COND. DE UMIDADE II	COND. DE UMIDADE III
CN	47	67,48	85
S(mm)	286,43	122,41	44,82
Ai (Abstração Inicial)	57,29	24,48	8,96

Na drenagem urbana, as precipitações são comumente analisadas de maneira singular, um único evento de precipitação, em que são observados os volumes precipitados em um determinado intervalo de tempo e a distribuição espacial de cada evento (APÊNDICE A). Com isso, é possível perceber o comportamento aleatório desta

principal variável hidrológica para o dimensionamento das estruturas hidráulicas na drenagem.

Sobre os dados pluviométricos monitorados entre 2018-2019, o maior volume registrado foi de 104,2mm no pluviômetro ETE RF no dia 15/05/2019, já o evento com maior intensidade foi de 89,73mm/h no dia 14/02/2019, ambos os eventos para esse pluviômetro apresentaram TR altos, de 25,05 e 117,31 anos, respectivamente, que são considerados eventos extremos. Observou-se também que no pluviômetro Escola RF o maior evento também ocorreu no dia 14/02/2019, porém apresentou uma intensidade menor, o que correspondeu a um evento de 12,61 anos de tempo de retorno, ainda considerado extremo e pode ter levado o sistema de drenagem ao colapso, tendo em vista que esses sistemas no DF são projetados para um TR máximo de 10 anos. Já no pluviômetro do CBM não foi registrado nenhum evento extremo, sendo também o evento do dia 14/02/2019 com a maior lâmina acumulada de 24,4 mm que corresponde menos da metade dos outros dois pluviômetros. E isso se repetiu para todos os eventos, sendo o registro do CBM sempre menor.

Portanto, foram acumulados os volumes precipitados mensalmente ocorridos no RF I (Figura 5.1) e verificou-se que há algum problema de consistência com os dados do pluviômetro CBM, tendo em vista que os outros dois apresentam medições semelhantes, enquanto o do CBM sempre possui medições inferiores. Essa desconfiança foi confirmada pela análise de consistência pelo método da dupla massa com os dados diários, Figura 5.2, onde somente o gráfico “a” se aproxima da bissetriz reta, enquanto o “b” e o “c” não estão próximos por envolverem os dados do CBM.

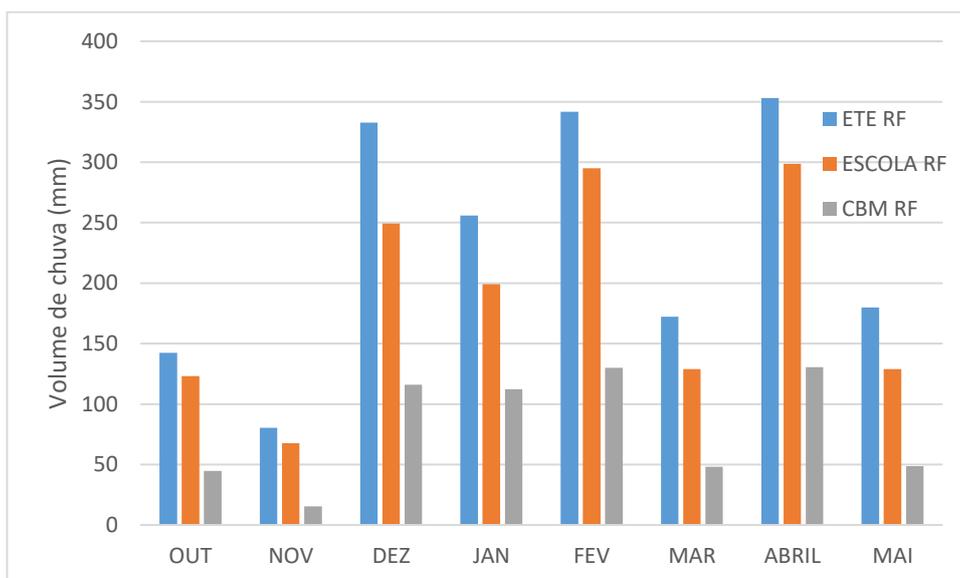


Figura 5.1. Dados mensais dos 3 pluviômetros instalados na Bacia do RF I.

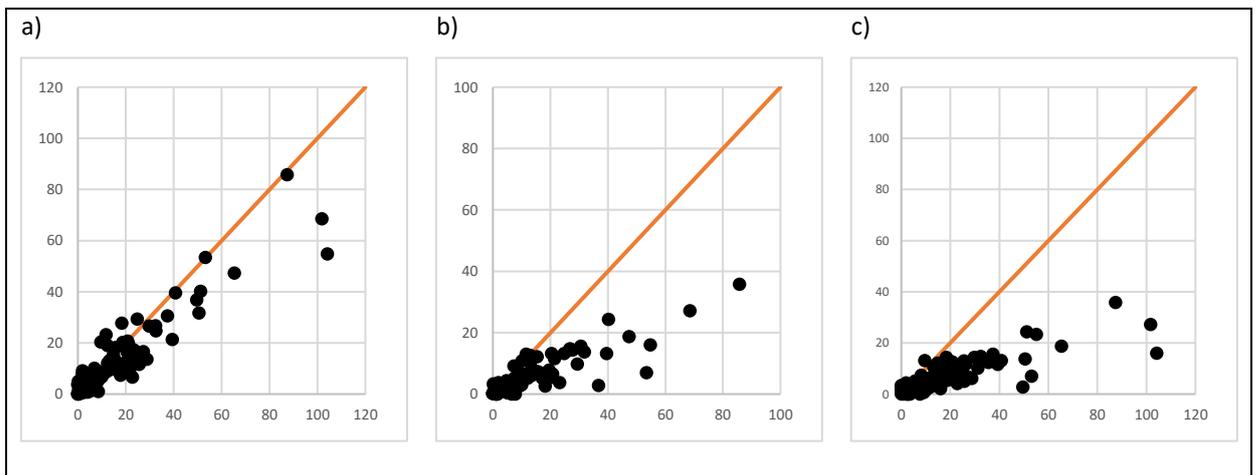


Figura 5.2. Análise de consistência dos pluviógrafos pelo método da dupla massa: a) ETE RF e Escola RF, b) CBM e Escola RF, c) CBM e ETE RF.

O pluviógrafo foi encaminhado ao laboratório para análise e nova calibração, porém não foi identificado qualquer problema no equipamento, sendo os erros associados a problemas operacionais, como entupimento ou obstruções na balsa de medição. Apesar do defeito, foram realizados testes no modelo SWMM para geração do escoamento, e percebeu-se que a inclusão dos dados desse pluviógrafo estava mais satisfatória, ou seja, as vazões se assemelhavam mais com as monitoradas do que sem ele, portanto ele foi mantido.

Apesar da bacia do RF 1 ser pequena, <math><5\text{km}^2</math>, há eventos em que a chuva se concentra em uma determinada área, o que vai influenciar na geração do escoamento superficial, conforme observado na distribuição espacial (APÊNDICE A).

Para a interpolação dos dados, posteriormente utilizados para o modelo chuva-vazão, foram elaborados os polígonos de Thiessen (Figura 5.3), método que apresenta a área de domínio de cada estação de monitoramento, sendo recomendado para bacias com alta variabilidade espacial de chuvas (CHO *et al.*, 2009; STRAUCH *et al.*, 2012; CHOW *et al.*, 1988), como já anteriormente identificado por Tsuji *et al.* (2019) na região.

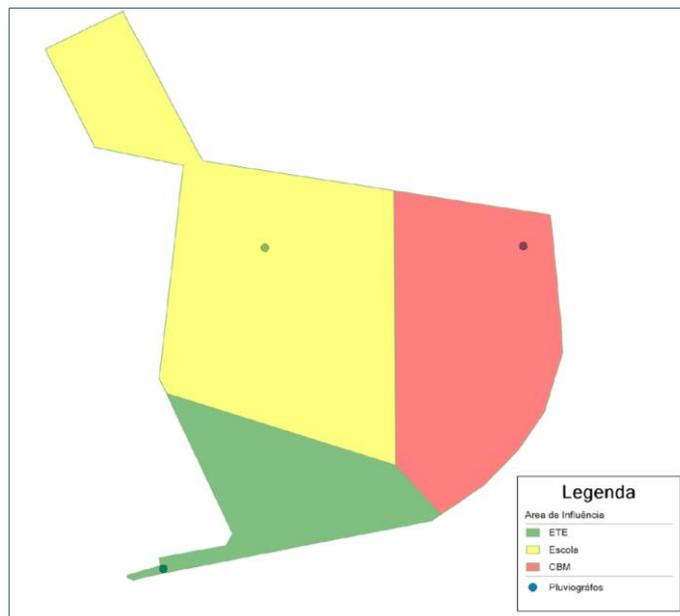


Figura 5.3. Polígono de Thiessen os pluviômetros instalados na bacia RF I.

O pluviômetro da zona amarela foi instalado posteriormente aos outros dois (verde e vermelho) que já haviam sido utilizados para a simulação chuva-vazão da região, com o pluviômetro do CBM e da ETE, e os resultados do modelo chuva-vazão foram insatisfatórios (valores das funções objetivos ruins). Percebe-se que a zona amarela tem grande influência na região, podendo ser a sua ausência o motivo de simulações incoerentes na área de estudo. Assim, toda a modelagem da área foi refeita com os dados dos três pluviômetros.

5.1.2 Determinação e análise das vazões na Bacia do RF I

Durante a realização do monitoramento hidrológico, foram realizadas diversas campanhas de campo para a determinação das vazões nas galerias de drenagem pluvial. E constatou-se a dificuldade dessas medições em altas velocidades do escoamento, seja pela necessidade da presença da equipe técnica durante a passagem da onda de cheia, o que requer agilidade e atenção, seja pelos perigos das grandes velocidades e ressaltos hidráulicos, como também pelo avanço da água na planície de inundação.

Nesta pesquisa, tiveram locais de monitoramento diferentes e cada um com suas peculiaridades para medição de vazão. A seguir, são apresentados os resultados para a estação RF I, onde várias tentativas foram feitas por Tsuji (2018) sem sucesso devido a dois motivos principais:

- Presença de ressalto hidráulico (Figura 5.4): o local encontrava-se após uma sequência de degraus e antes de uma curva de aproximadamente 70° e apesar desses problemas, foi escolhido por estar em um trecho

retilíneo, além de estar inserido numa região com segurança dentro de uma ETE da Caesb.

- Limitações de equipamentos: o ADC só mede velocidades de até 2m/s (Figura 5.6) e o M9 é muito grande para o local, e não dispunha de margem e profundidades suficientes para que não houvesse interferências das medições. Além do que, as altas velocidades poderiam danificar a prancha que acopla o M9. As condições do canal não atendiam aos requisitos do *Side-Looker* (Figura 5.5), que também apresentava limitação de velocidades de até 7m/s.

Deste modo, foi utilizado o radar medidor de velocidades de superfícies (Figura 5.7) para a definição da curva-chave. O resultado da curva pôde ser visualizado (Figura 5.8) e na equação 5-1, como os resultados medidos foram até a cota 0,35 (pontos azuis), foi necessário extrapolar a curva. Para isso, utilizou-se o método de Stevens, com o qual é possível visualizar a reta que é atribuída à seção prismática.



Figura 5.4. Passagem da onda de cheia na galeria de drenagem pluvial da estação RF I.



Figura 5.5. Tentativa de medição com o SL.



Figura 5.6. Medição de velocidade da água com o ADC.

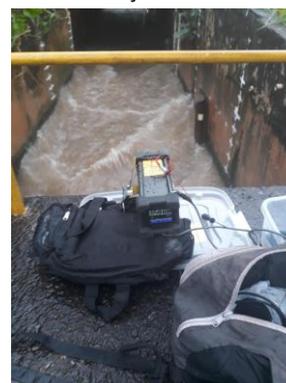


Figura 5.7. Medição de velocidade da água com o radar de superfície.

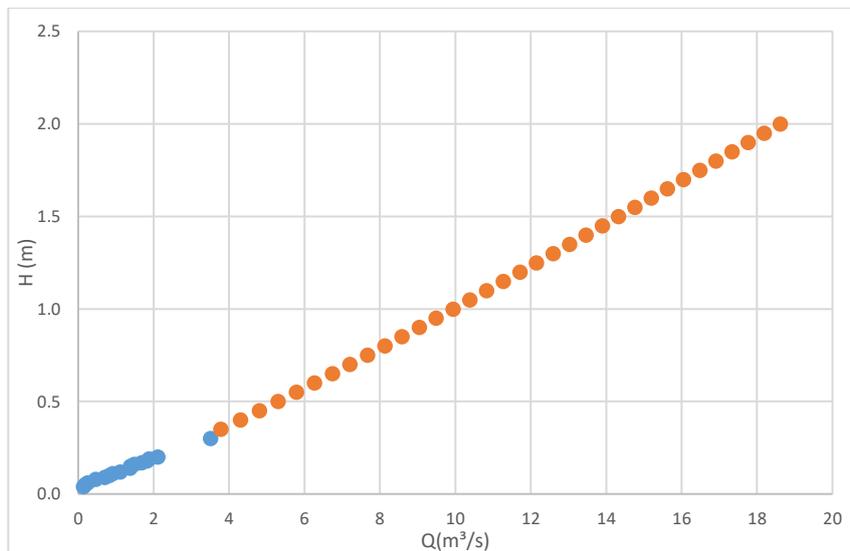


Figura 5.8. Curva-chave do canal de drenagem da estação RF 1.

$$Q = 9.4255h + 0,2127 \text{ Equação 5-.1}$$

Onde,

Q= vazão em m³/s

h= lâmina d'água na seção

Para se ter certeza da confiabilidade da curva-chave, os dados foram comparados com mais duas metodologias: medição de vazão por velocimetria (SANTINELLO, 2019) e uso de modelo hidrodinâmico, HEC RAS, com os dados de dois linígrafos de pressão instalados dentro da galeria (MOURA e CARVALHO, 2018). Santinello (2019) encontrou velocidade máxima de 3,1m/s, enquanto o radar mediu de 3,8 a 3,9 m/s, para o mesmo nível de água, resultando num erro relativo de cerca de 19%. Já Moura e Carvalho (2018) estimaram vazões de 17m³/s para níveis de 1,65m, enquanto a curva apresentada aqui mediu 15,62m³/s, um erro relativo de 8%. Por isso, a curva calculada foi considerada satisfatória e utilizada para geração dos dados observados de vazão da galeria.

Portanto, de posse das cotas medidas entre outubro de 2018 e maio de 2019 foi possível a construção do hidrograma do canal no exutório da bacia do RF 1 (Figura 5.9). Foram excluídos os dados entre 5 de dezembro de 2018 e 8 de fevereiro de 2019 porque nesse período houve problemas no pluviógrafo Escola.

Percebe-se ainda a formação de picos que não estão associados às chuvas, que correspondem ao remanso do lançamento do efluente da ETE RF, conforme pode ser observado com mais detalhes na Figura 5.10, fazendo com que haja no mínimo registrado 4 hidrogramas diários, independente da ocorrência ou não da chuva. O que não atrapalha na modelagem chuva-vazão, tendo em vista que a lâmina formada é muito pequena, variando ao máximo de 0,2m somente no início do lançamento.

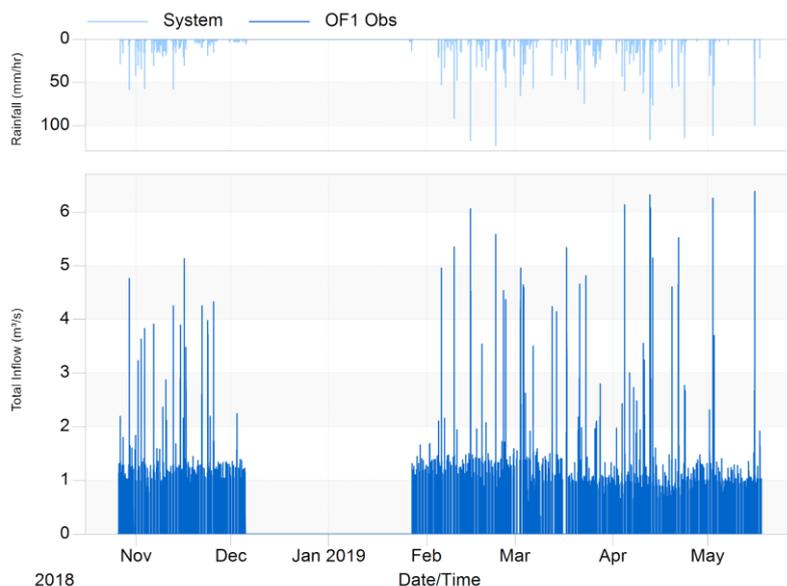


Figura 5.9. Hidrograma e Hietograma no RF 1 ao longo do monitoramento do ano hidrológico 2018-2019.

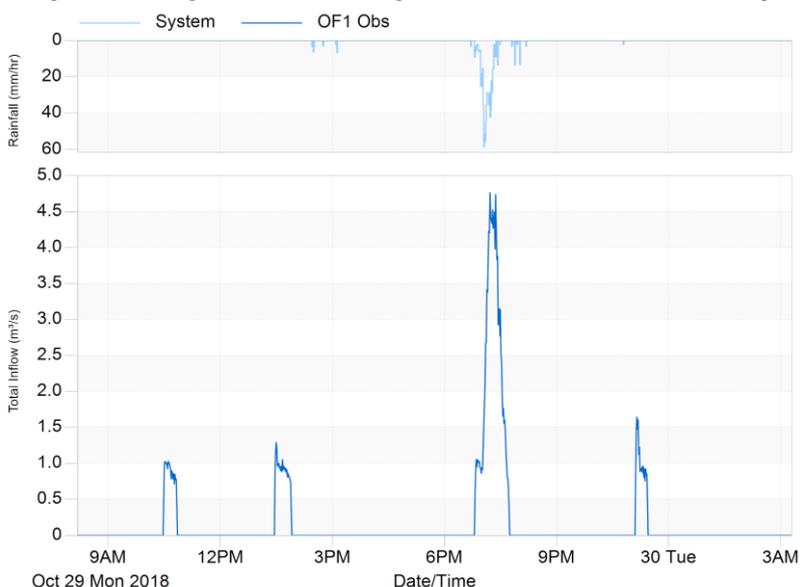


Figura 5.10. Hidrograma e Hietograma do evento do dia 29 de outubro de 2018.

Identificaram-se problemas no escoamento das águas pluviais que, devido às grandes velocidades e às especificidades locais, havia presença de jatos e ondas ao longo do canal que dificultaram tanto a medição das cotas, quanto a de vazão. Além disso, a curva-chave é um fator limitante, tendo em vista que a vazão máxima medida foi de 3,51 m³/s. O linígrafo de boia, que registrou a cota máxima de 0,55cm, gerou uma vazão máxima de 6,39m³/s, conforme curva de permanência (Figura 5.11), o que não corresponde com a realidade do local (Figura 5.12), que vazões mais altas foram observadas durante grandes eventos de precipitação.

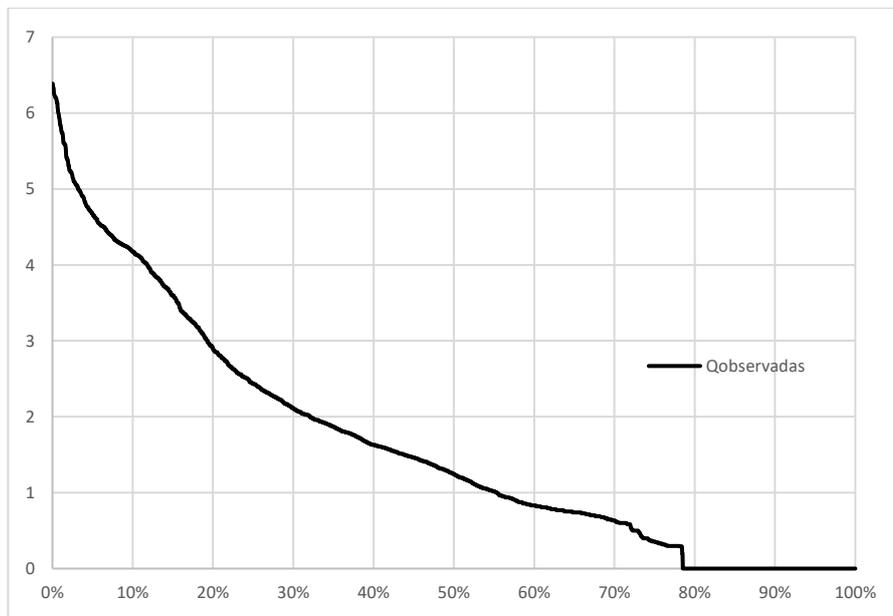


Figura 5.11. Curva de Permanência no exutório da Bacia RF 1.

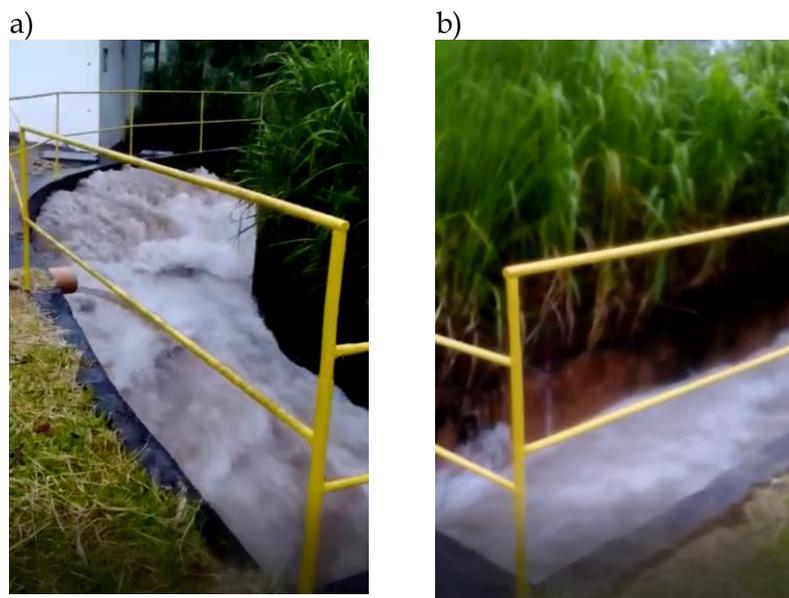


Figura 5.12. Registro fotográfico durante a passagem da onda de cheia 1: a) evento com altas vazões na curva do canal; b) lâmina d'água no canal do mesmo evento.

Os eventos monitorados foram organizados na Tabela 5.2 com as principais características referentes ao escoamento: Q_{pico} , Volume escoado e Coef de escoamento. Analisando as vazões de pico observadas em cada evento (Figura 5.13), teve em média $4,40\text{m}^3/\text{s}$, com desvio padrão de 1,53.

Tabela 5.2. Características do escoamento superficial medidos no exutório ocorridos nos eventos de precipitação na bacia RF 1 no ano hidrológico de 2018 -2019.

Eventos	Qpico(m ³ /s)	Vol.Escoado(m ³)	Chuva Total (mm)	Coef. De Escoamento
29/10/19	4.76	8032	12.82	0.27
01/11/18	3.23	7834	11.51	0.30
02/11/18	3.64	6468	10.85	0.26
03/11/18	3.83	12560	21.20	0.26
06/11/18	3.91	8129	14.30	0.25
09/11/18	2.37	6865	7.72	0.39
10/11/18	2.88	8306	10.48	0.34
09/02/19	5.35	12530	36.97	0.15
14/02/19	6.06	26723	54.12	0.21
14/02/19	4.53	9683	14.08	0.30
18/02/19	3.54	8058	13.53	0.26
22/02/19	5.59	13760	19.04	0.31
02/03/19	4.96	16630	27.78	0.26
03/03/19	4.65	13897	12.62	0.48
04/03/19	2.63	4305	9.36	0.20
06/03/19	3.51	6232	15.08	0.18
12/03/19	4.24	5348	10.89	0.21
04/04/19	6.14	18010	30.73	0.25
06/04/19	3.01	4487	6.56	0.30
10/04/19	3.55	10619	9.39	0.49
13/04/19	5.14	5465	12.66	0.19
19/04/19	4.61	8144	13.51	0.26
21/04/19	5.52	21950	43.19	0.22
23/04/19	2.77	10360	22.60	0.20
02/05/19	6.26	9850	24.37	0.18
03/05/19	3.70	6647	14.26	0.20
15/05/19	6.39	24340	52.61	0.20
Mínimo	2.37	4305.00	6.56	0.04
Média	4.40	57758.29	55.01	0.26
Máximo	6.39	26723.00	54.12	0.49

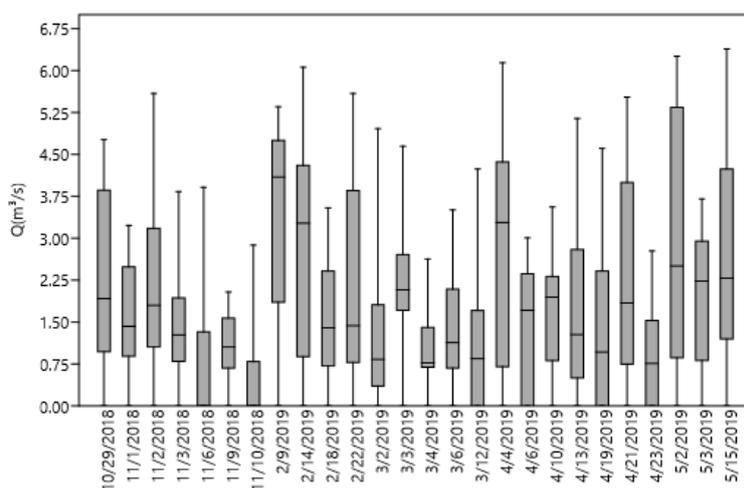


Figura 5.13. Análise das vazões para cada evento monitorado na bacia RF1.

Observou-se que a vazão máxima obtida pela curva-chave foi de 6,39m³/s, ocorrido no dia 15/05/19, que, como foi visto anteriormente, foi o evento que teve maior lâmina de precipitação acumulada. A bacia de drenagem estudada teve um coeficiente de escoamento médio de 0,26, indicando que mesmo sendo bastante urbanizada uma

pequena parcela da chuva média ainda se transforma em escoamento superficial, no qual as demais parcelas podem ter sido infiltradas, armazenadas ou evaporadas, ou ainda uma subestimação do linígrafo

5.1.3 Modelo chuva-vazão SWMM da Bacia do RF I

Devido à limitação da curva-chave, o que gera uma grande incerteza dos valores de vazões quando altas, resolveu-se simular o modelo chuva-vazão somente em eventos cuja vazão calculada pela curva-chave não ultrapassasse 1,5 vezes as vazões medidas, o que indicou um limite de vazões de $5,25\text{m}^3/\text{s}$, e o que excluiu 6 eventos da Tabela 5.2 (em itálico), totalizando 23 eventos de estudo.

A partir da escolha dos eventos, foi realizada a modelagem na bacia de drenagem em estudo, realizando a etapa de construção, calibração e validação do modelo hidráulico-hidrológico no programa PCSWMM v 7.2.

5.1.3.1 Calibração do Modelo Chuva-Vazão SWMM da bacia RF I

O modelo da bacia do RF 1 já havia sido estudado por Tsuji (2018) com eventos ocorridos entre 2017 e 2018. Nesta pesquisa, foram adotados os eventos ocorridos no ano hidrológico 2018-2019 que apresentavam a incorporação de um novo pluviógrafo na bacia de estudo.

Além disso, foi realizada a modelagem contínua entre outubro/2018 até maio/2019, ou seja, houve a inclusão de perda por evapotranspiração por meio do método de Hargreaves, que permite um melhor detalhamento do ciclo hidrológico na bacia, sendo a análise realizada para cada evento.

A modelagem contínua é essencial para a avaliação dos sistemas que adotam estruturas de drenagem urbana sustentável por conseguir analisar o impactos delas em todo ciclo hidrológico, permitindo uma análise adequada de eficiência, seja por meio de em chuvas reais como também por ano hidrológico.

O resultado do escoamento superficial gerado pelo modelo SWMM sem calibração, somente com a inserção dos dados de entrada, para cada evento monitorado, indica que o modelo tem uma razoável resposta aos eventos de chuva simulados, porém ainda deficiente, que pode ser aprimorada com a calibração. Todos os resultados da simulação sem calibração podem ser verificados no APÊNDICE B.

Compreendendo a necessidade de calibração do modelo, foi realizada a análise de incertezas. As incertezas foram definidas a partir do que é recomendado pelo modelo documentado por James (2005), conforme Tabela 5.3. Foram adotados os valores

máximos de incertezas a fim de possibilitar o maior intervalo possível para a solução ótima.

Tabela 5.3. Incertezas do modelo SWMM.

	Parâmetros	% de Incerteza
Sub-bacias	Área	5-10%
	Largura (m)	50-100%
	Declividade (%)	5-10%
	N Imperv	25-50%
	Dstore Perv	25-50%
	CN	50-100%
PV	Cota de fundo	5-10%
	Profundidade	5-10%
Condutos	Coef. Manning	50-100%

Em seguida, foi utilizada a ferramenta SRTC (*Sensitivity-based Radio Tunning Calibration*) do próprio PCSWMM para os 23 eventos selecionados, em que o programa seleciona a alternativa ótima para cada evento analisado.

Após calibração dos 23 eventos, aquele que obteve o melhor resultado correspondeu ao do dia 12/03/19, Tabela 5.4 e Figura 5.14. O evento calibrado apresentou o comportamento de geração do escoamento mais próximo do real, sendo o mesmo escolhido para a verificação do modelo.

Tabela 5.4. Comparação da calibração do evento 12/03/19 no modelo SWMM.

Parâmetros	Sem calibração	Com Calibração
ISE rating	Fair (Razoável)	Muito bom
ISE	16.1	4.64
NSE	-0.747	0.851
R ²	0.0005	0.865
SEE	1.6	0.466
LSE	206	17.4
RMSE	9.74	3.28
RMSE dim	0.000418	0.77

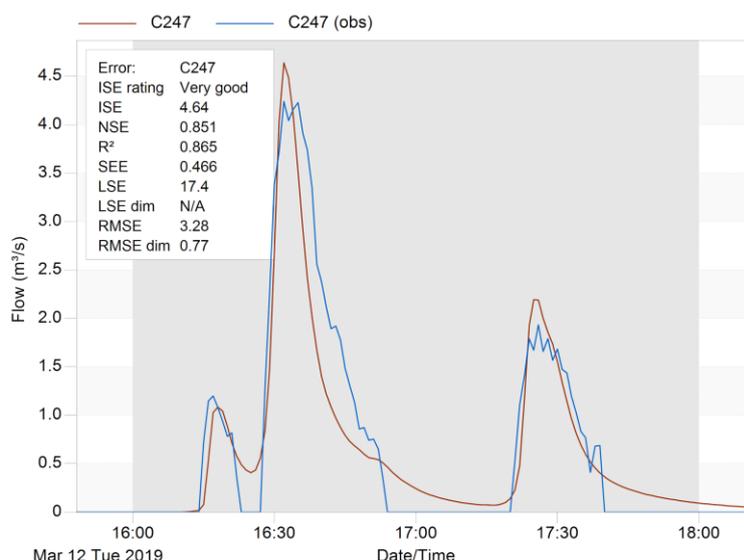


Figura 5.14. Hidrograma do evento do dia 12/03/19 calibrado.

O modelo calibrado apresentando na Figura 5.14 foi considerado satisfatório, tendo em vista que obteve NSE e $R^2 > 0,85$, ISE < 5 , dentre as outras funções objetivo com bons resultados, representando pequenas divergências entre os valores observados e os simulados, que já era perceptível visualmente.

Para essa solução, foi necessário que o CN fosse acrescido em 62%, que a área se ajustasse em 8,5%, e as cotas de fundo dos PVs, em 8,3%, enquanto houve uma redução de 100% do n, sendo o escolhido de 0,010, e também 100% no Dstore Perv, sendo o valor final entre 0,099 – 1,35.

5.1.3.2 Validação do Modelo Chuva-Vazão SWMM da bacia RF I

Escolhido o modelo calibrado, que apresentou os melhores resultados para as métricas estatísticas, o resultado foi verificado para os demais eventos monitorados (APÊNDICE C). Dentre os resultados, em todos os eventos verificados houve uma melhora na aproximação dos hidrogramas simulados aos observados, confirmados pelas métricas estatísticas.

Em apenas três eventos, não foi possível encontrar resultados considerados “Bons” e com valores de NSE positivos. Esses eventos são os cujo modelo gerou vazões muito altas, com Q_{pico} maiores que $8m^3/s$, o que pode ser atribuído a problemas na curva-chave (dados de monitoramento), pois devido à presença dos operadores no local na passagem da onda de cheia, os resultados simulados parecem se aproximar mais da realidade do que os observados calculados pela relação cota-vazão estabelecida na seção. Nos demais eventos, os valores do ISE são Bons, porém ainda se observa $NSE < 0$, onde a Q_{pico} é muito superestimada, no qual o crescimento da vazão no modelo é muito

exagerado, fazendo com que as funções objetivo ficassem com valores fora do intervalo considerado adequado.

Tsuji (2018) fez a modelagem chuva-vazão para mesma bacia em 8 eventos, e somente em 2 deles o NSE foi positivo, que foi justamente nos eventos onde os volumes precipitados foram semelhantes em ambos pluviógrafos, enquanto em 7 o ISE foi considerado razoável ou ruim. Deve-se lembrar que a autora utilizou o pluviógrafo CBM, identificado com defeito nesta pesquisa, o que deve ter prejudicado a simulação da geração do escoamento superficial.

Yazdi *et al.* (2019) ratificam que o modelo SWMM é um dos mais utilizados no mundo para avaliação dos impactos causados em águas receptoras devido à urbanização, justamente porque tem como mais sensíveis os parâmetros relacionados à impermeabilização, ou seja, adequam-se bem a bacias urbanas. No geral, os modelos no SWMM conseguem reproduzir bem a vazão de pico e o volume do escoamento gerado, como em Kourtis *et al.* (2017) Shinma (2015) Costa (2013), Souza (2014), Garcia (2006), considerados também ideais para estudos relacionados a LIDs (BROEKHUIZEN *et al.*, 2019).

5.1.3.3 Avaliação do Sistema de Drenagem Urbana quanto a inundação no RF I

Analisando o sistema de drenagem existente no RF I, foram comparadas duas chuvas de projetos com tempos de retornos diferentes, 1 e 10 anos, no modelo chuva-vazão já calibrado. Percebe-se que mesmo para uma chuva com TR=1 ano, o modelo apresenta pontos de alagamento, pois existe a presença de poços de visita inundados (Tabela 5.5). Para a chuva com TR = 10 anos, a situação piora bastante, apresentando um volume inundado maior, indicando a deficiência do sistema frente a eventos extremos, que aconteceram 2 vezes no ano hidrológico monitorado.

Tabela 5.5. Análise de inundação no sistema de drenagem no RF1.

	1 ano	10 anos
PV Inundados	113	210
PV sobrecarregados	135	237
Tempo Máximo de Inundação (min)	12	28.8
Volume Total Inundado (m³)	5,14 x 10 ³	32,73 x 10 ³

Na Figura 5.15, consegue-se identificar que o sistema de drenagem da área funciona em vários pontos sob pressão, quando para sistema de drenagem é recomendado o escoamento livre. Inclusive, no Termo de Referência (NOVACAP, 2019) é indicado um tirante máximo de 82%-90%, a fim de garantir que os condutos não funcionem em regime forçado.

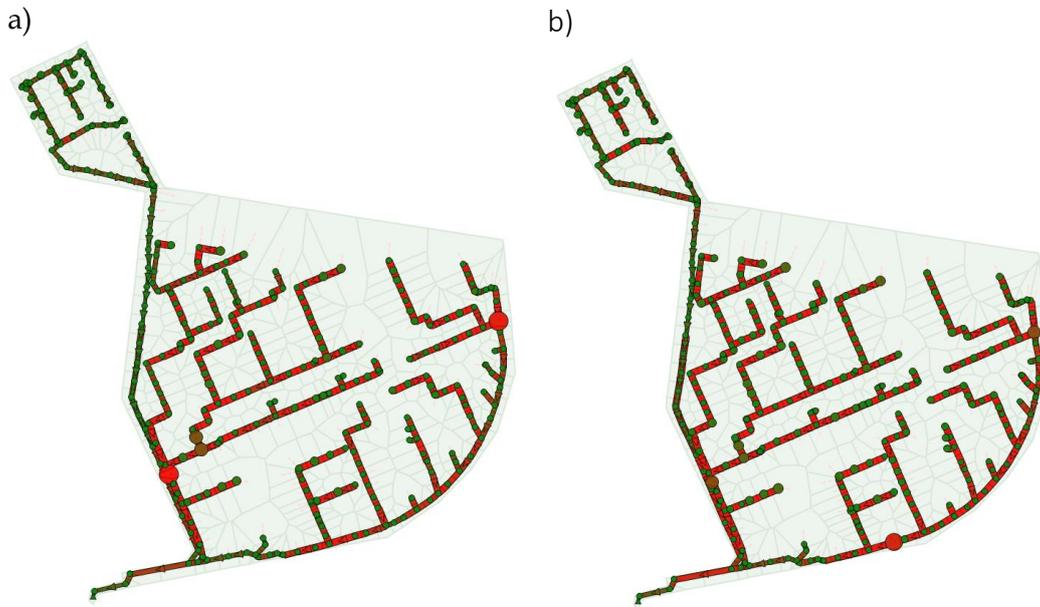


Figura 5.15. Situação do sistema de drenagem para uma chuva de projeto: a) TR=1 ano, b) TR=10 anos.

Analisando um trecho da rede onde ocorre o transbordamento (Figura 5.16), percebe-se que os condutos já estão cheios, fazendo com o que o sistema funcione de forma pressurizada gerando vazões e velocidade muito altas, inclusive desrespeitando a recomendação local que são velocidades de até 6 m/s. Essas incompatibilidades podem causar danos ao sistema, devido a processos abrasivos, por exemplo, diminuindo a sua vida útil e exigindo uma manutenção mais frequente.

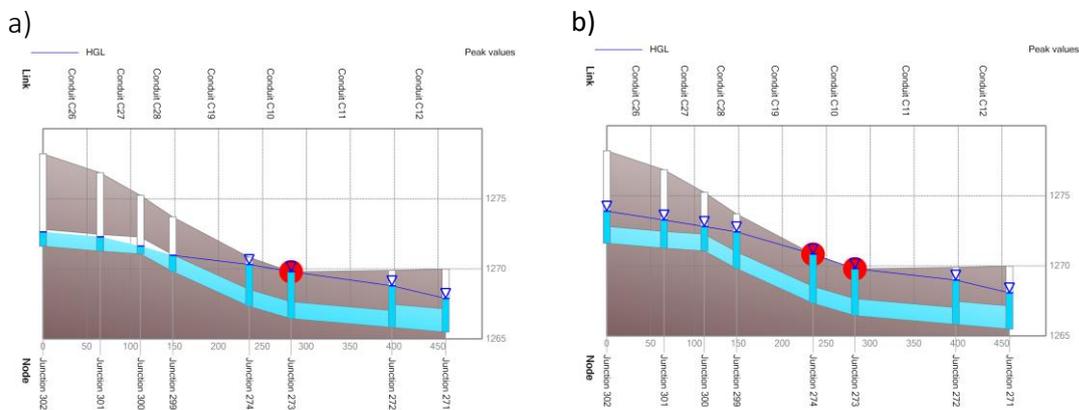


Figura 5.16. Perfil de um trecho da rede de drenagem para uma chuva de projeto: a) TR= 1 ano, b) TR=10 anos.

Além disso, a legislação local, recomenda uma vazão de referência limitante de 24,4 L/s/ha, atribuindo à região a vazão de saída máxima de 5,6m³/s. Porém no modelo foi calculado a vazão de pico máxima de 26,92 m³/s, superando o recomendado em quase 5 vezes. O sistema de drenagem no RF I foi construído antes dessa resolução da Adasa, que regulamenta o lançamento de efluentes pluviais, mas se recomenda que o sistema seja readequado, inclusive se sugere a adoção de bacias de retenção e detenção para esses casos.

5.1.3.4 Dimensionamento de bacias de detenção e de retenção

Como constatado, a Bacia do RF I não está em conformidade com a regulamentação local sobre o lançamento de águas pluviais, sendo necessária à sua adequação.

A mesma regulamentação sugere a implantação de bacias de retenção e detenção em série, em que a primeira teria como função o recolhimento dos poluentes e a segunda, o acúmulo provisório das águas com uma liberação de forma controlada. Para isso, as bacias foram locadas no Parque Ecológico do Riacho Fundo, com 480 ha de área, onde haveria um local disponível para a sua implantação, e possui as dimensões indicadas na Tabela 5.6 e com os dispositivos adotados (Figura 5.17 e Figura 5.18).

Tabela 5.6. Características das lagoas dimensionadas de acordo com a regulamentação da Adasa com o uso de modelagem.

	Bacia de Detenção(2)	Bacia de Retenção(1)
ÁREA	25.000 m ²	8.000 m ²
FORMA	Retangular	Retangular
ALTURA	2,5m	2,1m
ORIFÍCIO	Circular D=1,5m No fundo da parede de saída	Circular D=1,5m No fundo da parede de saída
VERTEDOR	Transversal Largura 3m Altura= 2,3m Soleira = 0,2m	Transversal Largura 3m Altura= 1,9m Soleira = 0,2m

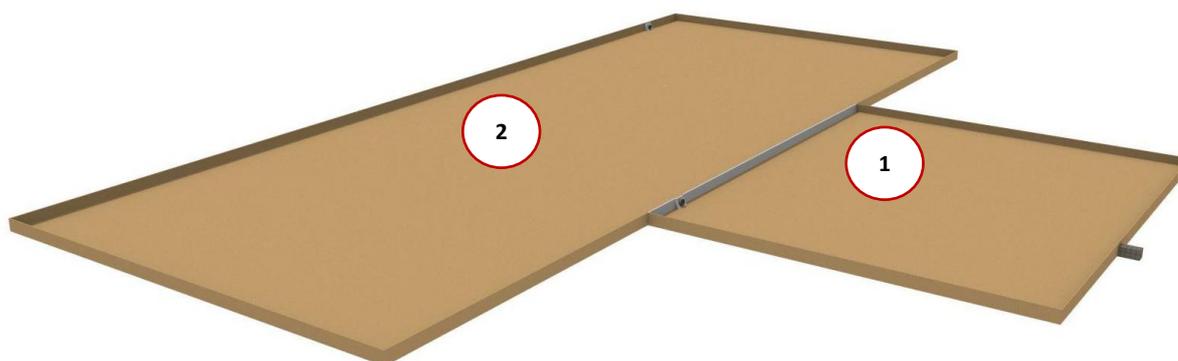


Figura 5.17. Representação das bacias em série na configuração 1, cujo dimensionamento foi realizado de acordo com a modelagem hidráulica- hidrológica.

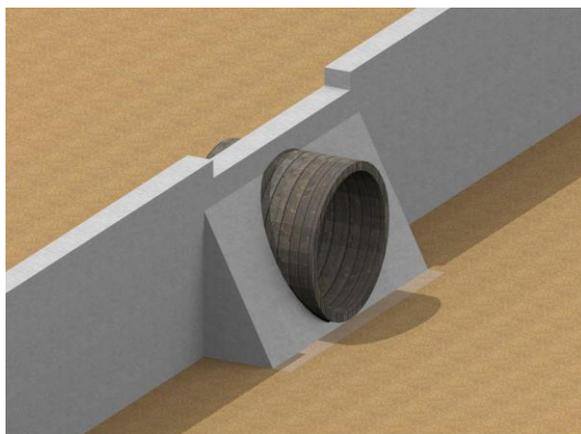


Figura 5.18. Representação da saída da bacia de retenção.

Com essa configuração, obtiveram-se os resultados observados na Figura 5.19. Percebe-se que a bacia de retenção atinge uma altura máxima de 2,25m, enquanto a bacia de detenção foi de 1,8m. Ambos os orifícios de fundo ficam afogados por aproximadamente 3h, o que não compromete o funcionamento da bacia, tendo em vista que nenhum dos vertedores foram acionados, afinal as bacias foram dimensionadas para suportar uma chuva de TR=10 anos. A vazão máxima efluente das lagoas corresponde à 5,33 m³/s, atendendo a legislação, que recomenda uma máxima de 5,6m³/s, ratificando assim a eficiência do sistema de bacias para o amortecimento da vazão, que correspondeu em 82%.

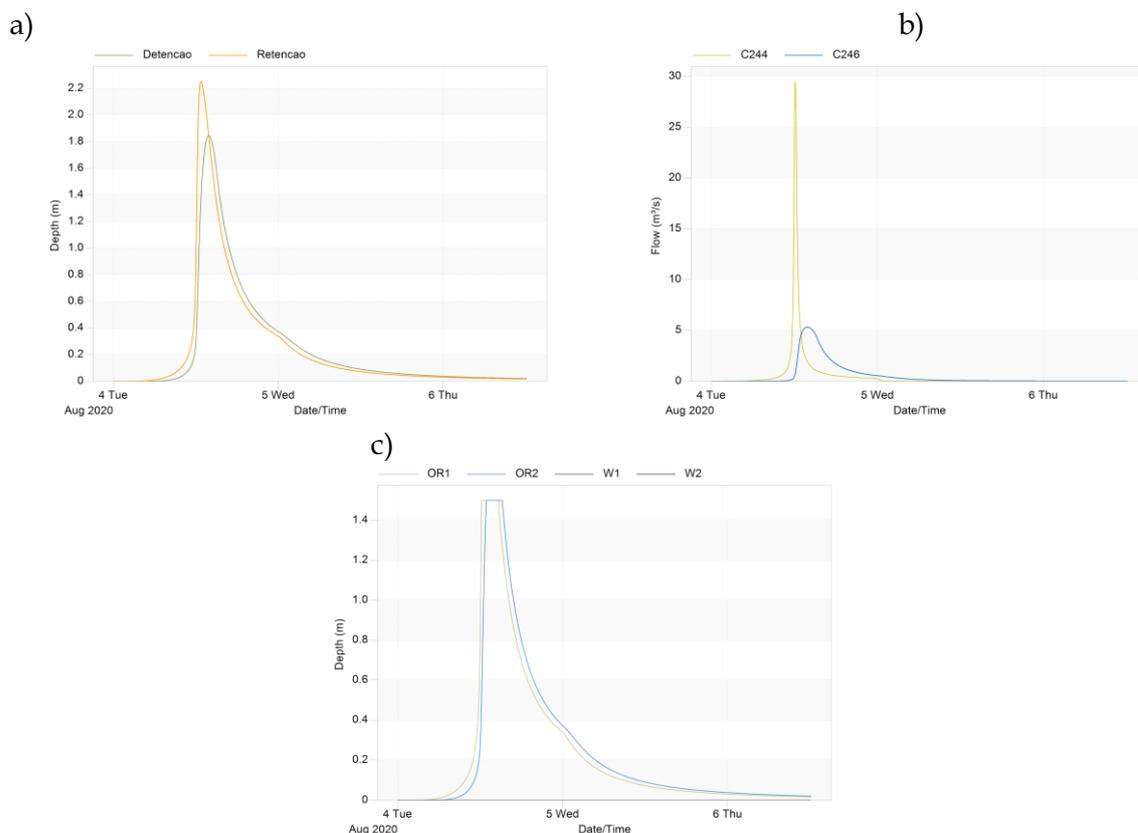


Figura 5.19. Resultados para a implantação das bacias: a) Profundidade das bacias durante o evento simulado. b) Vazão no conduto imediatamente a montante das bacias (C244) e imediatamente a jusante (C248). c) Altura dos orifícios (OR) e vertedores (W) nas lagoas, sendo 1 para a bacia de retenção e 2 para a bacia de detenção.

De Paula (2019) estudou uma bacia de detenção também no DF que correspondia a uma área ociosa que foi transformada na estrutura de drenagem, por isso tinha uma dimensão muito maior, o que proporcionava um abatimento de vazão de pico de 95,5%. Campana *et al.* (2007) observaram redução do pico de vazão de 62,6% e 74% para outras duas bacias instaladas no DF, o que indica que, para finalidade de redução de grandes vazões, as bacias são eficientes.

Ainda na regulamentação, é sugerida uma maneira de cálculo para bacias em áreas de drenagem de contribuição até 200ha, o que não se adequa ao caso do RF I, que possui 230ha, porém como o excedente é pequeno, resolveu-se utilizar da metodologia sugerida para fins de comparação. O dimensionamento das estruturas e dos seus dispositivos estão na Tabela 5.7, seguido dos resultados na Figura 5.22.

Tabela 5.7. Características das bacias dimensionadas pelas equações da Resolução 09/2009 da Adasa.

	Bacia de Detenção(2)	Bacia de Retenção(1)
ÁREA	12.000 m ²	27.826,71 m ²
FORMA	Retangular	Retangular
ALTURA	3m	2,1m
ORIFÍCIO	Circular D=2,5m No fundo da parede de saída	Circular D=1,5m No fundo da parede de saída
VERTEDOR	Transversal Largura 3m Altura= 2,8m Soleira = 0,2m	Transversal Largura 3m Altura= 1,9m Soleira = 0,2m

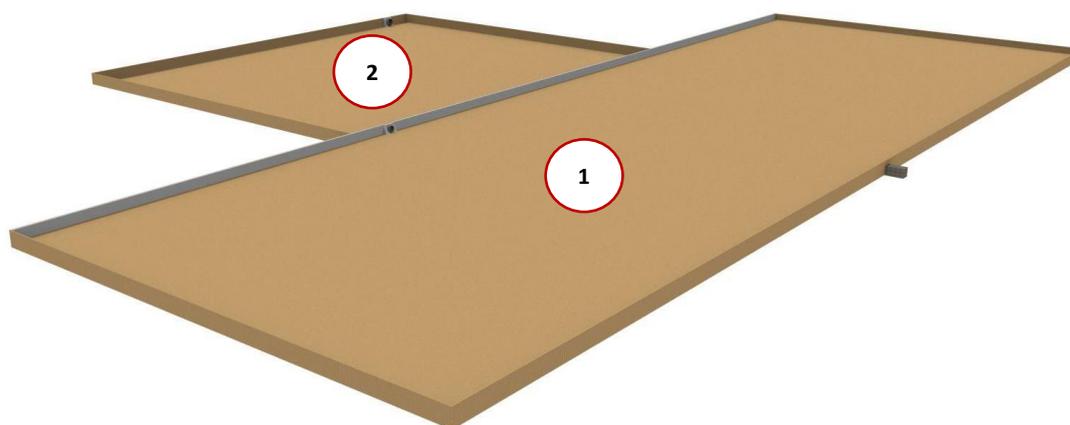


Figura 5.20. Representação das bacias em série na configuração 2, cujo dimensionamento foi realizado de acordo com as equações da Resolução 09/2011 da Adasa.

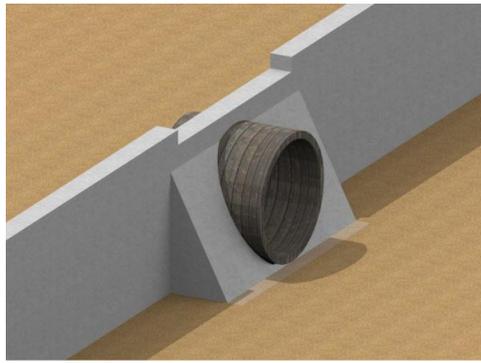
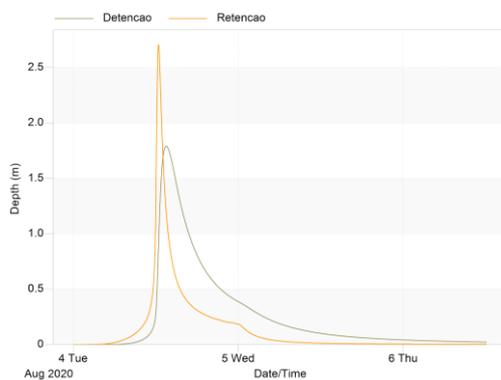


Figura 5.21. Detalhe da saída da bacia de retenção da configuração 2.

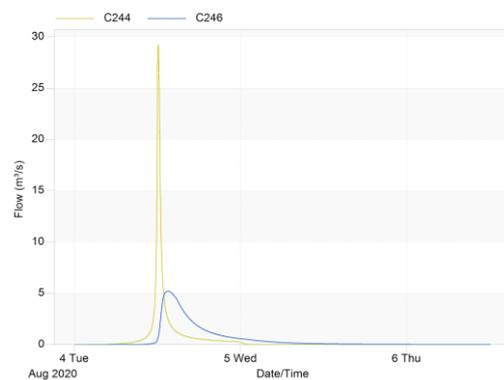
Os resultados comparando as diferentes formas de dimensionamento (modelagem e formulação) foram bem semelhantes: ambas as bacias proporcionam o armazenamento das águas pluviais com um amortecimento significativo das vazões, onde a vazão efluente foi de $5,2 \text{ m}^3/\text{s}$, mantendo o abatimento da vazão em 82% (Figura 5.22). Porém, para que a bacia esvaziasse em 24 horas, foi necessária a adoção de orifícios maiores, sendo o da bacia de retenção muito grande, o que prejudicaria a sedimentação dos poluentes, ameaçando a principal função dessa estrutura.

Além disso, o volume ocupado nessa configuração foi maior, num total de $94.436,10 \text{ m}^3$, contra 79.300 m^3 (19% a mais), o que implicaria num custo maior de implantação para estruturas em que a função de melhoria das qualidades das águas pluviais estaria prejudicada. Esse resultado demonstra a importância da simulação hidráulica e hidrológica no uso de bacias na otimização das estruturas de drenagem urbana, como as bacias.

a)



b)



c)

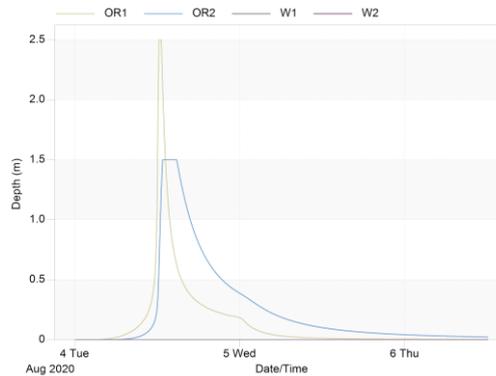


Figura 5.22. Resultados para a implantação das bacias: a) Profundidade das bacias durante o evento simulado. b) Vazão no conduto imediatamente (C244) a montante da bacia e imediatamente a jusante(C248). c) Altura dos orifícios (OR) e vertedouros(W) nas bacias, sendo 1 para a bacia de retenção e 2 para a lagoa de detenção.

Mesmo a estrutura dimensionada com o uso da modelagem, o orifício de fundo ainda é muito grande, prejudicando o processo de sedimentação dos poluentes, sendo provável que eles sejam arrastados e atinjam o corpo hídrico receptor, que no caso seria o Riacho Fundo, ou seja, a bacia de qualidade não executa a sua função.

Na tentativa de melhorar esse desempenho, seria necessário que a saída de fundo da bacia de retenção fosse muito pequena, a fim de favorecer a sedimentação. Isso poderia causar um aumento da profundidade e da área, o que aumentaria bastante os custos, sendo a situação ideal a retirada da água excedente por cima da bacia, num tipo vertedor flutuante, o que poderia envolver bombas e custos ainda maiores.

Para fins de análise nesta tese, resolve-se analisar a configuração 3, que corresponde a dimensionar a bacia de retenção para suportar o volume suficiente de água pluvial equivalente a 22,5 mm de precipitação, que corresponderia a 90% das chuvas ocorridas no DF (Regra dos 90% - TUCCI, 2016). Esse volume ficaria detido por 24h, porém se chover mais que esse valor, a água deveria passar direto pela estrutura rumo à bacia de detenção, que foi dimensionada para lançar uma vazão efluente de até 5,6 m³/s, o que estaria dentro do cenário de otimização da função das estruturas: redução da poluição difusa e amortecimento da vazão.

Logo, foram realizadas duas etapas necessárias ao dimensionamento e os dados são apresentados na Tabela 5.8 e visualizados nas Figura 5.23 a Figura 5.25. Percebe-se que os dispositivos de saída foram dispostos de maneiras diferentes: na bacia de retenção há um único orifício muito pequeno, com apenas, 30 cm de diâmetro, que realiza a função de descarga de fundo a fim de esvaziar a bacia ao final das 24 horas. Ainda na

bacia de retenção, foi projetado um vertedor transversal de comprimento significativo, com largura de 60m, que permitia que qualquer escoamento superficial proveniente de uma chuva maior que 22,5mm passasse livremente para a bacia seguinte, pois a parcela com pior qualidade do escoamento, correspondente ao *First Flush*, estaria retida.

Tabela 5.8. Características das bacias dimensionadas otimizando suas funções com uso da modelagem.

	Bacia de Retenção	Bacia de Detenção
ÁREA	6.000 m ²	27.000m ²
FORMA	Retangular	Retangular
ALTURA	3m	2m
ORIFÍCIO	No fundo da parede de saída: Circular D=0,3m	Circular D=1,5m No fundo da parede de saída Circular D=0,5m Na parede de saída Altura= 1m
VERTEDOR	Transversal Largura 60m Altura= 2,5m Soleira = 0,5m	Transversal Largura 3m Altura= 1m Soleira = 0,2m

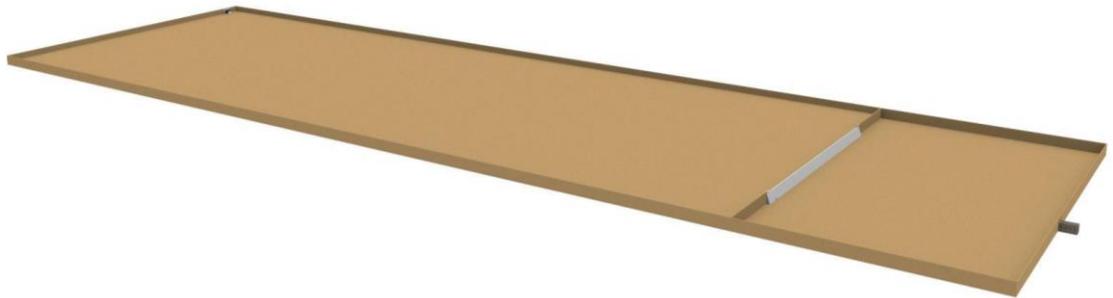


Figura 5.23. Representação das bacias em série na configuração 3, cuja o dimensionamento foi realizado de acordo com a proposta de otimização das funções das estruturas.

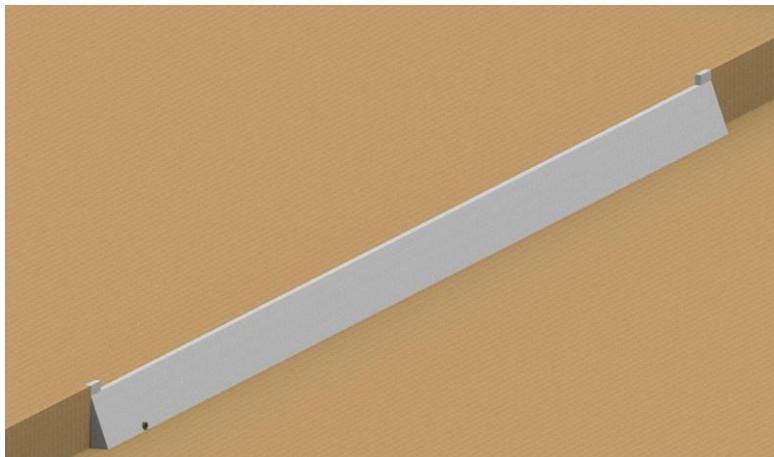


Figura 5.24. Detalhe da saída da bacia de retenção da configuração 3.

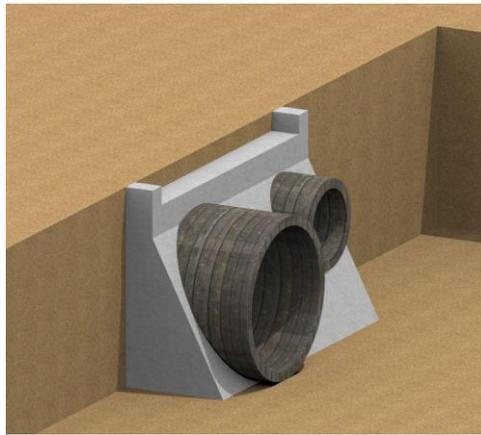


Figura 5.25. Detalhe da saída da bacia de detenção da configuração 3.

Portanto, para uma chuva de 22,5mm, uma lagoa de volume de 18.000 m³ é suficiente para coletar todo o escoamento superficial no RF I, pois não há acionamento do vertedor e lentamente a bacia é esvaziada, mas respeitando as 24 horas máximas, promovendo a sedimentação adequadamente, e melhorando a qualidade da água efluente. Deve-se também utilizar os dissipadores de energias a fim de que a água que penetre na bacia não cause revolvimento que prejudique a sedimentação.

Com as medidas da bacia de retenção conhecidas, realizou-se o dimensionamento da bacia de detenção, pois agora o objetivo é amortecer a vazão de uma precipitação com TR de 10 anos. Essa bacia foi dimensionada com 54.000 m³, e com dois orifícios de saída, um ao fundo, com 1,5m de diâmetro e outro na altura de 1m, com diâmetro de 0,5m, a fim de fornecer uma maior vazão de saída e ocupar a menor área, obedecendo a regulamentação indicada sobre a vazão de pico e tempo de permanência da água. Nessa configuração, a vazão de pico de saída foi de 5,52 m³/s, conforme mostrado na Figura 5.26.

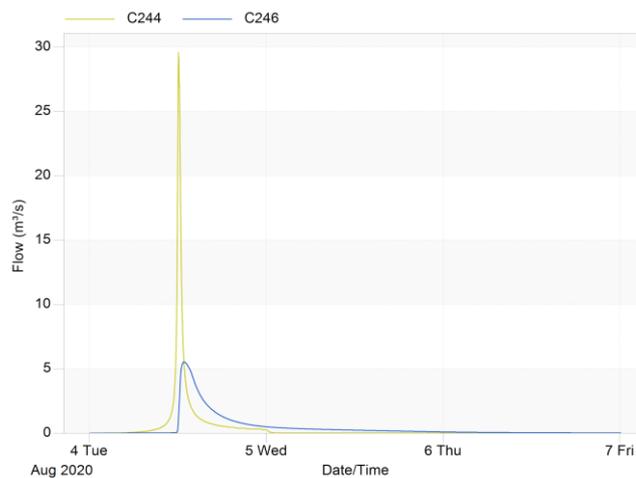


Figura 5.26. Resultados da vazão no conduto imediatamente a montante (C244) e imediatamente após as bacias no cenário 3(C246).

Neste caso, percebe-se que a bacia de retenção não realiza função de amortecimento de vazão, tendo em vista que as grandes vazões que chegam é quase que instantaneamente repassada para a bacia de detenção (Figura 5.27) sendo somente represado o volume correspondente aos 22,5mm iniciais de chuva, que equivale ao volume máximo de 16.660m³, obedecendo estritamente a função a ela associada: armazenar as águas iniciais do escoamento superficial, promover a sedimentação e reter a maior parcela de poluentes.

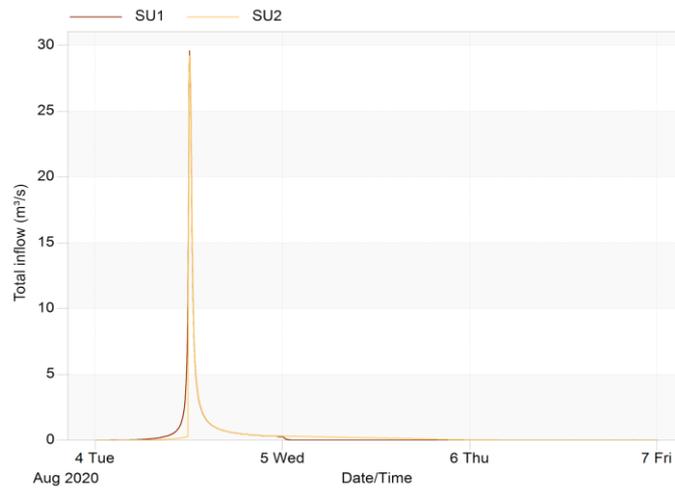


Figura 5.27. Resultados da vazão de entrada na bacia de retenção (SU1) e na bacia de detenção (SU2).

Nota-se também que na lagoa de retenção (SU1), o orifício de saída trabalha o tempo todo afogado, liberando as águas à jusante. O vertedor é acionado momentaneamente, fazendo com que a água excedente seja encaminhada para a bacia seguinte, considerando que não há prejuízo no tratamento da melhoria da qualidade das águas pluviais (Figura 5.28).

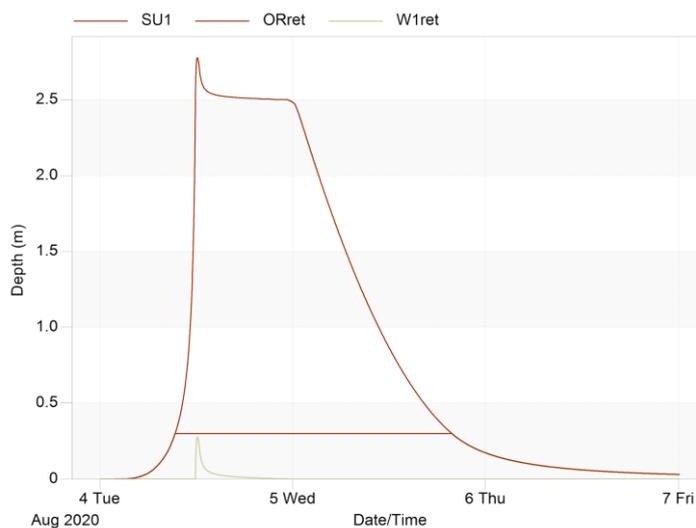


Figura 5.28. Funcionamento da lagoa de retenção: há o preenchimento da bacia enquanto que o orifício trabalha afogado (ORret), sendo o vertedor acionado no momento mais crítico (w1ret) e a bacia se mantém cheia por um tempo(SU1).

A profundidade da bacia de detenção aumenta com a chegada do escoamento superficial diretamente da bacia de retenção, sem quaisquer amortecimentos, concomitantemente à profundidade do orifício de saída maior (ORdet). À medida que a profundidade da bacia atinge 1m, o segundo orifício também é acionando, fazendo com que ambos trabalhem juntos e a bacia continue enchendo e atingindo a profundidade máxima, sem que haja necessidade do acionamento do vertedor (Figura 5.29).

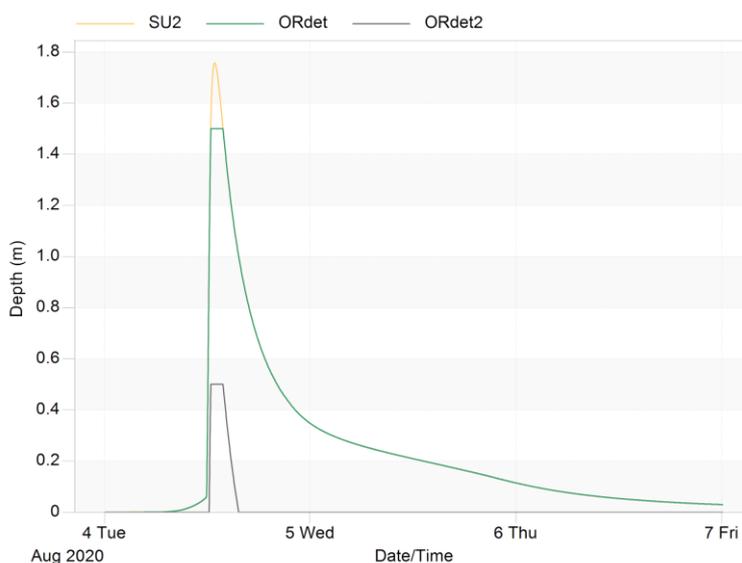


Figura 5.29. Funcionamento da bacia de detenção: enquanto há o preenchimento da bacia o orifício maior (OR det) funciona constantemente atingindo o seu máximo, 1,5m quando também aciona o ORdet2, passando os dois a trabalharem juntos por 3h.

Quanto às questões de dimensionamento, percebe-se que o cenário 3 promoveu uma otimização dos volumes alocados para cada bacia, sendo a de retenção dimensionada com 18.000 m³ e a de detenção, 54.000m³, totalizando 72.000m³ no total, proporcionando uma redução de 9% em relação ao cenário 1, e 24% em relação ao cenário 2, sendo que ambas atenderiam a regulamentação total do 24,4l/s/ha. Portanto, esse cenário corresponderia ao de menor área de implantação e provavelmente o de menor custo, tendo em vista que os dispositivos são semelhantes. Além disso, com a configuração 3 se garante a otimização das funções para quais as bacias devem ser construídas.

5.2 ANÁLISE DA POLUIÇÃO DIFUSA NA BACIA DO VICENTE PIRES

O monitoramento hidrológico e de qualidade da água no exutório do Vicente Pires ocorreu entre 2018 e 2020 (19/02/2018, 04/03/2018, 13/03/2018, 01/08/2018, 15/11/2018, 18/02/2019, 01/06/2019, 19/06/19, 12/08/2019, 28/08/2019 e 02/01/2020), com 11 eventos selecionados devido à confiabilidade dos dados obtidos pelo linígrafo de pressão instalado no local.

5.2.1 Determinação das vazões na bacia do VP

No córrego Vicente Pires, a curva-chave foi determinada com o uso do M9 para as vazões mais altas e o ADC e molinete para os níveis mais baixos, inclusive com pontos coletados pela CAESB e Adasa. A dificuldade de medição foi estar presente durante a passagem da onda de cheia, tendo em vista que lá é necessário a presença de um operador no outro lado da margem, sendo preciso atravessar a seção do rio antes da seção encher e voltar em segurança.

Mais uma vez, foi necessária a extrapolação da curva, também foi utilizado o método de Stevens. Nesse caso, a maior vazão medida foi na cota de 2,18m, sendo registrado no linígrafo cotas de até 3m. Os valores de nível até 2,5m estão coerentes com os medidos por Aquino (2017) no Riacho Fundo, à jusante desta estação (menos de 150m, porém com a contribuição de mais um rio), quando extrapolados aproxima-se da curva já determinada pela Caesb (Figura 5.30, Aquino *et al.*, 2018).

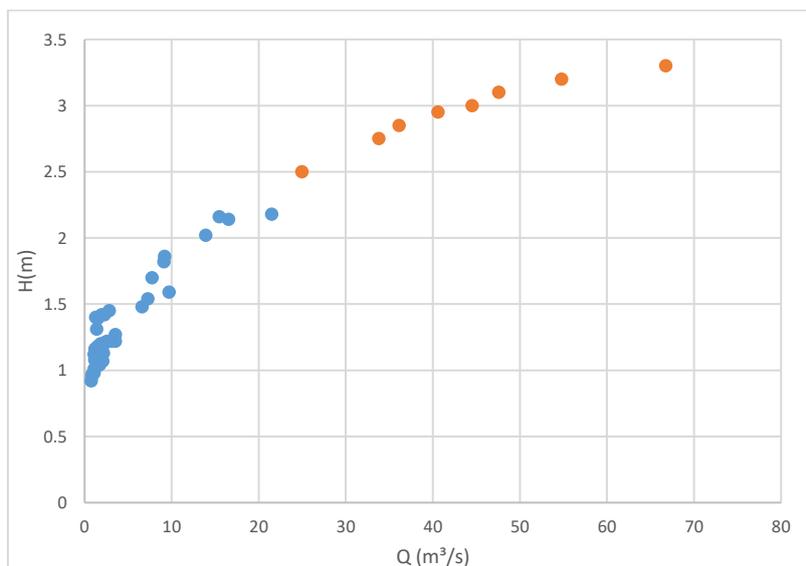


Figura 5.30. Curva-chave do Córrego Vicente Pires.

Percebe-se que esta curva pode ser melhorada com a medição da vazão em níveis maiores que 2,2m, porém, com a dificuldade das atividades de campo, o ideal seria o medidor de velocidade superficial fixo, como os radares, que poderiam completar a curva, com valores de vazão em grandes cheias. A vazão pode ser determinada pela equação 5.2. A curva propicia valores de vazão elevados, tendo sido registradas no linígrafo alturas de até 3m, o que gera vazões de quase 80m³/s.

$$Q = 4,067 \times (h-0,15)^{2,8401} \quad \text{Equação 5.2}$$

Onde,

Q= vazão em m³/s

h = lâmina d'água na seção monitorada.

Cunha (2010) enfatiza a importância de medição de vazões em rios, permitindo a definição das curvas-chave, consideradas fundamentais no âmbito da hidrologia das águas superficiais. Sefione (2002) e Campos *et al.* (2017) já haviam indicado o método de Stevens com bons resultados tendo em vista que foram os que apresentaram os menores desvios-padrão em relação às vazões observadas comparadas a outros métodos. Porém Fill (1987) endossa que não há nenhum método de extrapolação que substitua efetivamente as medições de vazão, mesmo quando em aparente contradição com a teoria, sendo a única maneira de se eliminar de forma definitiva as dúvidas sobre o traçado da curva-chave.

5.2.2 Análise da precipitação e do escoamento superficial

Foram selecionados 11 eventos, nos quais, 6 ocorreram durante a estação chuvosa, e 5 na estação seca (Tabela 5.9). Nota-se que as precipitações apresentam características diversas, com grande aleatoriedade. A intensidade máxima de precipitação nessa bacia hidrográfica ocorreu em 04/03/18, com 39,40 mm/h, com uma intensidade média de 14,39mm/h, o que não é tão alto e por isso não apresentou uma grande vazão de pico, que para esse evento foi de 9,14 m³/s. Pode ter acontecido uma chuva intensa, porém rápida, o que geralmente acontece, tendo em vista que no pluviógrafo de maior intensidade a duração da chuva foi de 1h. Além do que, pode ter sido uma chuva forte, porém em apenas um local da bacia, reforçando a espacialidade da chuva nesse evento, sendo predominante uma chuva menos intensa e mais duradoura ao longo da bacia. Ademais, esse evento teve 5 dias secos antecedentes, o que significa que o solo poderia estar seco e uma parte da chuva no evento foi infiltrada.

Tabela 5.9. Características das Precipitações e do escoamento superficial para cada evento monitorado.

Evento	Vol. Médio da Precipitação (mm)	Intensidade Média da Precipitação (mm/h)	Intensidade Máx. da Precipitação (mm/h)	D.S.A (dias)	Vazão de Pico	Volume escoado (m ³)	Coefficiente de Escoamento
01/08/18	-	-	-	74	1,29	85.003,96	-
01/06/19	-	-	-	13	0,90	73.936,94	-
19/06/19	-	-	-	31	0,81	68.362,27	-
12/08/19	-	-	-	81	0,80	59.201,82	-
29/08/19	-	-	-	101	0,50	41.841,93	-
19/02/18	14,33	9,01	24,00	1	40,94	258,735.7177	0.20
04/03/18	17,20	14,39	39,40	5	9,14	347,488.35	0.32
13/03/18	4,40	7,64	10,40	4	10,7	151,830.15	0.38
15/11/18	17,40	5,04	8,88	5	6,81	64,541.48	0.04
18/02/19	12,10	5,40	11,70	2	72,17	321,776.75	0.30
02/01/20	32,33	9,16	15,85	1	53,96	346,177.43	0.12

No período seco, as vazões são baixas devido à falta da precipitação, consequente à ausência do escoamento superficial gerada na bacia hidrográfica. O volume de escoamento gerado nesses eventos refere-se ao escoamento de base durante 1 dia (24h monitorados), que se relaciona inversamente ao fim do período chuvoso, onde o maior valor de DSA corresponde à menor vazão de base.

Durante o período das cheias, a máxima vazão de pico atingiu 72,17m³/s, o volume de escoamento máximo atingiu 489.723,55m³ para um único evento monitorado, durante aproximadamente 11h, o que implica num valor superior a 5x da média do volume escoado em 24h durante a estação de seca.

É possível ainda comparar a vazão de pico monitorada na Figura 5.31, onde os eixos foram definidos para cada estação, e a vazão atinge valores muito mais elevados em eventos de cheia, o que causa erosão das margens, depreciando ainda mais a qualidade da água do Córrego Vicente Pires que também recebe a descarga da poluição difusa na região.

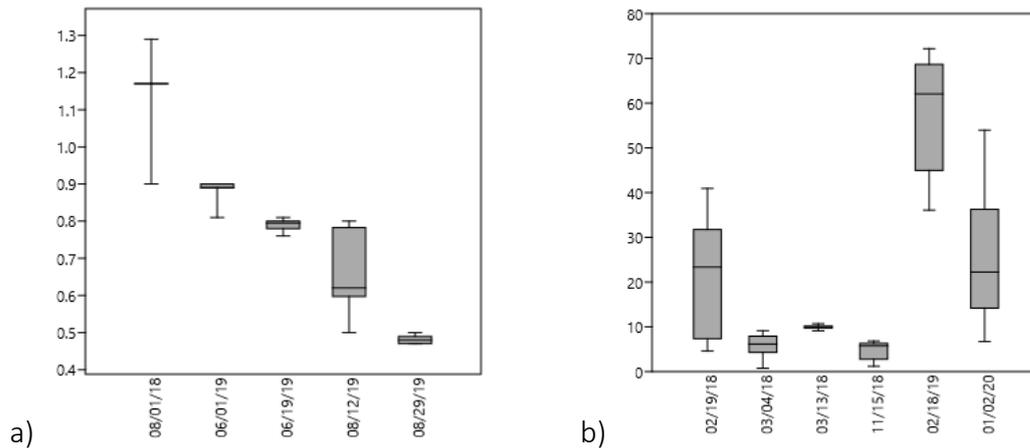


Figura 5.31. Análise das vazões para cada evento monitorado, separados em eventos secos (a) e chuvosos (b).

O coeficiente de escoamento representa o quanto da precipitação que ocorreu na bacia do VP se transformou em escoamento superficial. Os valores variaram entre 0,04 a 0,38, o que reflete a alta impermeabilidade na bacia, porque na bacia do CO, localizada também no DF e com 55% da área impermeável, o coeficiente máximo de escoamento foi de 0,12 nos 18 eventos monitorados.

5.2.3 Análise das Concentrações dos poluentes

A variação da concentração de poluentes ao longo do tempo durante a passagem da onda de cheia, representada pelos polutogramas, pode ser utilizada para o gerenciamento da qualidade das águas da drenagem urbana a fim de contribuir no controle da poluição difusa.

Aguiar *et al.* (2018) e Henz *et al.* (2019) abordaram os polutogramas em águas de drenagem urbana, dentro de galerias, sendo o primeiro na RF I e o segundo na bacia de detenção localizada no Guará-DF, tanto na entrada quanto na saída da estrutura hidráulica. Aguiar *et al.* (2018) conseguiram caracterizar que as maiores concentrações dos poluentes ocorrem no início do evento, indicando a provável ocorrência de *First Flush*. Henz *et al.* (2019) visualizaram o amortecimento das concentrações de sólidos suspensos após a passagem na bacia de detenção, indicando a eficiência desse tipo de estrutura que consegue reduzir as vazões e a descarga de sedimentos em suspensão nos corpos hídricos à jusante.

No APÊNCIDE D e E estão organizados todos os polutogramas de cada evento para cada parâmetro de qualidade da água, por estação, que permitem a observação do comportamento de cada parâmetro em relação à variação da vazão ao longo do evento. Por meio dos polutogramas, notou-se que em dois eventos o aumento da concentração

dos sólidos acontece depois da passagem da vazão de pico, que implica que as grandes vazões causam a erosão nas margens que disponibiliza mais sólidos pouco depois da sua passagem, comportamento também acompanhado pela turbidez. Além disso, nos eventos com mais de uma vazão de pico, o comportamento dos sólidos sofre grandes variações, com movimentos de subidas e descidas ao longo da onda de cheia. Durante as cheias, há um predomínio dos SS sob os SD, sendo esse comportamento oposto na estação de seca.

O volume do escoamento superficial proporciona a diluição dos nutrientes (nitrogênio e fósforo), o que faz com que haja uma redução da concentração desses parâmetros nas altas vazões, também refletido na condutividade. A DQO atinge as concentrações máximas estritamente antes da vazão de pico em quatro eventos, demonstrando o fenômeno de lavagem (*wash off*) inicial das superfícies ao longo da bacia.

O evento do dia 19/02/2018 teve como vazão de pico medida de 40,94 m³/s. No geral, percebe-se que nesse evento os poluentes aumentam com a chegada do primeiro pico, que é o que ocorre para a DQO, P, N e sólidos. Esse fato é associado com as vazões mais elevadas, que causam mais arraste de poluentes, ocasionando os valores máximos. A turbidez é bem baixa antes da onda de cheia e, após a sua chegada, começa a subir e atinge seu máximo depois do primeiro pico. O parâmetro que apresenta o comportamento mais diferente é a condutividade, que com a chegada dos grandes volumes de água aumenta a diluição dos íons, o que faz com que esse parâmetro apresente valores mais altos antes da primeira vazão de pico, e se reduz após a passagem da onda, retornando aos valores anteriores ao final do evento.

No período de seca, os hidrogramas apresentam uma vazão quase que constante, com baixa variação, e todas as concentrações dos poluentes também se mantêm com um comportamento semelhante, representando as condições de qualidade da água para o escoamento de base. É importante comentar que não foi observada nenhuma variação brusca dos parâmetros observados, como aconteceria no caso de uma descarga de uma ETE, por exemplo. Isso permite deduzir que os lançamentos de esgotos domésticos no Córrego VP podem ocorrer, mas de forma contínua e com baixa vazões.

Foi possível reparar que a primeira amostra no período de seca para vários parâmetros apresenta concentração mais alta que as demais amostras, o que pode ser atribuído a problemas de limpeza na mangueira do amostrador automático. Apesar do ISCO apresentar mecanismos de limpeza, ele puxa a primeira amostra assim que acionado. Após essa amostra, o aparelho expulsa o conteúdo restante da mangueira e a

lava com a própria água do rio a cada coleta de uma amostra. Após essa observação, em outros pontos de monitoramento deste grupo de pesquisa, foi realizada a limpeza da mangueira antes do início das coletas. Todos os polutogramas e hidrogramas do período de seca estão no APÊNDICE E.

O evento do dia 01/06/2019, durante a estiagem, teve maior valor da vazão medida de $0,90\text{m}^3/\text{s}$, enquanto o menor foi de $0,89\text{m}^3/\text{s}$, estando o nível bastante estável durante o dia medido. Descartando a primeira amostra, percebe-se uma certa constância nas concentrações dos parâmetros analisado. Os sólidos dissolvidos foram os que apresentaram maior desvio padrão, de 25,12, seguido de sólidos totais, a DQO teve concentrações de 1 a 59 mg/L, com média de 28,32 mg/L. A presença de sólidos dissolvidos é maior do que os sólidos em suspensão, que estão em quantidades bem baixas, explicando as águas cristalinas nesse período no Córrego VP, acompanhado de valores de turbidez bem baixos, com máxima de 34,8 NTU (descartando a 1ª amostra).

A qualidade da água no período de estiagem foi analisada a fim de tentar encontrar evidências do despejo de esgoto no córrego. Com esse evento, pôde-se analisar que as concentrações de nitrato estavam elevadas, com a média de 1,5 mg/L para $\text{NO}_3\text{-N}$, maior concentração entre os componentes nitrogenados. Esse resultado implica que pode haver uma descarga constante, distante do local monitorado, por não haver grandes concentrações de amônia ou nitrito. O fósforo, tanto o PR quanto o PT, estavam em concentrações mais altas do que nos eventos de cheia, isso pode ser explicado pelo fato de não existir tanto sólidos em suspensão para capturar o P, deixando esse elemento mais disponível na água.

Righetto *et al.* (2017) analisaram amostras de águas do escoamento superficial e notaram depressões iniciais no seus polutogramas, associadas aos primeiros carregamentos da água da chuva, ocorrendo uma queda acentuada a posterior. Como não foi plotado o hidrograma, não se sabe se é após o pico de vazão.

Martins (2017) analisou polutogramas de vários eventos no córrego Mineirinho, em São Carlos - SP, para vários poluentes. A autora identificou que as maiores concentrações de NTK, Pb, Zn, Ni e DBO foram observadas frequentemente na ascensão do hidrograma, enquanto FT, SS, Cd, Cr e CFT, na recessão. Quanto ao evento analisado no córrego Vicente Pires, pode-se dizer que DQO, N, ST, SS, Turbidez tiveram as maiores concentrações na ascensão do hidrograma, não sendo possível analisar no final do evento, devido à limitação do equipamento no número de coleta de amostras, máximo de 24.

Kozak (2020) monitorou 2 pontos do Rio Barigui durante os mesmos eventos de chuva. A autora percebeu que no ponto mais à jusante as CMEs foram maiores do que no ponto mais à montante, isso porque ele recebe a influência da própria área de drenagem e da descarga de uma ETE. Na análise da influência da área incremental na qualidade da água, o ponto próximo ao exutório foi responsável em 65% pela carga de PT e 59% de DQO no rio, ratificando novamente a influência do uso e ocupação do solo da bacia no rio.

A concentração de poluentes presentes no escoamento varia significativamente em diferentes eventos chuvosos, com valores elevados no período inicial da precipitação e médios e baixos na fase final do evento (LEE *et al.*, 2011). Por isso, o monitoramento da vazão e da concentração de poluentes e a elaboração de hidrogramas e polutogramas são úteis nas análises dos processos erosivos predominantes, da capacidade de transporte/acumulação de sedimentos e da alteração da qualidade da água de uma bacia hidrográfica (MINELLA *et al.*, 2011).

No APÊNDICE F, foram organizados os resumos estatísticos das concentrações dos parâmetros de qualidade de água medidos. A mediana da condutividade foi 122,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que, de acordo com a CETESB (2009), pode ser resultado de um ambiente impactado (acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$), ou devido às características geológicas da região. Câmara (2011) também observou a diluição das substâncias no trecho urbano do Rio Poti (Teresina-PI) no período chuvoso e identificou que os maiores valores de condutividade foram nos meses de estiagem, também constatado no Córrego VP. É importante ressaltar que o comportamento da condutividade é influenciado pela presença de esgotos (GASPAROTTO, 2011; SALGADO, 2013) e, nos meses de estiagem, com a redução das vazões e mantendo os lançamentos de cargas pontuais, as concentrações dos poluentes tendem a aumentar. Na região de VP, durante o período chuvoso, pode ocorrer extravasamentos de tanques em fossas sépticas, tendo em vista que na área de contribuição boa parte da área urbana não tem sistema de coleta de esgotos sanitários, o que pode ser uma das causas da CE ser alta nos dois períodos.

A turbidez no Córrego VP possui os maiores valores durante as passagens das ondas de cheia, que chegaram a atingir valores próximo a 10.000 NTU. Nos eventos de cheias, a média da turbidez foi elevada, quase 3.000 NTU, enquanto que no período de estiagem os valores foram baixos, sendo o máximo valor registrado de 131,00 e a média de 13,70 NTU, coerente com as observações das águas que são transparentes nesse período. Durante o período chuvoso, o Córrego VP apresenta valores de turbidez acima do estabelecido para os corpos hídricos de Classe II da resolução Conama 305/2005, que

é de 100 NTU. Assim, como observado também por Salgado (2013), todas as amostras coletadas durante as ondas de cheias apresentaram turbidez acima de 100 NTU, evidenciando, mais uma vez, as significativas cargas de poluição difusa que essas águas recebem decorrentes da contribuição do escoamento superficial.

Quanto aos sólidos totais (ST), em suspensão (SS) e dissolvidos (SD), no evento do dia 18/02/2019, os valores máximos de ST corresponderam a 4,7 g/L, enquanto dos SS, 2,4 g/L, concomitantemente ao evento de maior vazão. Os maiores valores encontrados no período de estiagem foram de 220,96 e 214,67 mg/L, menores que a média das concentrações nos eventos de cheia, 7.583, 5.164, 4.445 mg/L, para ST, SS e SD respectivamente. A variação dos sólidos é maior durante a passagem das ondas de cheia, uma vez que provocam a erosão das calhas e as enxurradas sobre as áreas da bacia de drenagem carreiam sedimentos para os cursos de água, sendo esse período o mais importante para análise do assoreamento ao final no Lago Paranoá.

É importante destacar a diferença entre os valores das concentrações dos sólidos na época de estiagem e em eventos de cheia, também observada por Salgado (2013) e Vieira (2008) em corpos hídricos em Goiânia e Belo Horizonte, respectivamente. Salgado (2013), no curso de água urbano Córrego Botafogo - GO, obteve no período de estiagem o valor máximo para os sólidos totais de 950 mg/L, com média de 290,5 mg/L, enquanto nos eventos chuvosos monitorados observou valores de até 2.527 mg/L. Bonumá *et al.*(2008) analisaram a carga difusa de ST na bacia do Lageado Grande - RS, onde as atividades agrícolas e de mineração são predominantes e encontraram valores médios de concentração de 1,5 g/L à jusante do ponto de mineração, ou seja, menor do que o valor encontrado no VP. Paz *et al.*(2004) realizaram o monitoramento da qualidade da água de uma bacia urbana e outra rural por meio de amostragens em tempo seco e durante eventos chuvosos, sendo que os SS apresentaram faixas de concentrações na bacia urbana de 223 mg/L a 1.358 mg/L e em área rural, de 112 mg/L a 346 mg/L. Os autores afirmam que a amostragem na bacia urbana apresentou maiores valores de concentração do que na bacia rural devido aos processos de erosão na calha do córrego monitorado.

Infere-se que alguma atividade erosiva está acontecendo no VP em função da alta descarga sólida, pois os valores superam os de atividades mineradoras (BONUMÁ *et al.*, 2008) e urbanas (SALGADO, 2013). Os sedimentos estariam sendo gerados pela intensa movimentação de terra (recortes, escavações e aterros) das obras de infraestrutura urbana na RA Vicente Pires (Figura 5.32 e Figura 5.33), que tiveram início em 2015, porém só foram intensificadas em 2018 e perduram até 2022. Além disso, as bacias

construídas têm características de detenção, com grandes descargas de fundo, ou seja, da forma construída, as lagoas auxiliam na retenção de sedimentos, mas não têm grande eficiência, sendo a função principal o amortecimento na vazão de pico afluente. Mesmo que obras venham a ter o objetivo de alcançar a sustentabilidade ambiental futura, desde o seu projeto deve-se pensar nos impactos causados pela sua construção, carecendo de medidas mitigadoras durante a fase de execução das obras, que podem persistir por meses ou anos.



Figura 5.32. Obras de uma bacia de detenção no VP.



Figura 5.33. Carreamento de sedimentos durante um evento chuvoso ocorrido na obra de uma bacia de detenção.

Quanto aos nutrientes, o nitrito é uma forma intermediária entre a amônia e o nitrato, e apresentou valor médio de concentrações baixo, de 0,035 mg/L, que pode ser atribuído à sua instabilidade (SCHNEIDER *et al.*, 2011). A variação das concentrações foi de 0,005 a 0,47 mg/L, o que é inferior a 1 mg/L, limite estabelecido pela Resolução Conama 357/2005 para a classe II. Com relação à variação ao longo do ano, no período de estiagem as variações foram menores, sendo verificado maior desvio padrão no período chuvoso. Amorim *et al.* (2020) apresentaram valores semelhantes aos do Córrego VP em dois pontos por eles monitorados: Rio Pratagy e Rio Merim, em Maceió-AL, tendo eles encontrado valores médios de nitrito muito mais altos, de 0,52 a 0,19 mg/L, atribuídos ao despejo de esgotos domésticos brutos nesses pontos de monitoramento.

O íon nitrato foi o que apresentou as maiores concentrações. Considerando que a bacia hidrográfica é predominantemente urbana, os valores podem ter origem em esgotos domésticos antigos, como os originados de fossas sépticas ou lançamentos afastados do ponto monitorado. As concentrações variaram de 0,1 a 9 mg/L, e esses valores, apesar de maiores, são inferiores aos limites estabelecidos para a classe II na Resolução CONAMA 357/2005. Os maiores valores de concentração de nitrato foram encontrados no período de estiagem, em que o menor valor foi de 3 mg/L, igual ao valor máximo no período chuvoso, e com grande variância, o que provavelmente é ocasionado quando há lançamento contínuo de esgotos e menor diluição no período de estiagem.

Salgado (2013) encontrou faixas de variação de nitrato entre 0 e 1,1 mg/L, abaixo dos valores encontrados nesta pesquisa, mesmo em eventos de cheia ou na estiagem, o que indica que no Córrego VP há lançamento de esgotos domésticos maior do que no Córrego Botafogo - GO, tendo em vista que a área de drenagem do VP é 3 vezes maior. Além disso, o Córrego VP à montante da seção abriga uma população de mais de 100.000 habitantes (RAs de Arniqueira e Vicente Pires) que ainda não dispõe de sistemas de drenagem urbana e de coleta de esgoto.

O cátion amônia apresentou concentração média de 0,16 mg/L. Durante a estiagem, as concentrações de $\text{NH}_3\text{-N}$ foram maiores, indicando a presença de lançamentos de efluentes próximos à estação de monitoramento. Durante a época chuvosa, a amônia é diluída pelas vazões do córrego e apresenta baixas concentrações. Vieira (2008) observou o mesmo comportamento ocorrido no Córrego VP: ocorrência de diluição devido ao aumento das vazões no período chuvoso. Porém o autor identificou maiores concentrações para a amônia, o que pode indicar que o ponto monitorado estava mais próximo aos lançamentos de efluentes domésticos, não ocorrendo a nitrificação.

Nas amostras coletadas, o P foi analisado sob a forma de PO_4^{3-} reativo e total, com médias de 0,03mg/L e 0,09 mg/L, respectivamente. Os valores encontram-se bem abaixo dos esgotos brutos afluentes às duas grandes ETEs do DF, ETE Sul e Norte, que apresentam concentrações de PO_4^{3-} total em torno de 5mg/L (CAESB, 2014).

Barbosa *et al.* (2019) identificaram baixas concentrações de fósforo nas águas do Lago Paranoá e avaliaram que o motivo principal é que o P é facilmente sequestrado pelo sedimento e que a mobilização no sentido oposto (sedimento para água) é incipiente. Barbosa (2021) constatou que as maiores concentrações de P estão no sedimento, principalmente no particulado, na Bacia do Riacho Fundo, no qual o Córrego Vicente Pires pertence.

Os maiores valores da DQO foram encontrados no evento de 19/02/2018, bem no início do monitoramento, quando as obras de saneamento para coleta de esgoto se intensificaram na RA VP. Esse valor é superior ao valor médio apresentado pelo esgoto bruto à ETE Planaltina ($C = 915\text{mg/L}$), inferior ao da ETE Paranoá ($C = 1.039\text{ mg/L}$) e supera em mais de 1,7 vezes o valor da concentração do esgoto bruto das ETE Sul e ETE Norte Brasília (CAESB, 2014).

Como explicado na descrição da área de estudo, a região de VP passa por processo de regularização que demandou a implantação de infraestruturas públicas (rede de água, esgotos e drenagem pluvial). As obras da rede de esgotos da RA permitiram a coleta dos esgotos que antes eram despejados parte no Córrego VP e parte

em fossas sépticas, que também podem estar contaminando o corpo hídrico em caso de falta de manutenção. No início do monitoramento (fevereiro de 2018) as concentrações de DQO nas amostras foram elevadas, acima de 550mg/L, tendo uma melhora nos eventos seguintes, com concentrações em torno de 200mg/L em eventos de cheia. Espera-se que com as obras de saneamento básico na RA Arniqueira, também à montante do ponto de monitoramento, ainda só previstas, reduzam ainda mais a poluição descarregada no Córrego VP e que os valores de DQO sejam reduzidos.

Os valores de concentração de DQO durante os eventos na estação chuvosa foram elevados, maiores do que o máximo que Salgado (2013) encontrou no Córrego Botafogo em Goiânia, 278mg/L. Salgado (2013) e Pimentel (2009) observaram os maiores valores de DQO em áreas em que a ocupação urbana é mais densa, e a hipótese levantada foi de que a maior impermeabilização e maior lançamento de esgotos na área pode ser a causa. Salgado (2013) também identificou a maior concentração de DQO no mês mais chuvoso monitorado.

5.2.3.1 Correlação entre os parâmetros hidrológicos e de qualidade e uso de parâmetros substitutos no Córrego VP

É sabida a existência de correlações entre parâmetros físico-químicos, que podem explicar as principais fontes de poluição e comportamento dos poluentes ao longo do monitoramento de corpos hídricos. Além disso, as correlações podem permitir o uso de parâmetros substitutos, que são de fácil aquisição e requerem menores custos, para melhor aferição de outros poluentes, como a condutividade com os íons e a turbidez com os sólidos suspensos (MIGUNTANNA *et al.*, 2010; KIM *et al.*, 2012). Logo, a análise estatística de correlação pode ser uma ferramenta útil no monitoramento de qualidade das águas.

Nesta análise foram avaliadas as correlações entre as concentrações dos parâmetros físico-químicos, considerando todas independentes entre si, para cada amostra analisada com o teste estatístico de Pearson, com o programa PAST e XLSTAT, por avaliar mudanças de valores entre os parâmetros, o que identificaria, por exemplo uma descarga de efluente. O produto da análise é uma matriz de correlação de Pearson que apresenta os valores entre os 11 parâmetros e a vazão, totalizando 12.

As correlações entre os parâmetros de qualidade e a vazão são fortes, com o valor máximo de $r=0,667$, entre a Turbidez e a Vazão, indicando que quanto maior o deflúvio no córrego, maior é a turbidez. Entre alguns parâmetros de qualidade também: SS e Turbidez ($r = 0,793$) e ST x DQO ($r=0,747$, Tabela 5.10), o grau de relacionamento pode

ser verificado também na Figura 5.34. Em ambos, figura ou matriz, destaca-se a boa correlação da turbidez com os sólidos, com o melhor relacionamento com os SS, garantindo que a utilização de sondas multiparamétricas para medições contínuas de turbidez indicassem bons resultados da concentração dos sólidos suspensos no ponto de monitoramento.

O coeficiente de correlação entre CE e Q obtido neste estudo foi negativo, -0,296, demonstrando assim a inversão de proporcionalidade. Oliveira *et al.* (2014) para os rios Jundiá e Capivari, Bortoletto Junior (2004) para os rios Tietê e Piracicaba, e Fernandes (2012) para o rio Sorocaba obtiveram coeficientes de determinação para a função potência negativos e maiores em módulo (-0,5).

Tabela 5.10. Matriz do coeficiente linear de Pearson (r) para os parâmetros de qualidade da água no Córrego VP.

	Turbidez	CE	NO3 - N	NO2-N	NH3-N	PT	PR	ST	SD	SS	DQO	Q
Turbidez	1	-0.409	-0.607	-0.073	0.030	0.146	0.051	0.725	0.447	0.793	0.688	0.667
CE		1	0.560	0.031	-0.036	0.143	0.044	-0.512	-0.240	-0.614	-0.504	-0.296
NO3 - N			1	0.064	0.027	-0.074	-0.148	-0.602	-0.360	-0.677	-0.508	-0.501
NO2-N				1	0.017	-0.127	-0.055	-0.097	-0.071	-0.127	-0.131	-0.013
NH3-N					1	-0.001	-0.025	0.020	0.024	-0.008	0.085	0.018
PT						1	0.089	0.080	0.065	0.036	-0.003	0.025
PR							1	0.126	0.112	0.134	0.166	-0.087
ST								1	0.842	0.765	0.747	0.532
SD									1	0.352	0.503	0.345
SS										1	0.732	0.539
DQO											1	0.590
Q												1

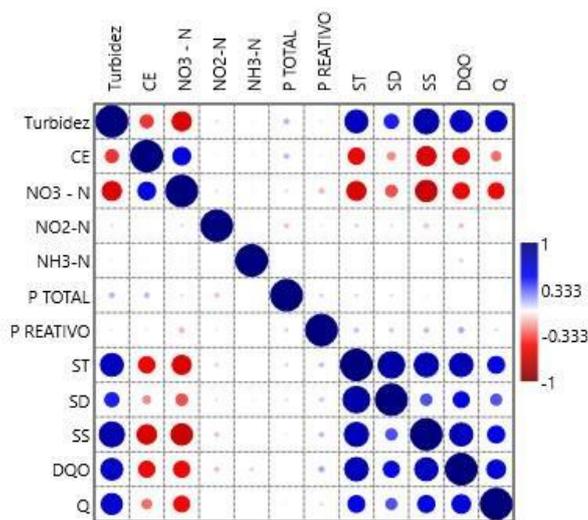


Figura 5.34. Correlação dos parâmetros de qualidade de a no Córrego Vicente Pires.

A CE obteve uma boa correlação com o NO₃-N (r=0,56), indicando que esse íon também pode ser utilizado para indicar sobre o lançamento de esgoto no córrego em pontos mais afastados do que o local de monitoramento. Ressalta-se que, como a CE reflete a presença de íons dissolvidos, ela teria uma boa correlação com os SD (WALTON, 1989; STEVENS *et al.*, 1995; THOMSON *et al.*, 1997; SETLLE *et al.*, 2007;

MIGUNTANNA *et al.*, 2010; ALI *et al.*, 2012; TAYLOR *et al.*, 2018), o que não aconteceu nestes dados, $r = -0,24$, em que se assume que uma boa correlação seria de 0,55 – 0,75 (ALI *et al.*, 2012), o que implica que no ponto monitorado não oferece uma boa mistura das águas do rio ou que pela presença dos sedimentos as substância possam ficar aderidas ao substrato.

A DQO apresentou também correlações altas com os sólidos ($r > 0,503$), isto também foi notado por Tsuji *et al.* (2019), Di Modugno *et al.* (2015) e Park *et al.* (2019) que atribuíram esse comportamento à poluição difusa, tendo em vista que esses dois poluentes foram associados à lavagem do solo na bacia de drenagem. Park *et al.* (2019) também tiveram uma forte correlação desses poluentes com carbono orgânico total - COT, só que os autores não conseguiram associar a um tipo específico de uso e ocupação do solo.

Como a vazão teve uma forte relação com diversos parâmetros de qualidade da água, foram analisadas também as correlações durante os períodos de estiagem e cheia separadamente a fim de analisar se o comportamento dos poluentes se altera (Tabela 5.11, Tabela 5.12, Figura 5.35 e Figura 5.36).

Tabela 5.11. Matriz do coeficiente linear de Pearson (r) para os dados seca no Córrego Vicente Pires.

	Turbidez	CE	NO3 - N	NO2-N	NH3-N	PT	PR	ST	SD	SS	DQO	Q
Turbidez	1	-0,369	0,133	-0,004	0,512	-0,159	-0,202	0,447	0,025	0,074	0,613	0,043
CE		1	-0,307	-0,179	-0,034	0,357	0,430	-0,680	0,089	0,391	-0,378	-0,334
NO3 - N			1	-0,026	0,031	-0,246	-0,065	0,190	-0,103	-0,175	0,190	0,285
NO2-N				1	-0,050	-0,078	-0,119	0,096	-0,012	-0,061	0,088	0,042
NH3-N					1	-0,009	-0,041	0,223	0,029	0,052	0,655	-0,042
PT						1	0,427	-0,191	0,219	0,252	-0,257	-0,225
PR							1	-0,271	0,036	0,123	-0,204	-0,049
ST								1	0,154	-0,417	0,444	0,509
SD									1	0,725	-0,076	-0,179
SS										1	-0,133	-0,483
DQO											1	0,181
Q												1

Tabela 5.12. Matriz do coeficiente linear de Pearson (r) para os dados durante a cheia no Córrego Vicente Pires.

	Turbidez	CE	NO3 - N	NO2-N	NH3-N	PT	PR	ST	SD	SS	DQO	Q
Turbidez	1	-0,050	-0,165	-0,084	0,171	0,304	-0,040	0,547	0,293	0,623	0,539	0,505
CE		1	0,007	-0,008	0,083	0,073	-0,033	0,006	0,048	-0,070	0,020	-0,043
NO3 - N			1	0,229	0,447	-0,053	-0,141	-0,196	-0,182	-0,198	-0,094	-0,057
NO2-N				1	0,359	-0,198	-0,037	-0,143	-0,086	-0,195	-0,196	0,023
NH3-N					1	0,042	-0,062	0,095	0,105	-0,072	0,193	0,100
PT						1	-0,010	0,243	0,132	0,112	0,007	0,049
PR							1	0,077	0,072	0,068	0,129	-0,197
ST								1	0,852	0,552	0,601	0,294
SD									1	0,129	0,378	0,186
SS										1	0,559	0,259
DQO											1	0,429
Q												1

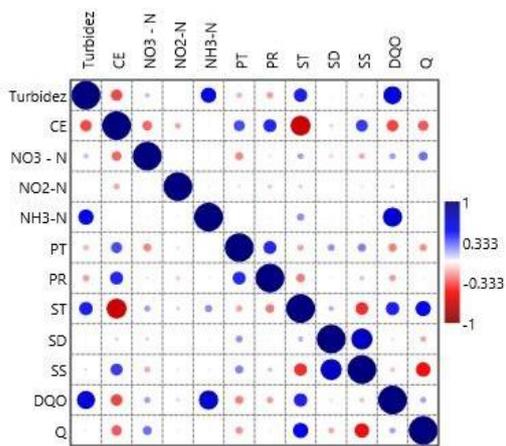


Figura 5.35. Correlação dos parâmetros de qualidade com dados de seca no Córrego Vicente Pires.

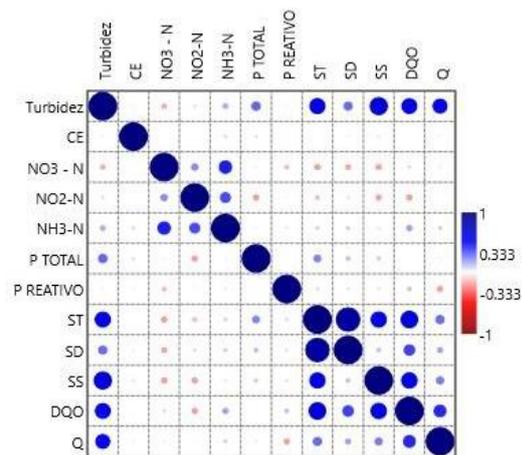


Figura 5.36. Correlação dos parâmetros de qualidade com dados de cheia no Córrego Vicente Pires.

Notou-se que, no geral, todos os valores de r caíram. Na época de estiagem, as maiores correlações ocorrem entre a Turbidez x DQO ($r=0,613$), e $\text{NH}_3\text{-N}$ x DQO ($r=0,655$). Esses resultados estão provavelmente associados à descarga de efluentes domésticos próximos ao ponto de monitoramento, tanto pela presença de matéria orgânica, quanto pela presença de amônia (ALI *et al.*, 2012). Essas descargas também lançam sólidos que por ficarem em suspensão são identificados pela turbidez.

Na estiagem, há também uma correlação inversa entre CE x ST ($r= -0,68$), o que poderia estar associado nesse período ao aumento da concentração dos sólidos dissolvidos, o que não é validado com os dados. A Q possui uma correlação alta com os ST ($r=0,505$), o que induziria no poder de arraste dos sedimentos com o aumento da vazão. Porém ocorreu uma correlação negativa com o SS ($r= -0,483$), enfatizando a mistura dos sedimentos nas águas em pequenos volumes, tendo em vista que as vazões são baixas nesse período, não proporcionando erosões das margens, indicando também que quanto maior a vazão, maior a diluição dos poluentes, mesmo que a correlação com os SD não acompanhe esse resultado.

Já durante a passagem das ondas de cheias, as correlações também apresentam valores de r menores, somente mantendo os altos valores para sólidos, turbidez e DQO, mantendo a associação do aumento da vazão do escoamento superficial com o arraste de poluentes (*wash off*). Os maiores valores foram entre os sólidos, porém vale ressaltar que essas variáveis são dependentes entre si, visto que foi utilizado o método gravimétrico.

Altos valores também foram encontrados para turbidez x sólidos suspensos ($r= 0,623$), corroborado com o resultado de Munguntanna *et al.* (2010), tendo em vista a

presença dos sólidos em suspensão atrapalha a passagem da luz pelo fluido (VON SPERLING, 2005). Manteve-se a elevada correlação da DQO x sólidos ($r=0,601$), associado ao carreamento de material do escoamento superficial durante as chuvas.

Munguntanna *et al.* (2010) por meio de um simulador de chuva estudaram os parâmetros substitutos e sua efetividade na medição de composto de nitrogênio, fósforo e sólidos. Os autores concluíram que a relação Condutividade x SD foi insatisfatória, semelhante aos resultados do estudo no Córrego VP, juntamente ao PT x Carbono Total e ST x Condutividade. Enquanto Turbidez x SS e PT x ST obtiveram grande potencial de portabilidade.

Setlle *et al.* (2007) analisaram Turbidez e Condutividade como substitutos de alguns parâmetros como qualidade de água e concluíram que ambos os citados poderiam ter uma boa confiabilidade para estimativa de concentração de SS e SD, respectivamente. Eles também investigaram o cálculo da concentração de Fósforo Particulado com Sólidos Suspensos e Sólidos Dissolvidos com Fósforo dissolvidos e obtiveram coeficientes de determinação acima de 0,46.

Aquino *et al.* (2018) fizeram uma adaptação no amostrador automático com um flutuador para coletar a água que estivesse sempre à profundidade de 40 cm da superfície inclusive na passagem das ondas de cheia no Riacho Fundo, ponto logo à jusante do Córrego VP, o que permitiu a coleta somente do material em suspensão, sem ter muita influência com os sedimentos de fundo. Foi obtido um coeficiente de determinação de 0,92 entre SS e turbidez, ratificando o uso da turbidez como parâmetros substitutos para a determinação da concentração dos SS.

Analisando mais detalhadamente os parâmetros conhecidos como substitutos (CE e turbidez), estudou-se melhor a relação da turbidez com os SS, tendo em vista os dados de correlação obtidos. A turbidez apresentou boas correlações com os SS, para a elaboração da equação de determinação, o coeficiente (R^2) teve valor de 0,61 (Equação 5.3).

$$SS = 0,4237 \times (\text{Turbidez}) + 249,46 \quad \text{Equação 5.3}$$

Como a turbidez também apresentou uma boa correlação com a vazão ($r=0,67$), gerou-se o gráfico SS x Turbidez a fim de saber se as vazões muito elevadas estariam prejudicando a equação de determinação (Figura 5.37), porém refazendo as equações até determinadas vazões ($Q < 50 \text{ m}^3$, $Q < 40 \text{ m}^3$, $Q < 30 \text{ m}^3$ e $Q < 20 \text{ m}^3$) não foi alcançado R^2 maior que 0,65.

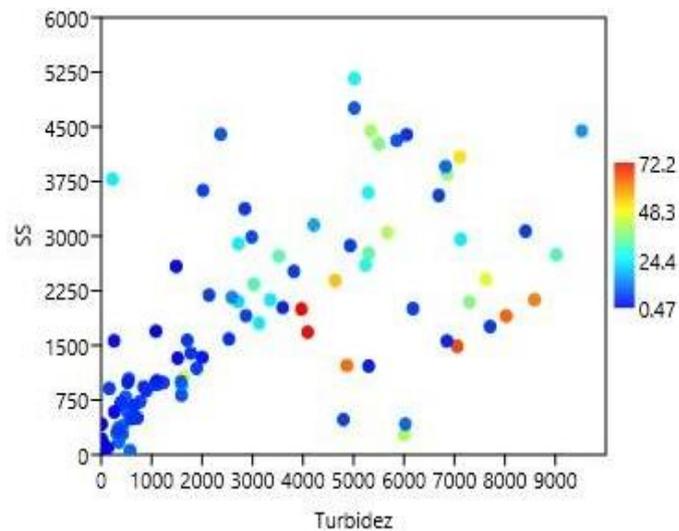


Figura 5.37. Turbidez x SS com os valores correspondentes a cada vazão.

Foi investigado também um modelo de regressão linear para a determinação do $\text{NO}_3\text{-N}$ a partir do CE, porém ele obteve $R^2 = 0,31$, considerado baixo. Além disso, foi testado outros modelos, como SD x CE, SD x $\text{NO}_3\text{-N}$, SD x $\text{NO}_2\text{-N}$, SD x $\text{NH}_4^+\text{-N}$, SD x $\text{NH}_4^+\text{-}\Sigma\text{N}$, SD x PR, SD x PT, CE com todos os íons, e DQO x Cl e CE x Cl, porém nenhum obteve um R^2 maior que 0,3, o que é considerado insatisfatório.

5.2.4 Análise da CME

O uso da CME é apropriado para avaliar os efeitos do escoamento superficial nos corpos d'água receptores, pois é considerado um índice de potencial poluidor do evento (NOVONTHY, 2003; LEE *et al.*, 2001; ZOPPOU, 2001).

O CME foi calculado para fazer uma comparação dos valores entre os eventos (Tabela 5.13). Observou-se que o CME para fósforo, PR e PT atingem o valor máximo igual a 0,07 e 0,15 mg/L, abaixo do encontrado no escoamento urbano de Righetto *et al.* (2017). Porém se assemelham a áreas urbanas com esgoto doméstico controlado, com valores entre 0,01 – 1,71 para PT e 0,026 – 0,48 para PR (PORTO *et al.*, 2005; RAIRD *et al.*, 1996; SCHUELER, 1997; POLLS e LANYON, 1980), o que não reflete a realidade de toda a área de estudo, onde há regiões que não existe ainda a coleta ou tratamento de esgoto, no máximo o uso de fossas sépticas em algumas residências. Os valores também são similares aos CME encontrados para PT por Gorgoglione *et al.* (2019), que apresentaram uma faixa de valores de 0,05 – 0,11 para duas bacias urbanas com mais de 70% de impermeabilização no sudeste da Itália.

Tabela 5.13. CME estimado para cada evento no Córrego Vicente Pires.

ESTAÇÃO	EVENTO	PR	PT	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ ⁺ -N	SS	ST	SD	DQO
SECA	01/08/18	0,05	0,09	0,01	1,16	0,05	1,49	76,01	74,54	12,40
	01/06/19	0,03	0,04	0,01	1,49	0,24	14,77	78,31	60,67	32,05
	19/06/19	0,02	0,06	0,02	1,17	0,25	11,93	98,02	86,09	22,30
	12/08/19	0,07	0,02	0,03	0,79	0,08	3,83	51,21	50,60	8,70
	29/08/19	0,05	0,11	0,01	1,10	0,17	5,31	108,17	97,29	6,88
CHEIA	19/02/18	0,03	0,10	0,02	0,16	0,18	2919,23	3492,01	1084,41	297,38
	04/03/18	0,02	0,05	0,01	0,12	0,12	1721,44	2984,78	1185,82	238,32
	13/03/18	0,02	0,02	0,01	0,21	0,08	221,13	389,05	76,20	34,78
	15/11/18	0,07	0,15	0,00	0,17	0,13	1132,53	1411,95	379,89	116,12
	18/02/19	0,04	0,10	0,01	0,08	0,14	1767,49	4130,12	2362,63	382,05
	02/01/20	0,02	0,09	0,01	0,43	0,33	2666,36	2991,09	350,44	341,74

O nitrogênio foi outro nutriente estudado sob a forma de nitrito, nitrato e amônia (NO₂-N, NO₃-N, NH₃⁺-N). Observou-se que, durante os períodos secos, o nitrato se destaca com alta concentração, tendo a CME máxima de 1,49 mg/L, diminuindo consideravelmente em eventos de cheia, devido ao volume disponível nesses eventos que proporciona a diluição. Os valores de nitrato se assemelham aos resultados obtidos para áreas suburbanas predominantemente residenciais maiores que 40ha (BREZONIK e STADELMANN, 2001), o que possui semelhanças com a área de estudo. Entretanto, os resultados da amônia se mostraram valores muito baixos quando comparados aos dados da bacia do Jardim Vista Alegre em São Paulo, considerada em desenvolvimento na época do estudo (PORTO *et al.*, 2005), e apresenta semelhanças ainda com áreas em construção nos EUA desde a fase de instalação de limpeza e escavação do solo e na instalação de sistemas de drenagem de águas pluviais (LINE *et al.*, 2002), exatamente o estágio da bacia hidrográfica do VP no momento da coleta de dados.

As CMEs de sólidos, em geral, são maiores nas vazões mais altas, sendo bastante influenciadas pelo escoamento. Nos eventos com vazões menores de 10 m³/s, como o do dia 13/03/2018, a CME para sólidos foi baixa. No entanto, foi maior do que qualquer evento ocorrido durante o período seco, enfatizando a contribuição da poluição difusa. Os valores da CME nos eventos de inundação foram muito maiores do que os valores calculados por Gromaire-Mertz *et al.* (1999) no escoamento de algumas superfícies de forma isolada como telhado (29 mg/L), terraços (490 mg/L) e ruas (498 mg/L). Portanto, essa CME mais alta pode ser atribuída ao fenômeno de erosões nos rios do VP, fato também associado por Vieira (2008) no córrego Saquarema, na cidade de Belo Horizonte, uma pequena bacia hidrográfica com impermeabilização em torno de 98%. Os valores de CME de SS obtidos para a bacia hidrográfica de VP também são semelhantes à área nos EUA onde o uso e ocupação do solo predominante correspondem a áreas em construção durante os estágios iniciais, como limpeza e escavação (LINE *et al.*, 2002; LIN,

2004), o que explica os grandes valores de CME dos sólidos, variando de 221,13 – 2.919,23 mg/L.

Durante os eventos de cheia, as CMEs da DQO também foram mais altas e, durante o período seco, quanto menor a disponibilidade de água no fluxo, menor CME, o que significa que a CME diminui no final da estação seca. Os valores de CME são semelhantes aos do fluxo de Saquarema nos períodos de inundação, 87-340 mg/L, porém no local citado, durante o período seco, o CME de DQO aumentou (VIEIRA, 2008), o que não foi verificado no córrego VP, o que se acredita ser por nesses períodos as fossas sépticas terem um bom funcionamento. Além disso, os valores de CME de DQO estão abaixo dos encontrados em Jardim Vista Alegre (281,34 - 874,18) e Campos Lemos (231,12 - 644,72), provavelmente devido à menor descarga de águas residuais sem tratamento no fluxo do VP. Gromaire-Mertz *et al.* (1999) também investigaram a CME da DQO para superfície e indicaram o uso e ocupação em que a CME mais alta é a rua, com valor máximo de 964 mg/L, e com média em torno de 131 mg/L, seguida por terraços (95 mg/L) e, finalmente, os telhados (31 mg/l), corroborando que a lavagem desses ambientes proporciona uma descarga de matéria orgânica muito alta.

Os valores da CME do SS na seca se assemelham a valores encontrados por Ichiki *et al.* (2014) em duas bacias urbanas no Laos-Vietnã, que possui um regime pluviométrico semelhante nessa época. Os autores acharam valores variando de 6,91-16,61 mg/L que também eram muito menores quando comparados aos valores durante a estação de chuva. Eles também encontraram valores de CME para o PT, com valores variando entre 0,81 – 1,05 mg/L, que eles consideram baixo e ainda são maiores do que os encontrados no VP. Quanto à CME da DQO, varia pouco, de 13,01 -13,09mg/L, que se assemelha um pouco aos dados do VP, mesmo sendo área de drenagem menor. Os autores tiveram resultados de CME de SS e DQO muito maiores na época de chuva.

Huang *et al.* (2007) investigaram as características do escoamento superficial em uma bacia urbana em Macau e constatou que as maiores chuvas com maiores números de dia secos antecedentes apresentaram as maiores CME de nitrogênio, sólidos suspensos e matéria orgânica. Portanto, foi analisada a influência dos parâmetros hidrólogos com a qualidade da água monitorada.

Na Tabela 5.14 foram organizados os dados de CME com os parâmetros hidrológicos dos eventos monitorados durante a seca, que se referem ao volume do escoamento e a vazão mais elevada no intervalo de 24 horas monitorado. Foi realizada a análise de correlação dos dados admitindo que as variáveis eram independentes entre

si, usando para cada amostra analisada o teste estatístico de Pearson. Os resultados podem ser visualizados na Figura 5.38 e Tabela 5.15.

Tabela 5.14. Dados de CME nos eventos monitorados na seca junto com os dados hidrológicos.

Evento	Q pico	Vol. Esc.	PR	PT	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	SS	ST	SD	DQO
01/08/2018	1,29	85003,96	0,05	0,09	0,01	1,16	0,05	1,49	76,01	74,54	12,40
01/06/2019	0,9	73936,94	0,03	0,04	0,01	1,49	0,24	14,77	78,31	60,67	32,05
19/06/2019	0,81	68362,27	0,02	0,06	0,02	1,17	0,25	11,93	98,02	86,09	22,30
12/08/2019	0,8	59201,82	0,07	0,02	0,03	0,79	0,08	3,83	51,21	50,60	8,70
29/08/2019	0,5	41841,93	0,05	0,11	0,01	1,10	0,17	5,31	108,17	97,29	6,88

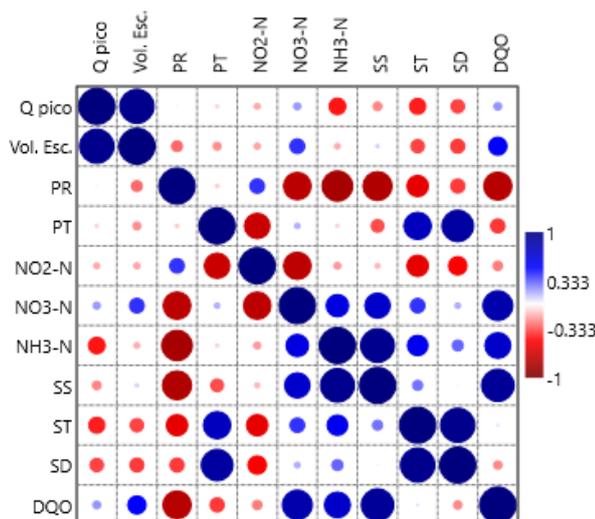


Figura 5.38. Correlação dos CME dos parâmetros de qualidade na seca com parâmetros hidrológicos no Córrego Vicente Pires.

Alguns parâmetros de qualidade quando analisados por CME apresentam correlações antes não identificadas, isso porque o CME fornece uma informação tratada da qualidade da água no evento monitorado por meio da ponderação da vazão. Alguns exemplos como NH⁺³-N e os SS, que apresentaram o valor de $r=0,93$, NH⁺³-N e DQO, com $r=0,72$, NH⁺³-N e ST, com $r=0,57$, NH⁺³-N e NO₃-N, com $r=0,64$ e NO₃-N e DQO, com $r=0,82$, indicam provavelmente a mesma fonte desses poluentes, que durante a estação seca pode ser associado ao lançamento de efluentes domésticos. Além de correlações com o PT, associado aos SD ($r=0,84$) e ST ($r=0,71$), indicando a afinidade dos sedimentos. Já as correlações inversamente proporcionais calculadas ($r<0$) são, no geral, fracas.

Comparando os valores de CME com os dados hidrológicos, percebe-se a conexão do volume do escoamento de base na seção, com a DQO ($r=0,50$) e com o NO₃-N ($r=0,40$), indicando que quanto maior o volume atravessado, maior a concentração dos poluentes.

Tabela 5.15. Matriz do coeficiente linear de Pearson (r) para os dados de CME e hidrológicos durante a seca no Córrego Vicente Pires.

Variáveis	Q pico	Vol. Esc.	PR	PT	NO2-N	NO3-N	NH3-N	SS	ST	SD	DQO
Q pico	1	0,946	-0,098	-0,058	-0,199	0,199	-0,441	-0,235	-0,444	-0,369	0,209
Vol. Esc.		1	-0,351	-0,212	-0,175	0,406	-0,141	0,087	-0,368	-0,385	0,502
PR			1	-0,125	0,458	-0,863	-0,803	-0,767	-0,602	-0,396	-0,792
PT				1	-0,681	0,099	-0,146	-0,416	0,712	0,845	-0,444
NO2-N					1	-0,705	-0,112	-0,048	-0,516	-0,452	-0,188
NO3-N						1	0,640	0,702	0,403	0,160	0,824
NH3-N							1	0,936	0,572	0,306	0,726
SS								1	0,274	-0,028	0,896
ST									1	0,948	0,052
SD										1	-0,228
DQO											1

Analisando as correlações de CME com os dados hidrológicos dos eventos de cheia (Tabela 5.16 e Tabela 5.17 e Figura 5.39), percebe-se a importância da precipitação na qualidade das águas do VP. Pois quanto maior o volume médio da precipitação, maior a CME de NH₃-N ($r=0,90$), NO₃-N ($r=0,72$), SS ($r=0,65$) e DQO ($r=0,52$). A DQO e o SS já haviam sido relacionados com a poluição difusa, porém com a análise desses dados percebe-se também a relação com a amônia e o nitrato, bem altas, atribuindo esse poluente a um possível extravasamento das fossas sépticas que possuem uma limitada capacidade e que em grandes eventos de precipitação podem lançar o excedente diretamente em galerias de drenagem pluvial.

O extravasamento das fossas sépticas pode ser ocasionado devido a deficiências nas conexões dos sistemas (pluvial e esgotamento sanitário) das casas, como também numa elevada taxa de infiltração, o que pode ocasionar o aumento da descarga nesses dispositivos.

Em se tratando da poluição gerada pelo uso e ocupação do solo, a correlação dos poluentes com a Q_{pico} é uma boa análise que pode ser associada à força de arraste nas superfícies, provocando a lavagem e gerando a poluição descarregada. Observou-se que as maiores correlações foram da Q_{pico} com a DQO ($r=0,86$), ST ($r=0,74$) e SD ($r=0,62$), ratificando que as maiores concentrações de sólidos e de MO são em eventos com as maiores vazões.

Os maiores volumes de escoamento promovem maiores CME dos PT ($r=0,765$) e PT ($r=0,89$), provavelmente devido ao grande revolvimento do sedimento de base nos leitos dos rios que pode liberar os poluentes neles aderidos, como o Fósforo.

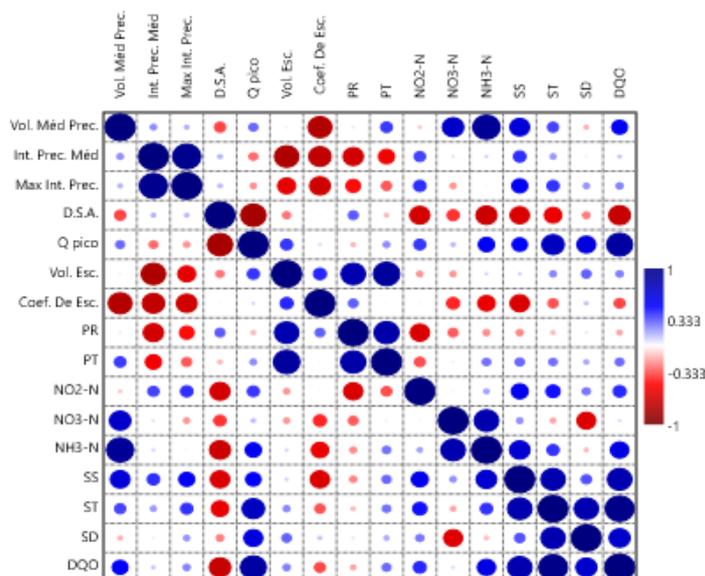


Figura 5.39. Correlação dos CME dos parâmetros de qualidade na cheia com parâmetros hidrológicos no Córrego Vicente Pires.

O DSA é bastante analisado na literatura por associá-lo diretamente à poluição difusa, devido ao fenômeno de *build up*, por proporcionar uma acumulação dos poluentes sobre a superfície. Neste trabalho, percebe-se que quanto maior o número de DSA, menor é a Q_{pico} ($r=-0,84$), associada ao aumento da infiltração da água da chuva no solo, devido ao solo seco, sendo possível reter mais a chuva no solo, o que pode ser atribuído a espacialidade da pluviometria nos eventos. Por isso, o DSA não influencia tanto na poluição descarregada, pois, com a redução do escoamento superficial, menores cargas são lançadas no Córrego VP, tendo o DSA correlação negativa com todos os CME dos poluentes, exceto o PR, que mesmo assim apresentou um r baixo ($r=0,35$).

Tabela 5.16. Dados de CME nos eventos monitorados na cheia junto com os dados hidrológicos.

Evento	Vol. Médio Precip.	Int. Precip. Média	Max Int. Precip.	D.S.A.	Q pico	Vol. Escoamento	Coef. De Escoamento	PR	PT	NO2-N	NO3-N	NH3-N	SS	ST	SD	DQO
2/19/2018	14,33	9,01	24	1	40,94	258,735.7177	0.20	0,03	0,10	0,02	0,16	0,18	2919,23	3492,01	1084,41	297,38
3/4/2018	17,2	14,39	39,4	5	9,14	347,488.35	0.32	0,02	0,05	0,01	0,12	0,12	2159,71	3079,87	1185,82	238,32
3/13/2018	4,4	7,64	10,4	4	10,7	151,830.15	0.38	0,02	0,02	0,01	0,21	0,08	221,13	389,05	76,20	34,78
11/15/2018	17,4	5,04	8,88	5	6,81	64,541.48	0.04	0,07	0,15	0,00	0,17	0,13	1132,53	1411,95	379,89	116,12
2/18/2019	12,1	5,4	11,7	2	72,17	321,776.75	0.30	0,04	0,10	0,01	0,08	0,14	1767,49	4130,12	2362,63	382,05
1/2/2020	32,33	9,16	15,85	1	53,96	346,177.43	0.12	0,02	0,09	0,01	0,43	0,33	2666,36	2991,09	350,44	341,74

Tabela 5.17. Matriz do coeficiente linear de Pearson (r) para os dados durante a cheia no Córrego Vicente Pires.

VARIÁVEIS	Vol. Médio Precip.	Int. Precip. Média	Max Int. Precip.	D.S.A.	Q pico	Vol. Escoamento	Coef. De Escoamento	PR	PT	NO2-N	NO3-N	NH3-N	SS	ST	SD	DQO
Vol. Médio Precip.	1	0,220	0,149	-0,365	0,293	0,031	-0,794	0,010	0,366	0,026	0,719	0,906	0,653	0,365	-0,151	0,520
Int. Precip. Média		1	0,937	0,148	-0,288	-0,812	-0,741	-0,689	-0,581	0,432	0,041	0,075	0,411	0,202	-0,043	0,109
Max Int. Prec.			1	0,141	-0,215	-0,592	-0,685	-0,546	-0,376	0,501	-0,224	-0,028	0,525	0,402	0,209	0,241
D.S.A.				1	-0,840	-0,270	0,015	0,355	-0,138	-0,531	-0,395	-0,695	-0,642	-0,581	-0,255	-0,716
Q pico					1	0,395	0,074	-0,177	0,256	0,128	0,137	0,538	0,505	0,747	0,629	0,861
Vol. Escoamento						1	0,425	0,765	0,899	-0,141	-0,190	0,082	0,084	0,234	0,310	0,248
Coef. De Escoamento							1	0,280	0,022	-0,191	-0,424	-0,574	-0,641	-0,338	0,119	-0,360
PR								1	0,825	-0,546	-0,181	-0,168	-0,305	-0,225	-0,051	-0,236
PT									1	-0,194	-0,032	0,267	0,257	0,277	0,197	0,296
NO2-N										1	0,002	0,206	0,645	0,358	0,040	0,283
NO3-N											1	0,816	0,206	-0,181	-0,624	0,069
NH3-N												1	0,678	0,399	-0,134	0,604
SS													1	0,814	0,340	0,815
ST														1	0,812	0,960
SD															1	0,700
DQO																1

Ali *et al.* (2016) realizaram um estudo em uma bacia experimental residencial na França e obtiveram valores referentes ao CME de SS entre 35,39 - 2174,37 mg/L, inclusive sendo monitorados durante as quatro estações do ano, relacionando também com os parâmetros hidrológicos. Os autores não encontraram nenhum valor alto de correlação do CME dos SS com o DSA, duração, volume ou intensidade de precipitação. Porém, quando associadas as cargas de SS aos parâmetros hidrológicos, a mais forte correlação corresponde ao volume médio da precipitação, enfatizando que a concentração obtida está associada ao escoamento superficial, ou seja, à poluição difusa.

Park *et al.* (2019) também fizeram as correlações entre aos parâmetros de qualidade e hidrológicos e obtiveram altos valores de correlação do volume total e intensidade da chuva e vazão com SS, como também visto no VP, enquanto os DSA tiveram uma relação alta com a DBO, que poderia ser comparado com a DQO, mas se mostrou uma correlação inversa, como comentado anteriormente.

5.2.5 Análise do *First Flush* (FF)

Na poluição difusa, devido às características de acumulação e lavagem, diretamente relacionadas à precipitação, pode ocorrer o aumento da carga de poluentes na primeira porção do escoamento, conhecido como *First Flush*. Para identificar esse fenômeno se utiliza a curva adimensional M(V) que indica a desproporcionalidade das concentrações ou a massa durante as porções iniciais do volume do escoamento superficial (SANSALONE e CRISTINA, 2004; FAI e YOSOP, 2009), que foram determinadas para os eventos monitorados no córrego VP (APÊNDICE H).

O comportamento do FF é bastante heterogêneo entre os eventos e entre os poluentes. O evento do dia 19/02/18 é o que apresenta todas as curvas acima da bissetriz de 45°, exceto pelo nitrito. Diferente dos eventos dos dias 18/02/19 e 02/01/20, nos quais a maiorias das curvas se situaram abaixo da bissetriz.

Conforme Bertrand-Krajewski *et al.* (1998), que só admite a identificação do fenômeno na porção 80/30, somente o evento ocorrido no dia 29/08/19 apresentaria o FF para dois poluentes: amônia e DQO, o que limita bastante a definição de FF. De acordo com a definição de Sansalone e Buchberger (1997), considerada a mais adequada para este estudo, devido à possibilidade de implantação de técnicas compensatórias de drenagem urbana que possuem uma limitação de volume da chuva retido, sendo aprisionado a primeira carga de lavagem dos eventos, o reconhecimento do FF torna-se mais amplo, estando presente em todos os eventos monitorados.

Di Modugno *et al.* (2015) avaliaram que, em média, nos eventos monitorados, nos primeiros 30% do volume, cerca de 60% dos SS eram descarregados. Nesta pesquisa, tivemos resultados com menores proporção de FF, para os 30% de volume iniciais, cerca de 29,33% dos SS eram descarregados nos eventos de cheia (Tabela 5.18), sendo a menor porcentagem, já para NH₃-N e PR, as maiores porções foram de 38,33% e 35%, respectivamente.

Tabela 5.18. Porcentagem de massa dos poluentes descarregados nos primeiros 30% do volume de cada evento analisado.

Evento	PR	PT	NO2-N	NO3-N	NH3-N	SS	ST	SD	DQO
19/02/18	50	60	38	55	60	34	44	55	32
04/03/18	34	26	60	52	70	28	20	7	20
13/03/18	35	29	40	30	37	27	42	42	37
15/11/18	33	22	24	26	20	37	39	44	43
18/02/19	32	30	19	22	20	21	22	23	20
02/01/20	26	30	21	21	23	29	28	21	30
Média	35,00	32,83	33,67	34,33	38,33	29,33	32,50	32,00	30,33

Ainda de acordo com Bertrand-Krajewski *et al.* (1998), o parâmetro b pode ser uma boa referência para análise de FF, tendo em vista que valores menores que 1 indicam a ocorrência do fenômeno e, quanto menor o valor de b, maior o afastamento da curva. Portanto, maior carga de poluente foi carregada nos volumes iniciais. Logo, ratificamos mais uma vez a ocorrência do FF (Tabela 5.19), pois houve a ocorrência de b menores que 1 em 42 dos 54 (77%) eventos de cheia.

Tabela 5.19. Parâmetros hidrológicos e valores de “b” para cada evento de cheia.

Evento	Vol. Médio Precip.	Int. Precip. Média	Max Int. Precip.	D.S.A.	Q pico	Vol. Escoamento	Coef. De Escoamento	PR	PT	NO2-N	NO3-N	NH3-N	SS	ST	SD	DQO
19/02/18	14,33	9,01	24	1	40,94	269842,09	0,209	0,7053	0,5317	0,4048	0,4282	0,6016	0,9667	0,7875	0,6535	1,0053
04/03/18	17,2	14,39	39,4	5	9,14	77975,01	0,05	0,5302	0,4165	0,4789	0,5289	0,5207	0,6674	0,7291	0,9479	0,6891
13/03/18	4,4	7,64	10,4	4	10,7	125426,85	0,317	0,8021	0,9234	1,0399	1,2922	1,0233	1,4084	0,8092	0,3568	0,9066
15/11/18	17,4	5,04	8,88	5	6,81	339996,42	0,217	0,8055	1,033	0,8371	0,8793	0,8189	0,6858	0,6981	0,7709	0,9156
18/02/19	12,1	5,4	11,7	2	72,17	312672,22	0,287	0,6853	0,8488	0,8903	1,2633	1,0043	1,0831	1,071	1,0589	1,1452
02/01/20	32,33	9,16	15,85	1	53,96	189236,41	0,065	0,914	0,7735	0,7495	0,906	0,7607	1,1519	0,9767	0,5248	0,8701

Correlacionou-se o FF (valores de b) com os parâmetros hidrológicos, chuva e vazão, a fim de avaliar se uma maior intensidade da chuva influenciaria no processo de remoção de partículas do solo e na magnitude da poluição difusa, como dito por Saget e Chebbo (1995) e Martinson e Thomas (2009). Percebe-se que quanto maior a intensidade máxima ou média da chuva, menor são os valores de b em todos os poluentes

(APÊNDICE I), o que também foi identificado por Deletic e Maksimovic (1998), Barco *et al.*, (2008) e Todeschini (2019). Exceto no SD, que pode ser associado a questões da diluição.

Percebe-se também que quanto maior o número de dias secos antecedentes, menor o valor de b (ou seja, maior ocorrência do FF) para alguns poluentes como PR, NH-N, SS, DQO, o que também foi verificado por Tsuji (2018) na bacia do RF I, cujo evento que teve menores valores de b foi o que possuiu o maior número de dias secos antecedentes, cerca de 25 dias. Ainda confirmado por Saget e Chebbo (1995) que os menores valores de b ocorrem com maior frequência após um longo período seco antecedente e de acordo com Gupta e Saul (1996) o número de dias secos antecedentes associado à máxima intensidade seria o parâmetro de chuva mais determinante para a ocorrência de FF.

Em relação aos parâmetros de escoamento, percebe-se que quanto maior a Q_{pico} e o volume de escoamento, mais difícil de caracterizar os FF, que foi o que aconteceu no evento de maior vazão, 18/02/19, o que pode ser atribuído aos grandes volumes de água no evento que provocam maior arraste, mas também maior diluição dos poluentes.

De modo geral, ainda existem grandes dificuldades em comparar e assumir como, em quais parâmetros, tipos de precipitação e tipos de bacia haverá a ocorrência do FF, ou até mesmo se ocorrerá pois, em alguns estudos isso não se confirmou. Didonet (2017) monitorou os sedimentos no trecho urbano da Bacia do Rio das Antas no Goiás e não conseguiu identificar nenhum fenômeno de FF e os valores de b foram considerados altos e com pouca variação, entre 1,0 e 1,07.

Lee *et al.* (2002) vai além dos parâmetros hidrológicos e de qualidade da água para a análise da ocorrência de FF, pois também avalia o tamanho da bacia e a área impermeável contribuinte, que possuem boas correlações com o FF.

Apesar das inúmeras e às vezes ambíguas definições, pesquisadores, formuladores de políticas e gestores de bacias hidrográficas reconhecem amplamente o potencial da noção de primeira descarga para uma implementação eficaz e econômica de práticas de controle de qualidade de águas pluviais, como estruturas com tecnologias de infraestrutura verde (STRECKER *et al.*, 2001; KAYHANIAN e STENSTROM, 2005; TODESCHINI *et al.*, 2012; TODESCHINI *et al.*, 2018).

5.3 ANÁLISE DA QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS NO DISTRITO FEDERAL

As análises estatísticas multivariadas são úteis para a interpretação dos conjuntos de dados que buscam analisar espacial e temporalmente as variações na qualidade da água, além de demonstrar quais são os parâmetros mais influentes e quais os pontos que apresentam características mais semelhantes.

Resolve-se, então, comparar os dados hidrológicos e de qualidade da água das três áreas estudadas a fim de saber se os diferentes usos e ocupação poderiam fornecer informações sobre a poluição difusa no DF.

5.3.1 Análise das componentes principais da poluição difusa no DF

A ACP foi empregada no conjunto de dados hidrológicos e de qualidade de água para identificar correlações entre parâmetros e as possíveis fontes de poluentes nos três locais de estudo: C.O. UnB, RF I e NBVP.

Pelo gráfico *biplot* da comparação dos três locais (Figura 5.40), observa-se a separação entre eles. Na F1, destaca-se os pontos monitorados no NBVP; na F2, os dados da bacia do C.O.; enquanto os pontos do RF1 não apresentaram nenhum destaque nesses fatores.

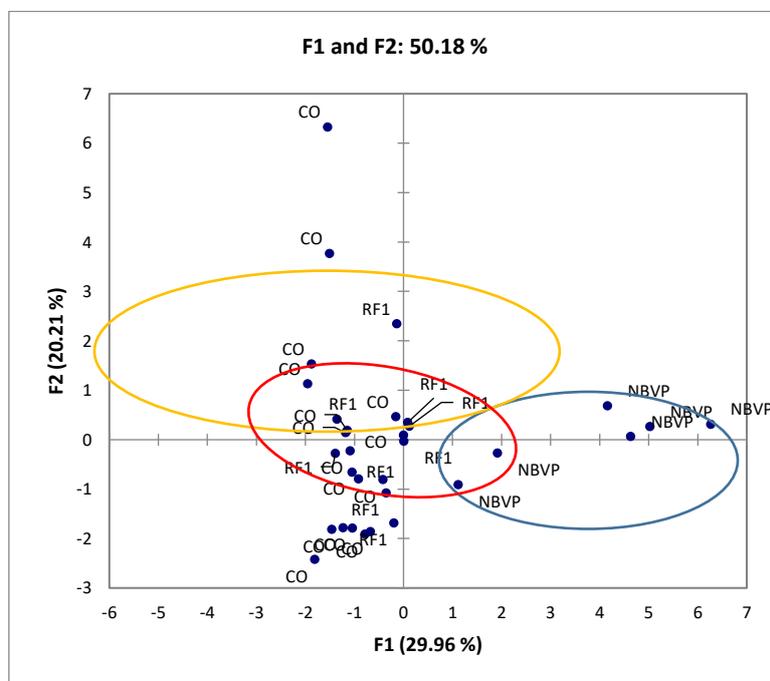


Figura 5.40. Resultado da ACP de acordo com os locais monitorados.

Verificando a organização dos poluentes em cada carga dos fatores (Figura 5.41), notou-se que F1 está relacionada aos poluentes $ST > SS > SD > DQO$, a qual, pelos

resultados anteriores, já estava associada à poluição difusa. Na F2, é pertinente aos parâmetros hidrológicos (Vol. Escoamento>Vol. Médio de Precipitação>Qpico), adicionado do nitrato.

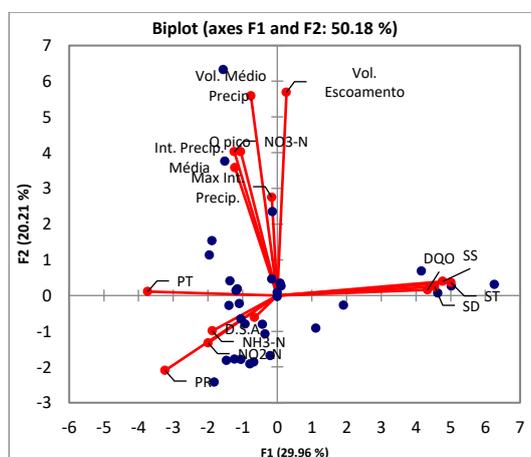


Figura 5.41. Disposição dos parâmetros em cada fator.

Os resultados demonstram como as características das bacias podem ser visualmente representadas. Enquanto a bacia do NBVP está ainda em fase de desenvolvimento, a poluição difusa se destaca por meio dos poluentes relacionados aos sólidos (ST, SD, SD) e à matéria orgânica (DQO). Já quando a bacia está mais consolidada, como é o caso do C.O., destaca-se a questão da impermeabilização do solo, representada pelo volume de escoamento, precipitação e vazão de pico gerados. Porém, destacou-se nas cargas do F2 o nitrato, cujos problemas relacionados com lançamentos de esgoto domésticos no sistema de drenagem pluvial também foram identificados. Nessa representação, pode ser deduzido que o RF 1 não se destaca justamente por, além de já ser uma região bem consolidada, não há grandes construções, e não foram identificados lançamentos de esgoto clandestino em grande escala, como na bacia do C.O.

O comportamento do NBVP pode ser confirmado com a explicação de Tucci (2005a), em que ele atribui que a fase do desenvolvimento urbano influencia na geração da poluição difusa. Conforme a classificação do autor, o NBVP está entre o estágio inicial e intermediário de desenvolvimento, ou seja, moderado, no qual parte da população está estabelecida, porém ainda existe considerável movimentação de terra resultante de novas construções, aumentando também a produção de sedimentos que é transportado pelo escoamento superficial até o Córrego VP. Já o C.O. e o RF 1 são consideradas áreas desenvolvidas (urbanização moderada), ou seja, as superfícies urbanas estão consolidadas, resultando numa produção residual de sedimentos. Tucci (2005a) destaca

nessa fase que a produção de lixo urbano pode ser bem representativa, chegando ao seu máximo no sistema de drenagem urbana, o que não é uma grande questão nessas duas bacias por ter um sistema de coleta de resíduos sólidos eficiente.

Ren *et al.* (2003) monitoraram 5 pontos do Rio Shanghai Huangpu e concluíram que há uma correlação forte entre a proporção de áreas urbanas e a piora da qualidade da água. Como também foi detectado por He *et al.* (2008), ao avaliarem os impactos na qualidade da água superficial e no uso do solo advindos do rápido crescimento econômico da região de Xian (China). Os autores concluíram que há uma relação estatística e espacial evidente entre o uso do solo e a qualidade das águas superficiais e apontam fatores, como o rápido declínio das áreas agricultáveis, a crescente e intensa proporção de usos industriais do solo e a ausência de espaços verdes como responsáveis pela deterioração da qualidade da água local.

Gorgoglione *et al.* (2019) fizeram uma observação quanto às características da bacia. Eles associam que quanto maior a porcentagem de impermeabilização, área da bacia, e rugosidade do sistema de drenagem, maior as cargas de nutrientes e sedimentos nas águas do escoamento superficial. Porém Coles *et al.* (2012) notaram que a urbanização influencia na qualidade das águas urbanas até um determinado ponto, ou seja, existe um limiar em que os indicadores de qualidade da água já não mudavam à medida que a intensidade da urbanização aumentava, o que pode ser representado pela fase que o RF 1 se encontra, e que o C.O. estaria se o problema de lançamento de esgoto na rede de drenagem estivesse resolvido.

A fim de comparar essa questão da urbanização, resolveu-se avaliar como uma bacia rural se comportaria em relação à ACP diante das bacias urbanas deste estudo. Pois, de acordo com Tucci (2005a), o volume de sedimentos gerados em bacias em desenvolvimentos é 10 vezes maior do que uma bacia já alterada e quase 100 vezes maior que uma bacia considerada rural. Portanto, comparou-se com a bacia do Rodeador, considerada majoritariamente rural, também no DF. Essa bacia faz parte da bacia do Lago Descoberto (25%), maior sistema de distribuição de água do DF, com área de 113.46 km², cujas concentrações dos nutrientes no Córrego foram monitoradas por Fim (2018).

Na Figura 5.42, percebe-se que a bacia referente aos dados do Rodeador (rural) isola-se completamente à esquerda do eixo F2, enquanto as demais bacias encontram-se espalhadas pelo gráfico. A distribuição dos parâmetros pelos fatores (Figura 5.43) corresponde a PT> NO₂-N>PR> NH₃-N e na F2, ao Vol. Médio Precip.> NO₃-N>Qpico (Figura 5.43). Mais uma vez, a bacia do C.O. se destaca nos quesitos hidrológicos e nas

concentrações de nitrato, confirmando que é uma bacia com altos índices de impermeabilização agravados com o lançamento de esgoto.

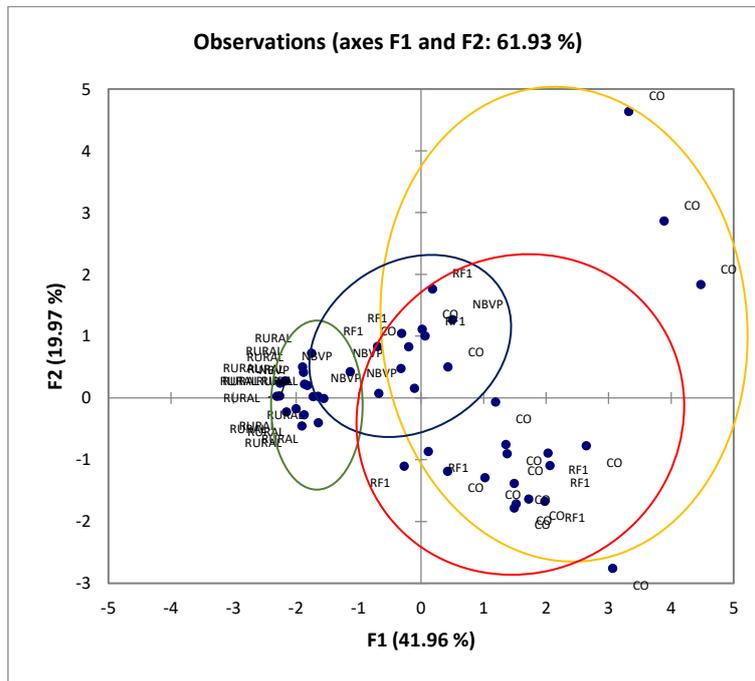


Figura 5.42. Resultado da ACP de acordo com os locais monitorados adicionado ao ponto rural.

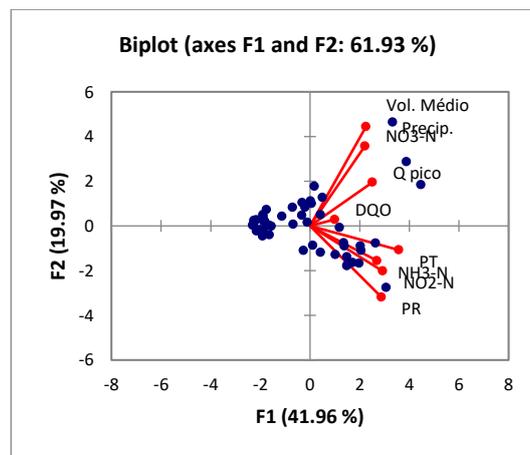


Figura 5.43. Disposição dos parâmetros em cada fator adicionado ao ponto rural.

Comparando os mesmos dados da Figura 5.42, agora sem a bacia rural (Figura 5.44), percebe-se que o NBVP fica sem destaque, visto que as maiores descargas de poluentes nessa bacia eram os sólidos, dados que não compõem esta análise, mas se aproxima do vetor da DQO. Enquanto isso, os dados referentes à bacia do C.O. ficam bastante espalhados em ambos os fatores (mostrados na Figura 5.44), como também do RF 1, porém sem tanta evidência.

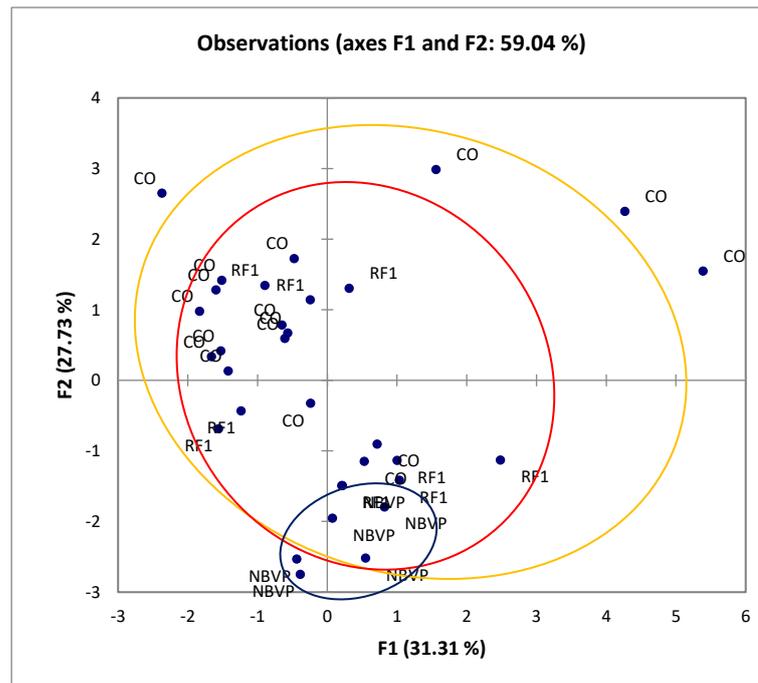


Figura 5.44. Resultado da ACP com os parâmetros utilizados na ACP adicionada a bacia rural.

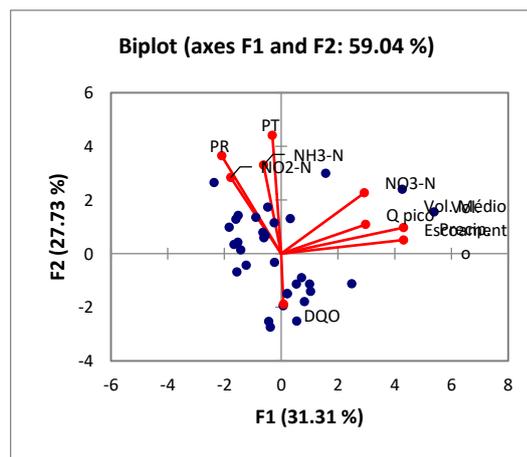


Figura 5.45. Resultado da ACP de acordo com os locais monitorados.

A ACP realizada com dados hidrológicos e de qualidade enfatizou a importância do monitoramento de ondas de cheia em bacias urbanas com diferentes conjecturas. Foi possível destacar que a poluição difusa fica tímida frente às descargas de esgotos domésticos nos sistemas de drenagem, ou seja, a poluição advinda pela falta de coleta e tratamento ainda é o problema principal que envolve as áreas urbanas quanto à degradação dos corpos hídricos. Em seguida, percebe-se que, quando a urbanização está estabelecida, há poluição difusa mais discreta, no caso do RF 1, cuja totalidade dos campos do saneamento básico é bem servida. A poluição difusa é um grande problema quando a bacia está em processo de urbanização (seja ele inicial ou moderado) pois o processo de impermeabilização provoca aumento do volume escoado, causando

grandes lançamentos de sedimentos e matéria orgânica, sendo oriundos da lavagem do solo ou da erosão das margens do rio e da própria bacia, o que ocorre no VP.

5.3.2 Modelagem da Qualidade das Águas Pluviais nas Bacias Urbanas do DF

- Simulação de Polutogramas com MO e k calibrados por evento

O modelo empírico para simulação das cargas difusas mostrou-se aplicável às áreas de estudo do DF, provavelmente devido à robusta quantidade de dados observados, que proporcionou estimativas de MO e k acertadas.

Esse resultado pode ser confirmado na Tabela 5.20, na qual estão organizados os valores de R^2 entre todos os poluentes observados e simulados para cada evento. Percebe-se com os valores, que as melhores simulações ocorreram no C.O., seguido pelo RF I e, um pouco mais afastado, pelo NBVP.

Tabela 5.20. Dados de R^2 entre dados dos poluentes observados e simulados para cada evento em cada bacia (Apêndice J, K, L).

	Evento	DQO R^2	SS R^2	PT R^2	NO ₃ R^2
C.O.	11/01/12	0.57	0.82	0.95	0.97
	11/03/12	0.57	0.91	0.8	0.55
	11/08/12	0.74	0.94	0.96	0.94
	11/17/12	0.91	0.97	0.96	0.9
	11/19/12	0.63	0.97	0.94	0.9
	11/26/12	0.9	0.99	0.99	0.71
	01/08/13	0.93	0.93	0.9	0.86
	01/09/13	0.87	0.97	0.89	0.93
	01/12/13	0.78	0.92	0.96	0.89
	01/14/13	0.89	0.96	0.89	0.95
	01/15/13	0.61	0.97	0.94	0.89
	01/15/13	0.97	0.68	0.86	0.92
	01/19/13	0.85	0.94	0.66	0.95
	01/25/13	0.89	0.921	0.9	0.8
	01/29/13	0.45	0.98	0.87	0.55
	02/24/13	0.87	0.91	0.85	0.67
RF1	26/11/17	0.80	0.87	0.87	0.95
	05/01/18	0.90	0.99	0.95	0.9
	14/01/18	0.71	0.80	0.98	0.96
	15/01/18	0.81	0.96	0.69	0.91
	29/01/18	0.74	0.96	0.92	0.72
	01/02/18	0.36	0.83	0.99	0.5
	03/02/18	0.87	0.58	0.76	0.87
NBVP	19/02/18	0.50	0.74	0.63	0.74

04/03/18	0.72	0.66	0.4	0.8
13/03/18	0.96	0.85	0.88	0.89
15/11/18	0.5	0.89	0.84	0.86
18/02/19	0.91	0.95	0.92	0.81
02/01/20	0.95	0.9	0.89	0.97

A bacia do C.O. apresentou as melhores simulações analisando os valores médio do R^2 para os poluentes analisados, ou seja, R^2 médio $> 0,76$. Lembrando mais uma vez que essa bacia é a que apresenta considerável volume de descargas irregulares de esgoto doméstico dentro da rede de drenagem, e que o modelo utilizado trata de uma aproximação da massa acumulada e o quanto o escoamento carrega esse poluente. Portanto, o fato de os melhores resultados estarem relacionado à bacia do C.O. pode ser relacionado a uma poluição pontual, e a dos outros dois locais por representarem mais a poluição difusa e possuírem menos aderência, tendo em vista a complexidade maior na simulação do polutograma devido à relação com outras variáveis, como o uso e ocupação do solo.

A seguir, são apresentados os melhores resultados de R^2 para cada poluente na bacia do C.O. (Figura 5.46 a Figura 5.53). Nota-se que os polutogramas simulados conseguem se assemelhar muito ao observado nos eventos selecionados, o que era esperado tendo em vista que cada evento está calibrado.

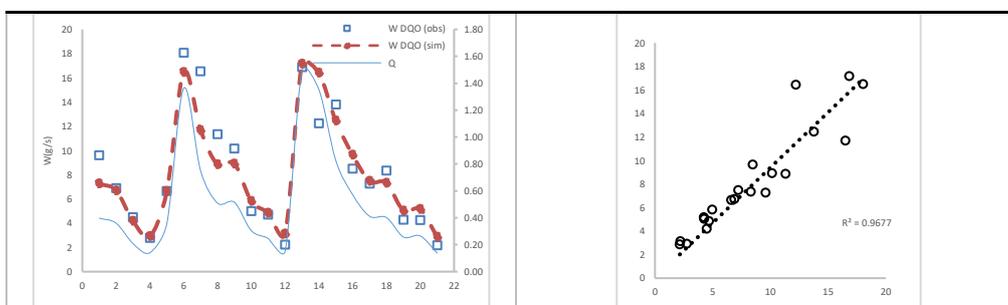


Figura 5.46. Simulação do polutograma de DQO na bacia do C.O. no evento do dia 15/01/2013.

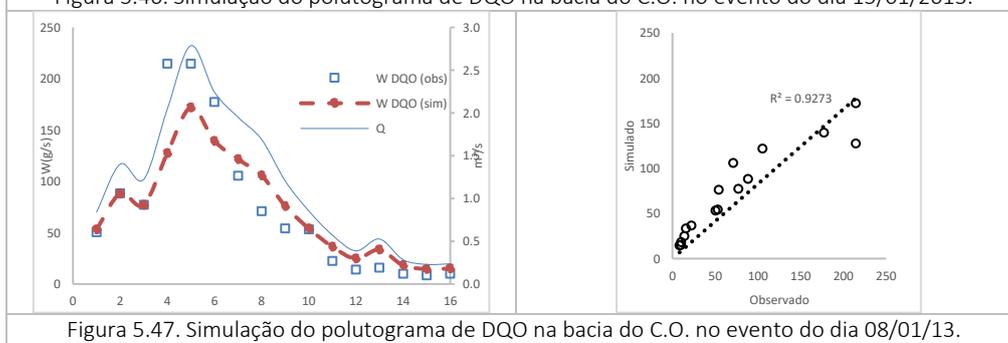


Figura 5.47. Simulação do polutograma de DQO na bacia do C.O. no evento do dia 08/01/13.

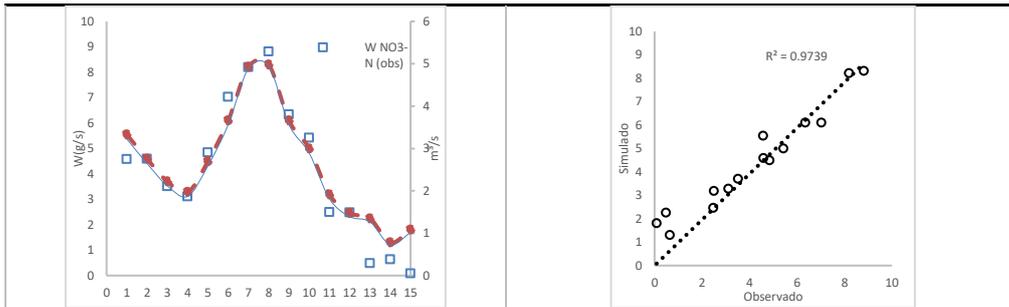


Figura 5.48. Simulação do polutograma de NO3-N na bacia do C.O. no evento do dia 01/11/2012.

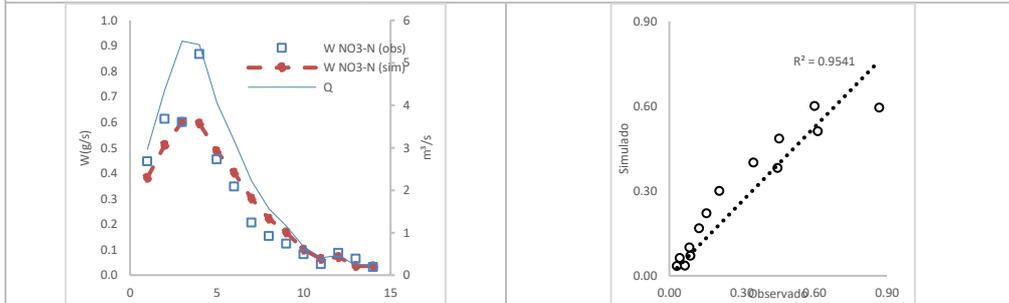


Figura 5.49. Simulação do polutograma de NO3-N na bacia do C.O. no evento do dia 19/01/2013.

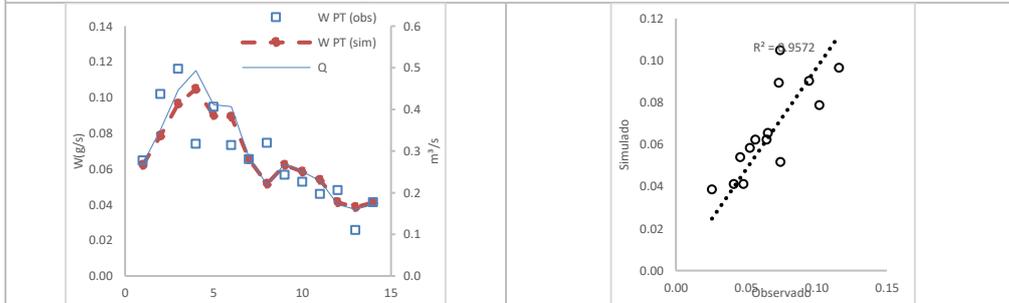


Figura 5.50. Simulação do polutograma de PT na bacia do C.O. no evento do dia 12/01/2013

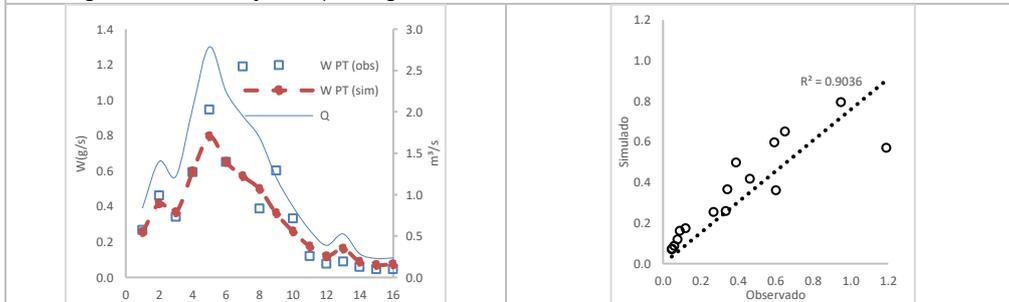


Figura 5.51. Simulação do polutograma de PT na bacia do C.O. no evento do dia 08/01/13

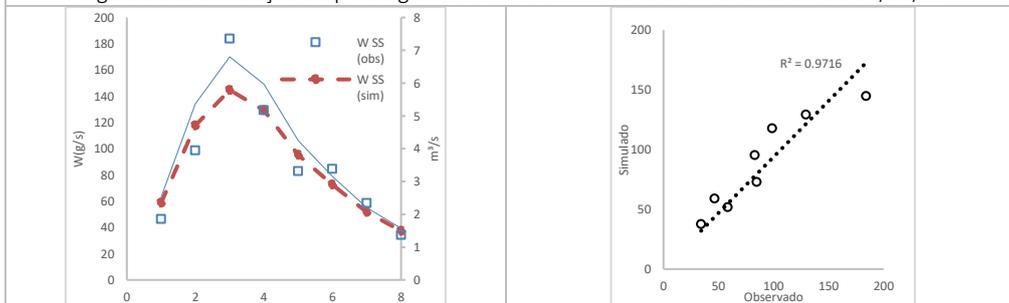


Figura 5.52. Simulação do polutograma de SS na bacia do C.O. no evento do dia 17/11/2012.

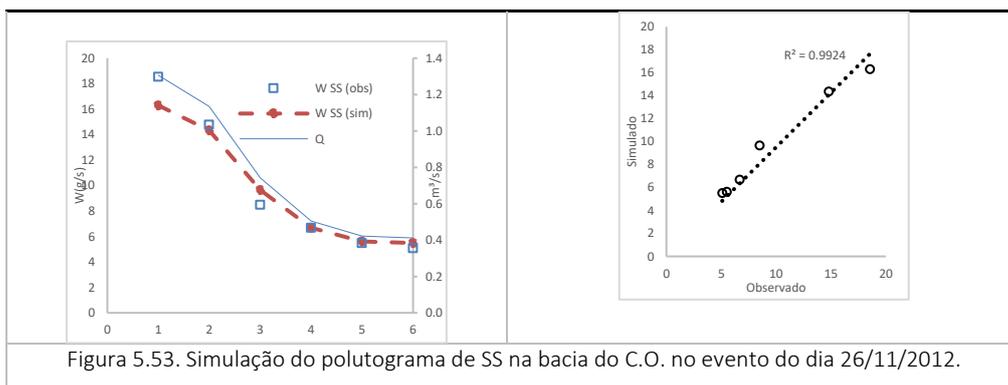


Figura 5.53. Simulação do polutograma de SS na bacia do C.O. no evento do dia 26/11/2012.

O poluente que melhor se adaptou ao modelo e teve o melhor valor médio de R^2 nas simulações foi o SS para todos as áreas de estudos analisadas (Figura 5.54 e Figura 5.55). Pode-se deduzir, portanto, que esse poluente possui uma melhor dependência da taxa de massa inicial disponível e volume de escoamento.

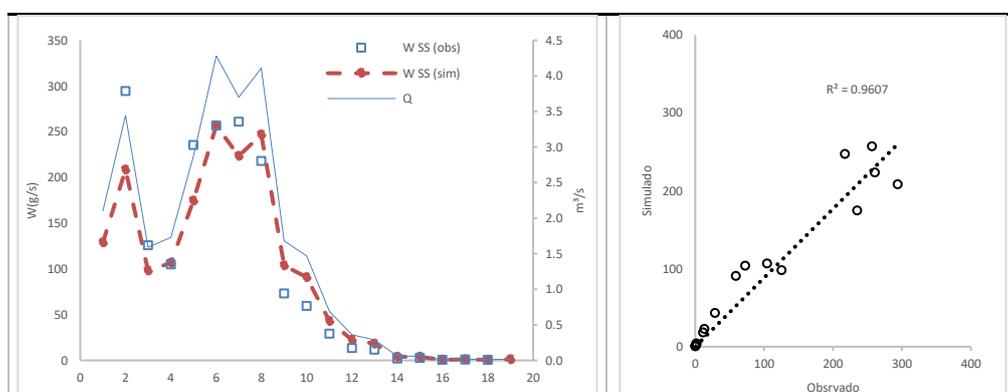


Figura 5.54. Simulação do polutograma de SS na bacia do RFI no evento do dia 15/01/18.

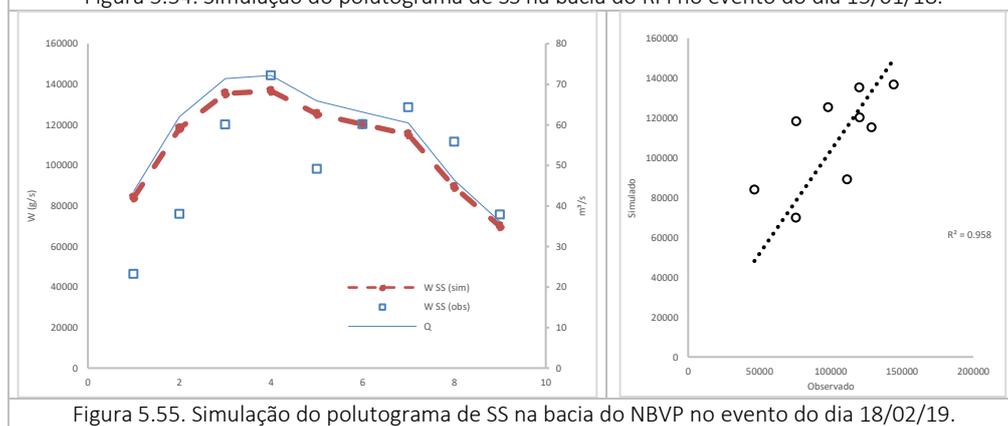


Figura 5.55. Simulação do polutograma de SS na bacia do NBVP no evento do dia 18/02/19.

Esse modelo pode ser usado como uma ferramenta para interpolação dos dados medidos, fazendo com que o monitoramento possa ser otimizado. Isso ocorre porque o método produziu polutogramas semelhantes aos observados.

A aplicação do modelo para os eventos monitorados revelou, todavia, uma grande variabilidade nos valores calibrados de MO e k para cada evento chuvoso, conforme também observado por Nogueira(2020).

- Correlações dos parâmetros do modelo de carga unitária com os hidrológicos de cada bacia

A fim de entender a adaptação do modelo nas áreas de estudo, foi realizada uma correlação entre os valores do R² (Tabela 5.21) e MO (Tabela 5.22) para cada poluente em cada evento, com os dados hidrológicos dos eventos (precipitação e escoamento superficial).

Tabela 5.21. Valores de coeficiente de Pearson (r) entre R² e dados hidrológicos para as três bacias em estudo.

		DQO R ²	SS R ²	PT R ²	NO 3 R ²
C.O.	Vol. Médio Precip.	-0.548	0.038	0.147	-0.072
	Int. Precip. Média	0.120	-0.088	-0.139	0.254
	Max Int. Precip.	0.262	0.000	-0.028	0.261
	D.S.A.	-0.027	-0.171	0.042	-0.199
	Q pico	-0.303	0.120	-0.125	0.076
	Vol. Esc.	-0.389	0.140	0.012	0.044
	Coef. De Esc.	0.015	0.224	-0.368	0.224
<hr/>					
RF 1	Vol. Médio Precip.	-0.125	-0.131	-0.009	-0.443
	Int. Precip. Média	0.252	0.533	0.389	0.458
	Max Int. Precip.	0.455	0.717	0.277	0.527
	D.S.A.	-0.265	-0.142	0.505	0.093
	Q pico	-0.459	-0.216	-0.347	-0.456
	Vol. Esc.	-0.136	0.093	-0.290	-0.329
	Coef. De Esc.	-0.050	0.070	-0.365	0.231
<hr/>					
NBVP	Vol. Médio Precip.	0.023	0.093	0.000	0.488
	Int. Precip. Média	0.005	-0.856	-0.856	-0.160
	Max Int. Precip.	-0.230	-0.905	-0.957	-0.454
	D.S.A.	-0.199	-0.269	-0.309	-0.026
	Q pico	0.371	0.496	0.418	0.008
	Vol. Esc.	0.407	-0.236	-0.325	-0.064
	Coef. De Esc.	0.082	0.477	0.567	-0.193

Percebe-se que não foi possível aferir quando o modelo obteve os melhores valores de R² na bacia do C.O. Já na bacia do RF 1, o modelo obteve os maiores valores de R² para todos os poluentes analisados quando maior foi a Intensidade Média e Máxima de Precipitação, ou seja, o maior volume da precipitação no menor tempo se relacionou bem com a massa de poluente acumulado na superfície e o escoamento superficial, sendo possível correlacionar nessa bacia a questão de a força da precipitação nas partículas sob a superfície ser capaz de carrear mais massa do poluente pelo escoamento superficial. Na bacia do NBVP, foi possível notar um comportamento contrário ao do RF 1, ou seja, quanto maior foi a Intensidade Média e Máxima de Precipitação, pior foi o modelo, o que se pode deduzir que quanto maior a chuva, mais fontes da massa dos poluentes poderiam surgir na NBVP, correspondente a uma bacia em desenvolvimento. Isso ocorreu porque a NBVP é uma estação de monitoramento dentro de um rio urbano, logo, a massa acumulada do poluente não se associou bem

com a intensidade da precipitação, provavelmente porque há outra fonte de poluentes, como a erosão das margens, o que confunde o modelo testado.

Tabela 5.22. Valores de coeficiente de Pearson (r) entre MO e dados hidrológicos para as três bacias em estudo.

		DQO Mo	SS Mo	PT Mo	NO ₃ Mo
C.O.	Vol. Médio Precip.	-0.082	0.802	0.683	0.412
	Int. Precip. Média	0.101	0.687	0.619	0.210
	Max Int. Precip.	0.079	0.547	0.381	0.284
	D.S.A.	0.619	0.218	-0.143	0.356
	Q pico	0.242	0.816	0.750	0.562
	Vol. Esc.	-0.009	0.881	0.812	0.309
	Coef. De Esc.	0.158	0.406	0.686	0.220
		DQO R ²	SS R ²	PT R ²	NO ₃ R ²
RF I	Vol. Médio Precip.	-0.482	-0.491	-0.077	-0.530
	Int. Precip. Média	0.658	0.644	-0.181	0.214
	Max Int. Precip.	0.315	0.310	-0.369	0.391
	D.S.A.	0.608	0.396	0.016	-0.310
	Q pico	-0.009	0.285	0.572	-0.066
	Vol. Esc.	-0.129	0.176	0.230	-0.103
	Coef. De Esc.	0.532	0.858	0.308	0.487
		DQO R ²	SS R ²	PT R ²	NO ₃ R ²
NBVP	Vol. Médio Precip.	0.858	0.524	-0.112	0.836
	Int. Precip. Média	0.124	-0.320	0.021	0.085
	Max Int. Precip.	-0.069	-0.322	0.214	-0.111
	D.S.A.	-0.587	-0.522	-0.581	-0.591
	Q pico	0.438	0.830	0.301	0.478
	Vol. Esc.	0.460	0.501	0.128	0.471
	Coef. De Esc.	-0.560	-0.117	0.122	-0.520

Quanto à MO do modelo, percebe-se que para a bacia do C.O. quanto maior a precipitação e o escoamento superficial, maior o valor de MO para o SS, PT e NO₃, tendo o DSA relação semelhante e mais forte com a DQO. Pode-se deduzir que quanto mais dias sem chuvas, maior a MO, que pode ser associada às acumulações de esgoto doméstico na galeria de água pluviais, e que quando a precipitação se transforma em escoamento, mais massa de poluente é carregada, como se houvesse uma fonte contínua de poluentes, atribuída mais uma vez a lançamentos clandestinos.

Na bacia do RF 1, o maior acúmulo de massa de DQO e SS está relacionado com o maior coeficiente de escoamento, ou seja, quanto mais chuva se transformou em escoamento, mais poluentes são carregados pelas águas pluviais, confirmado com a correlação da MO com a intensidade da precipitação.

Na bacia do NBVP, quanto maior o volume médio da precipitação e Qpico, maior o MO, ou seja, maior volume de chuva gera maior escoamento, carrega mais poluentes. Porém quanto mais dias secos antecedentes, menor a MO, o que demonstra que não é o processo de acumulação o maior fenômeno nessa bacia para geração de poluentes, e sim a erosão das margens dos rios, pois quanto mais úmida, menor a força entre as partículas e mais fácil se desprende do solo e é levado pelo rio. O que mais uma vez indica outra fonte de poluentes, além do uso e ocupação do solo.

Nogueira (2020) verificou em algumas de suas bacias estudadas que não houve uma correlação significativa entre os valores calibrados de MO e o número de dias secos antecedentes, atribuindo também outras fontes de poluição além da difusa, como deposição e ressuspensão de parte desse material quando da passagem de ondas de enchente, seja devido ao lançamento de esgoto ou de lixo doméstico no rio.

- Modelo de carga unitária para previsão de cargas de poluição difusa com os hidrológicos de cada bacia

Na simulação dos polutogramas, foram calibrados os valores de MO e k , conforme já visto anteriormente. Essa etapa foi possível devido à aquisição ampla de dados de qualidade, o que não corresponde à realidade das bacias urbanas brasileiras.

Usualmente, o valor de MO, correspondente ao *build up*, é buscado na literatura a partir de um determinado uso e ocupação do solo, que pode ser inserido no modelo como o SWMM, que com a transformação da chuva em vazão realiza também a simulação do *wash off*. Porém é comum a não obtenção de bons resultados partir dessa metodologia, tendo em vista que os valores da massa inicial acumulada dependem de muitos fatores e, devido à ausência de pesquisas brasileiras, utiliza-se a literatura internacional.

Modificando a metodologia adotada por Chow, Yosop e Toriman (2012) para o modelo das Cargas Unitárias, resolveu-se adotar os valores médios entre MO e k para 4 eventos dos 7 monitorados no RF I: 2 foram excluídos por serem *outliers* e 1, utilizado para validação (Figura 5.56 a Figura 5.59). Percebe-se que os valores médios para os valores calibrados deram um resultado semelhante ao monitorado para a DQO, PT e NO₃, só não obteve um bom resultado para os SS.

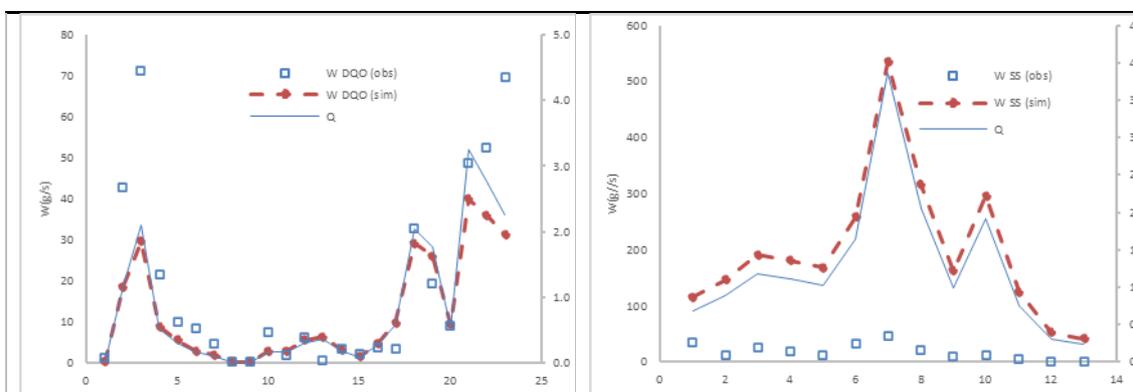


Figura 5.56. Simulação do polutograma de DQO na bacia do RF1 no evento do dia 03/02/18.

Figura 5.57. Simulação do polutograma de SS na bacia do RF1 no evento do dia 01/02/18.

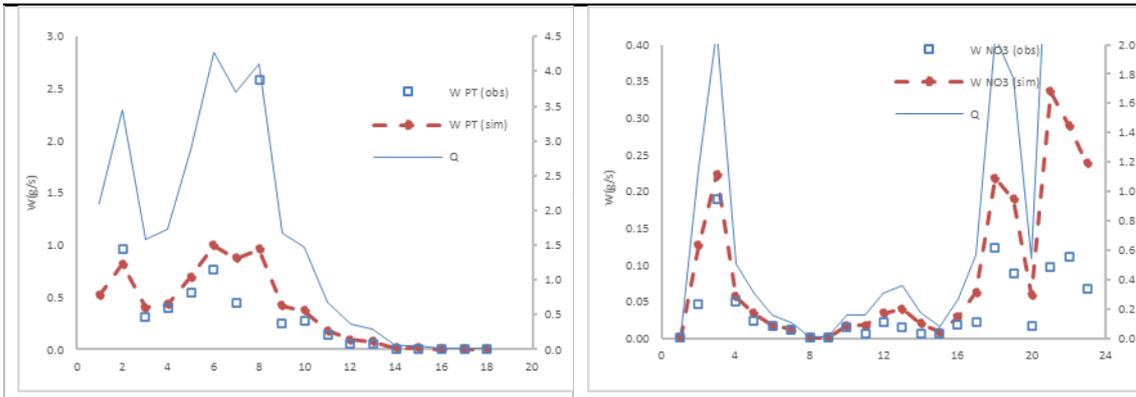


Figura 5.58. Simulação do polutograma de PT na bacia do RF1 no evento do dia 15/01/18.

Figura 5.59. Simulação do polutograma de NO3 na bacia do RF1 no evento do dia 03/02/18.

Apesar do bom resultado com os valores médios, resolveu-se aplicar à MO uma equação baseada no parâmetro hidrológico que obteve melhor correlação, tendo em vista que se sabe que os valores desses parâmetros dependem das condições da precipitação acontecida juntamente ao escoamento gerado, a fim de que os processos de *build up* e *wash off* ocorram e gerem a poluição difusa. Como já visto, no RF 1, os melhores valores da simulação pela Carga Unitária se correlacionaram bem com a Intensidade de Precipitação Média o que também se assemelhou no NBVP, adicionado também pelo parâmetro de Máxima Intensidade da Precipitação.

Analisando no RF 1, foram criadas 4 equações entre os 6 eventos monitorados, um para cada poluente, por meio de regressão linear, entre a MO e a Intensidade de Precipitação Média, utilizando o evento do dia 15/01/18 para validação do modelo. Esse evento foi escolhido por corresponder a mediana entre os valores da Intensidade de Precipitação Média. Percebeu-se que o resultado não foi satisfatório, tendo em vista que os valores simulados foram superestimados em todos os poluentes nos eventos escolhidos (Figura 5.60 a Figura 5.63).

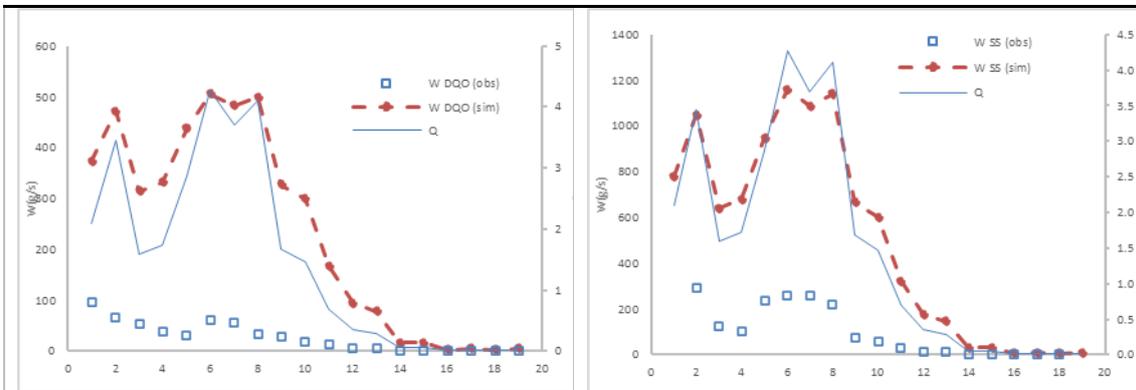


Figura 5.60. Simulação do polutograma de DQO na bacia do RF1 no evento do dia 15/01/18.

Figura 5.61. Simulação do polutograma de SS na bacia do RF1 no evento do dia 15/01/18.

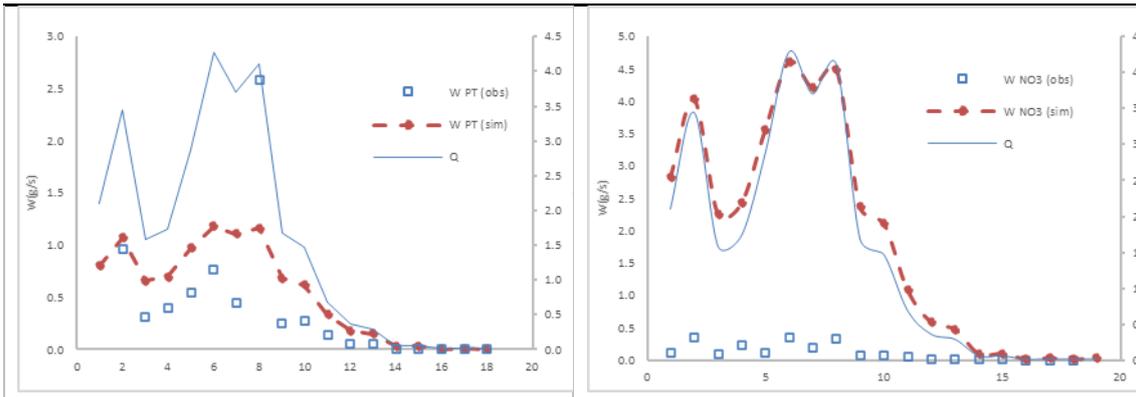


Figura 5.62. Simulação do polutograma de PT na bacia do RF1 no evento do dia 15/01/18.

Figura 5.63. Simulação do polutograma de NO3 na bacia do RF1 no evento do dia 15/01/18.

Como a média para o RF 1 se mostrou mais adequado ao modelo, também se utilizou dessa metodologia para o NBVP. Porém, mais uma vez, para o NBVP, o resultado não se mostrou satisfatório (Figura 5.64 a Figura 5.67). Dependendo do valor adotado para o k , o polutograma não sofreu alteração (Figura 5.64), correspondendo a uma linha reta. Por outro lado, quando o valor de MO era alto, o polutograma foi superestimado em todos os pontos (Figura 5.65 e Figura 5.66) e quando MO era muito baixo, o polutograma ficou muito subestimado.

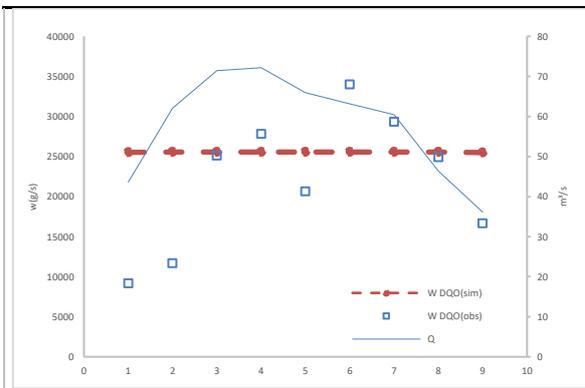


Figura 5.64. Simulação do polutograma de DQO na bacia do NBVP no evento do dia 18/02/19.

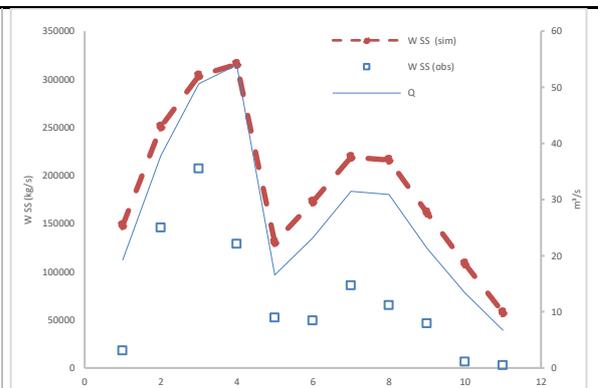


Figura 5.65. Simulação do polutograma de SS na bacia do NBVP no evento do dia 02/01/20.

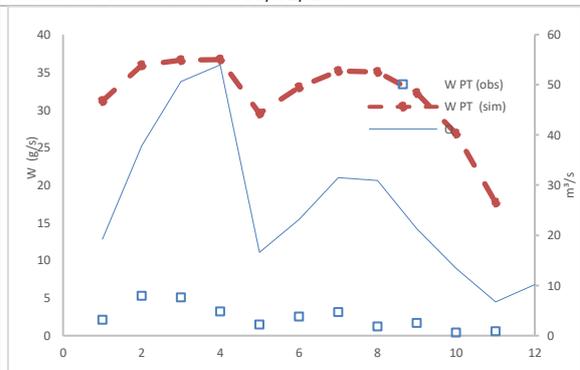


Figura 5.66. Simulação do polutograma de PT na bacia do NBVP no evento do dia 02/01/20.

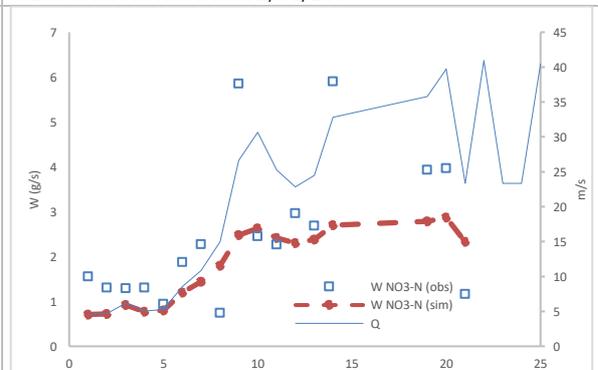


Figura 5.67. Simulação do polutograma de NO3 na bacia do NBVP no evento do dia 19/02/18.

Mesmo sem uma boa resposta, foram analisadas essas metodologias para a bacia do NBVP para 2 parâmetros hidrológicos (Figura 5.68 a Figura 5.75). Para os poluentes DQO, SS e PT, os valores foram muito superestimados, já para o NO₃, os resultados se assemelharam mais à realidade quando utilizada a Intensidade Média da precipitação.

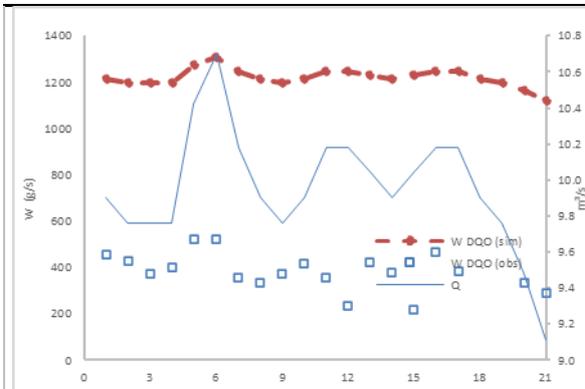


Figura 5.68. Simulação do polutograma de DQO na bacia do NBVP no evento do dia 13/03/18.

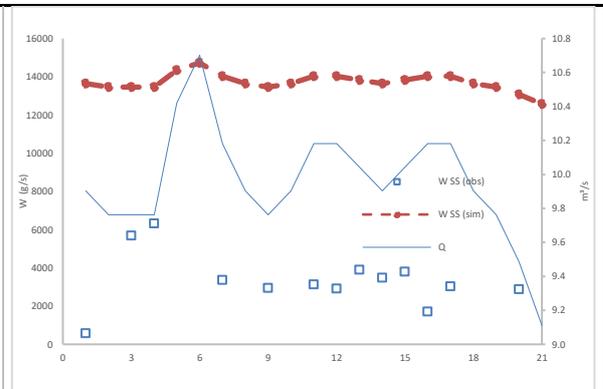


Figura 5.69. Simulação do polutograma de SS na bacia do NBVP no evento do dia 13/03/18.

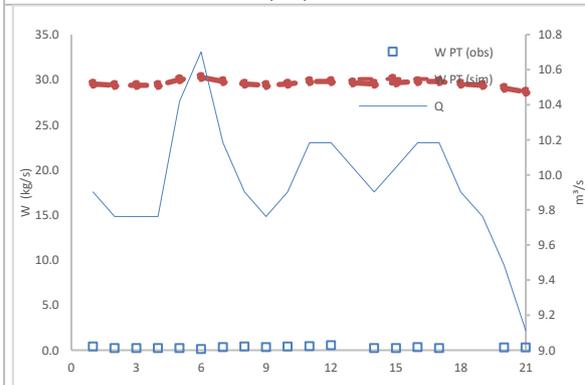


Figura 5.70. Simulação do polutograma de PT na bacia do NBVP no evento do dia 13/03/18.

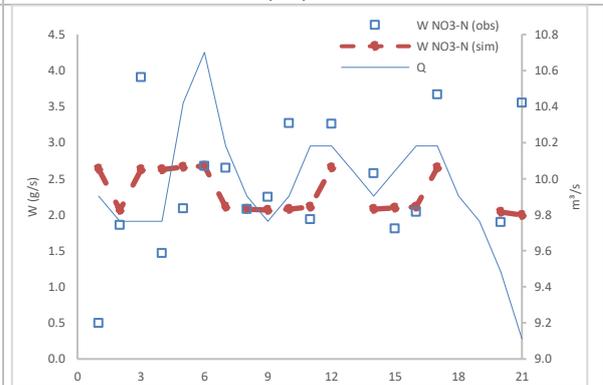


Figura 5.71. Simulação do polutograma de NO₃ na bacia do NBVP no evento do dia 13/03/18.

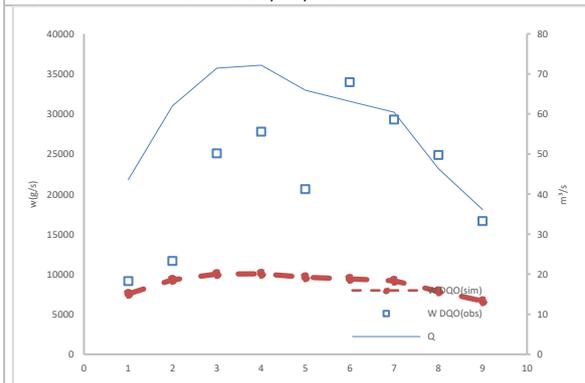


Figura 5.72. Simulação do polutograma de DQO na bacia do NBVP no evento do dia 18/02/19.

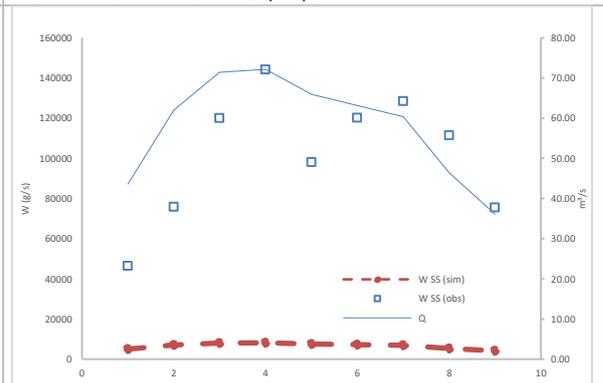


Figura 5.73. Simulação do polutograma de SS na bacia do NBVP no evento do dia 18/02/19.

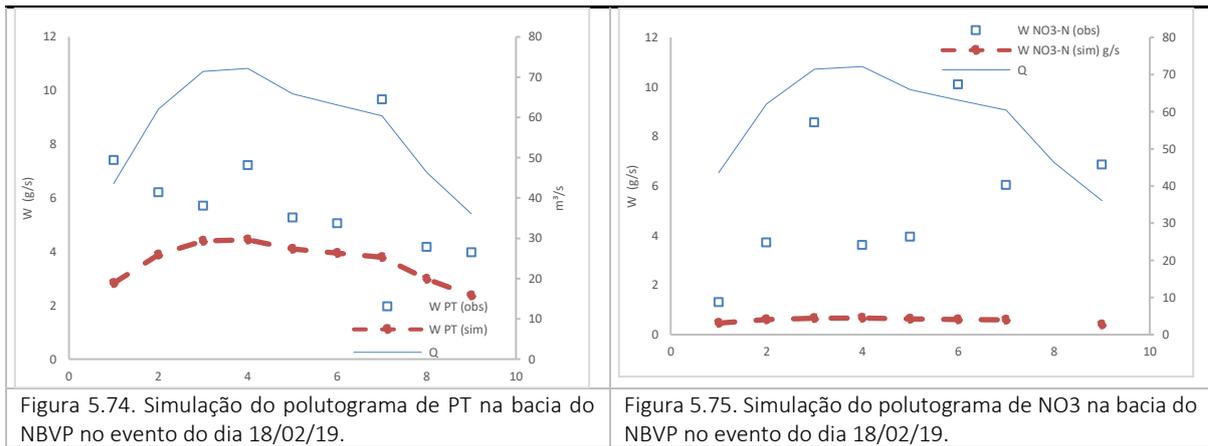


Figura 5.74. Simulação do polutograma de PT na bacia do NBVP no evento do dia 18/02/19.

Figura 5.75. Simulação do polutograma de NO₃ na bacia do NBVP no evento do dia 18/02/19.

Quando foi utilizada a Máxima Intensidade da Precipitação para a regressão, os valores do polutograma foram todos subestimados, ficando bem aquém dos valores medidos.

Os modelos de previsão de qualidade da água precisam ser aperfeiçoados, pois o de Cargas Unitárias, para estimativa de cargas de poluentes, pode não ser satisfatório. Esse modelo pode ser adequado para otimização do monitoramento a fim de redução do número de coletas de amostras e geração de polutogramas durante todo o evento, quando o equipamento tem limitações no número de coletas.

5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS RESULTADOS

A seguir foram resumidos os principais resultados deste trabalho.

- **Simulações com o SWMM levaram a bons resultados após calibração, porém melhorias no monitoramento de vazões de pico a partir da velocidade do escoamento são importantes para confirmação do uso do modelo.**

Confirmou-se a aplicabilidade do SWMM para a simulação chuva-vazão em uma pequena bacia urbana do DF após calibração. Entende-se que o modelo sem calibração pode ser adequado para simulação de cenários com a utilização de melhores estratégias de manejo de águas pluviais, por meio de adoção de LIDs, podendo-se testar, por exemplo, a locação das estruturas. Porém, em termos de dimensionamento, o modelo calibrado é mais seguro e preciso, permitindo a projeção e construção de dispositivos, como orifício de saída de bacias que irão cumprir suas funções adequadamente, seja para melhoria da qualidade das águas afluentes, seja para amortecimento de vazões de lançamento.

A etapa de calibração do modelo mostrou-se fundamental para melhor adaptação da ferramenta à realidade da bacia urbana do RF I, requerendo ajustes em diversos parâmetros, como área das sub-bacias, cota de fundo dos PVs e, principalmente, no coeficiente de Manning n , no D_{store} Perv (armazenamento em áreas permeáveis) e no CN.

Apesar do CN ser considerado um parâmetro de entrada, somente após a sua calibração o modelo conseguiu representar os eventos de chuva-vazão medidos na bacia. Essa etapa foi necessária para adaptação do parâmetro CN às condições do cerrado, no qual, nota-se que os valores encontrados na literatura estão subestimados

A utilização de mais de uma função objetivo é recomendada, pois apesar de 40% dos eventos validados apresentarem NSE negativos, o modelo ainda se mostrou satisfatório em decorrência de outras métricas estatísticas. O problema com o NSE ocorre devido à ênfase atribuída às vazões máximas, cujos valores podem ter apresentado erros em função de problemas na geração da curva-chave, que precisa ser melhorada, evidenciando a relevância dos dados de monitoramento para a qualidade dos resultados de modelagem.

A inclusão da perda por evaporação na modelagem da bacia foi necessária devido à utilização da simulação contínua e se mostrou um avanço nos estudos da hidrologia urbana, tendo em vista que o ciclo hidrológico é considerado e não apenas os eventos de cheia, importante também na adoção de técnicas compensatórias. Verificou-se que houve uma redução na previsão do volume do escoamento superficial, levando a Q_{sim} a se aproximar da Q_{obs} , mas não houve muita interferência na estimativa das Q_{pico} , pois a evaporação não se mostra uma parcela significativa nos eventos com intensidade de precipitação mais elevada, comprovando que a importância dessa parcela é verificada no balanço hídrico total.

Na simulação com as curvas IDF do DF, percebeu-se que a área apresenta pontos de extravasamento, o que indica que em chuvas com TR de 10 anos é provável que ocorra sobrecarga do sistema, ocorrendo pontos de inundação. O sistema não foi dimensionado para esse TR, por isso, provavelmente, há a presença de falhas. Além disso, o sistema não está atendendo à resolução 09/2011 da Adasa, que limita o lançamento da vazão em 24,4l/s/ha. A resolução é posterior à construção do sistema de drenagem no RF I, porém

o sistema necessita de adequação, tendo objetivo a sustentabilidade ambiental do corpo d'água Riacho Fundo

A instalação de bacias de retenção e retenção dimensionadas de acordo com o equacionamento indicado promovem o atendimento à Resolução 09/2011, porém notou-se que a otimização da área e, conseqüentemente, custos, aconteceria quando os projetos referentes às bacias se concentram nas suas respectivas funções: atenuar cargas de poluentes e vazões de pico.

Sugere-se que sejam realizados estudos para aplicação de medidas compensatórias locais, a fim de reduzir os impactos causados pelas grandes vazões e pela poluição difusa dessas águas pluviais. Isso proporcionaria bacias de menores dimensões ao final da rede e soluções sustentáveis ao longo da bacia, permitindo que o sistema fosse mais resiliente à alteração no regime de precipitação ocasionado por mudanças climáticas, por exemplo.

- **O monitoramento da qualidade da água no VP permitiu a identificação de lançamentos de esgotos domésticos (constatado durante o período de seca) e de altas cargas de sólidos e matéria orgânica durante a estação chuvosa.**

Por meio do monitoramento da qualidade da água no exutório do VP, foi possível identificar as duas principais fontes de poluição para o córrego. Apesar das dificuldades de monitoramento de vazão, principalmente durante a passagem das ondas de cheia, sabe-se a importância dessa variável hidrológica na qualidade da água, pela capacidade de diluição ou pela força de arraste.

Na época de seca, percebe-se o aporte de esgoto doméstico no Córrego, devido ao aumento das concentrações e CMEs de poluentes relacionadas aos nutrientes e matéria orgânica, além de correlações altas entre poluentes como $\text{NH}_3\text{-N}$ e os SS, $\text{NH}_3\text{-N}$ e DQO, $\text{NH}_3\text{-N}$ e ST, $\text{NH}_3\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ e DQO, indicando provavelmente a mesma fonte para esses poluentes. Os hidrogramas apresentam uma vazão constante e os polutogramas mostram que as concentrações dos poluentes também são idênticas ao longo das 24h monitoradas, não se verificando nenhuma variação brusca e nem sendo identificada nenhuma descarga que alterasse os parâmetros, indicando que os lançamentos dos esgotos devem ocorrer de forma contínua ao longo do dia.

A solução para o lançamento de esgotos domésticos no córrego VP é a instalação da infraestrutura para coleta e tratamento do esgotamento sanitário nessa bacia, além do

controle da urbanização irregular na região do DF, o que impediria a criação de cidades sem planejamento urbano.

Na época de chuva ocorre a diluição do esgoto aportado no Córrego VP, reduzindo suas concentrações poluentes, porém ocorre contribuição do escoamento superficial oriunda de regiões que foram impermeabilizadas, sem planejamento urbano, o que provoca o aumento das vazões no Córrego, superando sua capacidade de suporte e provocando erosões.

A turbidez e os sólidos (SS e ST) no Córrego VP são muito elevados (valores máximos: 10.000NTU, 2,4g/L, 4,7g/L), indicando que há atividade erosiva acontecendo no VP, confirmada pela intensa movimentação de terra (recortes, escavações e aterros) das obras de infraestrutura urbana na RA Vicente Pires. Como não há controle de sedimentos nessas obras, nem as lagoas construídas favorecem a sedimentação desses sólidos e os poluentes continuam a alcançar os corpos hídricos receptores, como o Córrego VP.

A Q_{pico} pode ser associada à força de arraste nas superfícies, provocando a lavagem e gerando a poluição descarregada. Observou-se que as maiores correlações foram da Q_{pico} com a DQO ($r=0,86$), ST ($r=0,74$) e SD ($r=0,62$), ratificando que as maiores concentrações de sólidos e de MO ocorrem em eventos com as maiores vazões.

Sobre o FF, pode-se concluir que quanto maior a intensidade máxima ou média da chuva e maior o número de dias secos antecedentes, menor os valores de b em todos os poluentes, ou seja, maior a ocorrência do FF. Dessa forma, o período de ausência e a intensidade da chuva são os parâmetros hidrológicos que determinam o acontecimento de FF, o que implica que as técnicas compensatórias de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas tendem a ser mais eficientes para eventos curtos e mais intensos para retenção dos poluentes.

- **O estágio de urbanização no qual a bacia de drenagem se encontra é o principal parâmetro referente à geração da poluição difusa.**

O tipo de ocupação do solo é importante na geração da poluição difusa, porém constatou-se que o estágio de urbanização em que a bacia se encontra também é determinante na formação da ACP.

O estágio pré-urbanização não produz impactos relevantes ao escoamento superficial, por ainda permitir a infiltração em larga escala. O estágio intermediário se

caracteriza pelo intenso revolvimento do solo, provocando grandes cargas de sedimentos que são carreadas e lançadas ao corpo hídrico mais próximo. Quando a urbanização está consolidada, o principal problema é o grande volume do escoamento gerado e a força de arraste que ele exerce. Sendo assim, a depender da fase, o foco da remediação referente às alterações causadas pela urbanização deve ser diferente nos aspectos quantitativo (volume de escoamento superficial e vazão de pico) e qualitativo (poluição difusa).

A Bacia do C.O. UnB teve os parâmetros Vol. Escoamento, Vol. Médio de Precipitação, Q_{pico} e nitrato como destaque, em função do alto grau de impermeabilização dessa bacia, associado a lançamentos de esgotos domésticos irregulares no sistema de drenagem pluvial. A bacia do NBVP ainda está em fase de urbanização, sendo a produção da poluição difusa caracterizada pelos sólidos (ST, SD, SD) e matéria orgânica (DQO). Já a bacia do RF 1, por ser uma região bem consolidada, sem grandes obras nem lançamentos de esgoto clandestino, como na bacia do C.O., as cargas de poluição difusa não se destacam, sendo necessário o controle da vazão de pico no corpo receptor.

Mesmo assim, numa escala de problemas relacionados às cidades, o lançamento de esgoto mostra-se ainda como o principal fator de degradação da qualidade dos corpos hídricos receptores, sendo acentuado no segundo o estágio de urbanização, pois a poluição difusa é mais discreta se serviços do saneamento básico possuem boa cobertura na região (inclusive coleta e destinação adequada de resíduos sólidos e limpeza urbana), situação encontrada mais frequentemente quando a urbanização está estabelecida.

Portanto, a poluição difusa é um grande problema quando a bacia está em processo de urbanização (seja ele inicial ou moderado), pois o processo de impermeabilização provoca aumento do volume escoado, causando grandes aportes de sedimentos e matéria orgânica, oriundos da lavagem do solo ou da erosão das margens do rio, o que ocorre no VP.

- **O modelo Carga Unitária pode ser uma boa ferramenta para estimativa de polutogramas durante eventos longos, a fim de otimizar o monitoramento de qualidade da água.**

Este trabalho indica que esse modelo pode ser usado como uma ferramenta para interpolação dos dados medidos, permitindo que o monitoramento possa ser otimizado. A aquisição de dados nesta tese permitiu que a simulação de polutogramas a partir da calibração dos parâmetros por evento fosse satisfatória, principalmente para os SS,

devido à melhor dependência desse poluente em relação à taxa de massa inicial disponível e o volume de escoamento.

O uso desse modelo para previsão das cargas de poluição difusa ainda precisa ser aperfeiçoado, principalmente porque a utilização de regressões lineares entre os dados hidrológicos e os parâmetros do modelo não se mostrou satisfatória para a obtenção de bons resultados.

6 CONCLUSÃO

O SWMM já é bastante utilizado no meio urbano do DF com uma boa aderência, porém ressalta-se a necessidade de calibração do modelo, tendo em vista principalmente a adaptação de parâmetros como CN, que é obtido na literatura onde estava subestimado.

O modelo é recomendando também para o dimensionamento de medidas compensatórias como as bacias de retenção e detenção, sendo possível a otimização dos espaços e das funções dessas estruturas.

Quanto a poluição difusa, percebe-se que a estratégia de monitoramento do exutório conseguiu fornecer bons resultados quanto a identificação das principais fontes de poluição devido a questões de uso e ocupação do solo da bacia. Pois, enquanto houver deficiência do sistema de esgotamento sanitário, o lançamento de esgoto nos corpos hídricos ainda é um dos principais problemas a serem resolvidos, seguido do controle de sedimentos nos locais onde há intensa urbanização, principalmente devido a etapas de movimentação de terra nas construções.

Já quanto a utilização de modelos para previsão das cargas de poluição difusa, o monitoramento no exutório não é suficiente, sendo necessário conhecer em mais pontos como ocorre a acumulação e lavagem dos poluentes na superfície.

Recomenda-se para futuros estudos a continuação do monitoramento da poluição difusa nas bacias representativas em mais de um local de maneira concomitante no mesmo evento a fim de que seja possível a realização da modelagem da qualidade em modelos como o SWMM. Além disso, implementar novas tecnologias para medição de altas velocidades nos rios e nas galerias durante a passagem da onda de cheia.

7 REFERÊNCIAS

- ADASA - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2011). Resolução n.º 9 de 08 de abril de 2011. Estabelece os procedimentos gerais para requerimento e obtenção de outorga de lançamento de águas pluviais em corpos hídricos de domínio do Distrito Federal e naqueles delegados pela União e Estados. Diário Oficial do Distrito Federal.
- ADASA - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2018). Manual de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais Urbanas do Distrito Federal, Brasília.
- Aguiar, C.; Tsuji, T.M.; Carvalho, D.; Costa, M.E.L Koide, S. (2018). Análise Dos Polutogramas Para Um Evento Chuvoso Numa Galeria De Drenagem Pluvial. XII Encontro Nacional de Águas Urbanas, Maceió-AL.
- Aguiar, M. R. F. (2015). Análise da Descarga Sólida em Suspensão na Bacia do Córrego Riacho Fundo, Brasília - DF. Dissertação de Mestrado em Geociências, Instituto de Geociências Aplicadas, Universidade de Brasília, Brasília.
- Ahiablame, L., Shakya, R. (2016). Modeling flood reduction effects of low impact development at a watershed scale. J. Environ. Manag. 171, 81-91. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.036>.
- Al Ali, S., Bonhomme, C., Chebbo, G. (2016). Evaluation of the Performance and the Predictive Capacity of Build-Up and Wash-Off Models on Different Temporal Scales. Water, 8(8), 312. doi:10.3390/w8080312
- Ali, N. S., Mo, K. & Kim, M. (2012). A case study on the relationship between conductivity and dissolved solids to evaluate the potential for reuse of reclaimed industrial wastewater. KSCE Journal of Civil Engineering 16 (5), 708-713.
- Alves, L. D., de Souza, C. M., de Almeida, J. C. A., Bastos, G. P., Domingos, R. R., da Silva, G. N., Bila, D. M., & Ohnuma Jr, A. A. (2021). Avaliação da qualidade da água de chuva do fenômeno *first flush* e de volumes armazenados em reservatórios de sistemas de águas pluviais na cidade do Rio de Janeiro-RJ. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, 9(2), 193-204. <https://doi.org/10.9771/gesta.v9i2.43151>
- American Society of Civil Engineers - ASCE. (1992). Design and Construction of Urban Stormwater Management Systems, ASCE - Manuals and Reports on Engineering Practice No. 77. American Society of Civil Engineers and the Water Environment Federation. New York, NY.
- Amorim, E.L.C.; Bleinroth, L.J.M.; Leal Junior, C.R.M.; Souza, V. C.B.; Neves, M.G.F.P. (2020). Cargas Poluentes em Corpos Hídricos do Município de Maceió/AL. Revista DAE. 222. 36-51. 10.36659/dae.2020.015.
- Andrade, L. M. S. (2014). Conexão dos Padrões Espaciais dos Ecossistemas Urbanos: A construção de um método com enfoque transdisciplinar para o processo de desenho urbano sensível à água no nível da comunidade e da paisagem. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo). Universidade de Brasília, Brasília.
- APHA, AWWA, WEF. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23. ed.). Washington DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Aquino, I.G. (2017). Estudo Da Variação Da Descarga Sólida Em Suspensão Da Subbacia Do Riacho Fundo - Lago Paranoá, Brasília - Df. Dissertação De Mestrado. Universidade de Brasília - UnB do Instituto de Geociências - IG.

- Aquino, I., Roig, H., Oliveira, E., Garnier, J., Guimarães, E., & Koide, S. (2018). Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal. *Geologia USP. Série Científica*, 18(2), 171-185.
- Araújo, A. S. (2018). *Análise e Proposição de Medidas Sustentáveis em Drenagem Urbana na Região do Lago Norte - DF por meio de Modelagem Hidrológica-Hidráulica*. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Bai, Y.; Zhao, N. and Zeng, X. (2019). Storm Water Management of Low Impact Development in Urban Areas Based on SWMM, *Water*, 11(1).
- Baird, C, Jennings, M, Ockerman, D, and Dybala, T. (1996). Characterization of nonpoint sources and loadings to the Corpus Christi Bay National Estuary Program study area. Final report. United States: N.
- Banco mundial. (2016). Disponível em: <https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.TOTL.IN.ZS?locations=BR>, acessado no dia 08 de junho de 2019. 2016.
- Baptista, M. B.; Nascimento, N. O.; Barraud, S. (2005). *Técnicas compensatórias em drenagem urbana*. 1 ed. Porto Alegre: ABRH.
- Barbosa, J.S.B (2019). *Balanço De Massa E Especificação De Fósforo Na Bacia Hidrográfica Do Lago Paranoá-DF*. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Química e Biológica, Universidade de Brasília, Brasília.
- Barbosa, J.S.B., Bellotto, V.R., da Silva, D.B., Lima, T.B. (2019). Nitrogen and Phosphorus Budget for a Deep Tropical Reservoir of the Brazilian Savannah. *Water* 11, 1205. <https://doi.org/10.3390/w11061205>
- Barbosa, VRF. (2021). *Estudo da dinâmica do fósforo no tributário do Riacho Fundo - Lago Paranoá, DF (Dissertação - Mestrado)*. Brasília: Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 2021. 80 p.
- Barco, O.J. (2003). Quantitative and qualitative analysis of storm water runoff in an urban experimental catchment. In: *Worldwide Workshop for Young Environmental Scientists*, 2, 2003, France. 10p.
- Barco J., Papiri S., Stenstrom M.K. (2008). First flush in a combined sewer system. *Chemosphere* 71, 393 827-833.
- Batista, P. H. L. (2014). *Cartografia geotécnica aplicada aos riscos de alagamento e inundação na bacia do rio São Bartolomeu (Dissertação de Mestrado)*. Publicação G.DM-236/2014, Departamento de Engenharia civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 223 p.
- Beling, F. A.; Garcia, J. I. B.; Paiva, E. M. C. D.; Bastos, G. A. P; Paiva, J. B. D. (2011). Analysis of the SWMM Model Parameters for Runoff Evaluation in Periurban Basins from Southern Brazil. *Anais do 12nd International Conference on Urban Drainage*. Porto Alegre/Brasil.
- Bender, M.A., Santos, D. R., Tiecher, T., Minella, J. P. G., Barros, C. A. P., Ramon, R. (2018). Phosphorus dynamics during storm events in a subtropical rural catchment in southern Brazil, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 261, 2018, p. 93-102, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.004>.
- Berndtsson J.C.I. (2013). Storm water quality of first flush urban runoff in relation to different traffic characteristics. *Urban Water Journal*. 11(4), 284-296. doi:10.1080/1573062x.2013.795236
- Berque, J. M.; Ruperd, Y. (2000). *Stormwater retention basins*. Rotterdam: A. A. Balkema.

- Bertrand-krajewski, J.; Chebbo, G.; Saget, A. (1998). Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Wat. Res.* Vol. 32, No. 8, pp. 2341±2356.
- Bicalho, C. C. (2006). Estudo do transporte de sedimentos em suspensão na bacia do rio Descoberto. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-95/2006, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 123p.
- Blumensaat, F., Wolfram, M., and Krebs, P. (2012). Sewer model development under minimum data requirements. *Environ. Earth Sci.*, 65(5), 1427–1437.
- Bonumá, N.B., Gastaldini, M.C.C., & Paiva, J.B.D. (2008). Análise da Carga Difusa de Poluição Gerada por Atividades de Mineração. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 13(3), 105-115.
- Borges, M. C. P. (2018). Estudo para a Implantação de Técnicas de Drenagem Sustentável na Região Administrativa Guará II no Distrito Federal. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília, DF, p. 84.
- Borges, H.D.; Cicerelli, R.E.; de Almeida, T.L.; Roig, H.L.; Olivetti, D. (2018). Monitoring cyanobacteria occurrence in freshwater reservoir using semi-analytical algorithms and orbital remote sensing. *Mar. Freshw. Res.*
- Bortoletto Junior M.J. (2004). Características hidrogeoquímicas e processos erosivos mecânicos e químicos nas bacias de drenagem dos Rios Tietê e Piracicaba. Tese de Doutorado, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 202 p.
- Braga, S. M. (2013) Uma nova abordagem para integração entre quantidade e qualidade da água para a avaliação da poluição difusa. 188p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná
- Branco, S.M. (1976). Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o Lago Paranoá. *Rev. D.A.E.* 39: 38-45.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA.(2005). Resolução nº 357 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília: MMA.
- Brezonik, P. L., Stadelmann, T. H. (2002). Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. *Water Research*, vol.36.p.1743–1757.
- Brito, L. K. S. (2020). Avaliação do impacto das características geomorfológicas e padrões de uso e ocupação do solo urbano no Distrito Federal no manejo de águas pluviais. 201 f., il. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) -Universidade de Brasília, Brasília.
- Brito, L. K. S., Costa, M. E.L., & Koide, S. (2020). Assessment of the Impact of Residential Urban Patterns of Different Hillslopes on Urban Drainage Systems and Ecosystem Services in the Federal District, Brazil. *Sustainability*, 12(14), 5859. doi:10.3390/su12145859
- Broekhuizen, I.; Leonhardt, G.; Marsalek, J.; Viklander, M. (2019). Calibration event selection for green urban drainage modelling. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 1-29. 10.5194/hess-2019-67.
- Butler, D., Davis J. W. (2014). *Urban Drainage*. 3th edition.

- Câmara, F.M.M. (2011). Avaliação Da Qualidade Da Água Do Rio Poti Na Cidade De Teresina, Piauí. Tese de Doutorado Do Programa de Pós-Graduação em Geografia, da UNESP – Universidade Estadual Paulista.
- Campana, N. A.; Bernardes, R. S.; Silva Jr., J. A. (2007). Controle qualitativo e quantitativo do escoamento pluvial urbano com bacias de retenção. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 2, n. 3, p. 98-111.
- Campana, N. A.; Bernardes, R. S. (2010). Qualidade do escoamento na rede de drenagem pluvial urbana: a situação de Brasília-DF. *REGA – Vol. 7, no. 2, p. 53-65, jul./dez.*
- Campos, J. A., Rolim, F. E., Zanandrea, F., Dornelles, F., Goldenfum, J. A. (2017). Avaliação De Metodologias De Extrapolação Superior De Curva-Chave: Estudo De Caso No Rio Tubarão-SC. *Anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Florianópolis-SC.*
- Camuzi, V.T.M. (2017). Análise da Drenagem Urbana no Riacho Fundo. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Candela, A. Freni, G., Mannina, G., Viviani, G. (2009). Quantification of diffuse and concentrated pollutant loads at the watershed-scale: An Italian case study. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*. 59. 2125-35. 10.2166/wst.2009.882.
- Canholi, A. P. (2005). Drenagem urbana e controle de enchentes. Oficina de Textos, São Paulo, 302p.
- Carvalho, D. J., Costa, M. E. L., Conserva, C. S., Lemos, N. S., Andrade, L. M. S., Koide, S. (2019). Análise de solução de drenagem urbana de baixo impacto por modelagem hidrológica de base contínua. *Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Foz do Iguaçu – PR.*
- Carvalho, D. J. (2018). Manejo de águas pluviais urbanas com solução de baixo impacto para área residencial - estudo de caso setor habitacional Taquari etapa 1 trecho 2/df. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Carvalho, D. J. (2022).
- Carvalho, N.O. (2008) *Hidrossedimentologia prática*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência.
- Castro, P., Bertrand-Krajewski J.L. (2017). Real-time and short term validation of turbidity data in urban hydrology. *Anais da 14th ICUD - International Conference on Urban Drainage, Praga, República Tcheca.*
- Ceolin, L. F.M. (2019). Análise hidráulica-hidrológica da implantação de bacias de retenção e retenção em Vicente Pires. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- CEPAL y UN-Habitat. (2017). Informe Regional América Latina y el Caribe: ciudades sostenibles con igualdad, Quito. Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- CEPAL. (2018). Panorama multidimensional del desarrollo urbano en América Latina y el Caribe. Laetitia Montero Johann García.
- CETESB. (2009). Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, p. 44.
- Cheong, C.P. (1991). Quality of storm water runoff from an urbanized watershed. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 19, n. 1, p. 449-456.
- Cho, J., Bosch, D. D., Lowrance, R. R., Strickland, T. C. (2009). Effect of spatial distribution of rainfall on temporal and spatial uncertainty of SWAT Output. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 52: 1545–1555, 2009.

- Chow, V.T.; Maidment, D.R.; Mays, L.M. (1998). McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. United States: Applied Hydrology; McGraw-Hill. 565 p.
- Chow, M. F. & Yusop, Z., Toriman, M. (2012). Modelling runoff quantity and quality in tropical urban catchments using Storm Water Management Model. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 9. 10.1007/s13762-012-0092-0.
- Chui, P.C. (1997). Characteristics of stormwater quality from two urban watersheds in Singapore. *Environmental Monitoring and Assessment*. vol 44, p.173-181.
- Chung, E.-S., Hong, W.-P., Lee, K. S., and Burian, S. J. (2011). Integrated use of a continuous simulation model and multi-attribute decision making for ranking urban watershed management alternatives." *Water Resour. Manage.*, 25(2), 641–659.
- Collischonn, B., Melo, J.V.S. A Floração de Cianobactérias no Lago Paranoá em novembro de 2016: uma hipótese explicativa. XXIV SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Belo Horizonte – MG.
- Correio Braziliense. (2020). Obras de infraestrutura em Vicente Pires ameaçam o Lago Paranoá. https://www.correio braziliense.com.br/app/noticia/cidades/2019/03/27/interna_cidadesdf,745582/obras-de-infraestrutura-em-vice-pires-ameacam-o-lago-paranoa.shtml, visitado em 29 de janeiro de 2020.
- Correio Braziliense. (2020). Instituto Central de Ciências da UnB é tomado pela água durante temporal. www.correio braziliense.com.br/app/noticia/cidades/2019/04/21/interna_cidadesdf,750710/instituto-de-ciencias-da-unb-e-tomado-pela-agua-durante-temporal.shtml, visitado dia 2 de fevereiro de 2020.
- Costa, M.E.L (2013). Monitoramento e modelagem das águas da drenagem urbana na bacia do lago Paranoá. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-148/2013, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 179p.
- Costa, M.E.L.; Koide, S. (2014). Monitoring and Modeling of the Urban Water Drainage Basin of Lake Paranoá. *Proceedings of the 13th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage (ICUD 2014)*, Sarawak, Malaysia, 7–12 September.
- Cunha, P. N. (2010). Medição de Caudais em Rios. Métodos Tradicionais versus Novos Equipamentos. Porto: Dissertação de Mestrado. Universidade do Porto. Portugal. 116p.
- Delci, F. N. C. (2019). Estudo de caso do sistema de drenagem de Santa Maria – DF. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Deletic, A. (1998). The First Flush Load of Urban Surface Runoff. *Water Research*, n.32, p.2462-2470.
- Deletic A., Maksimovic, C.T. (1998). Evaluation of water quality factors in storm runoff from paved areas. *Journal of Environmental Engineering* 124, 869–879.
- De Paula, A.C.V. (2019). Estudo experimental e modelagem da lagoa de retenção do guará – df: comportamento no amortecimento de cheias e na alteração da qualidade da água. Dissertação De Mestrado Em Tecnologia Ambiental E Recursos Hídricos da Universidade de Brasília.
- De Paula, A.C.V. (2015). Drenagem Urbana: Análise de Problemas de Novos Loteamentos, Estudo de Caso do Setor Habitacional Vicente Pires. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. 2015.
- De Paula, A. C. V.; Costa, M. E. L.; Koide, S. (2019). Monitoramento Hidrológico De Uma Lagoa De Retenção No Guará/DF. *Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Foz do Iguaçu, PR.

- De Luca, S. J. DE; Milano, L. B.; Ide, C. N. (1991). Rain and Urban Stormwater Quality. *Wat. Sci. Tech. Kyoto*, v.23, pp.133-140.
- Dias, R. C. (2013). Papel da Wetland do Riacho Fundo no Controle da Eutrofização do Lago Paranoá, Brasília - Distrito Federal, Dissertação de Mestrado em Geociências, Instituto de Geociências Aplicadas, Universidade de Brasília.
- Dias, D. F. (2017). Processos Geoquímicos na Interface Sedimento-Água no Braço Riacho Fundo do Lago Paranoá - DF. 88p. Dissertação de Mestrado - Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília - Distrito Federal.
- Didonet T. T. dos S. C.(2017). Relações Entre Precipitação, Escoamento E Sedimentos Suspensos Na Bacia Do Rio Das Antas, Goiás. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás. 101pg.
- Dietz, M.E. (2007). Low impact development practices: a review of current research and recommendations for future directions. *Water Air Soil Pollut* 186, 351-363 (2007). <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9484-z>.
- Di Modugno, M., Gioia, A., Gorgoglione, A., Iacobellis, V., la Forgia, G., Piccinni, A., & Ranieri, E. (2015). Build-Up/Wash-Off Monitoring and Assessment for Sustainable Management of First Flush in an Urban Area. *Sustainability*, 7(5), 5050-5070. doi:10.3390/su7055050
- Dixon, W.; Smyth, G. K. e Chiswell, B. (1999). Optimized Selection of River Sampling Sites. *Water resources Research*, 33(4), 971-978.1999.
- Dos Santos, D. (2000). Modelação da poluição difusa em águas superficiais. Dissertação da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária.
- Durrans, S.R. (2007). Stormwater Conveyance Modeling and Design. *Exton, Pennsylvania USA*. Bentley Institute Press, 688 p.
- EIGER, S.; ARANHA, C. H.; PEREZ, L. S.; GOMES, M. C. A.; NETO, A. S. B. Modelagem Matemática de Cargas Difusas na bacia do Guarapiranga, São Paulo. In: XIII Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos. Belo Horizonte - MG. 1999.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2015). Storm Water Management Model Reference Manual Volume I - Hydrology Cincinnati EPA.
- Fai, C.M. Yusop, Z. (2009). Storm Runoff Quality in a residential catchment in Malaysia. *Journal Of Environmental Hydrology*. Volume 17. Paper 33.
- Fernandes A.M. (2012). Características hidrogeoquímicas da bacia de drenagem do rio Sorocaba, SP: processos erosivos mecânicos e químicos. Tese de Doutorado, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 241 p.
- Fernandes, C.Y. (2015). Drenagem Urbana: Análise de Problemas de Novos Loteamentos, Estudo de Caso da Cidade Estrutural - DF. Universidade de Brasília. Brasília
- Ferrans,P.; Rey, C. V. ; Pérez, G.; Rodríguez, J. P.; Díaz-Granados, M. (2018). Effect of Green Roof Configuration and Hydrological Variables on Runoff Water Quantity and Quality. *Water*, 10, 960; doi:10.3390/w10070960.
- Ferrante J.E.T., Rancan L., Netto P.B. (2001). Meio Físico In: Fonseca, F. O. Olhares sobre o Lago Paranoá, Brasília - DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, SEMARH 2001, 1ª edição.
- Ferreira, L. C. A. (2008). Variação da qualidade da água do escoamento superficial de duas bacias de drenagem de Natal/RN - Brasil. - RN, 119 f.
- Fileni, F. (2017). Modelagem quantitativa da drenagem urbana e Proposições de drenagem sustentável para a Região de Ceilândia-DF. Monografia de Graduação - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- Fileni, F., Costa, M. E.L.; Alves, C. M. A. (2019). The application of LIDs in Savanna region for mitigation of flooded areas. RBRH. 24. 10.1590/2318-0331.241920180177.
- Fill, H. D. (1987). Informações Hidrológicas. In: MODELOS para gerenciamento de recursos hídricos. Nobel: ABRH. cap.2,p. 93-210
- Fim, B. M. (2018). Análises quantitativa e qualitativa das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Rodeador/DF para avaliação das cargas de poluição. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 107p.
- Finotti, A.; Finkler, R.; Silva, M.D.; Cemin, G. (2009). Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas. Caxias do Sul: EDUCS. 270p.
- Fletcher, T., Deletic, A. (2007). Statistical evaluation and optimisation of stormwater quality monitoring programmes. Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research. 56. 1-9. 10.2166/wst.2007.744.
- Flint, K. R., & Davis, A. P. (2007). Pollutant Mass Flushing Characterization of Highway Stormwater Runoff from an Ultra-Urban Area. Journal of Environmental Engineering, 133(6), 616–626. doi:10.1061/(asce)0733-9372(2007)133:6(616)
- Fonseca, F. O. (2001). Olhares sobre o Lago Paranoá. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH, Brasília-DF. 425 p.
- Francey, M.; Duncan, H.P.; Deletic, A.; Fletcher, T.D. (2011). Testing and Sensitivity of a Simple Method for Predicting Urban Pollutant Loads. J. Environ. Eng., 137, 782–789.
- 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, V. 11 n.4, p. 99-108, Out/Dez 2006.
- Garrido, J. W. A., Sousa, T. M. I. de, Ismael, L. L., Crispim, D. L., Ferreira, P. M. de L., Queiroz, M. M. F. de. (2018). Determinação das curvas-chave de descargas de sedimentos em suspensão na bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu. Engenharia Sanitaria e Ambiental, 23(1), 69–75. doi:10.1590/s1413-41522018138711.
- Gasparotto, F. A. (2011). Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba-SP. Universidade de São Paulo. Piracicaba, p. 90.
- Geiger, W.F., (1984). Characteristics of combined sewer runoff. In: Proceedings of the 3rd International Conference on Urban Storm Drainage, pp. 851–860 Goteborg, Sweden.
- Gilboa, Y., Gal, G., Markel, D., Rimmer, A., Evans, B. M., & Friedler, E. (2015). Effect of Land-use Change Scenarios on Nutrients and TSS Loads. Environmental Processes, 2(4), 593–607. doi:10.1007/s40710-015-0109-z.
- Gomes, T. L.L. (2019). Análise dos problemas de drenagem urbana no distrito federal: proposição de ampliação do uso da Lagoa de retenção do Guará. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Gonçalves, M. S. (2018). Monitoramento e modelagem de telhados verdes como técnicas de desenvolvimento urbano de baixo impacto. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Goonetilleke, A.; Thomas, E. (2004). Water quality impacts of urbanization: evaluation of current research. In: Centre For Built Environment And Engineering Research. Energy & Resource Management Research Program. Research Report. Queensland: Centre for Built Environment and Engineering Research, Queensland University of Technology.
- Gorgoglione, A., 2016. Control and Modeling Non-point Source Pollution in Mediterranean Urban Basins. Ph.D. Thesis. Doctoral Program in Environmental and

Territorial Safety and Control. Scuola Interpolitecnica di Dottorato - Politecnico di Bari <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4883.7520>. 2016.

- Gorgoglione, A., Gioia, A., Iacobellis, V. (2019). A Framework for Assessing Modeling Performance and Effects of Rainfall-Catchment-Drainage Characteristics on Nutrient Urban Runoff in Poorly Gauged Watersheds. *Sustainability*, 11(18), 4933. doi:10.3390/su11184933
- Gorgoglione, A.; Russo, C.; Andrea, G.; Iacobellis, V.; Castro, A. (2022). First Flush Occurrence Prediction and Ranking of Its Influential Variables in Urban Watersheds: Evaluation of XGBoost and SHAP Techniques. 10.1007/978-3-031-10545-6_29.
- Gromaire-Mertz MC, Garnaud S, Gonzalez A, Chebbo G. (1999). Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci Technol* 39: 1-8.
- Gülbaz, S., KazezyılmazAlhan, C. M. (2013). Calibrated Hydrodynamic Model for Sazlıdere Watershed in Istanbul and Investigation of Urbanization Effects, *Journal of Hydrologic Engineering*, ASCE, vol.18, Jan.
- Gupta, K., Saul, A.J. (1996). Specific relationships for the first flush load in combined sewer loads, *Water Research*, 30(5), 1244-1252.
- Haft, A. Wallach, R., Friedler, E., Zinger, Y. (2017). Land use impact on urban runoff in a Mediterranean city - Kfar-Saba, Israel as a case study. *Proceedings 14th ICUD - International Conference on Urban Drainage*, Prague, Czech Republic.
- Hathaway, J.M.; Hunt, W.F. (2011). Evaluation of First Flush for Indicator Bacteria and Total Suspended Solids in Urban Stormwater Runoff. *Water Air Soil Pollut*, vol. 217, p.135-147.
- He, H.; Zhou, J.; Wu, Y.; Zhang, W.; Xie, X. (2008). Modelling the response of surface water quality to the urbanization in Xi'an, China. *Journal of Environmental Management*, v. 86, 731-749.
- Henz, S. K. F.; Costa, M.EL.; De Paula, A. C. V.; Koide, S. (2019). Monitoramento da qualidade da água em uma bacia de detenção no distrito federal. *Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos* (ISSN 2318-0358), Foz do Iguaçu - PR.
- Henz, S. K. F. (2019). Análise da eficiência hidráulico-hidrológica e de qualidade da água da lagoa de detenção do Guará II - DF. *Monografia de Graduação - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.*
- House, M. A. J. B. Ellis. E. E. Herricks, T. Hvitved-Jacobsen, J. Seager, L. Lijklema, H. Aalderink and I. T. Clifforde. (1993). Urban drainage - impacts on receiving water quality. *Wat. Sci. Tech.*, 27 (12), 117-158.
- Huber, W. C.; Rossman, L. A.; Dickinson, R. E. (2005). EPA Storm Water Management Model, SWMM5. In: Singh, V. P.; Frevert, D. K. (Org.) *Watershed Models*. CRC Press, Boca Raton, EUA, 339-35.
- HUBER, W. C. (1986). *Deterministic Modeling of Urban Runoff Quality*, in "Urban Runoff Pollution", Edited by H. C. Torno, J. Marsalek & M. Desbordes, NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol. 10, Springer-Verlag, Berlin.
- Huang, J., Du, P., Ao, C., Lei, M., Zhao, D., Ho, M., & Wang, Z. (2007). Characterization of surface runoff from a subtropics urban catchment. *Journal of Environmental Sciences*, 19(2), 148-152. doi:10.1016/s1001-0742(07)60024-2.
- Ichiki, A., Phanthamala,S., Sawada, Y. (2014). Water Quality Investigation and Simulation in Urban Drainages of Vientiane Capital, Lao PDR. *Anais do 13th International Conference on Urban Drainage*, Sarawak, Malaysia.

- James, W. (2005). Rules for responsible modeling (4th Edition ed.). Guelph, Ontario, Canada: Computational Hydraulics International.
- Jia, H., Yao, H., Tang, Y., Yu, S.L., Field, R., Tafuri, A.N. (2015). LID-BMPs planning for urban runoff control and the case study in China. *J. Environ. Manag.* 149, 65–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.003>
- Ji, Z.G. (2008). *Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries*. Wiley Editor, 704 p.
- Kayhanian, M., Stenstrom, M. (2005). Mass Loading of First Flush Pollutants with Treatment Strategy Simulations. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 1904, 133–134. doi:10.3141/1904-14.
- Kim, J., Nagano, Y., & Furumai, H. (2012). Runoff load estimation of particulate and dissolved nitrogen in Lake Inba watershed using continuous monitoring data on turbidity and electric conductivity. *Water Science and Technology*, 66(5), 1015–1021. doi:10.2166/wst.2012.275.
- Kokkonen, T., Warsta, L., Niemi, T.J., Taka, M., Sillanpää, N., Pusa, M., Kesäniemi, O., Salo, H., Koivusalo, H. (2019). Impact of alternative land cover descriptions on urban hydrological model simulations, *Urban Water Journal*, 16:2, 103–113, DOI: 10.1080/1573062X.2019.1634742.
- Körber, J. H. (2017). A cost-efficient multilevel approach to unravelling urban stormwater transport and loading processes in changing climate. *Proceedings of the 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage (ICUD2017)*, n. Icm, p. 217–221.
- Kourtis I.M.; Kopsiaftis G.; Bellos V.; Tsihrintzis V.A. (2017) Calibration and validation of SWMM model in two urban catchments in Athens, Greece. *Proceedings 15th International Conference on Environmental Science and Technology Rhodes, Greece*.
- Kozak, C. (2020) Non point source pollution assessment based on event driven influence, 176p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba/Paraná.
- Kozak, C.; Fernandes, C.V.S.; Braga, S.M.; Prado, L.L do.; Froehner, S.; Hilgert, S. (2019). Water quality dynamic during rainfall episodes: integrated approach to assess diffuse pollution using automatic sampling. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(6), pp. 402.
- Lee, J.H.; Bang, K.I. (2000). Characterization of urban stormwater runoff. *Water Research*, vol. 34, n° 6, p. 1773–1780.
- Lee, J.H.; Bang, K.W.; L.H., Ketchum, Ketchum, Choe, J.S.; Yu, M.J. (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *The Science of the Total Environment*, 293 163–175.
- Leitão, J. P., Peña-Haro, S., Lüthi, B., Scheidegger, A., de Vitry, M. M. (2018). Urban overland runoff velocity measurement with consumer-grade surveillance cameras and surface structure image velocimetry. *Journal of Hydrology*. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.09.001
- Li, C.; Liu, M.; Hu, Y.; Gong, J.; Sun, F.; Xu, Y. (2014). Characterization and first flush analysis in road and roof runoff in Shenyang, China. *Water Science & Technology*, v. 70, n.3, 397–406.
- Li, J.; Li, H.; Shen, B.; Li, Y. (2011). Effect of non-point source pollution on water quality of the Weihe River. *International Journal of Sediment Research*, v.26, 50–61.
- Lima, H.M.; Silva, E.S.; Raminhos, C. (2006). Bacias De Retenção Para Gestão Do Escoamento: Métodos De Dimensionamento E Instalação. *Revista Escola de Minas. Ouro Preto-MG*.
- 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 – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. 112p.

- Lima, J. E. F.; Fonseca, S. A.; Brostel, R. C.; Cézar, M. C. M. (2018). Avaliação da disponibilidade hídrica no Distrito Federal 35 capítulo 3 – Avaliação da disponibilidade hídrica no Distrito Federal. In *Gestão da crise hídrica 2016-2018 : experiências do Distrito Federal / Editado por Jorge Enoch Furquim Werneck Lima... [et al.]* - Brasília, DF : Adasa : Caesb : Seagri : Emater, DF.
- Lin, J.P. (2004). Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC) Data. Wetland Regulatory Assistance Program.
- Line, D.E., White, N.M., Osmond, D.L., Jennings, G.D., Monjonier, C.B. (2002). Pollutant export from various land uses in Upper Neuse River Basin, *Water Environment Research* 74(1), 100-108.
- Liu, A.; Carroll, S.; Dawes, L.; Goonetilleke, A. (2017). Monitoring of a mixed land use catchment for pollutant source characterisation. *Environ. Monit. Assess.* 2017, 189, 336.
- Liu, Y., Bralts, V.F., Engel, B.A. (2015). Evaluating the effectiveness of management practices on hydrology and water quality at watershed scale with a rainfall-runoff model. *Sci. Total Environ.* 511, 298-308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.077>.
- Machado, L.; Nascimento, N., Baptista, M. Gonçalves, M., Silva, A., Lima, J.C., Dias, R., Silva, A., Machado, E., Fernandes, W. (2005) Curvas de danos de inundação versus profundidade de submersão: desenvolvimento de metodologia REGA - Vol. 2, no. 1, p. 35-52, jan./jun.
- Magalhães Jr, A.P. (2000). A Situação Do Monitoramento Das Águas No Brasil – Instituições E Iniciativas. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos* Volume 5 n.3 Jul/Set 2000, 113-135.
- Marcuzzo, F. F. N., Andrade, L. R., Melo, D. C. R. (2011). Métodos de interpolação matemática no mapeamento de chuvas do estado do Mato Grosso. *Revista Brasileira de Geografia Física* 4: 793 – 804.
- Marques, G.S. (2019). Manejo de águas pluviais: estudo da rede de drenagem e de soluções de baixo impacto na região administrativa Candangolândia. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Marsalek, J.; Schreier, H. (2009). Innovation in Stormwater Management in Canada: The Way Forward. *Water Quality Research Journal of Canada*, v. 44, n. 1, p. V-X.
- Martinson, D.; Thomas, T. (2009). Quantifying The First-Flush Phenomenon. Conference 14th International Rainwater Catchment Systems Conference, August 2009, Kuala Lumpur.
- Martins, R.G. (2017). Modelagem Da Carga De Poluição Difusa Em Escala De Bacia Com Valores De Concentração Média Por Evento A Partir De Dados De Uma Rede De Monitoramento Local. Tese da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo.
- Meller, A. (2004). Simulação Hidrodinâmica Integrada de Sistema de Drenagem em Santa Maria - RS. 200f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Departamento de Hidráulica e Saneamento – HDS – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- Meneses Filho, A. S.; Tucci, C. E. M. (2003). Impacto Da Ocupação Urbana Na Qualidade Da Água Do Escoamento Superficial. In: XV Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos, Curitiba-PR.
- Menezes, D., Marcuzzo, F. F. N. (2018). Tutorial: Traçado E Ajuste De Curva-Chave De Sedimentos Utilizando Dados Disponíveis No Hidroweb. CPRM. Porto Alegre – RS.

- Menezes, P.H.J. (2010). Avaliação do efeito das ações antrópicas no Processo de escoamento superficial e Assoreamento na bacia do lago Paranoá. Dissertação De Mestrado. Universidade de Brasília – UnB do Instituto de Geociências – IG.
- Menezes, P. H. B. J., Roig, H. L., Almeida, T., Neto, G. B. S., Isaias, F. B. (2010). Análise da evolução do padrão de uso e ocupação na bacia de contribuição do Lago Paranoá – DF. *Estudos Geográficos*, 8(1), 88-106.
- Menicucci, T.; Albuquerque, R. (2018). Política de saneamento vis-à-vis à política de saúde: encontros, desencontros e seus efeitos. Saneamento como política pública: um olhar a partir dos desafios do SUS/ organizado por Léo Heller – Rio de Janeiro, RJ: Centro de estudos estratégicos da FIOCRUZ.
- Merten, G. H., Horowitz, A. J.; Minella, J.P.G., Clarke, R.T., Ribeiro, G.S. (2007). Estimativa Do Fluxo De Sedimentos Em Suspensão Utilizando A Curva-Chave Aplicada A Vazões Mensais E Diárias. *Anais do XI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. 2013. Sao Paulo.
- Mesquita, J. B. e Koide, S. (2003). Redes de monitoramento de qualidade da água em bacias hidrográficas – Análise de metodologia para macrolocalização dos pontos de amostragem para bacia do Descoberto/DF. *Anais do XI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. 2003.
- Mesquita, J. B.; Koide, S. ; Eid, N. J. (2008). The influence of sampling frequency at the quantification of pollutant loads in the descoberto river distrito federal, brazil. In: 13th World Water Congress, 2008, Montpellier, France. *Proceedings of the 13th World Water Congress*.
- Miguntanna, N. S., Egodawatta, P., Kokot, S., Goonetilleke, A. (2010). Determination of a set of surrogate parameters to assess urban stormwater quality. *Science of The Total Environment*, 408(24), 6251–6259. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.09.015.
- Minella, J. P. G.; Merten, G. H.; Magnago, P. F. (2011). Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 12, 1306- 1313.
- Moura, L. Z., Carvalho, A. G. V. (2018). Uso de modelo hidrodinâmico e medições de nível d'água para estimativa de vazão em canal de drenagem. IN: Encontro De Engenharia Sanitaria E Ambiental (ENASB), 18; Simpósio Luso-Brasileiro De Engenharia Sanitaria E Ambiental (SILUBESA). Porto.
- Mutti, P. R. (2015). Avaliação Dos Princípios Da Adoção De Sistemas De Esgotamento Sanitário Do Tipo Separador Absoluto Ou Unitário Em Áreas Urbanas De Clima Tropical, Projeto de Graduação – UFRJ/Escola Politécnica/Curso de Engenharia Ambiental. Rio de Janeiro: UFRJ / Escola Politécnica.
- Nascimento, N. O.; Ellis, J. B.; Baptista, M. B.; Deutsch, J.-C. (1999). Using detention basins: operational experience 436 and lessons. *Urban Water*, 1(2), 113–124.
- Ndomba, P. M., Mtaló, F. W., Killingtveit, Å. (2008). Developing an excellent sediment rating curve from one hydrological year sampling programme data: approach. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, 2(1), 21-27. <http://dx.doi.org/10.4090/juee.2008.v2n1.021027>
- Nguyen, T.; Ngo, H.; Guo, W.; Ren, N.; Li, G.; Ding, J.; Liang, H. (2018). Implementation of a specific urban water management - Sponge City. *Science of The Total Environment*. 652. 10.1016/j.scitotenv.2018.10.168.
- Niazi, M., Nietch, C., Maghrebi, M., Jackson, N., Bennett, B., Tryby, M., Massoudieh, A. (2017). Storm Water Management Model: Performance Review and Gap Analysis. *J. Sustainable Water Built Environ*. 3. 04017002. 10.1061/JSWBAY.0000817.
- NOVACAP - Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil. (2000). Problemas de drenagem urbana no Distrito Federal – Avaliação de prioridades.

- NOVACAP - Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil. (2019). Termo de Referência e Especificações para elaboração de projetos de sistema de drenagem pluvial no Distrito Federal. NOVACAP, 25 pg.
- Novotny, V. (1992). Unit pollutant loads. *Water Environment & Technology*, v. 4, n. 1, p. 40-43.
- Novotny, V. (1995). *Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management*. Water Quality Management Library. Technomic Publishing Co., Inc.
- Novotny, V. (1999). Diffuse pollution from agriculture: a worldwide outlook. *Water Science and Technology*, v. 39, 1-13.
- Novotny, V. (2003). *Water quality: Diffuse pollution and watershed management – 2ª Edição –* New York: J. Wiley.
- Novotny, V. (2008). Diffuse pollution monitoring and abatement in the future cities. In: International Workshop on TMDL Monitoring and Abatement Program presented at Konkuk University, Seoul (Korea).
- Nunes, G. (2016). *Aplicação Do Modelo Swat No Estudo Hidrológico E De Qualidade Da Água Da Bacia Do Lago Paranoá – DF*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. 148pg.
- Nunes, G. Minoti, R., Koide, S. (2020). Mathematical Modeling of Watersheds as a Subsidy for Reservoir Water Balance Determination: The Case of Paranoá Lake, Federal District, Brazil. *Hydrology*. 7. 10.3390/hydrology7040085.
- Oliveira, H. de; Mortatti, J.; Moraes, G. M. de; Vendramini, D.; Campos, K. B. G. (2014). Caracterização físico-química da carga dissolvida dos rios Jundiá e Capivari, São Paulo. *Geochimica Brasiliensis*, Recife, v. 28, n. 1, p. 23-35.
- Oliveira, A.; Koide, S.; Costa, M.E.L.; Bezerra, M. (2019). Groundwater recharge urban patterns facilitators. In *Revista de Morfologia Urbana; Rede Portuguesa de Morfologia Urbana: Porto, Portugal, 2019; p. 7. ISSN 2182-7214.*
- Osman, M.; Wan Yusof, K.; Takajudin, H.; Goh, H.W.; Abdul Malek, M.; Azizan, N.A.; Ab. Ghani, A.; Sa'id Abdurraheed, A. (2019). A Review of Nitrogen Removal for Urban Stormwater Runoff in Bioretention System. *Sustainability* 2019, 11, 5415.
- Palla, A., Gnecco, I. (2015). Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale. *J. Hydrol.* 528, 361-368. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.050>.
- Park, Choi, Shin, Song, Yoon, Choi, & Yu. (2019). A Comparison Study of Runoff Characteristics of Non-Point Source Pollution from Three Watersheds in South Korea. *Water*, 11(5), 966. doi:10.3390/w11050966
- Pavanelli, D., Pagliarini, A. (2002). Monitoring water flow, turbidity and suspended sediment load, from an apennine catchment basin, Italy. *Biosystems Engineering*, 83 (4), p. 463-468
- Paz, M.F., Gastaldini, M.C.C., Jorge, M.P. I. (2004). *Avaliação Da Qualidade Do Escoamento Superficial Da Bacia Alto Da Colina*. XI SILUBESA Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- PDAD - Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios 2018. (2019). Governo Do Distrito Federal. Companhia De Planejamento Do Distrito Federal – CODEPLAN.
- PDDU-DF, Plano Diretor de Drenagem Urbana do Distrito Federal (2009). Secretaria de Estado de Obras; Governo do Distrito Federal; Brasília, DF.
- Pereira, L.P. (2006). *Avaliação Econômica do Uso do Lago Paranoá para Atividades Recreacionais*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental/ UnB/ Brasília.

- Pereira, M.C.S., Martins, J.R.S., Nogueira, F. F., Magalhães, A.B.A., Silva, F.P. Melhoria da qualidade da água de rios urbanos: novos paradigmas a explorar – Bacia hidrográfica do rio Pinheiros em São Paulo. *Eng Sanit Ambient* | v.26 n.3 | maio/jun 2021 | 577-590.
- Philomeno, M.G. (2007). Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, da Universidade de Brasília. 669pg.
- Pimentel, I.M.C. (2009). Avaliação quali-quantitativa das águas do riacho Reginaldo e seus efluentes. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal de Alagoas.
- Pinto, M. T; Cavalcanti, C. G; Ludovice, M. (1999). A evolução do processo de eutrofização do lago Paranoá – Brasília, após cinco anos de controle nas descargas de nutrientes. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Pinto, Y.J.O. (2017). Avaliação Do Sistema De Drenagem Urbana – Sub Bacia Da Asa Norte, Brasília – DF. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Pires, L. C. M.; Vaitsman, D. S.; Dutra, P.B. (2007). Diagnóstico químico preliminar da qualidade das águas superficiais do Parque Nacional da Serra dos Órgãos e entorno. *Ciência E Conservação Na Serra Dos Órgãos*.
- Polls, I.; Lanyon, R. (1980). Pollutant Concentrations from Homogeneous Land Uses. *Journal of the Environmental Engineering Division, Feb*.
- Pompêo, C.A (1999). Development of a state policy for sustainable urban drainage. *Urban Water*,1, 155-160.
- Ponciano, J. L. C. (2016). Águas Pluviais: Análise de Problemas de Novos Loteamentos, Estudo de Caso do Setor Habitacional Arniqueira– DF. Tese de Conclusão de Curso, Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.
- Porto, M.F. (1995). Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: *Drenagem Urbana*. Porto Alegre: ABRH e UFRGS, p. 387-414.
- Porto, M. F. A.; Haupt, J.; MASINI, L.; Barros, M. T. L. (2005). Avaliação da Concentração Média do Evento para Cargas Difusas Urbanas na Cidade de São Paulo. In: 7º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 2005, Évora. 7º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa.
- Prodanoff, J. H. (2005). A. Avaliação da Poluição Difusa Gerada por Enxurradas em Meio Urbano. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. 276p.
- Qiao, X.-J., Liu, L.; Kristoffersson, A.; Randrup, T. B. (2019). Governance factors of sustainable stormwater management: A study of case cities in China and Sweden. *Journal of Environmental Management*, 248, 109249. doi:10.1016/j.jenvman.2019.07.020
- Raird, C. et al.(1996). Characterization of Nonpoint Sources and Loadings to Corpus Christi Bay National Estuary Program Study Area, Corpus Christi Bay National Estuary Program/USGS/NRCS, CCBNEP-05, Jan.
- Ramos, H. C. Dallacort, R. NeveS, S.M.A.da S.; Dalchiavon, F. C.; Santi, A. Vieira, F. F. (2017). Precipitação E Temperatura do Ar para o Estado de Mato Grosso Utilizando Krigagem Ordinária. *Revista Brasileira de Climatologia*. Ano 13 – Vol. 20, Pg 211- 233.
- Ramos, A. M. Barretto, M. A. S., M. Junior, A. C., Almeida, J. M. V. (2018). Comportamento da chuva e suas consequências no abastecimento de água em Brasília, Distrito Federal (DF). *Brasília em Debate* - Ano 2018 - nº 18 - Março 1. Economia - Planejamento Territorial Distrito Federal (Brasil) ISSN - 2316-820X.
- Rasmussen, P. P. (1998). Concentrations, loads, and yields of selected water-quality constituents during low flow and storm runoff from three watersheds at Fort Leavenworth, Kansas,

- May 1994 through September 1996. US Geological Survey of Water Resources Investigation Report 98-4001.
- Reatto, A., Martins, E.S., Farias, M.F.R., Silva, A.V., Carvalho Jr, O.A. (2004). Mapa Pedo-120 lógico Digital - SIG Atualizado do Distrito Federal, Escala 1:100.000 e uma Síntese do Texto Explicativo. Empresa Brasileira de Solos (EMBRAPA), Planaltina-DF, 31p.
- Ren, W.; Zhong, Y.; Meligrana, J.; Anderson, B.; Watt, W. E.; Chen, J.; Leung, H. (2003). Urbanization, land use, and water quality in Shanghai 1947-1996. *Environment International*, v.29, 649- 659.
- Righetto, A. M.; Moreira, L. F. F.; Sales, T. E. A (2009). Manejo de águas pluviais urbanas. In: RIGHETTO, A. M. Manejo de águas pluviais urbanas. Rio de Janeiro: ABES.
- Righetto, A., Gomes, K., Sousa, F. F. R. (2017). Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 22. 1109-1120. 10.1590/s1413-41522017162357.
- Robertson, D.M., Roerish, E.D. (1999). Influence of various water quality sampling strategies on load estimates for small streams *WATER RESOURCES RESEARCH*, VOL. 35, NO. 12, PAGES 3747-3759.
- Rossman, L. A. (2009). Storm Water Management Model User's Manual Version 5.0. Cincinnati: U. S. Environmental Protection Agency. USA.
- Rossman, L. A.; Huber, W. C. (2016). Storm Water Management Model Reference Manual Volume I - Hydrology. Cincinnati (EUA): USEPA (United States Environment Protection Agency), 2016.
- Saget, A.Chebbo,G; Bertrand-Krajewski, J.L. (1996).The first flush in sewer systems. *Water Science and Technology*. Volume 33, Issue 9, Pages 101-108
- Salgado, A. A. (2013). Caracterização Da Influência De Cargas Poluidoras Difusas Na Qualidade Da Água No Córrego Botafogo, Goiânia, Goiás. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás. 2013.
- Saloranta, T. M., Kamara, J., Rekolainen, S. & Malve, O. (2003). Benchmark criteria: a tool for selecting appropriate models in a field of water management. *Environ. Manage.* 32(3),322-333.
- Sambito, M.; Liuzzo, L. ; Notarro, V.; Freni, G. (2017). Effects of climate change and urbanization on the hydraulic risk assessment. In 14th IWA/ IAHR International Conference on Urban Drainage, Prague, Czech Republic.
- Sansalone, J.J., C.M. Cristina. (2004). First flush concepts for suspended and dissolved solids in small impervious watersheds. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 130(11), pp. 1301-1314.
- Sansalone, J. J., and S. G. Buchberger. (1997). Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water. *Environmental Engineering*, Vol. 123, No. 2, pp. 134-143. Santos, I.; Fill, H. D.; Sugai, M. R. v. B.; Buba, H.; Kishi, R. T.; Marone, E.; Lautert, L. F. de C. (2001). Hidrometria aplicada. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 372 p.
- Santinello, M. (2019). Estimativa de velocidades superficiais e vazão em canais usando velocimetria por imagem. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 100 p.
- Schneider, R.M., Freire, R., Cossich, E.S., Soares, P.F., Freitas, F.H., Tavares, C.R.G. (2011). Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. *Acta Scientiarum. Technology*, 33(3), 295-303.

- Schueler, T.R. (1997). *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*. Metropolitan Washington Council of Governments, July. Washington Metro. Water Resour. Plann.Board, Washington,D.C.
- Settle, S., Goonetilleke, A., Ayoko, G. A. (2007). Determination of Surrogate Indicators for Phosphorus and Solids in Urban Stormwater: Application of Multivariate Data Analysis Techniques. *Water, Air, and Soil Pollution*,182(1-4), 149-161. doi:10.1007/s11270-006-9328-2.
- Sefione, A. L. (2002). *Estudo comparativo de métodos de extrapolação superior de curvas-chave*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, (IPH/UFRGS).
- Smith, B. K., Smith, J. A., Baeck, M. L., & Miller, A. J. (2015). Exploring storage and runoff generation processes for urban flooding through a physically based watershed model. *Water Resources Research*, 51, 1552-1569. <https://doi.org/10.1002/2014WR016085>
- Shi, B.; Catsamas, S.;Kolotelo, P.; Wang, M.; Lintern, A.; Jovanovic, D.; Bach, P.M.; Deletic, A.;McCarthy, D.T. (2021). A Low-Cost Water Depth and Electrical Conductivity Sensor for Detecting Inputs into Urban Stormwater Networks. *Sensors* 2021, 21, 3056. <https://doi.org/10.3390/s21093056>
- Shinma, T. A. (2015). *Avaliação de incertezas na calibração automática do modelo SWMM*. Tese de Doutorado em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 212 pg.
- Silva, A.H.C.L. (2009). *Controle da poluição difusa de Origem pluvial em uma via de tráfego Intenso por meio de trincheira de Infiltração e vala de retenção*. Dissertação de Mestrado Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.
- Silva, C. B.; Oliveira, L. F. C. (2017). *Relação Intensidade-Duração-Frequência De Chuvas Extremas Na Região Nordeste Do Brasil*. *Revista Brasileira de Climatologia*. Ano 13 - Vol. 20 - JAN/JUL 2017. Pg 268 - 283.
- Silva, E. C. B. (2016). *Avanço da Urbanização em Vicente Pires - DF, Análise da Rede de Drenagem associada a medidas Compensatórias Utilizando o Modelo SWMM e ABC*. Monografia de Graduação - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Silva, T.J.B. (2017). *Avaliação da rede de drenagem urbana do Setor Habitacional Taquari - DF*. Monografia de Graduação - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- Silva, J.B. (2010). *Qualidade da drenagem pluvial urbana da bacia do Córrego Cabaça*. Campo Grande, MS. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, UFMS
- Silva Junior, J.A. (2010). *Estudo da eficiência do manejo de águas pluviais urbanas na mitigação dos impactos de ocupação do solo*.135 pg. Exame de qualificação (Doutorado em Engenharia Civil - não publicado). Universidade de Brasília, Brasília.
- Silva, R. L. L., Silveira, A. L. L., Silveira, G. L. (2019). Spectral analysis in determining water quality sampling intervals. *RBRH, Porto Alegre*, v. 24, e46.
- Simeonov, V. (2003). Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, vol.37, p.4119-4124.2003.
- Singh, K. P., Malik, A., Mohan, D., & Sinha, S. (2004). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. *Water Research*, 38(18), 3980-3992. doi:10.1016/j.watres.2004.06.011.
- SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. (2019). *3º Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas*. Ministério do Desenvolvimento Regional. Brasil.

- Souza, F.P., Costa, M. E. L., Koide, S. (2019). Hydrological Modelling and Evaluation of Detention Ponds to Improve Urban Drainage System and Water Quality. *Water (Switzerland)*, vol. 11, pp. 1-17, 2019.
- Souza, F. P. (2014). Monitoramento e Modelagem Hidrológica da Sub-bacia do Lago Paranoá - Brasília/DF - e Avaliação de Bacias de Detenção. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, DF, 139p.
- Souza, W.L. S. (2011). Produção de sedimentos da bacia hidrográfica do rio Capibaribe para zona costeira da região metropolitana do Recife. 136f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Souza, C. & Almeida, J.; Alves, L.; Domingos, R.; Bila, D.; Ohnuma Jr, A. (2022). Avaliação da sazonalidade do fenômeno da primeira carga de lavagem em um sistema de captação e armazenamento de águas pluviais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 27. 571-583. 10.1590/s1413-415220210025.
- Stevens, R. J., O'Brice, C. J., and Carton, O. T. (1995). Estimating nutrient content of animal slurries using electrical conductivity. *Journal of Agriculture Science*, Vol. 125, No. 2, pp. 233-238.
- Strauch, M., Bernhofer, C., Koide, S., Volk, M., Lorz, C. Makeschin, F. (2012). Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation, *Journal of Hydrology*, Volumes 414-415, 2012, Pages 413-424, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.014>.
- Strecker, E.W., Quigley, M.M., Urbonas, B.R., Jones, J.E., Clary, J.K. (2001). Determining urban storm water BMP effectiveness. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 127 (3), 144-149
- Sun S., Barraud S., Branger F., Braud I., Castebrunet H. (2016). Urban hydrologic trend analysis based on rainfall and runoff data analysis and conceptual model calibration, *Hydrological Processes*. DOI: 10.1002/hyp.11109
- Taebi, A.; Droste, R.L. (2004). First Flush pollution load off urban stormwater runoff. *NRC Research Press Web. Environ. Eng. Sci.* 3: 301-30.
- Távora, B. E. (2017). Zona Ripária de Cerrado: Processos Hidrossedimentológicos. Tese de Doutorado - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. 130p.
- Taylor, M., Elliott, H. A., & Navitsky, L. O. (2018). Relationship between total dissolved solids and electrical conductivity in Marcellus hydraulic fracturing fluids. *Water Science and Technology*, 77(8), 1998-2004. doi:10.2166/wst.2018.092
- Tecedor, N.; Barbassa, A. P.; Moruzzi, R.; Gonçalves, L. M. (2015). Monitoramento e modelagem hidrológica de plano de infiltração construído em escala real. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH*, v. 20, n. 3, p. 594-604.
- Terra. (2020). Inundação faz surgir 'cachoeira' dentro da UnB. <https://www.terra.com.br/noticias/brasil/videos/inundacao-faz-surgir-cachoeira-dentro-da-unb,359659.html>, visitado dia 2 de fevereiro de 2020.
- Thomson, N.; McBean, E.; Snodgrass, W.; Monstrenko, I. (1997). Highway stormwater runoff quality: Development of surrogate parameter relationships. *Water, Air, and Soil Pollution*. 94. 307-347. 10.1007/BF02406066.
- Todeschini, S., Papiri, S., Ciaponi, C., (2012). Performance of stormwater detention tanks for urban drainage systems in northern Italy. *J. Environ. Manag.* 101, 33-45. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.02.003>.
- Todeschini, S., Papiri, S., Ciaponi, C. (2018). Placement strategies and cumulative effects of wet-weather control practices for intermunicipal sewerage systems. *Water Resour. Manag.* 32 (8), 2885-2900. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-1964-y>.

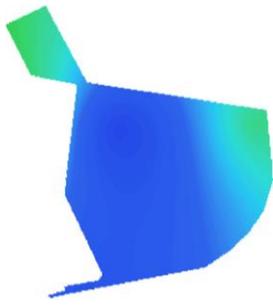
- Todeschini, S., Manenti, S., & Creaco, E. (2019). Testing an innovative first flush identification methodology against field data from an Italian catchment. *Journal of Environmental Management*, 246, 418–425. doi:10.1016/j.jenvman.2019.06.007
- Tsihrintzis, V.A. and R. Hamid. (1997). Modeling and management of urban stormwater runoff quality: a review. *Water Resources Management* 11: 137- 164.
- Tsihrintzis, V.A. and R. Hamid. (1998). Runoff quality prediction from small urban catchments using SWMM. *Hydrological Processes* 12:3 1 1-329.
- 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 da Universidade de Brasília.
- Tsuji, T. M.; Costa, M. E. L.; Koide, S. (2019). Diffuse pollution monitoring and modelling of small urban watershed in Brazil Cerrado. *Water Science and Technology*, v. 79, p. 1912-1921.
- Tsuji, T. M.; Costa, M.E.L.; Garnier, J.; Koide, S. (2018). A condutividade nas águas pluviais do DF. *anais do XII Encontro Nacional de águas urbanas*. Maceió- AL.
- Tucci, C. E. M. (1993). *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. 1. ed. [s.l.] ABRH.
- Tucci, C.E.M. (2005). *Gestão de Águas Pluviais Urbanas*. Ministério das Cidades - Global Water Partnership - World Bank - UNESCO. 192 p.
- Tucci, C. E. M. (2016). Regulamentação da drenagem urbana no Brasil. *REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina*, VOLUME. 13 - Nº. 1 - JAN/JUN.
- Urbanas B. (1994). Assessment of stormwater BMPs and their technology. *Wat. Sci. Tech.*, 29, 347–353.
- Vasconcelos, A. F., Miguez, M. G., Vazquez, E. G. (2016). Critérios de projeto e benefícios esperados da implantação de técnicas compensatórias em drenagem urbana para controle de escoamentos na fonte, com base em modelagem computacional aplicada a um estudo de caso na zona oeste do Rio de Janeiro. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(4), 655–662, 2016.
- Vaze, J.; Chiew, F.H.S. (2003). Study of pollutant washoff from small impervious experimental plots. *Water Resources Research*, v. 39, n. 6, p. 3-10.
- Veerbeek, W., Gersonius, B., Ashley, R., Zevenbergen, C., Rijke, J., Pathirana, A., Radhakrishnan, M. (2017). Resilience in the water sensitive city. *Proceedings 14th ICUD - International Conference on Urban Drainage*, Praga, Republica Tcheca.
- Veiga, A. M., Soares, A. K., Coelho Filho, J. A. P., Souza, D. N., Oliveira, W. N. (2015). Determinação Da Produção De Sedimento Através Da Curva-chave Sedimentométrica Na Bacia Hidrográfica Do Rio Araguaia-Go. *Anais do XXI Simpósio brasileiro de recursos hídricos, Brasília-DF*.
- Vieira, P. D. (2008). Avaliação das condições de qualidade da água em tempo seco e durante eventos de chuvas em uma microbacia urbanizada no município de Belo Horizonte. Belo Horizonte. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG.
- Von Sperling, M. (2005). *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Volume 01, 2a edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. 243p.
- Yang, Y.Y., Toor, G.S.(2017). Sources and mechanisms of nitrate and orthophosphate transport in urban stormwater runoff from residential catchments, *Water Research*, Volume 112, 2017, Pages 176-184, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.039>.
- Yazdi, J. (2017). Optimization of hydrometric monitoring network in urban drainage systems using information theory. *Water Science and Technology*, 76(7), 1603–1613. doi:10.2166/wst.2017.226

- Yazdi, M. N., Ketabchy, M., Sample, D. J., Scott, D., & Liao, H. (2019). An evaluation of HSPF and SWMM for simulating streamflow regimes in an urban watershed. *Environmental Modelling & Software*, 118, 211–225.
- Yi, Q.; Li, H.; Lee, J.; Kim, Y. (2015). Development of EMC-based empirical model for estimating spatial distribution of pollutant loads and its application in rural areas of Korea. *Journal of Environmental Sciences*, v. 35, 1-11.
- Yun-Ya, Y., Guralp S. T. (2017). Sources and mechanisms of nitrate and orthophosphate transport in urban stormwater runoff from residential catchments. *Water Research*. Volume 112, 2017, Pages 176-184, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.039>.
- Walsh, T. C., Pomeroy, C. A., and Burian, S. J. (2014). Hydrologic modeling analysis of a passive, residential rainwater harvesting program in an urbanized, semi-arid watershed. *J. Hydrol.*, 508, 240–253
- Walton, N. R. G. (1989). Electrical conductivity and total dissolved solids – what is their precise relationship? *Desalination* 72 (3), 275–292.
- Wei, Z., Simim, L., Fengbing, T. (2013). Characterization of Urban Runoff Pollution between Dissolved and Particulate Phases. *The Scientific World Journal*.
- Wu, J.; Thompson, J.; Kolka, R.; Franz, K.; Stewart, T. (2013). Using the Storm Water Management Model to predict urban headwater stream hydrological response to climate and land cover change. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2013, 17, 4743–4758.
- Zanandrea, F.; Silveira, A.L.L.(2018). Effects of LID Implementation on Hydrological Processes in an Urban Catchment under Consolidation in Brazil. *J. Environ. Eng.*, 144(9): 04018072.
- Zhang, W., Che, W., Liu, D., Gan, Y., Lv, F. (2012). Characterization of runoff from various urban catchments at different spatial scales in Beijing, China. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*. 66. 21-7. 10.2166/wst.2012.156.
- Zhang, K.; Deletic, A.; Bach, P. & Shi, B.; Hathaway, J.; Mccarthy, D. (2019). Testing of new stormwater pollution build-up algorithms informed by a genetic programming approach. *Journal of Environmental Management*. 241. 12-21. 10.1016/j.jenvman.2019.04.009.
- Zhao, J.; Shan, B.; Yin, C. (2007). Pollutant loads of surface runoff in Wuhan City Zoo, an urban tourist area. *Journal of Environmental Sciences*. v.19, 464-468.
- Zhou, F.; Liu, Y.; Guo, H. (2007). Application of Multivariate Statistical Methods to Water Quality Assessment of the Watercourses in Northwestern New Territories. *Hong Kong. Environmental monitoring and assessment*. vol,132. p.1-13.
- Zhou, Q. (2014). A review of sustainable urban drainage systems considering the climate change and urbanization impacts. *Water*, v. 6, p. 976-992.
- Zhu, X., Yue, Y., Wong, P., Zhang, Y., & Ding, H. (2019). Designing an Optimized Water Quality Monitoring Network with Reserved Monitoring Locations. *Water*, 11(4), 713. doi:10.3390/w11040713
- Zhu, Z., Zhu,Z., Chen,Z., Chen, X., Yu, G. (2019). An assessment of the hydrologic effectiveness of low impact development (LID) practices for managing runoff with different objectives, *Journal of Environmental Management*, Volume 231, Pages 504-514, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.046>.
- Zoppou, C.(2001). Review of urban storm water models. *Environ. Model. Softw.* 2001, 16, 195–231.

APÊNDICE A

Tabela 1 – Características dos eventos de precipitação ocorridos na bacia RF 1 no ano hidrológico de 2018 -2019 para os três pluviógrafos.

EVENTOS	ESCOLA				ETE RF				CBM			
	LÂMINA (mm)	DURAÇÃO (h:min)	INTENSIDADE (mm/h)	TR (anos)	LÂMINA (mm)	DURAÇÃO (h:min)	INTENSIDADE (mm/h)	TR (anos)	LÂMINA (mm)	DURAÇÃO (h:min)	INTENSIDADE (mm/h)	TR (anos)
29/10/2019	20	1:03	19.05	<1	18.2	1:05	16.8	<1	4.4	1:06	4	<1
01/11/2018	10.2	4:15	2.4	<1	20.4	1:44	11.77	<1	10.4	2:14	4.66	<1
02/11/2018	6.2	1:52	3.32	<1	23.6	5:03	4.67	<1	9.2	3:32	2.6	<1
03/11/2018	26.6	6:28	4.11	<1	29.8	7:07	4.19	<1	14.4	6:42	2.15	<1
06/11/2018	13	4:41	2.78	<1	20.4	5:48	3.52	<1	12.6	4:31	2.79	<1
09/11/2018	8.4	2:53	2.91	<1	10.6	3:03	3.48	<1	4.2	2:40	1.58	<1
10/11/2018	13.8	7:37	1.81	<1	27.4	14:42	1.86	<1	6.6	12:47	0.52	<1
09/02/2019	38.4	0:54	42.67	1.48	50.8	1:26	35.44	3.35	22.8	0:51	26.82	<1
14/02/2019	62.2	1:03	59.24	12.61	100.2	1:07	89.73	117.31	24.4	0:57	25.68	<1
18/02/2019	14.4	1:26	10.05	<1	20.8	1:36	13	<1	7	1:27	4.83	<1
22/02/2019	21.4	2:27	8.73	<1	39.4	2:38	14.96	<1	11.6	2:32	4.58	<1
02/03/2019	30.2	4:23	6.89	<1	37.4	5:12	7.19	<1	15.4	4:54	3.14	<1
03/03/2019	15.4	0:36	25.67	<1	15.8	0:46	20.61	<1	4.4	0:35	7.54	<1
04/03/2019	11	2:07	5.2	<1	12.6	2:09	5.86	<1	4.4	1:58	2.24	<1
06/03/2019	17.2	1:19	13.06	<1	21.4	1:30	14.27	<1	7	1:13	5.75	<1
12/03/2019	11.4	1:13	9.37	<1	18.2	1:25	12.85	<1	5.4	1:00	5.4	<1
04/04/2019	31.8	1:38	19.47	<1	50.4	1:31	33.23	3.04	13.8	1:19	10.48	<1
06/04/2019	4.4	0:31	8.52	<1	17.6	0:31	34.06	<1	2.8	0:31	5.42	<1
10/04/2019	12	0:34	21.18	<1	0.8	0:20	2.4	<1	10	0:21	28.57	<1
13/04/2019	18	0:44	24.55	<1	15.2	1:43	8.85	<1	1.4	0:30	2.8	<1
19/04/2019	13.2	1:14	10.7	<1	24.2	1:19	18.38	<1	6.6	1:11	5.58	<1
21/04/2019	45.4	2:19	19.6	1.23	62.8	2:23	26.35	5.76	18.4	2:21	7.83	<1
23/04/2019	27.8	4:11	6.65	<1	18.4	5:39	3.26	<1	14.4	5:45	2.5	<1
02/05/2019	39.4	4:02	9.77	<1	40.8	3:59	10.24	<1	12.8	3:22	3.8	<1
03/05/2019	19	1:10	16.29	<1	12	0:36	20	<1	6.6	0:33	12	<1
15/05/2019	53.4	3:10	16.95	1.75	104.2	5:27	19.12	25.05	14.6	2:30	5.84	<1
Mínimo	4.4	0.01	0.95	<1	0.8	0.01	0.87	0. <1000	1.4	0.01	0.39	<1
Média	21.94	0.1	18.36	<1	29.67	0.14	15.94	6.013	9.07	0.11	6.81	<1
Máximo	62.2	0.41	59.24	12.61	104.2	0.61	89.73	117.309	24.4	0.54	28.57	<1



29/10/2019



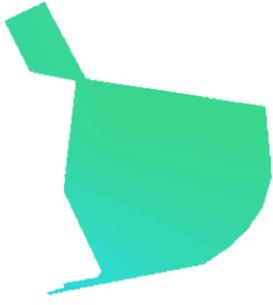
01/11/2018



02/11/2018



03/11/2018



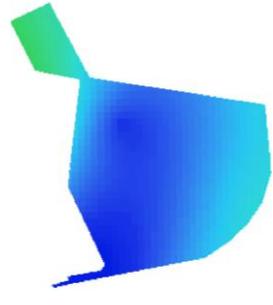
06/11/2018



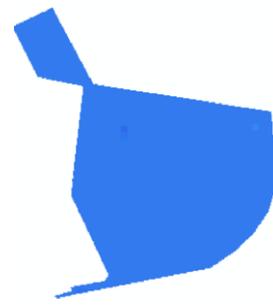
09/11/2018



10/11/2018



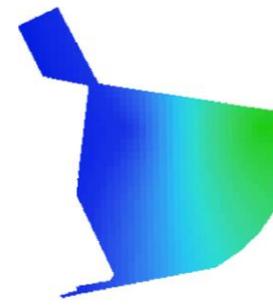
09/02/2019



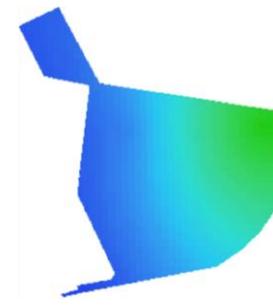
14/02/2019



18/02/2019



22/02/2019



02/03/2019



03/03/2019



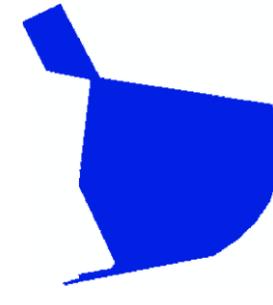
04/03/2019



06/03/2019



12/03/2019



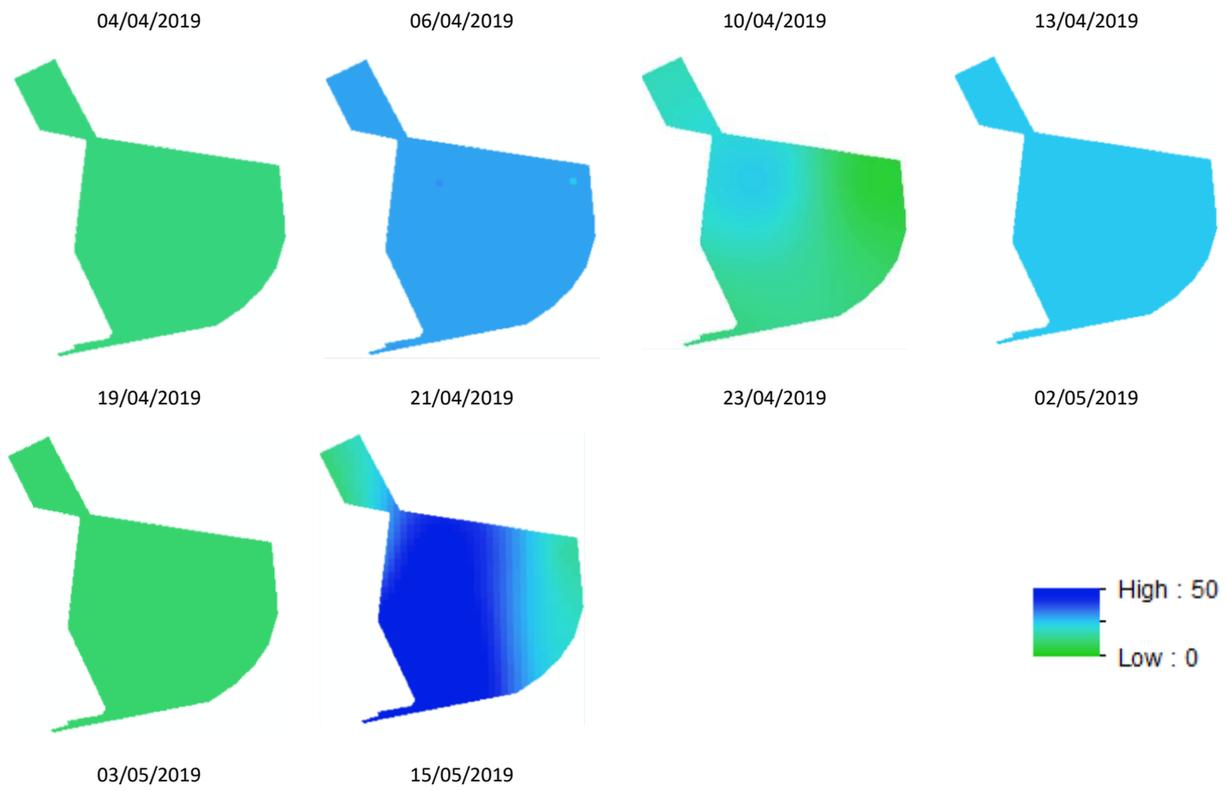
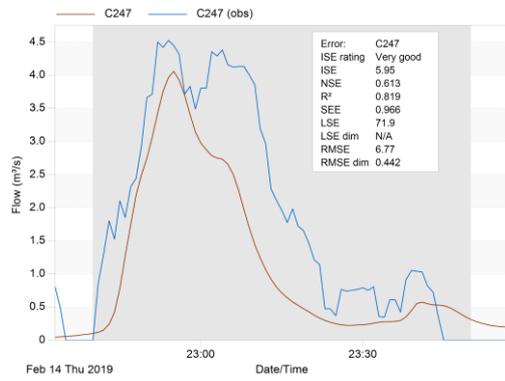
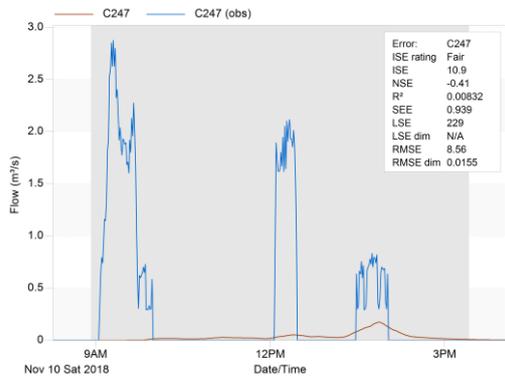
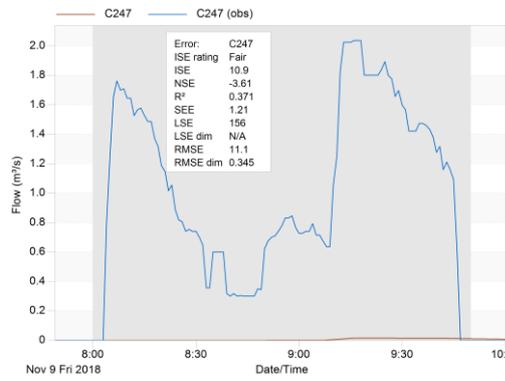
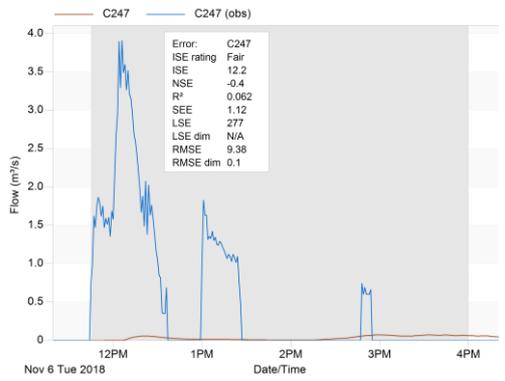
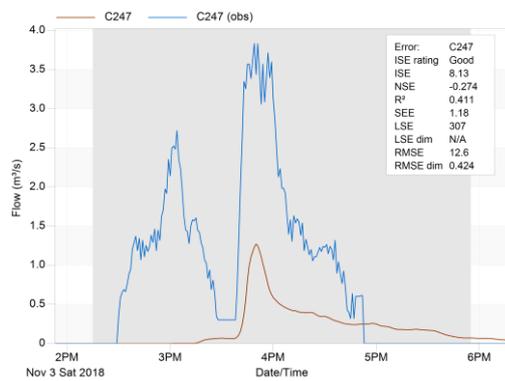
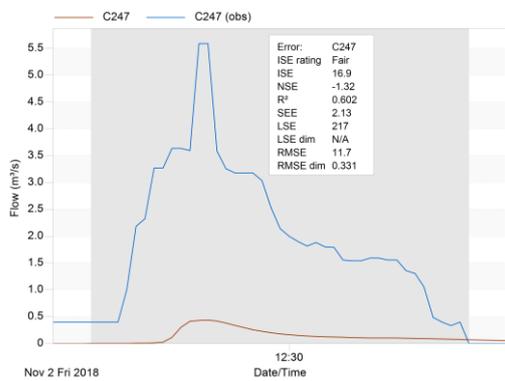
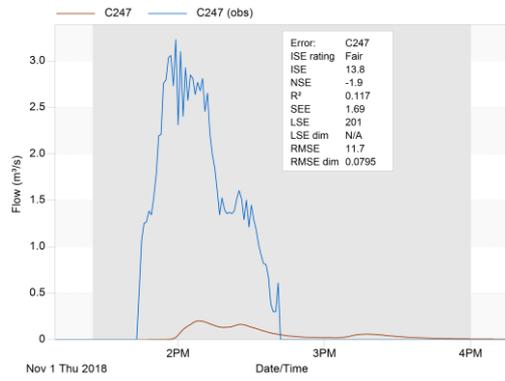
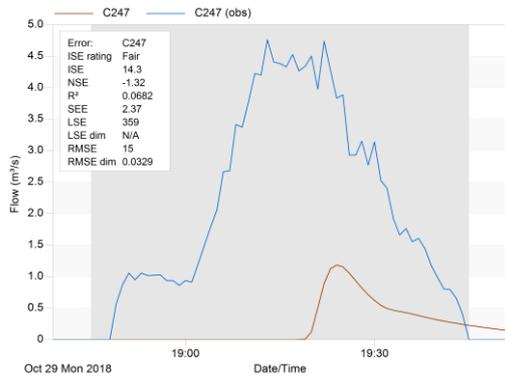
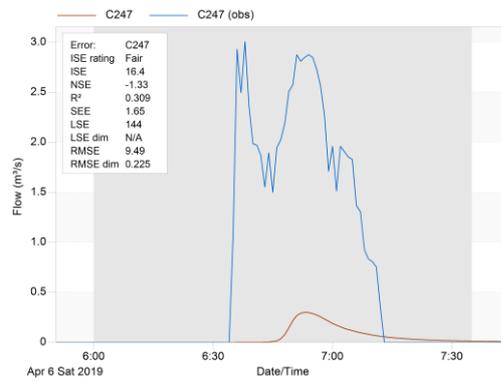
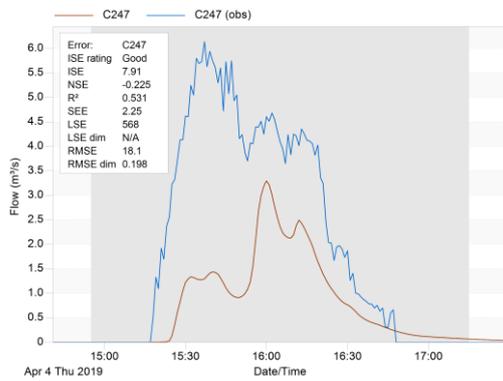
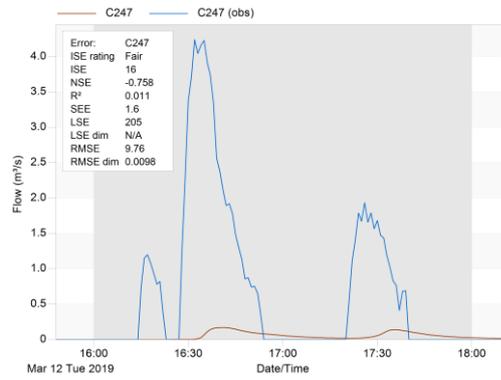
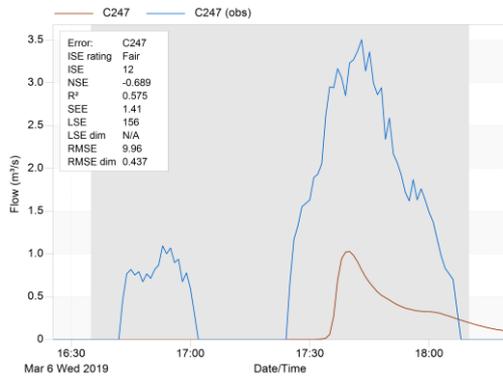
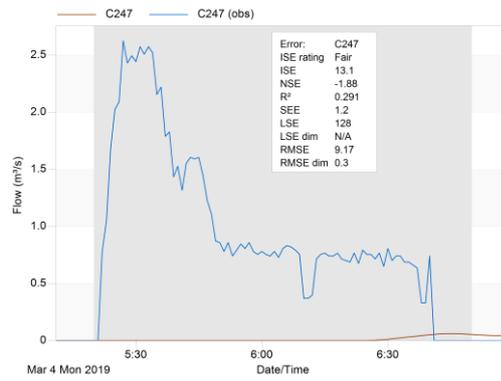
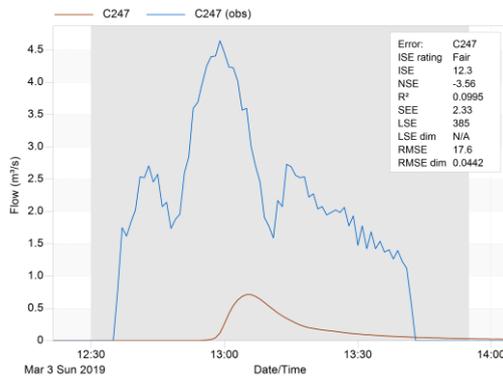
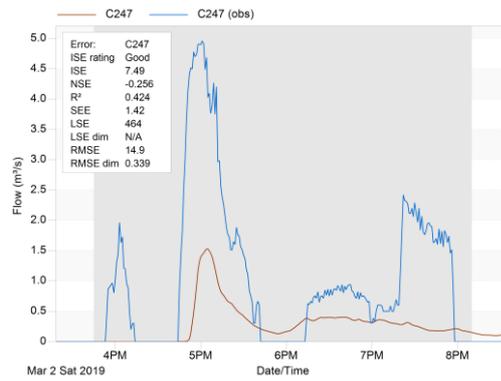
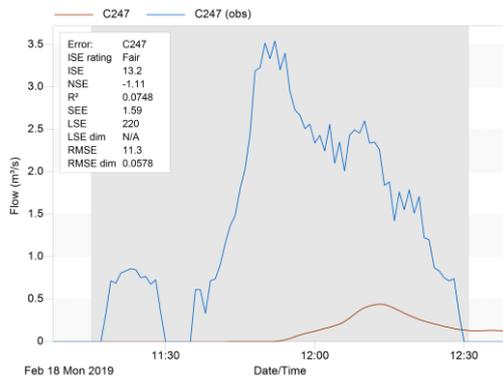


Figura 1. Distribuição espacial da precipitação na bacia RF I para eventos do ano hidrológico 2018-2019.

APÊNDICE B



Continuação



Continuação

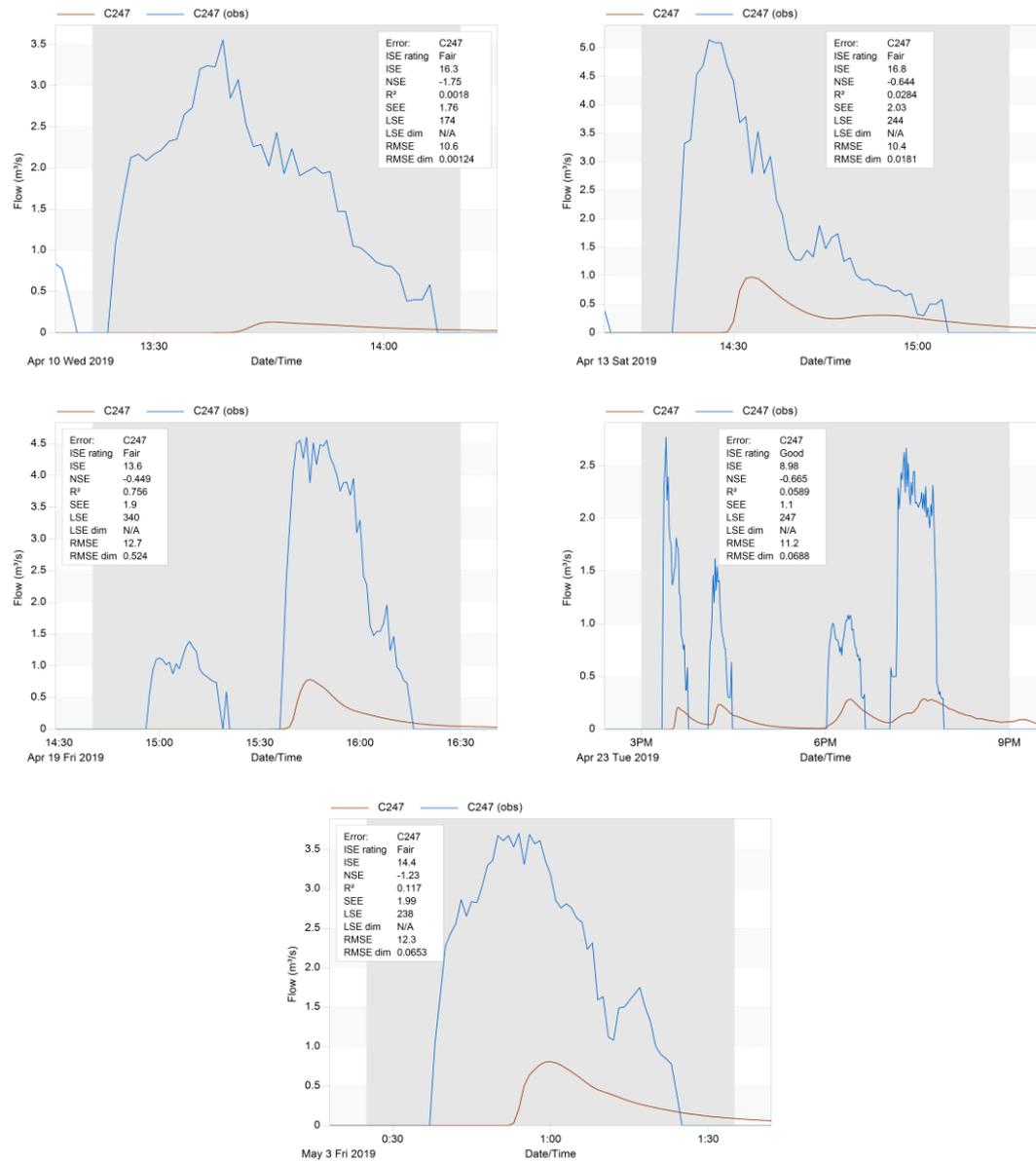
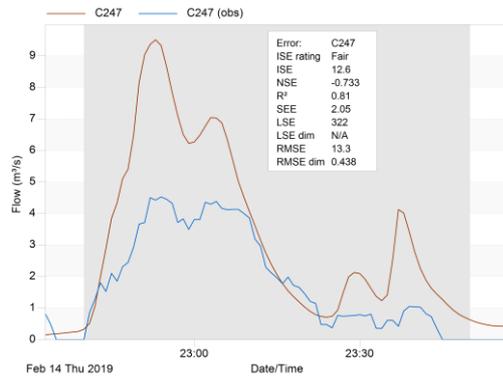
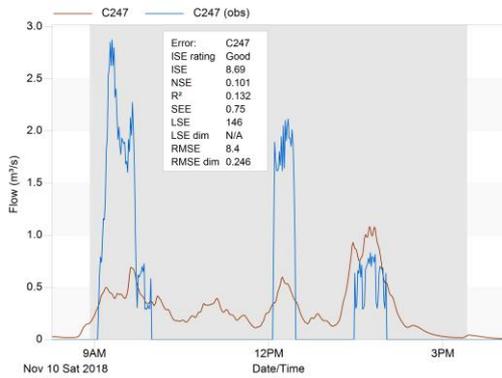
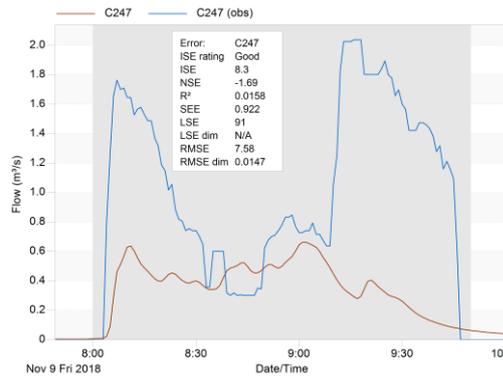
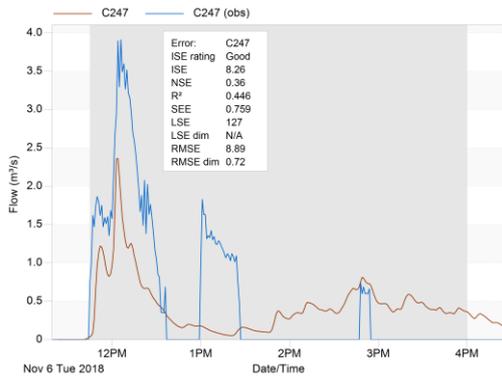
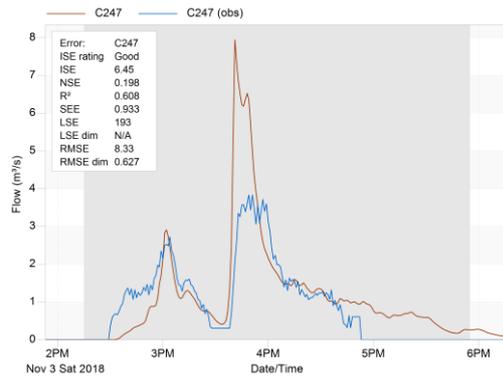
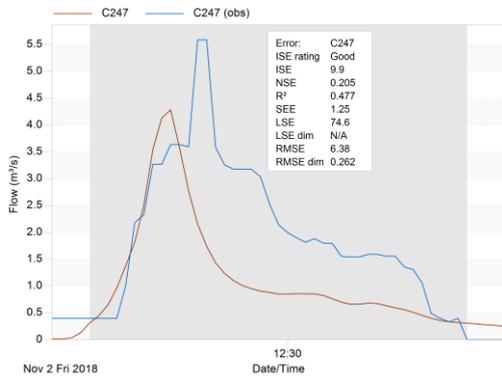
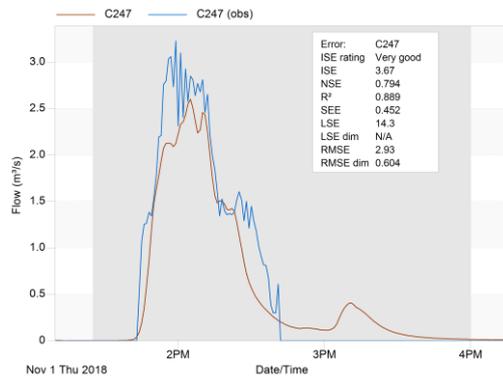
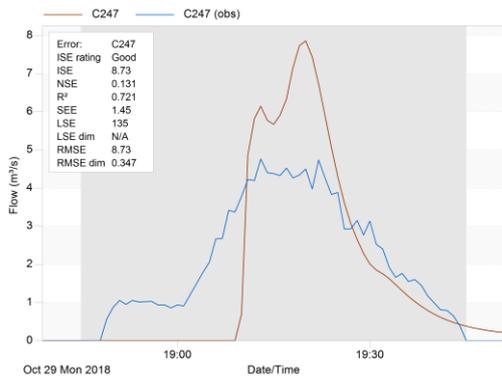
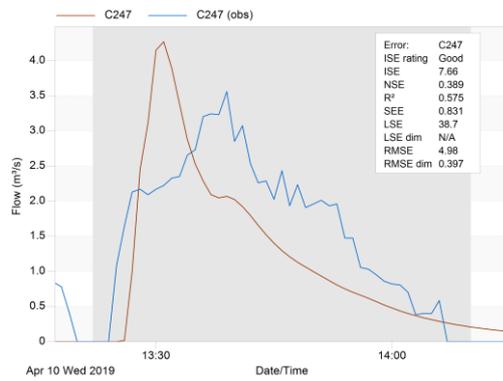
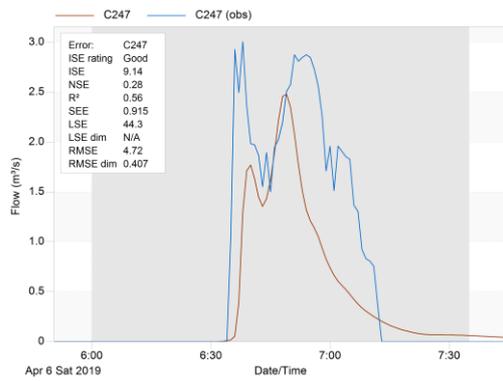
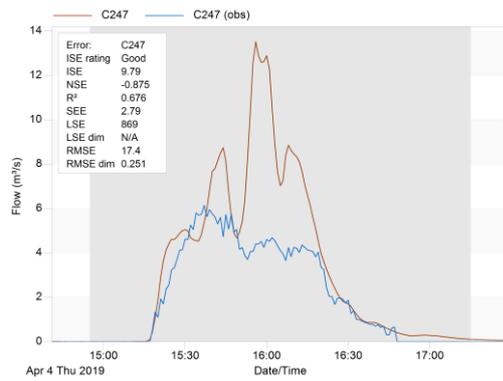
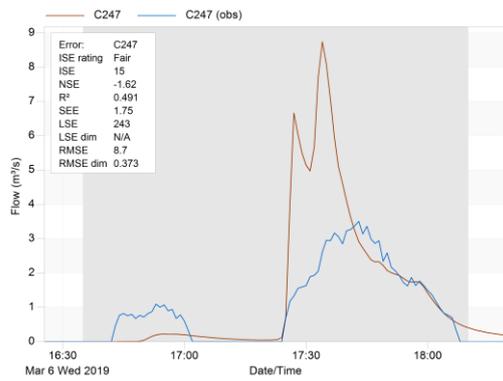
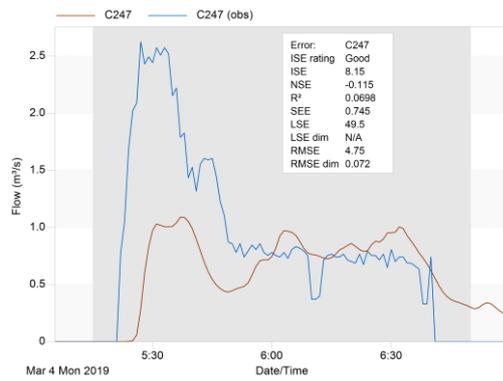
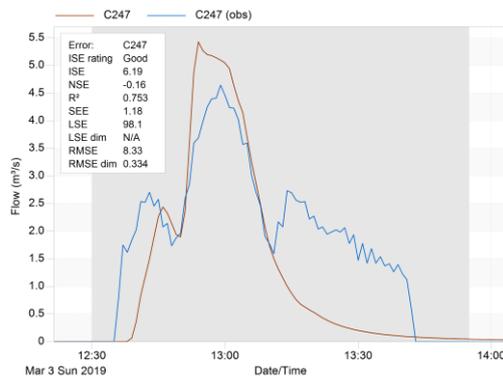
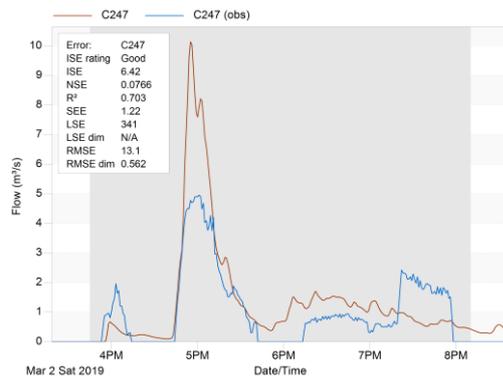
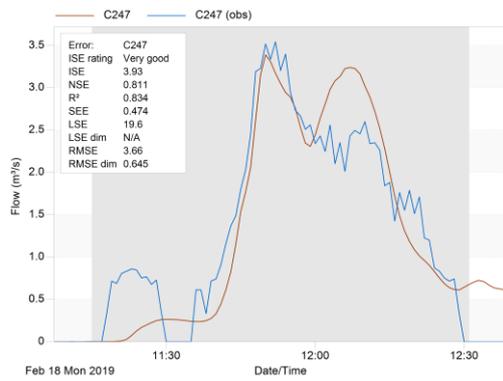


Figura 1. Representação dos Hidrogramas gerado pelo modelo SWMM para a bacia do RF1 sem calibração.

APÊNDICE C



Continuação



Continuação

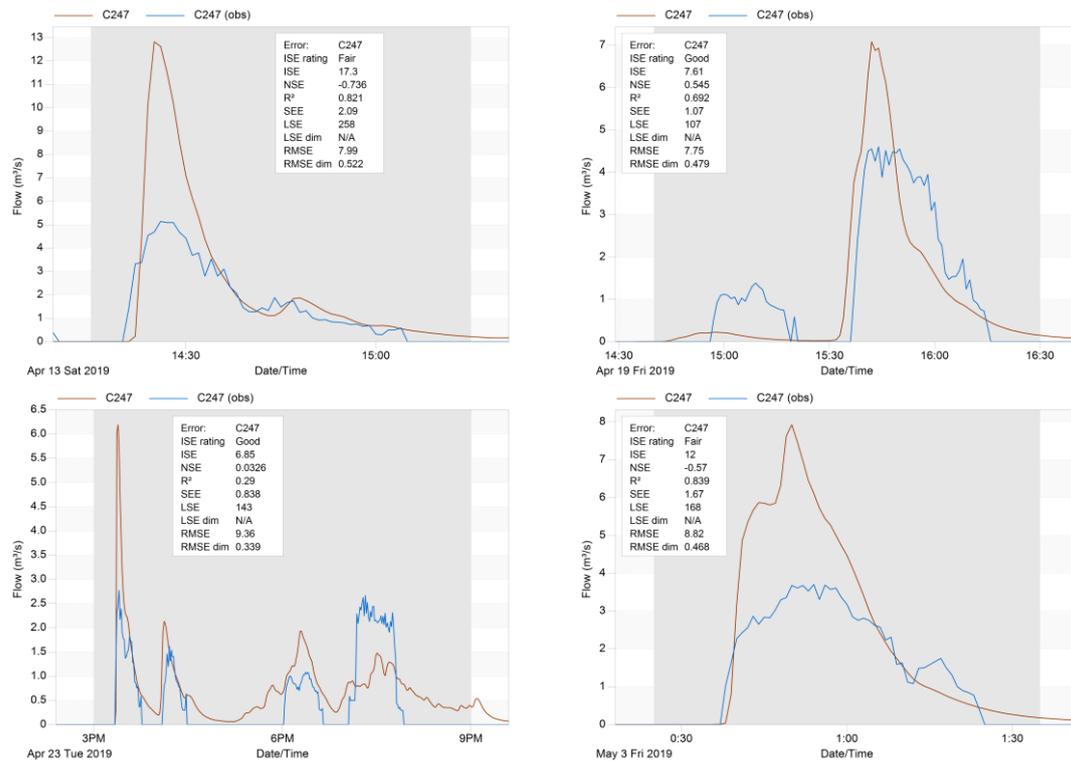
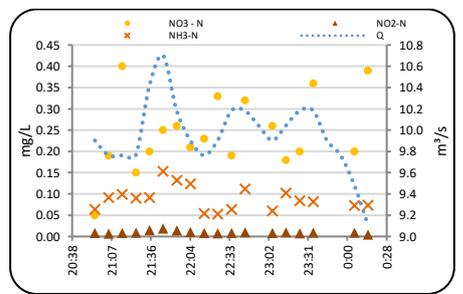
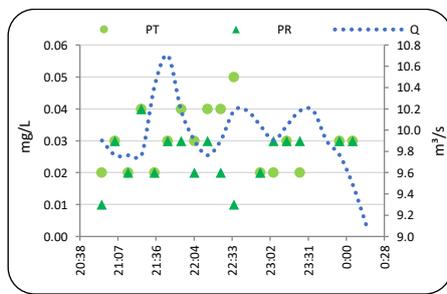
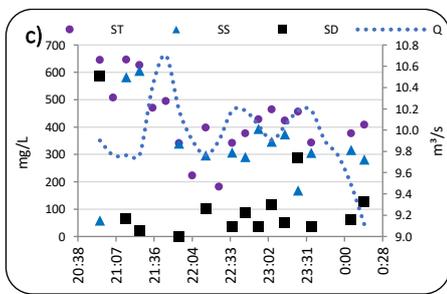
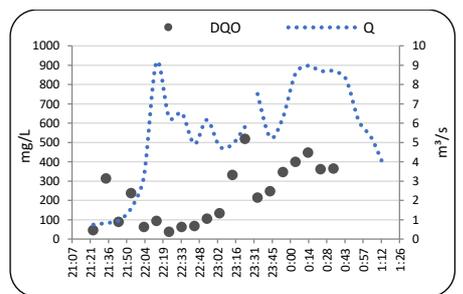
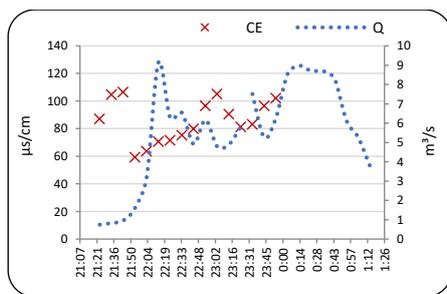
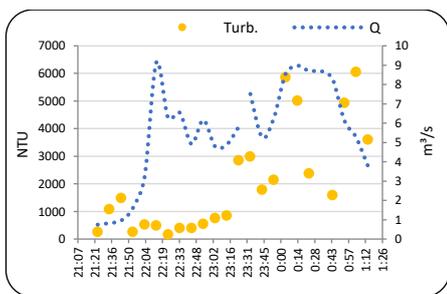
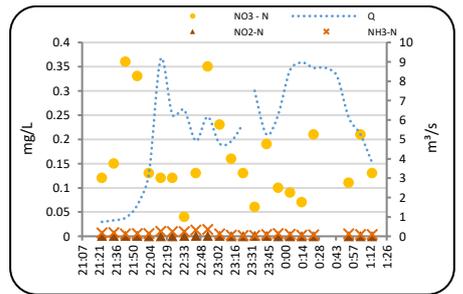
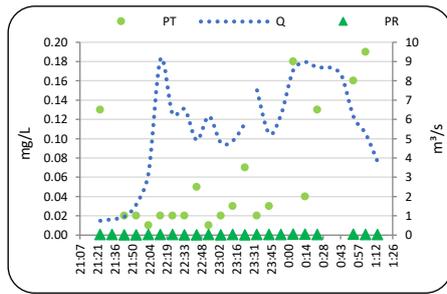
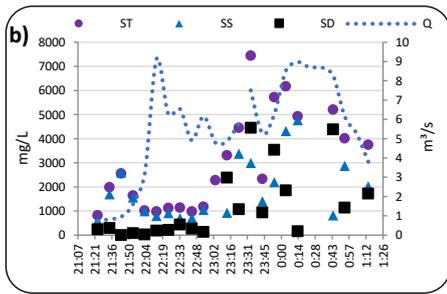
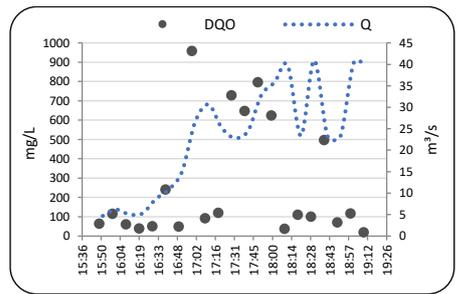
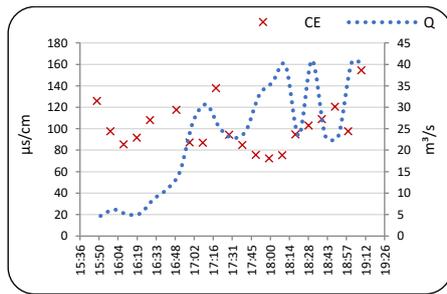
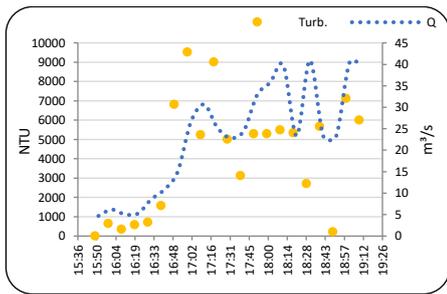
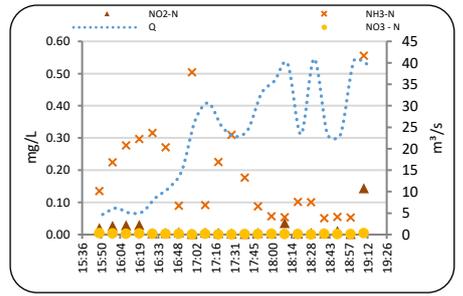
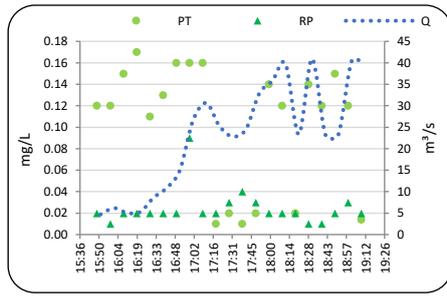
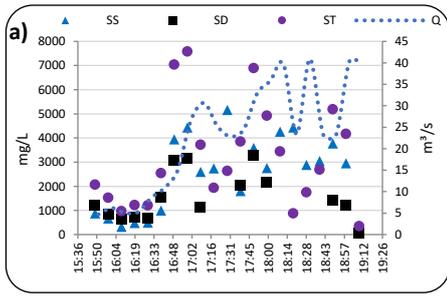
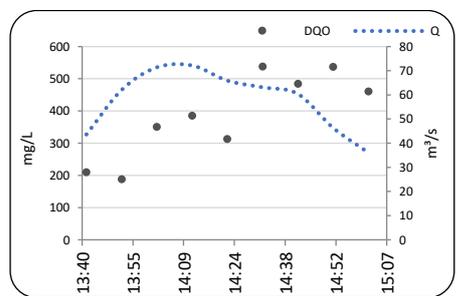
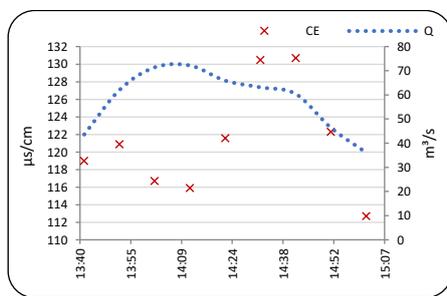
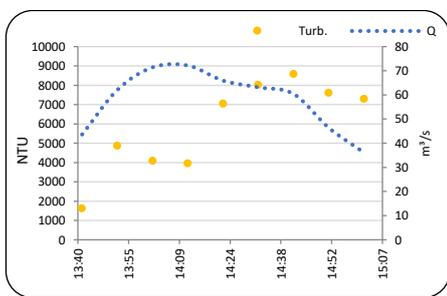
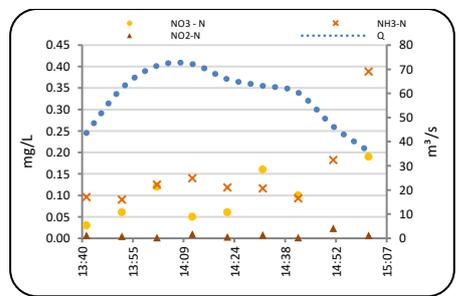
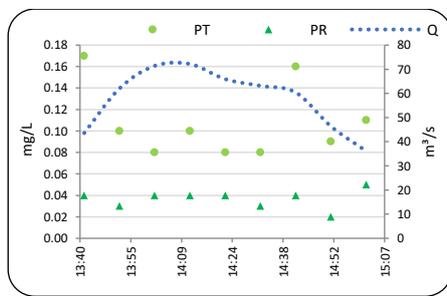
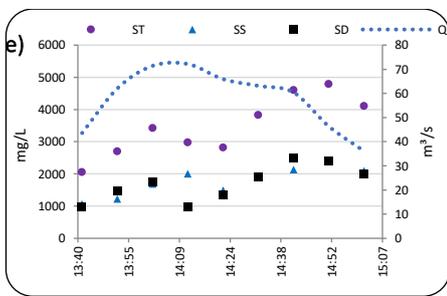
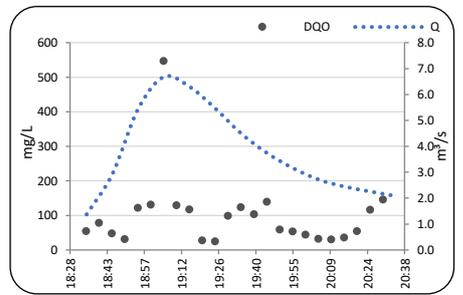
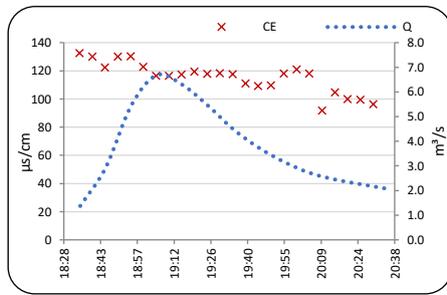
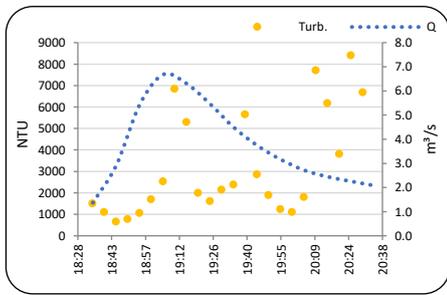
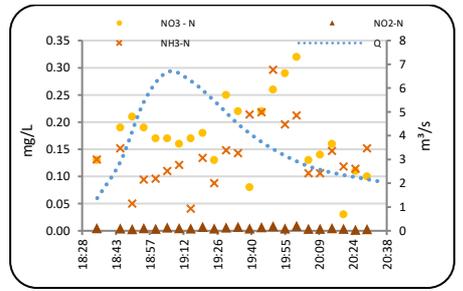
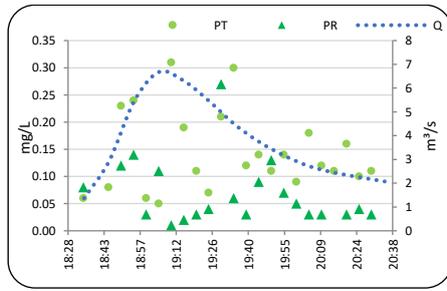
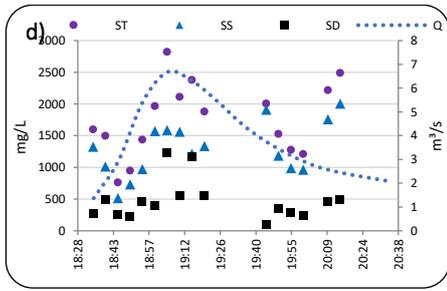
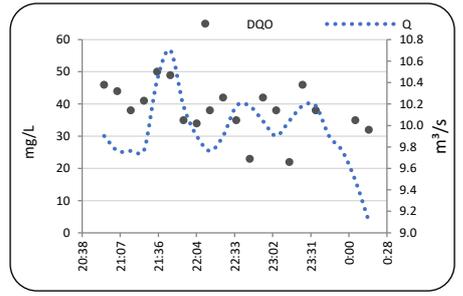
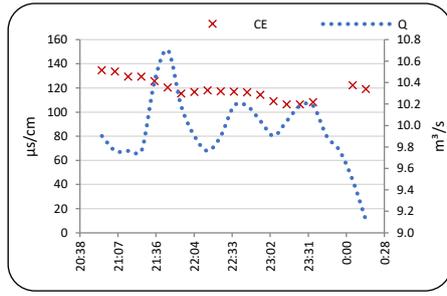
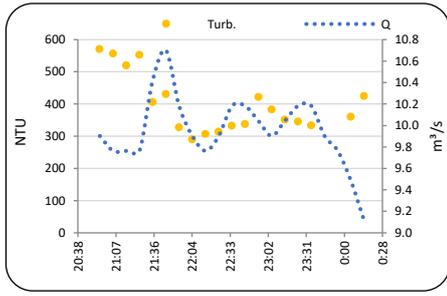


Figura 1. Verificação do modelo calibrado para o evento do dia 12/03/19 para os demais 20 eventos monitorados.

APÊNDICE D





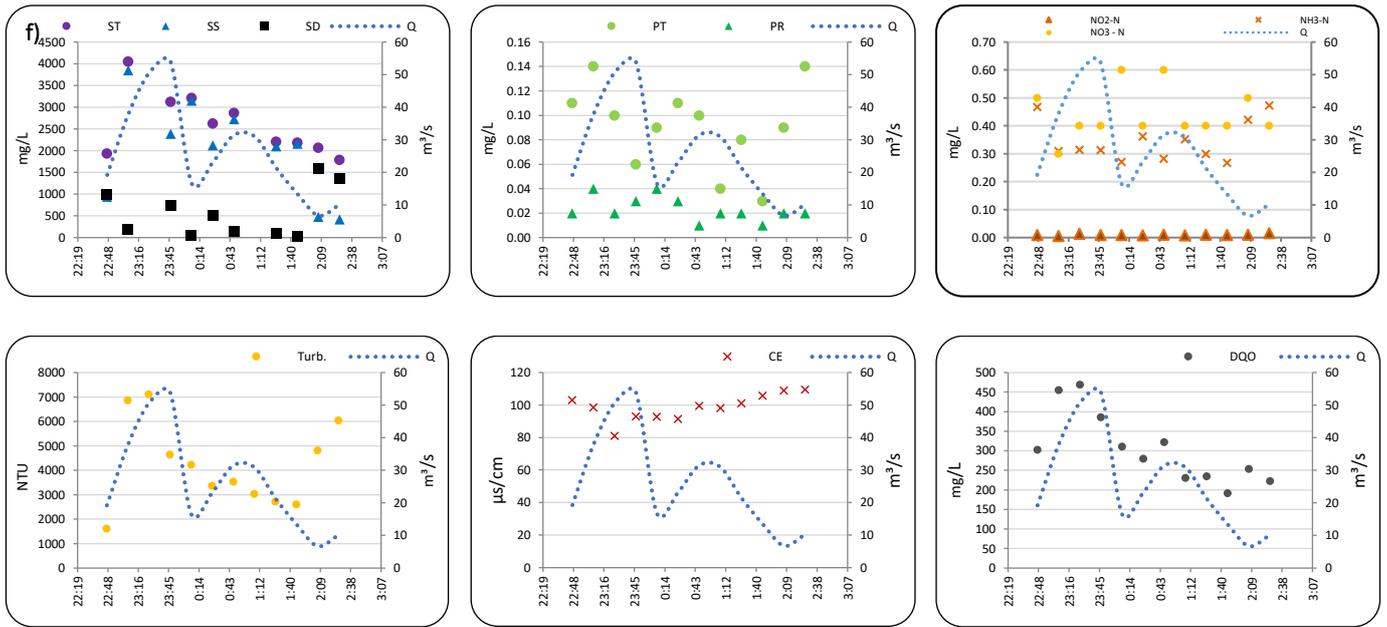
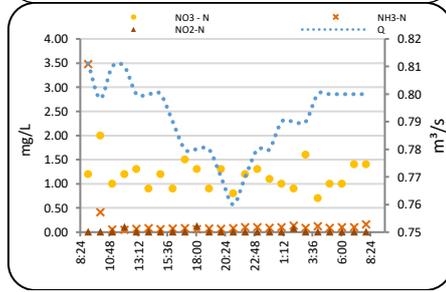
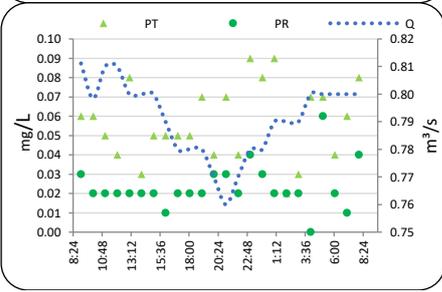
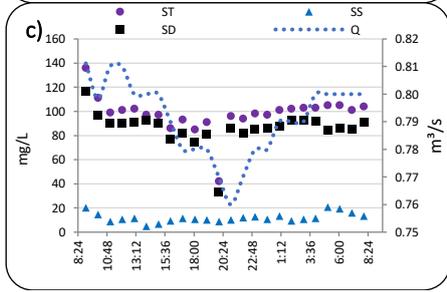
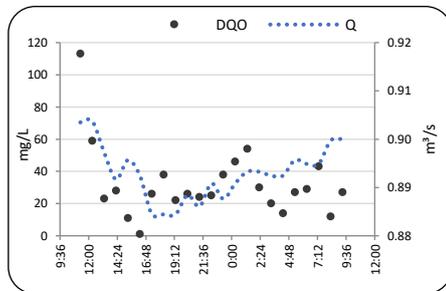
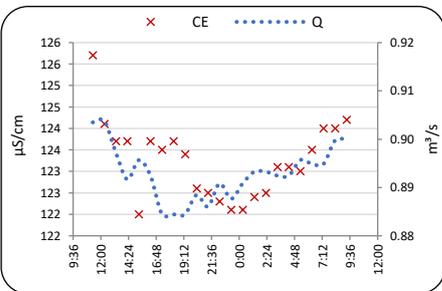
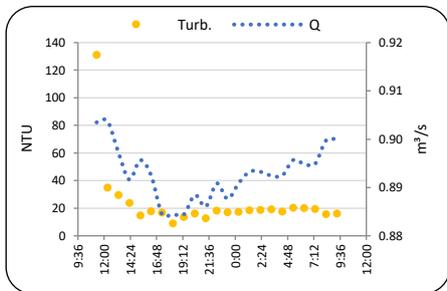
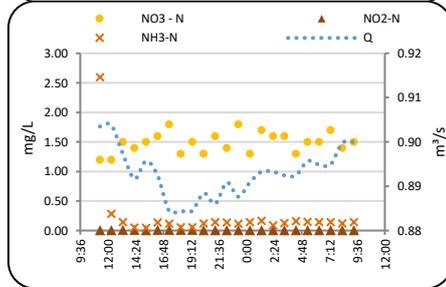
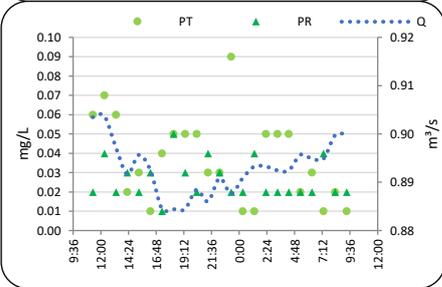
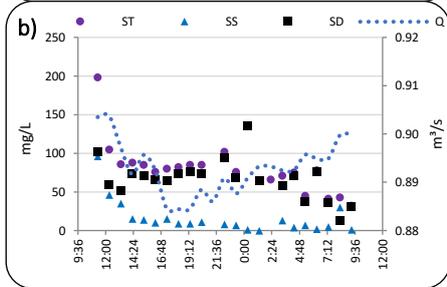
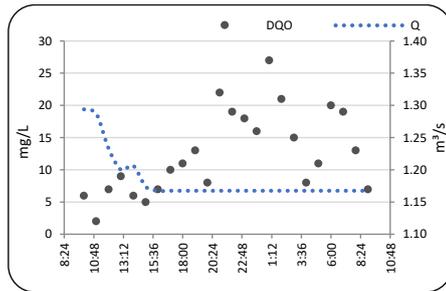
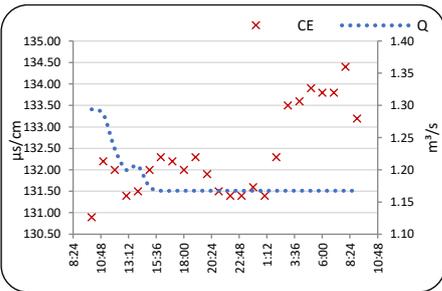
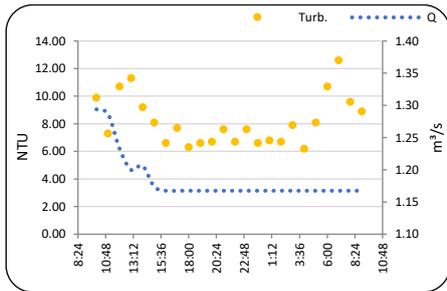
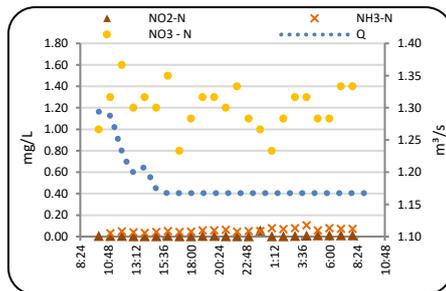
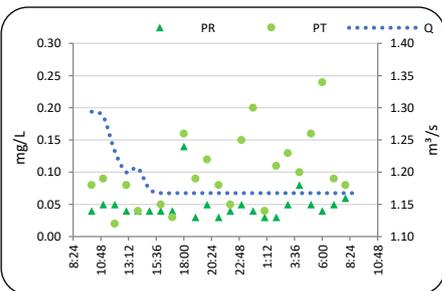
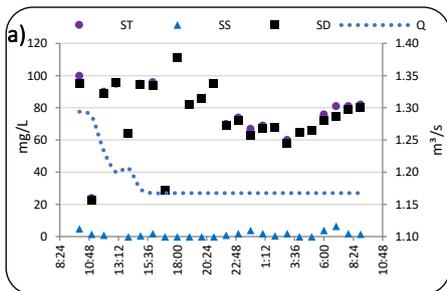


Figura 1. Polutogramas e Hidrogramas de cada parâmetros durante os eventos de cheia: a) 19/02/18 b)04/03/18 c)13/03/18 d) 15/11/18 e) 18/02/19 f) 02/01/20.

APÊNDICE E



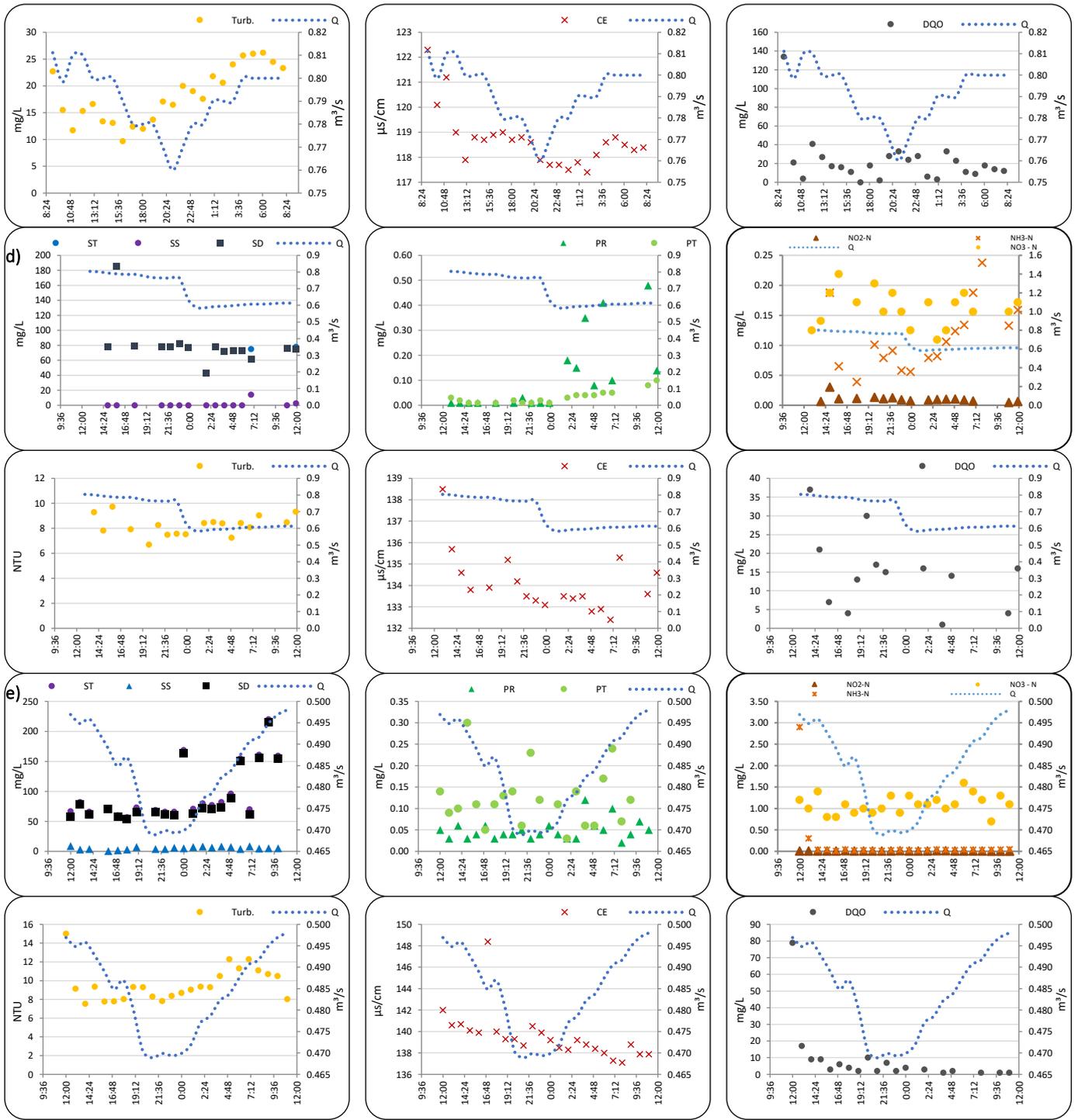


Figura 1. Polutogramas e Hidrogramas de cada parâmetros durante os eventos de seca: a) 01/08/18 b) 01/06/19 c) 19/06/19 d) 12/08/19 e) 29/08/19.

APÊNDICE F

Tabela 1. Resumo estatístico dos parâmetros de qualidade da água (pH, CE, turbidez e sólidos) no Córrego VP.

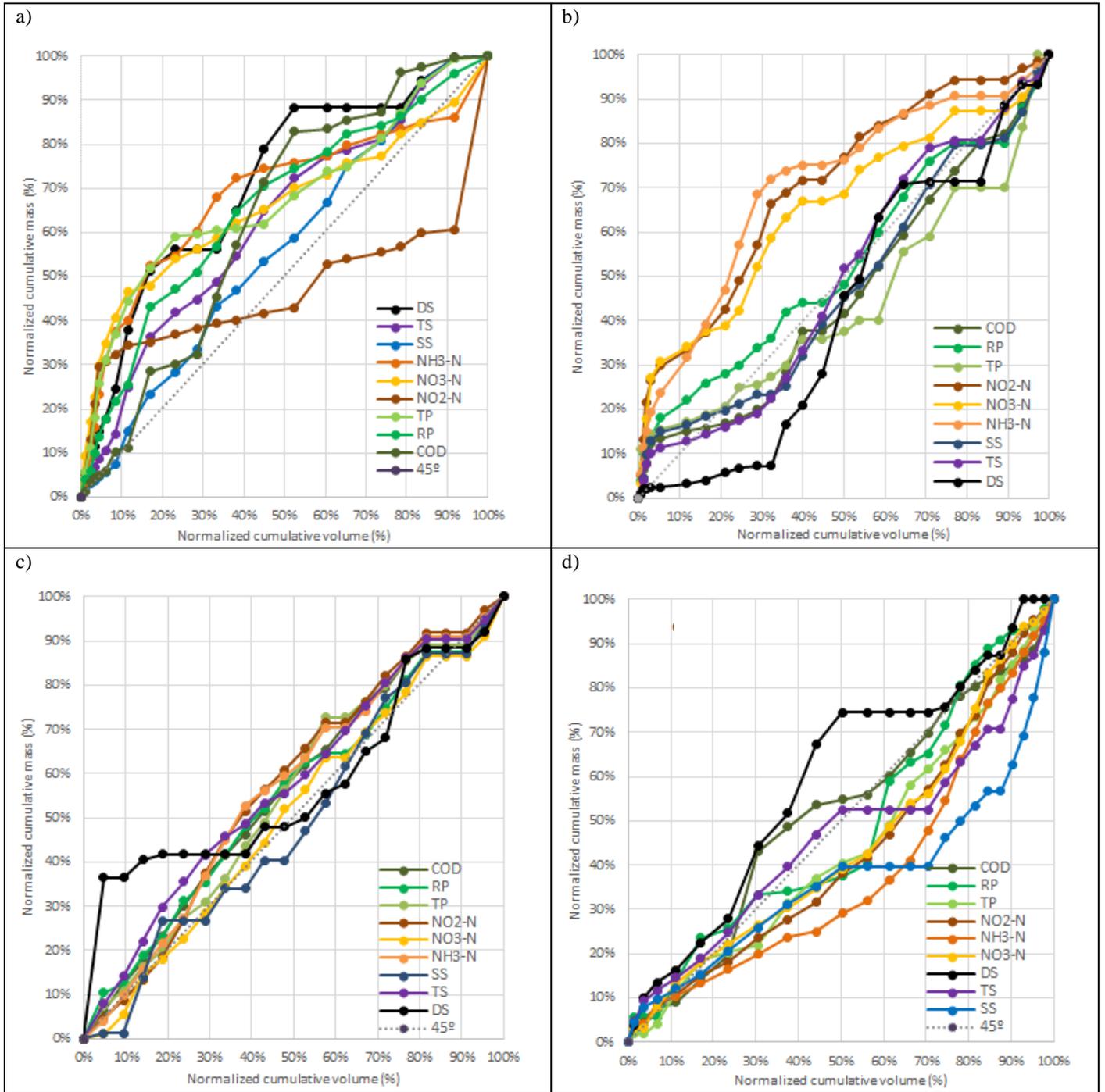
Parâmetros	pH	pH SECA	pH CHEIA	CE (µS/cm)	CE SECA (µS/cm)	CE CHEIA (µS/cm)	Turbidez (NTU)	Turbidez SECA (NTU)	Turbidez CHEIA (NTU)	ST (mg/L)	ST SECA (mg/L)	ST CHEIA (mg/L)	SS (mg/L)	SS SECA (mg/L)	SS CHEIA (mg/L)	SD (mg/L)	SD SECA (mg/L)	SD CHEIA (mg/L)
Mínimo	6,48	6,67	6,48	59,3	117,4	59,3	6,2	6,2	159	24	24	182	0	0	59,33	0	13	0
Máximo	8,42	8,42	8,06	154,5	148,4	154,5	9522	131	9522	7583	220	7583	5164	96	5164	4445	214,67	4445
Média	7,37	7,41	7,32	118,95	129,44	106,98	1462,85	13,70	2965,17	1171,05	86,95	2380,67	753,37	7,53	1643,28	455,51	79,62	913,78
Mediana	7,32	7,32	7,32	122,1	132	109,1	32,05	10,50	2017	159,37	81,5	2051	15	5	1330,5	90,3	76	492,5
Desvio Padrão	0,39	0,40	0,38	17,63	7,82	18,1	2348,36	12,60	2609,53	1690,01	31,49	1808,79	1162,76	11,49	1229,3	800,33	29,59	1021,62
Nº de Amostras	222	114	108	214	114	100	222	113	109	201	106	95	193	105	88	191	105	86

APÊNDICE G

Tabela 1. Resumo estatístico dos parâmetros químicos de qualidade da água (NO₂⁻, NO₃⁻, NH₃, PO₄³⁻, Cl⁻ e SO₄²⁻ e DQO) no Córrego VP.

Parâmetros	PO ₄ ³⁻ Reativo (mg/L)	PO ₄ ³⁻ Reativo SECA (mg/L)	PO ₄ ³⁻ Reativo CHEIA (mg/L)	PO ₄ ³⁻ Total (mg/L)	PO ₄ ³⁻ Total SECA (mg/L)	PO ₄ ³⁻ Total CHEIA (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO SECA (mg/L)	DQO CHEIA (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₂ ⁻ SECA (mg/L)	NO ₂ ⁻ CHEIA (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ SECA (mg/L)	NO ₃ ⁻ CHEIA (mg/L)	NH ₃ (mg/L)	NH ₃ SECA (mg/L)	NH ₃ CHEIA (mg/L)
Mínimo	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,03	0	0	19	0,005	0,016	0,005	0,1	3	0,1	0,01	0,01	0,04
Máximo	0,43	0,43	0,4	1,46	1,46	0,9	958	134	958	0,47	0,100	0,47	9	9	3	3,48	3,48	0,56
Média	0,10	0,11	0,1	0,26	0,25	0,27	107,14	17,62	195,02	0,035	0,033	0,037	3,23	5,37	0,94	0,16	0,16	0,16
Mediana	0,09	0,09	0,08	0,22	0,19	0,26	35	13	114	0,03	0,030	0,03	3,5	5	0,8	0,09	0,07	0,12
Desvio Padrão	0,07	0,07	0,077	0,22	0,24	0,19	164,73	19,05	194,76	0,035	0,011	0,048	2,41	1,21	0,58	0,35	0,48	0,11
Nº de Amostras	215	112	103	205	108	101	216	107	109	216	111	105	216	112	104	215	110	105

APÊNDICE H



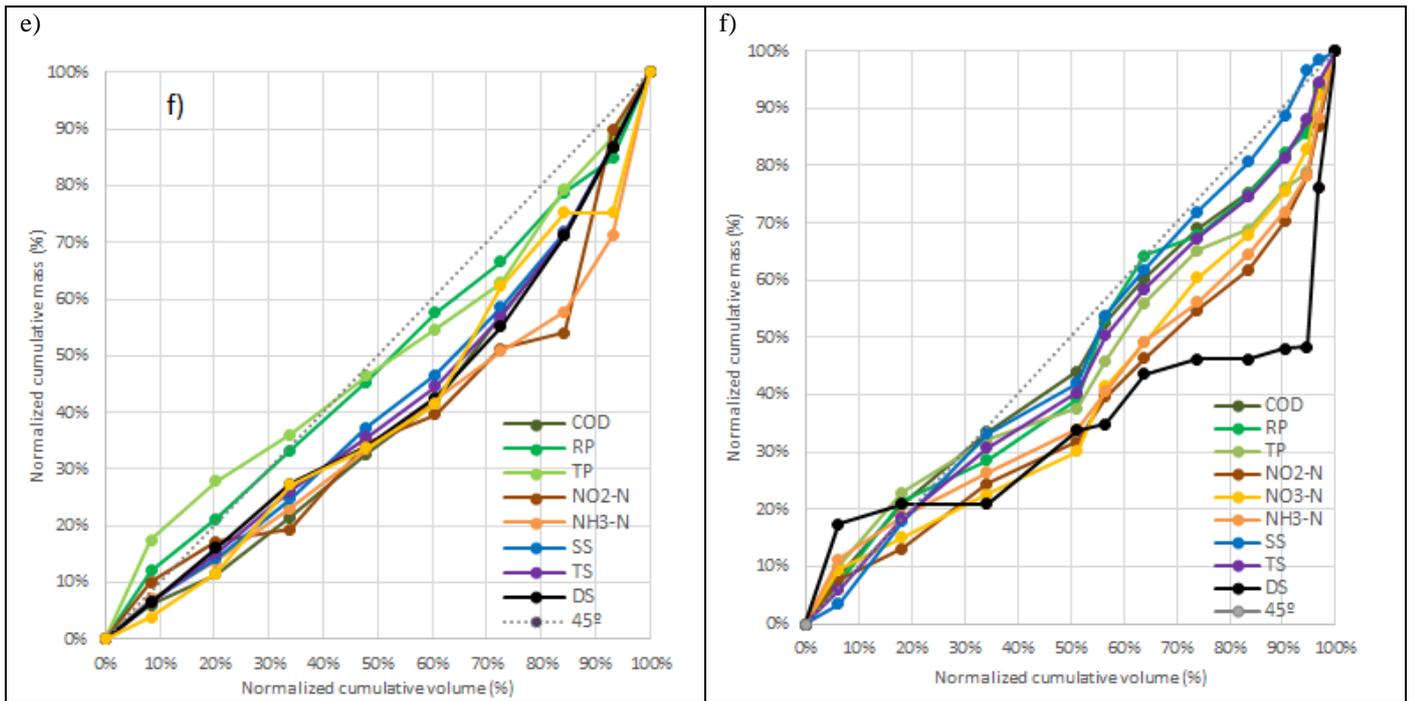


Figura 1. First flush para cada evento: a) 19/02/18 b)04/03/18 c)13/03/18 d)15/11/18 e)18/02/19 f) 02/01/20.

APÊNDICE I

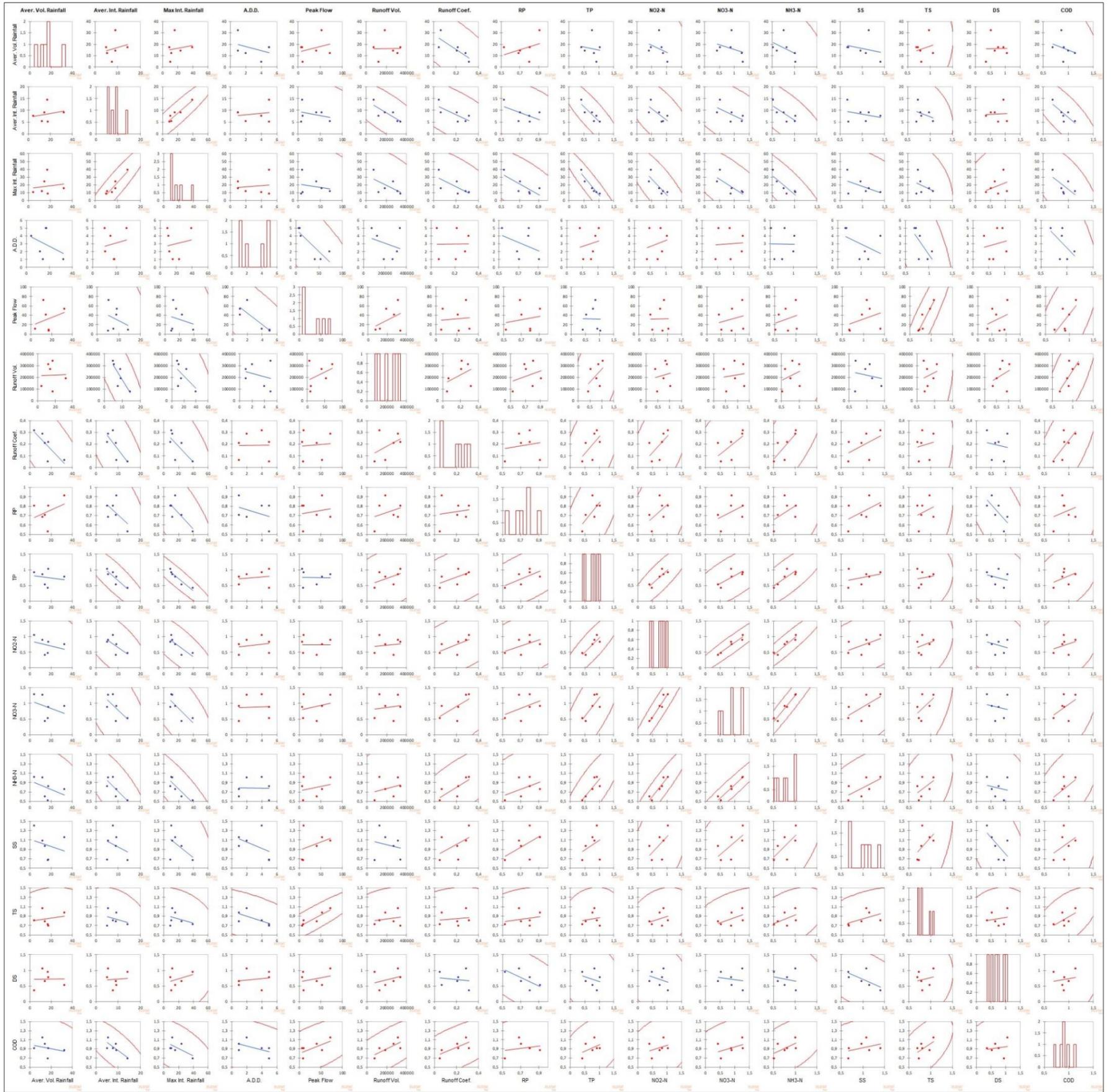
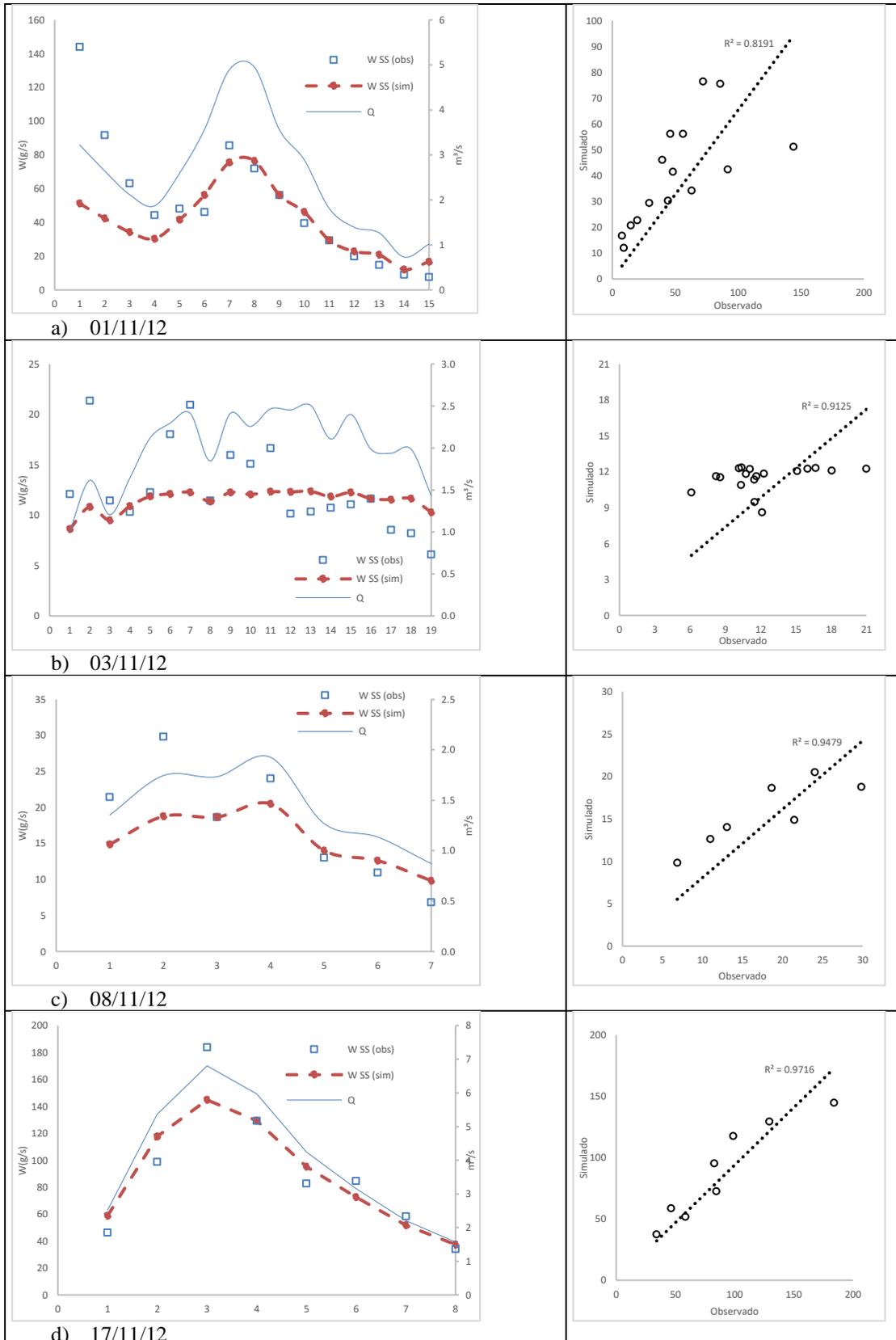
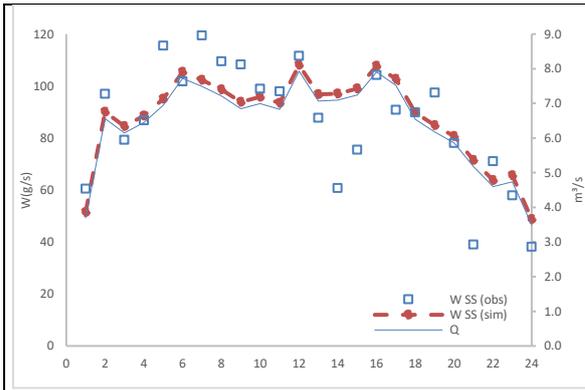


Figura 1. Análise do comportamento de b com os parâmetros hidrológicos nos eventos de cheia.

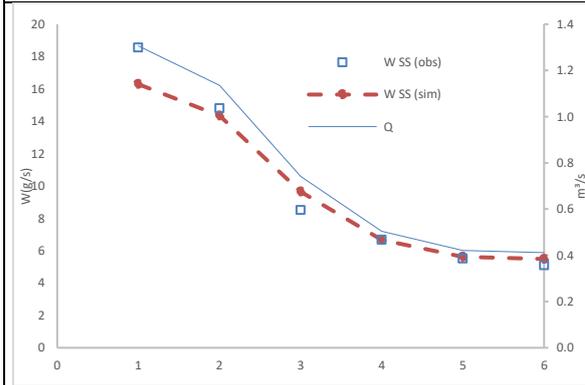
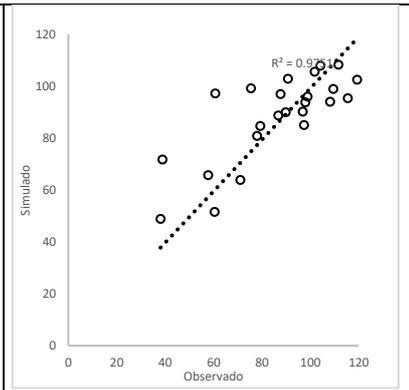
APÊNDICE J

Tabela 1 – Simulação do SS na bacia do CO e correspondente R^2 entre os dados observados e simulados.

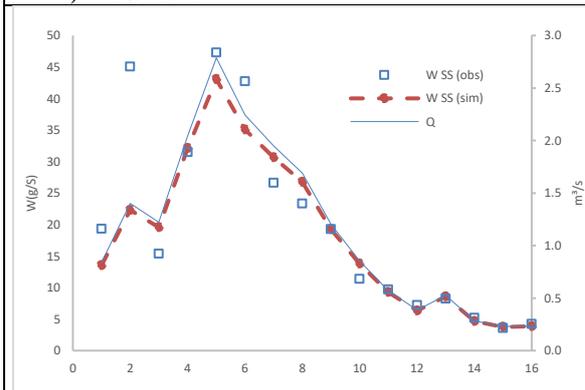
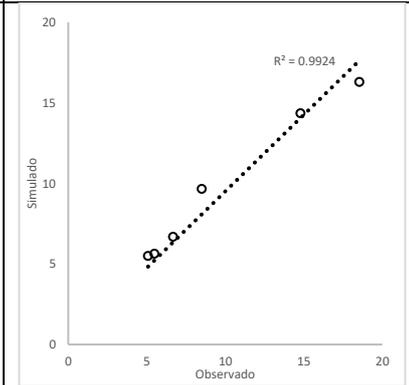




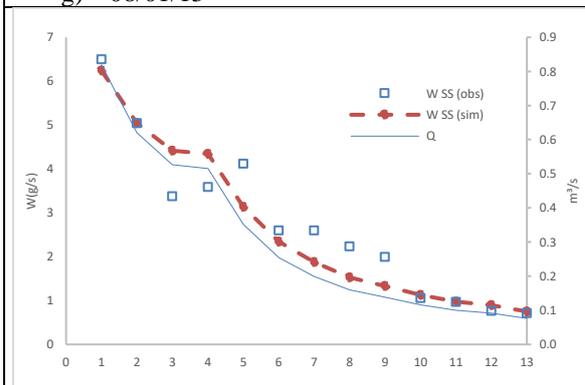
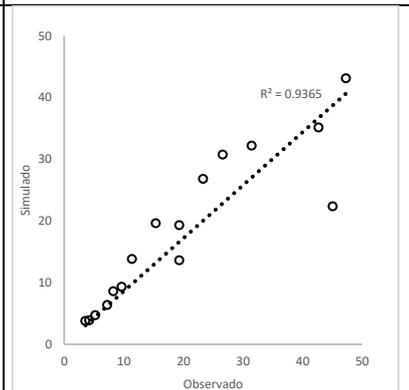
e) 19/11/12



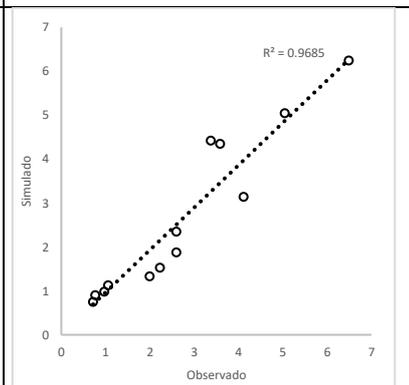
f) 26/11/12

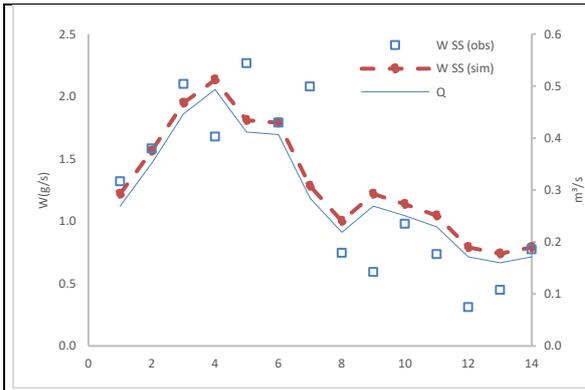


g) 08/01/13

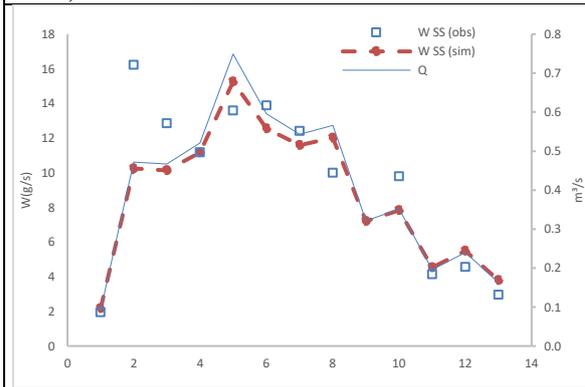
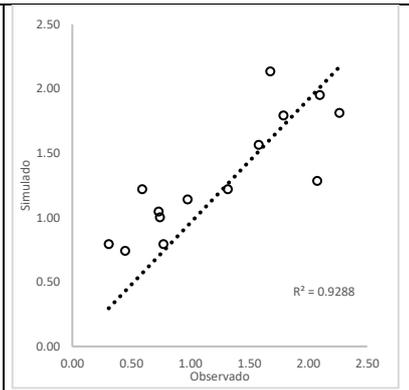


h) 09/01/13

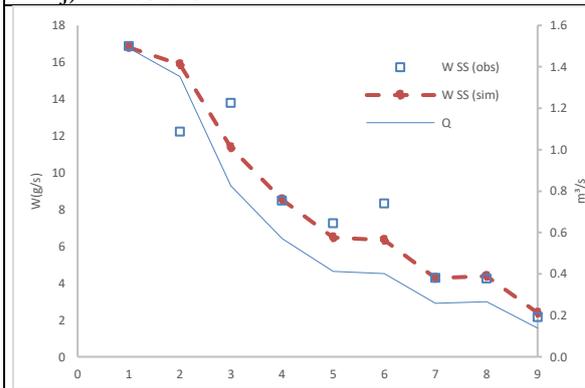
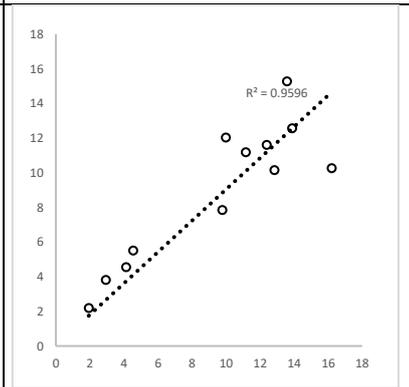




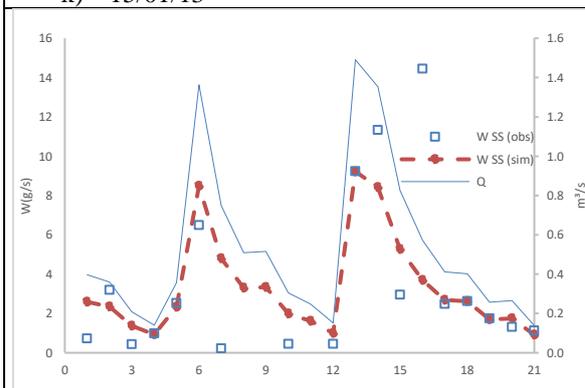
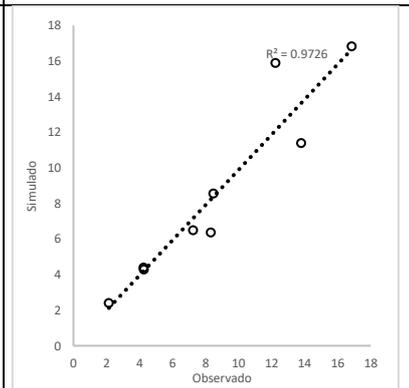
i) 12/01/13



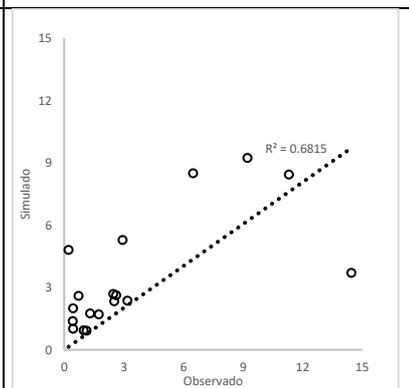
j) 14/01/13

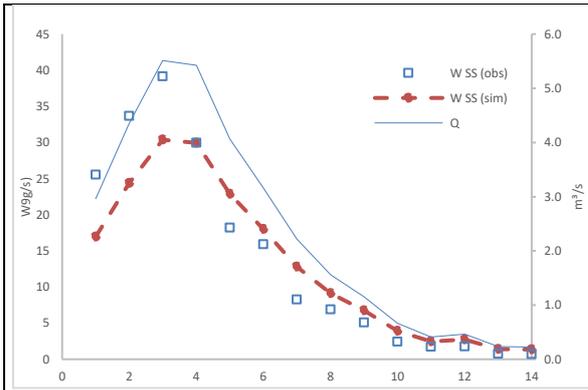


k) 15/01/13

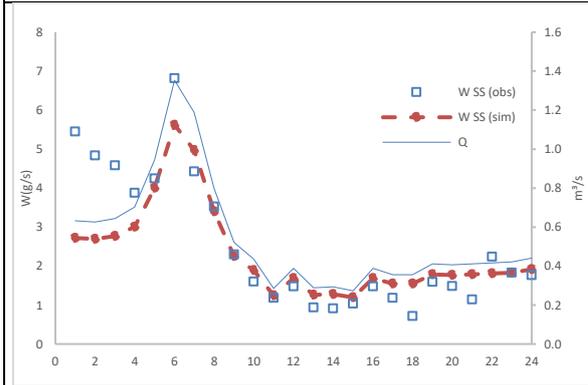
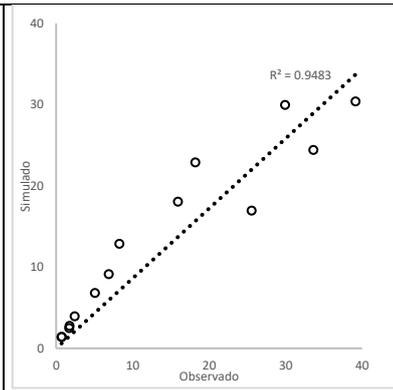


l) 15/01/13

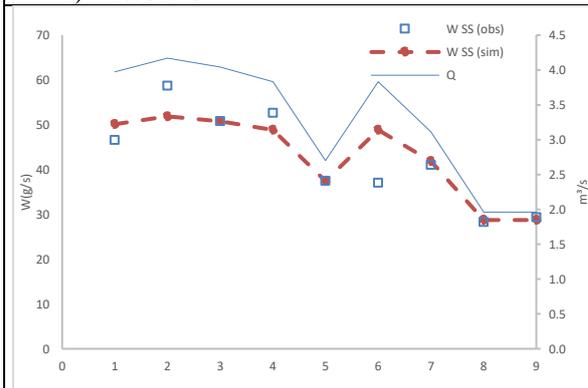
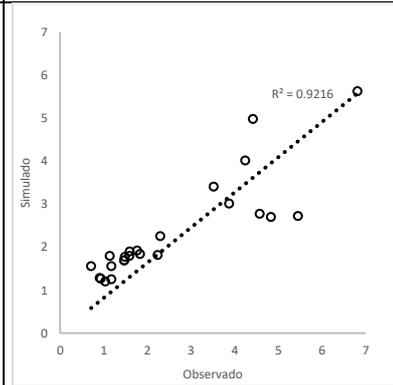




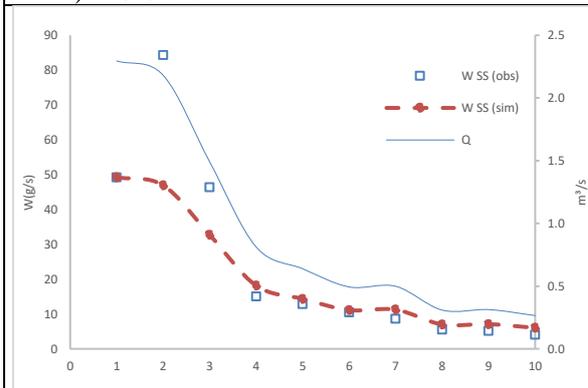
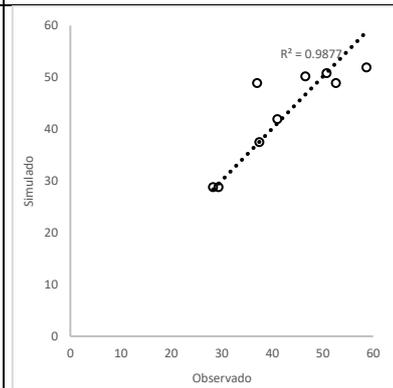
m) 19/01/13



n) 25/01/13



o) 29/01/13



p) 24/02/13

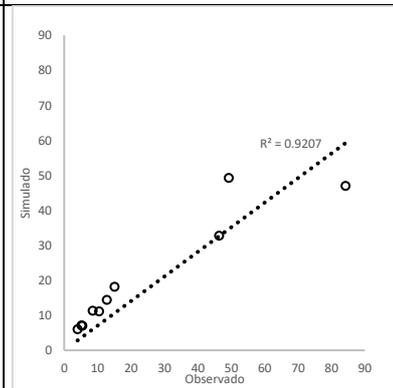
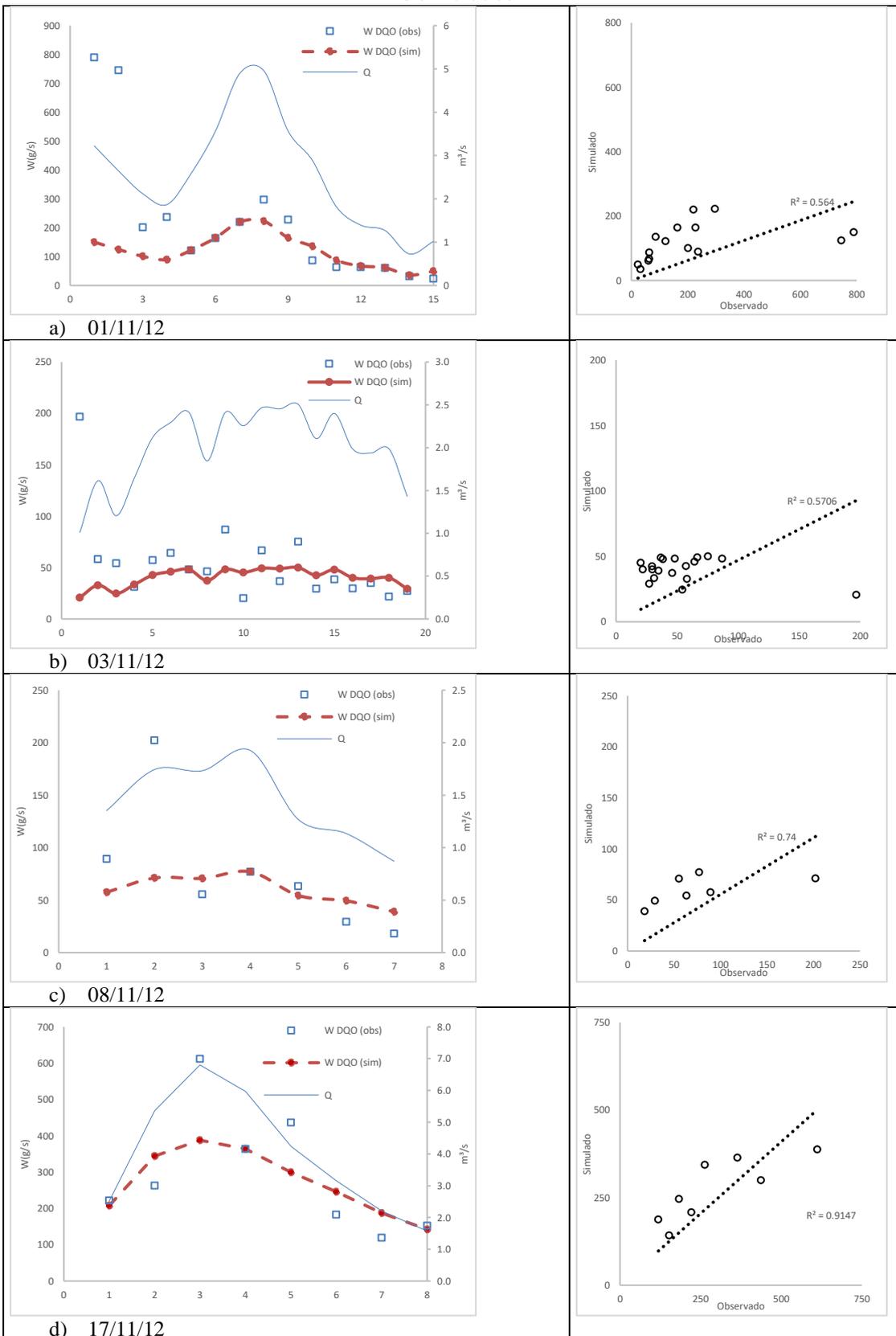
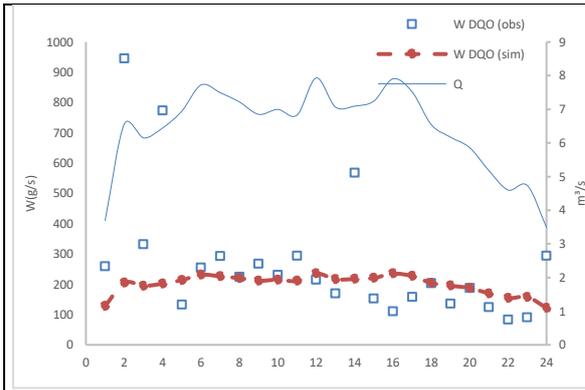
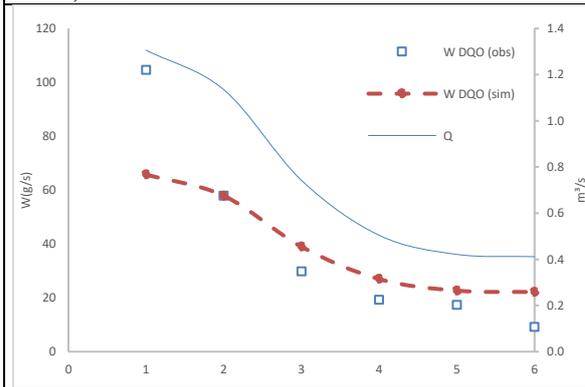
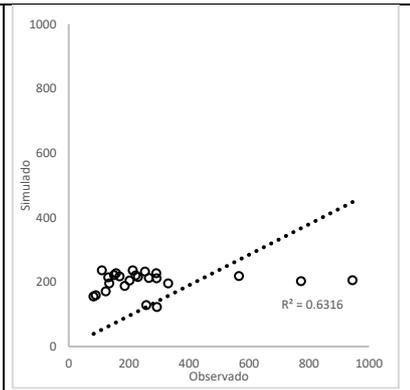


Tabela 2 – Simulação do DQO na bacia do CO e correspondente R^2 entre os dados observados e simulados.

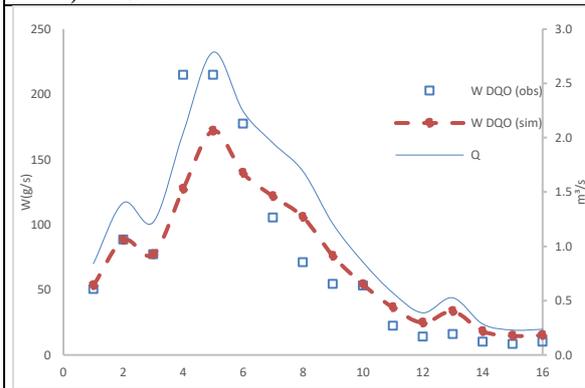
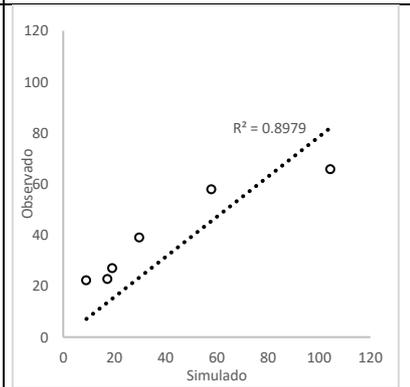




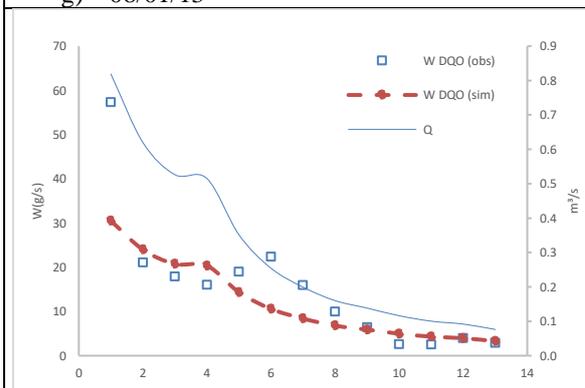
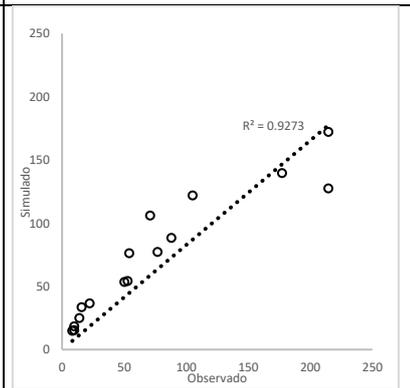
e) 19/11/12



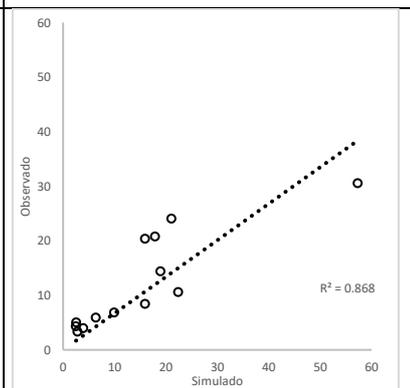
f) 26/11/12

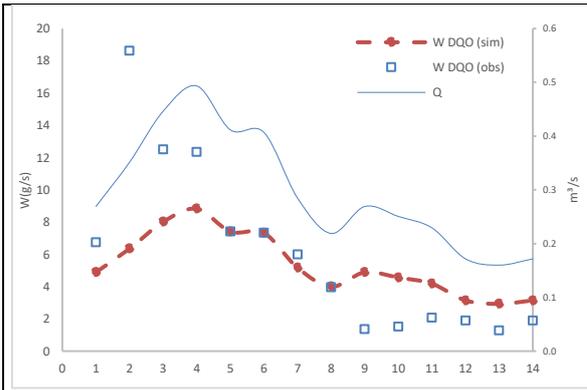


g) 08/01/13

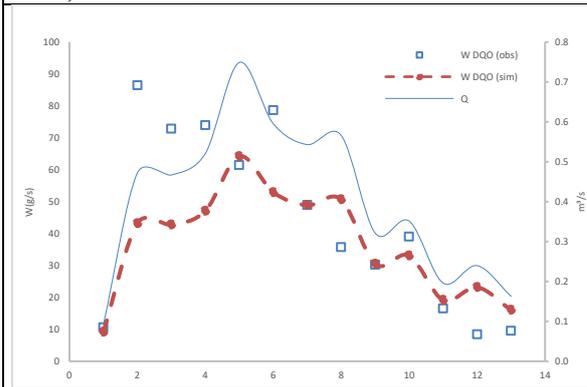
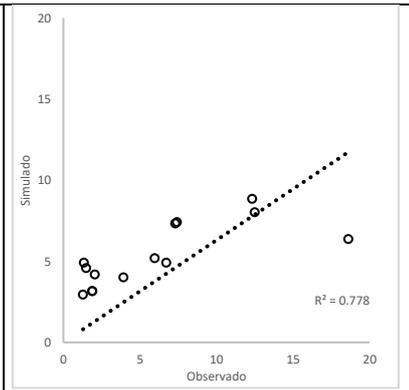


h) 09/01/13

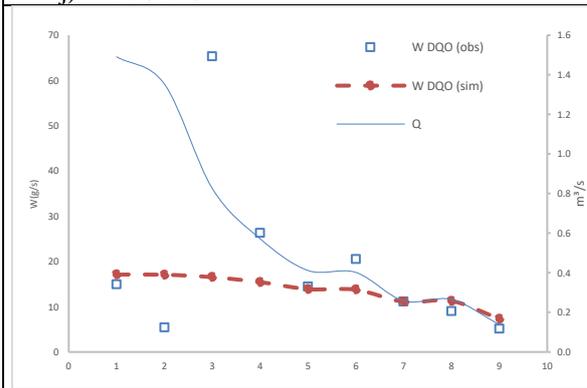
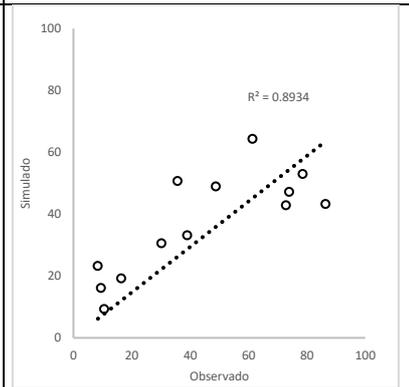




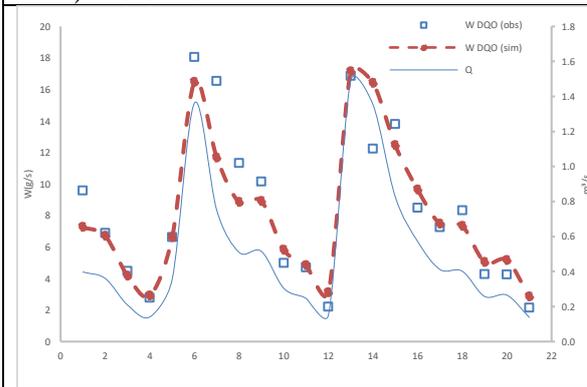
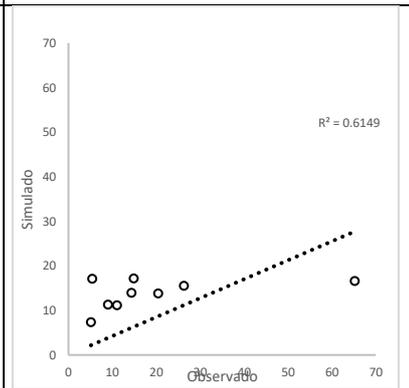
i) 12/01/13



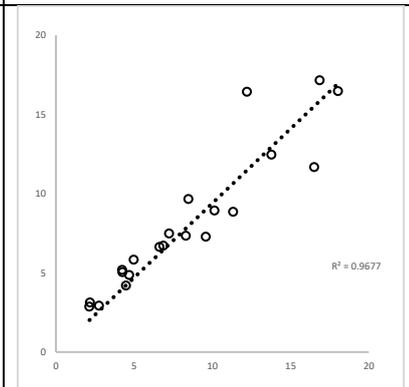
j) 14/01/13

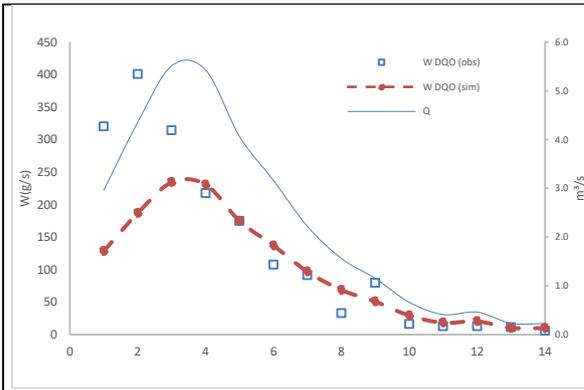


k) 15/01/13

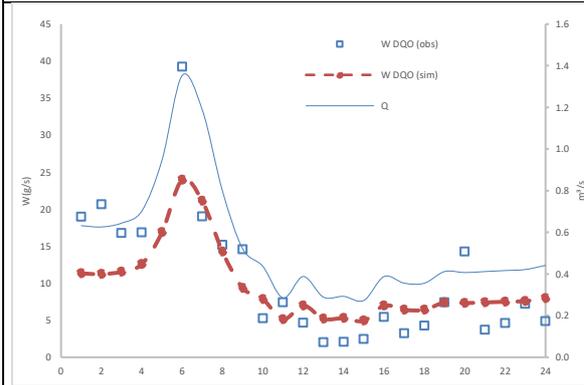
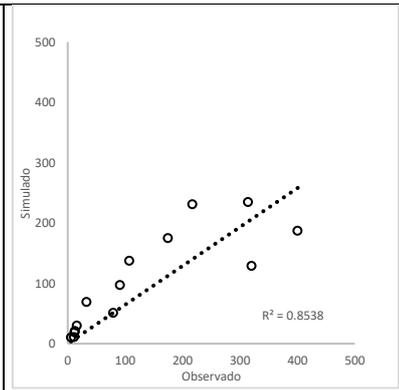


l) 15/01/13

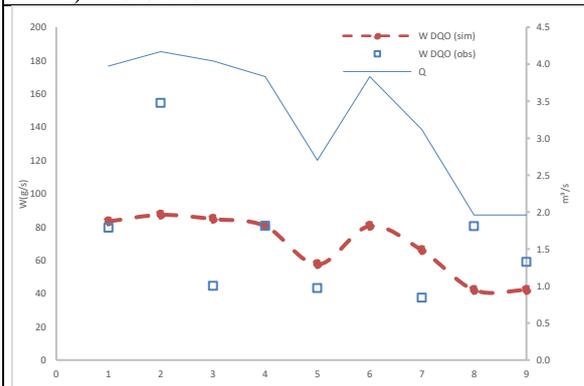
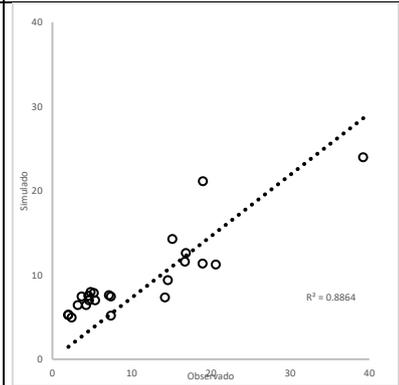




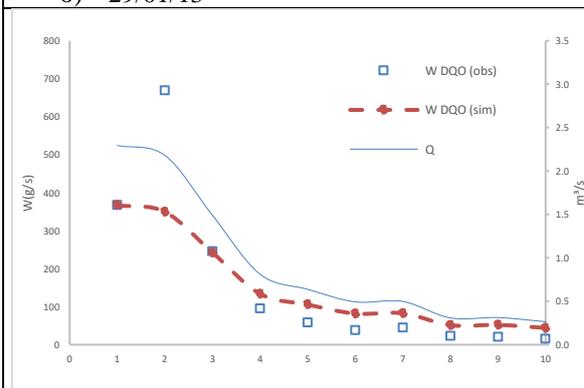
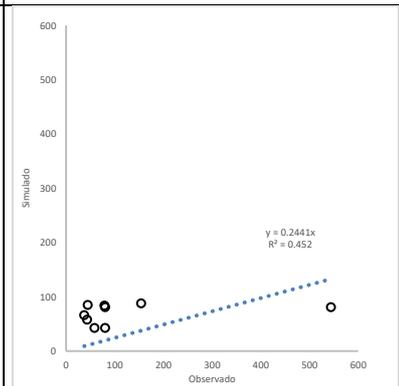
m) 19/01/13



n) 25/01/13



o) 29/01/13



p) 24/02/13

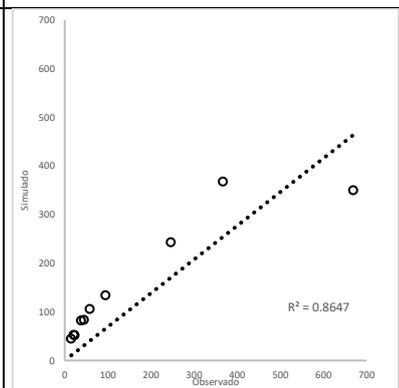
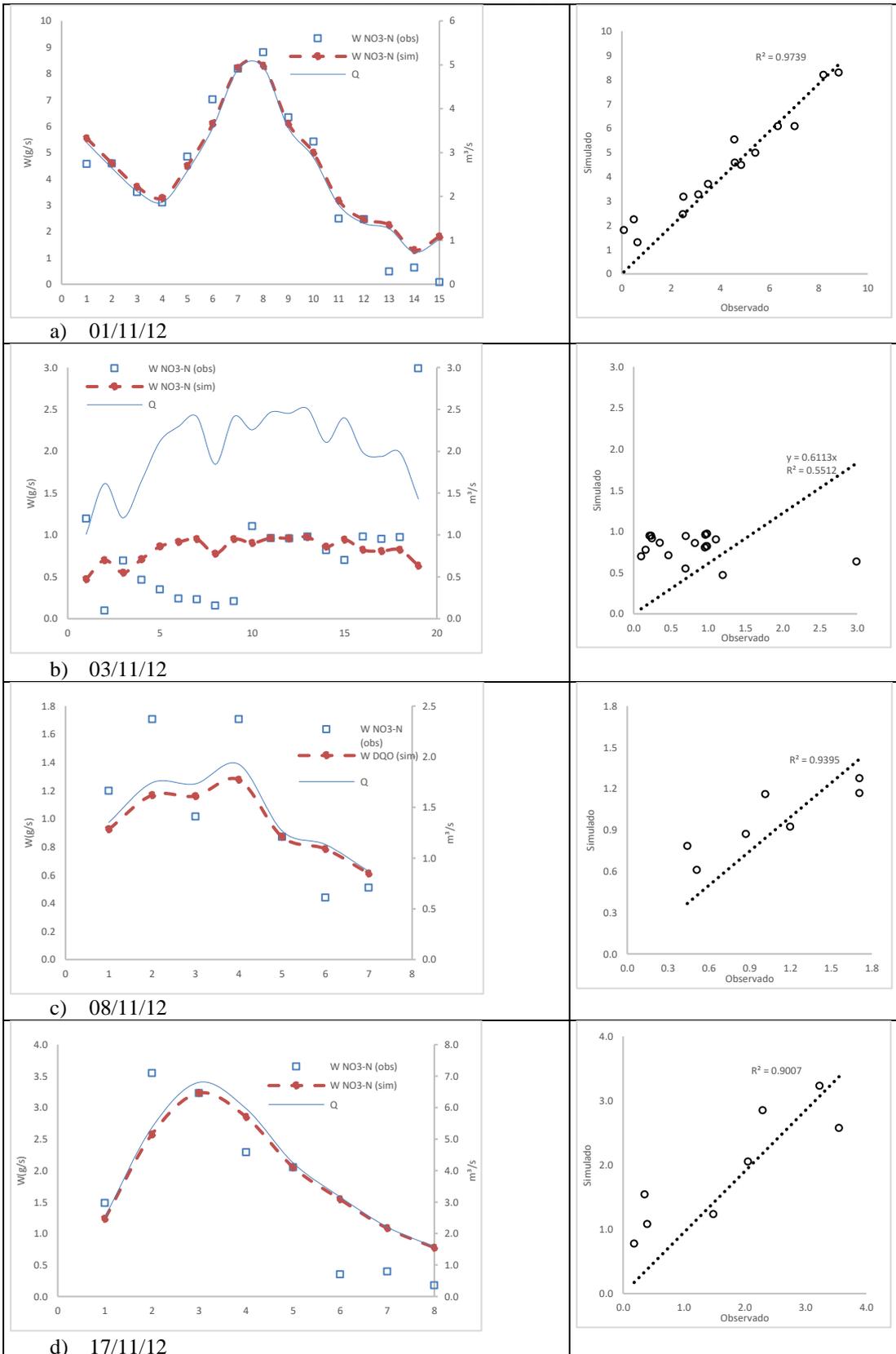
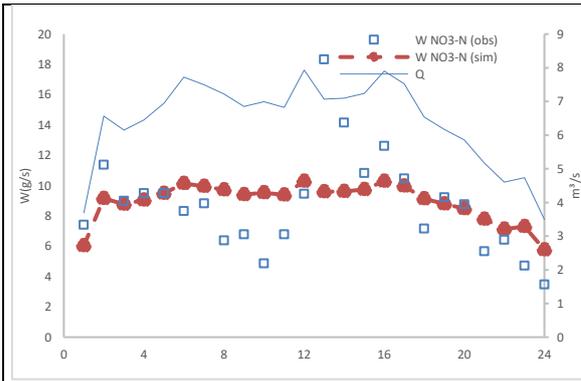
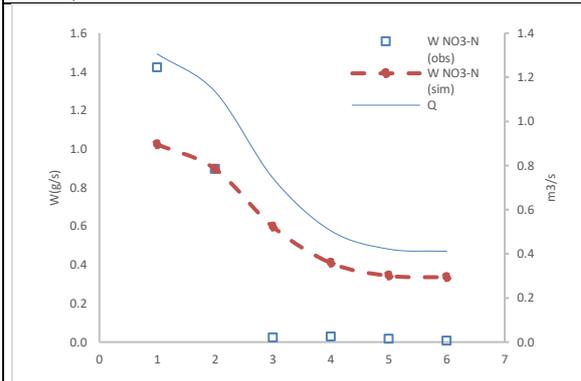
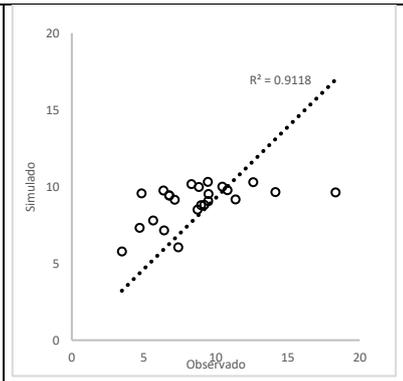


Tabela 3 – Simulação do NO₃-N na bacia do CO e correspondente R² entre os dados observados e simulados.

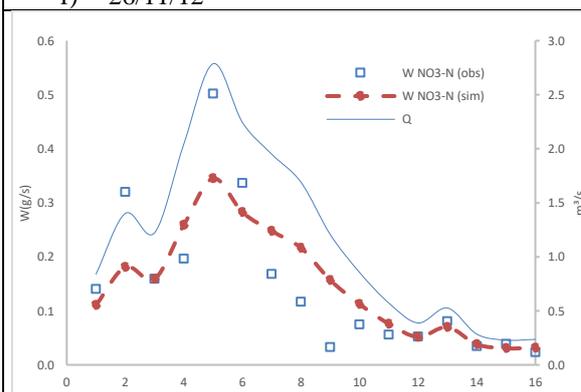
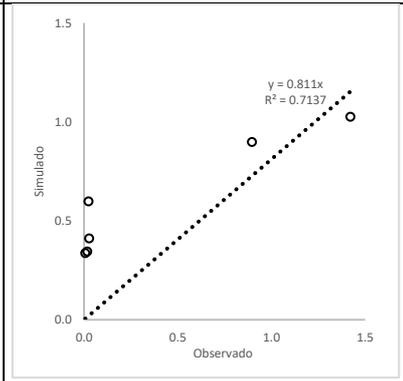




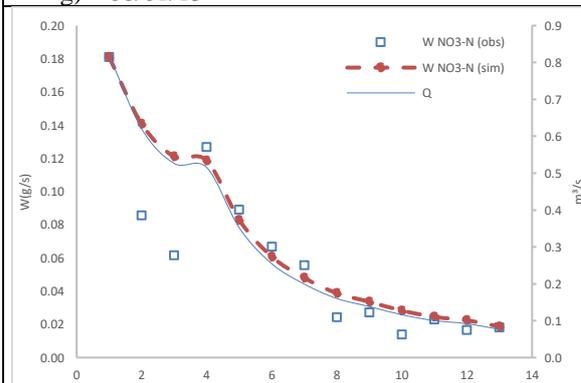
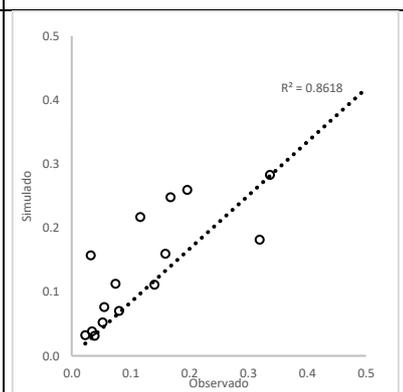
e) 19/11/12



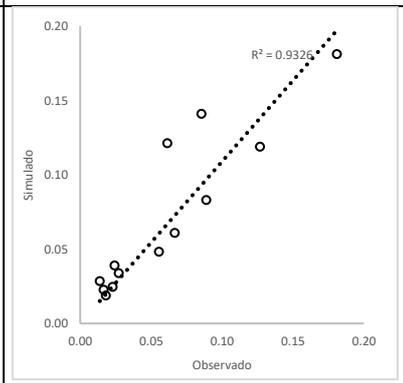
f) 26/11/12

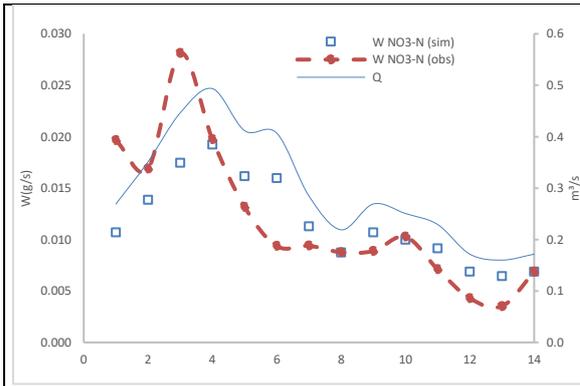


g) 08/01/13

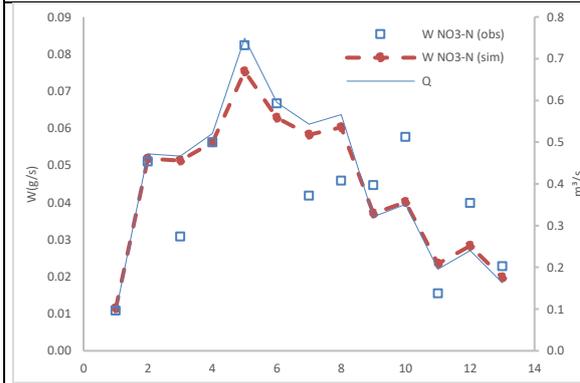
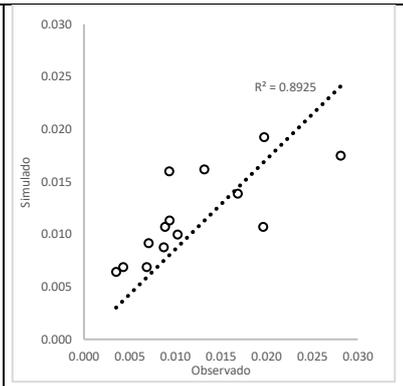


h) 09/01/13

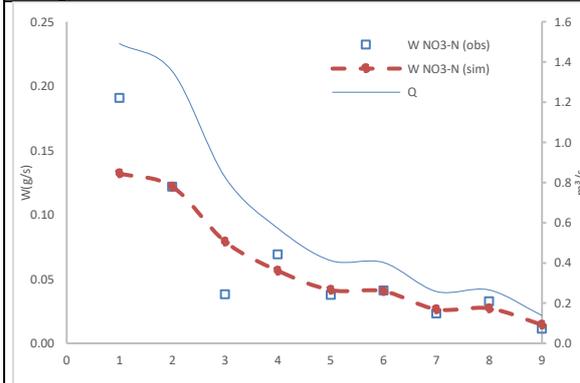
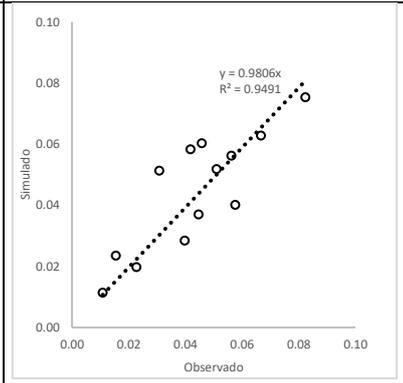




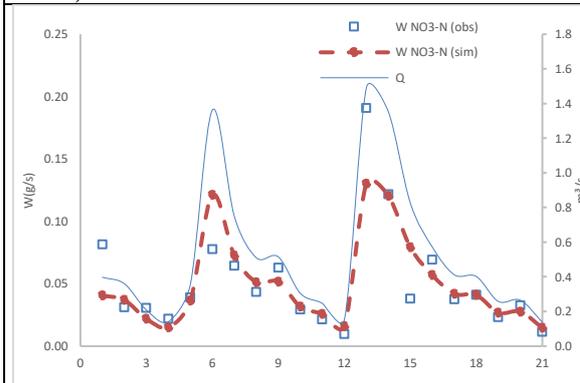
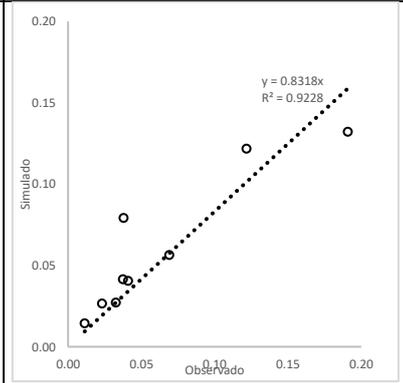
i) 12/01/13



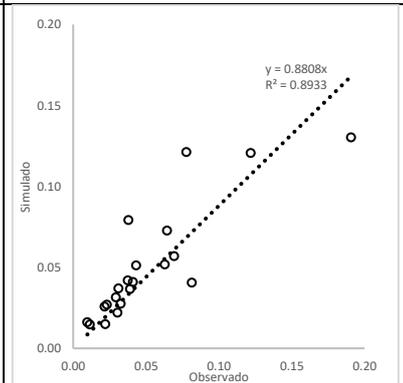
j) 14/01/13

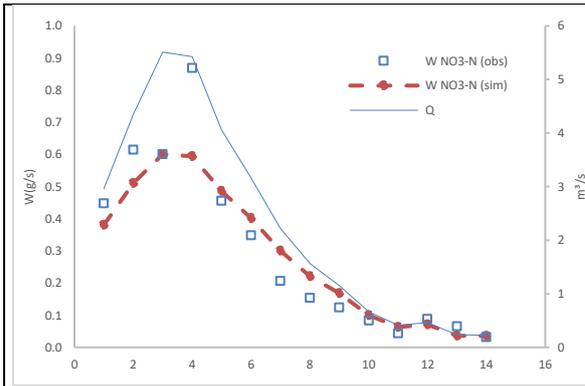


k) 15/01/13

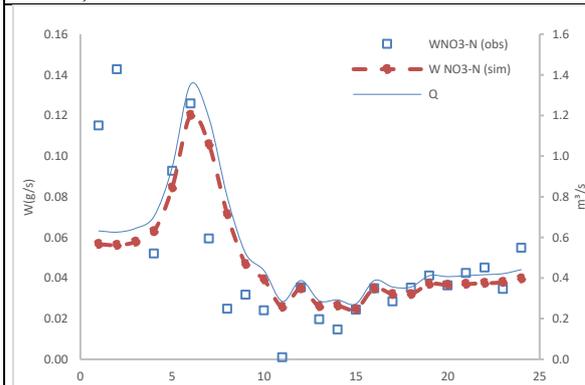
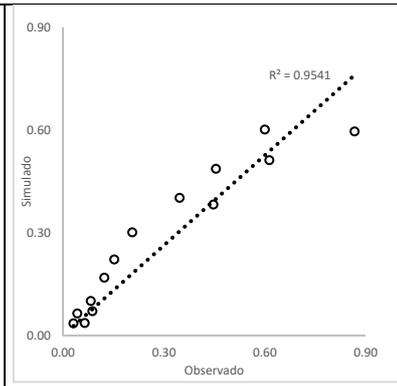


l) 15/01/13

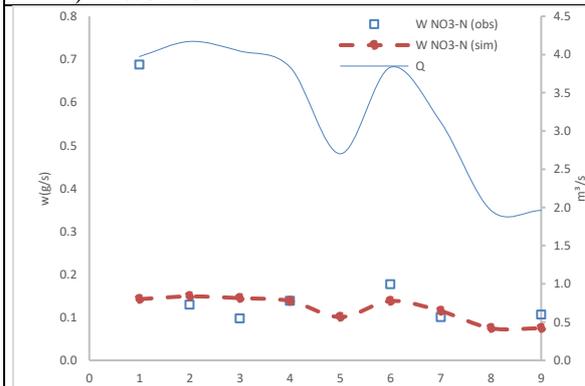
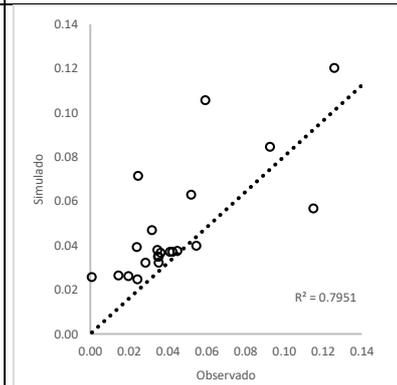




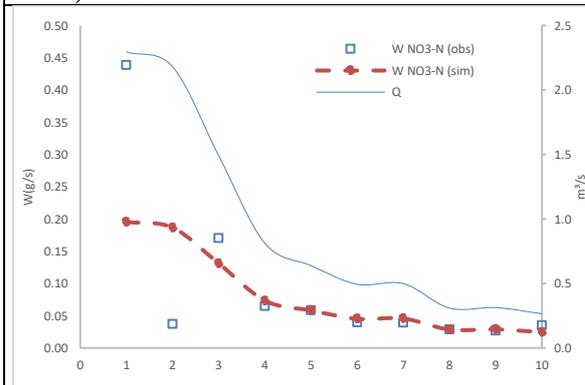
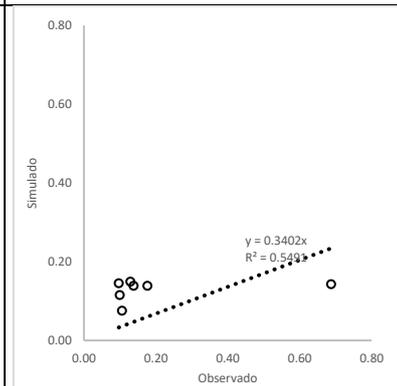
m) 19/01/13



n) 25/01/13



o) 29/01/13



p) 24/02/13

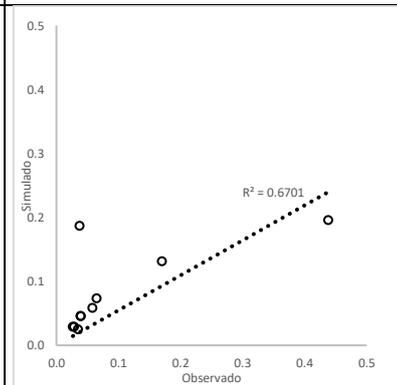
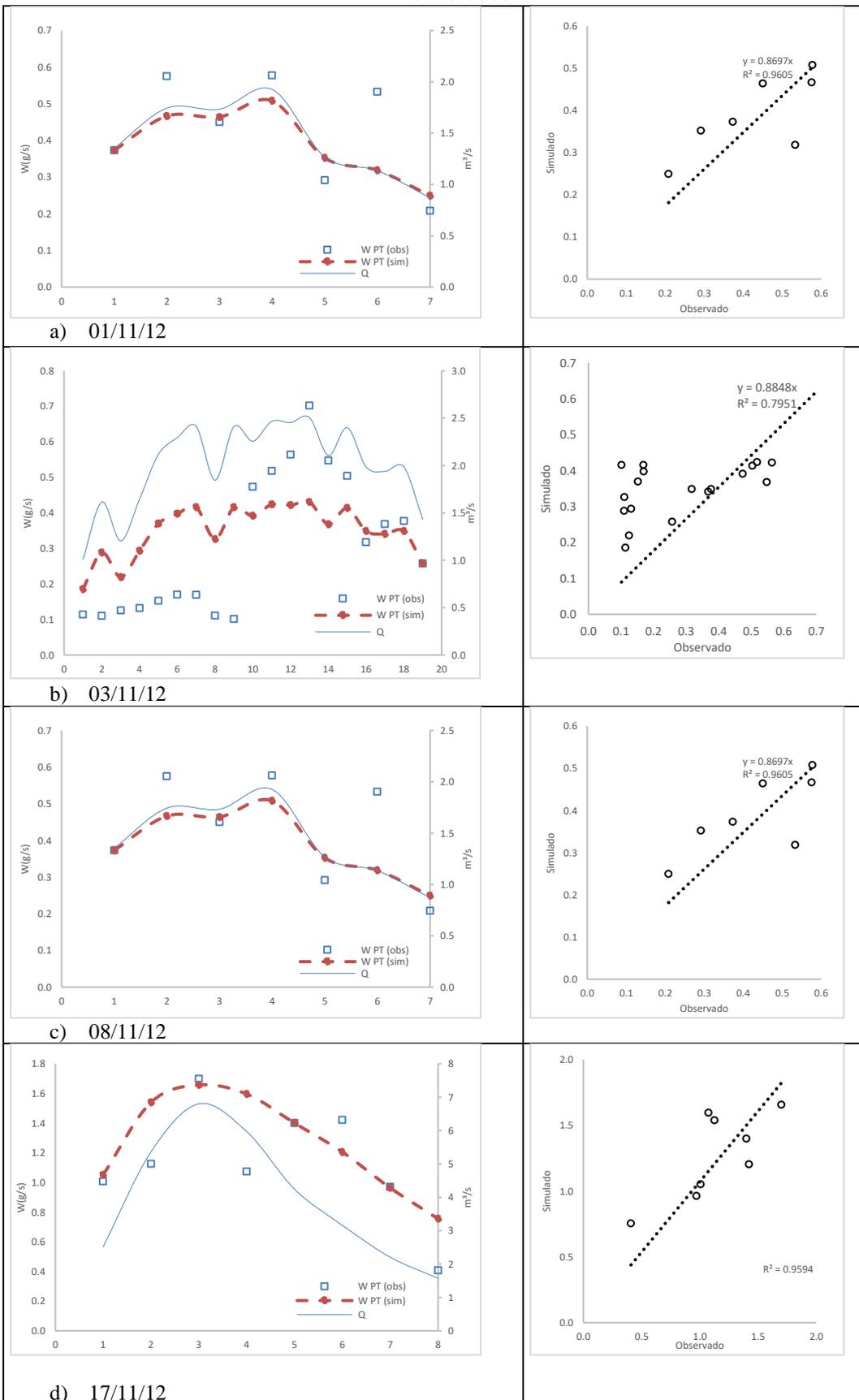
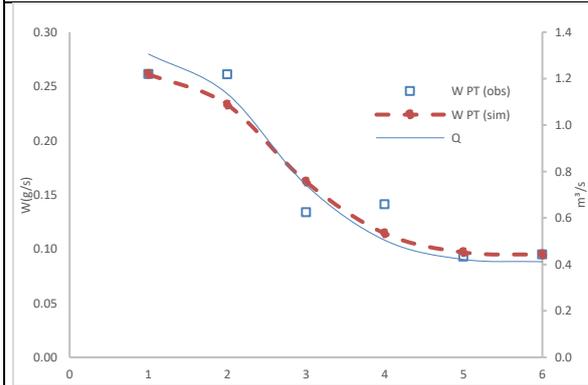
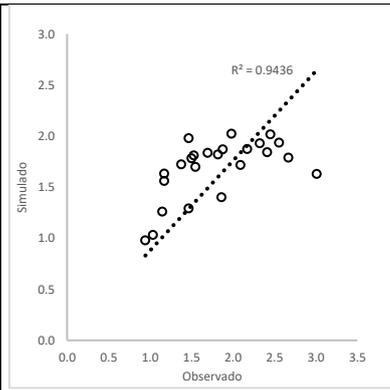


Tabela 4 – Simulação do PT na bacia do CO e correspondente R² entre os dados observados e simulados.

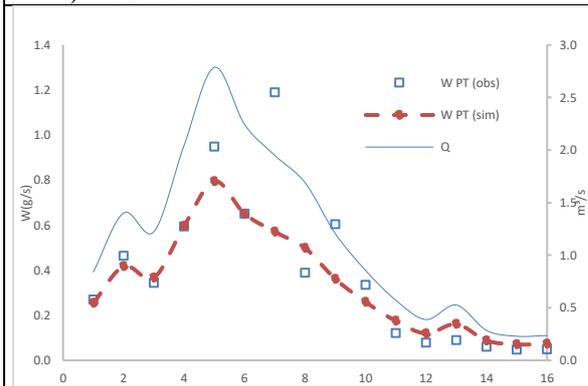
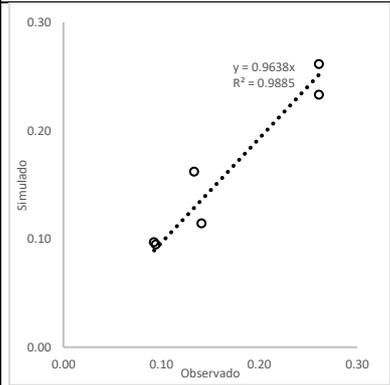




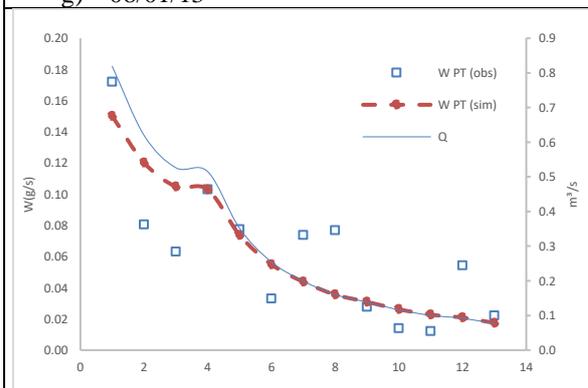
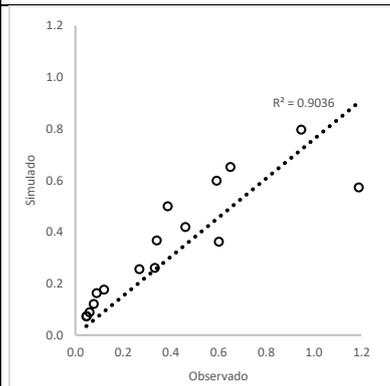
e) 19/11/12



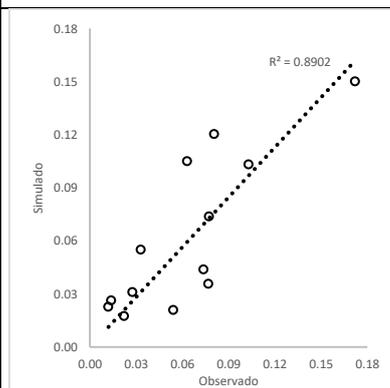
f) 26/11/12

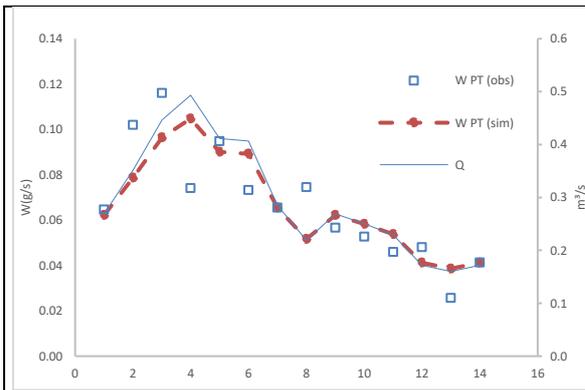


g) 08/01/13

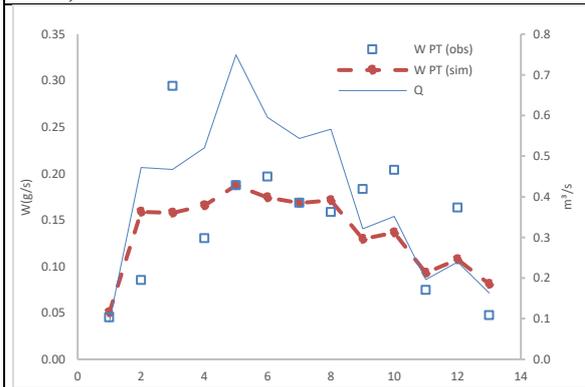
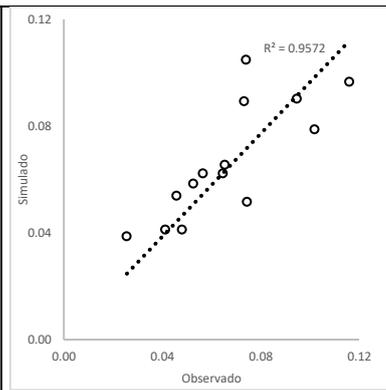


h) 09/01/13

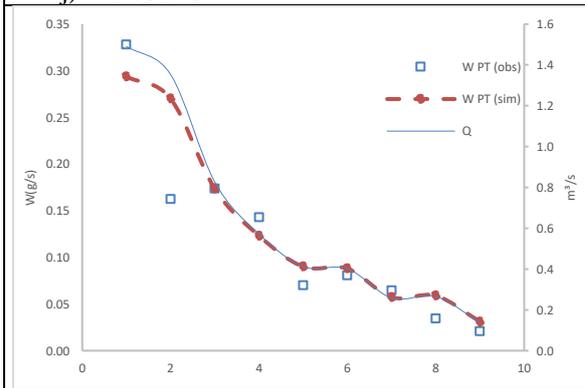
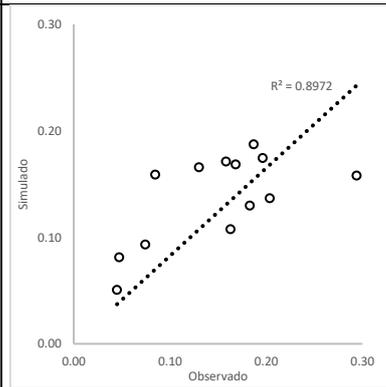




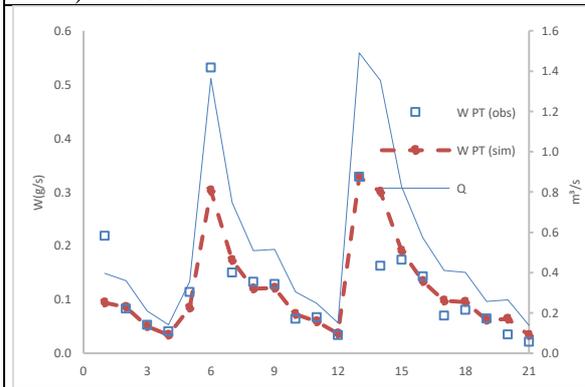
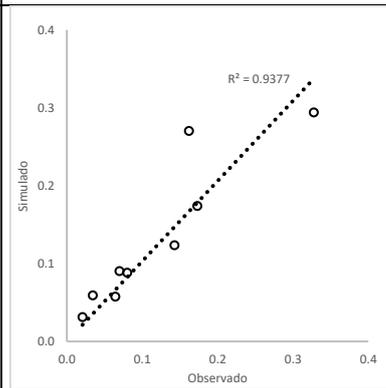
i) 12/01/13



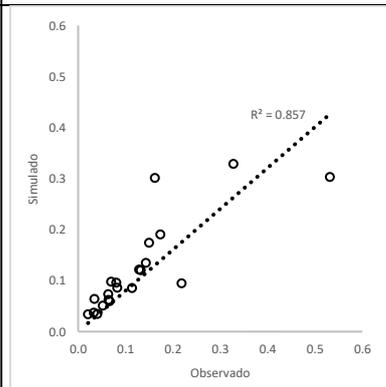
j) 14/01/13

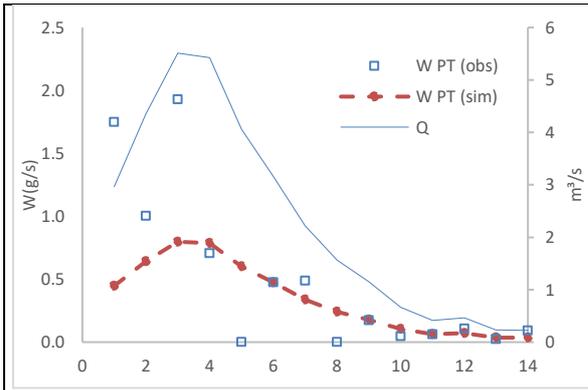


k) 15/01/13

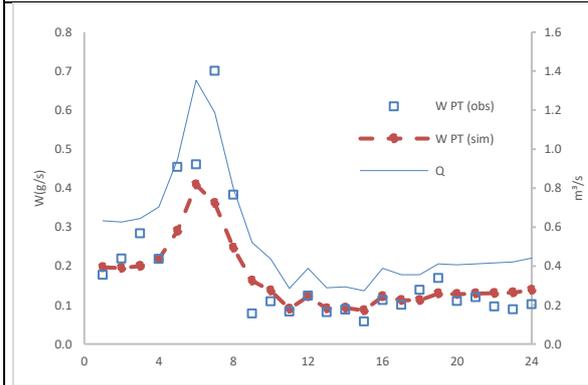
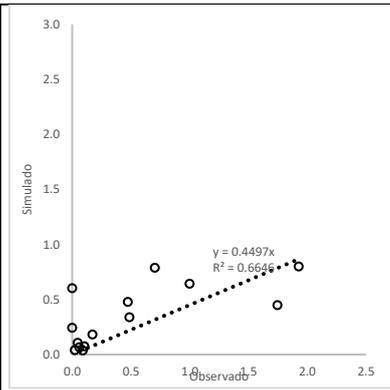


l) 15/01/13

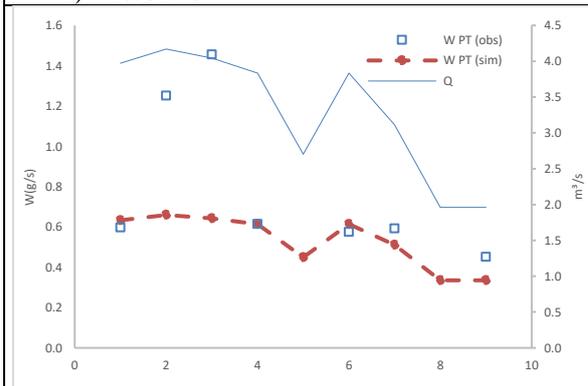
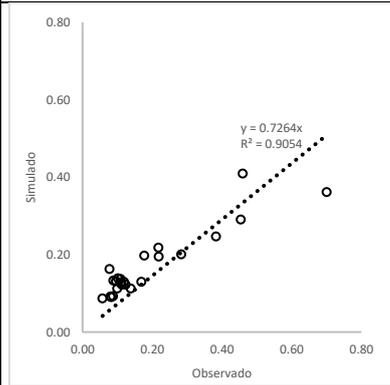




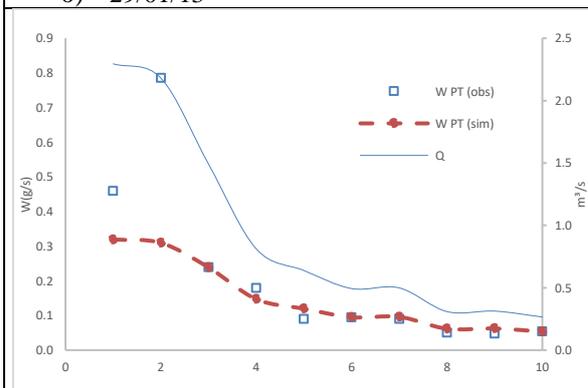
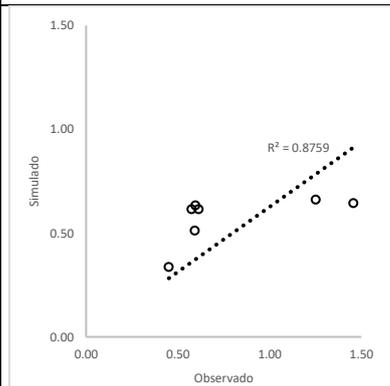
m) 19/01/13



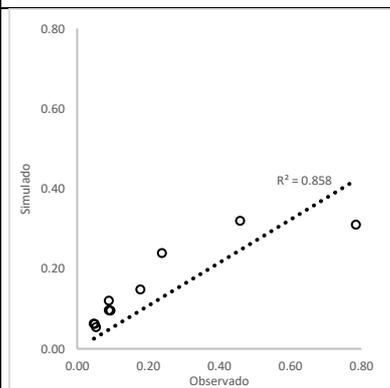
n) 25/01/13



o) 29/01/13

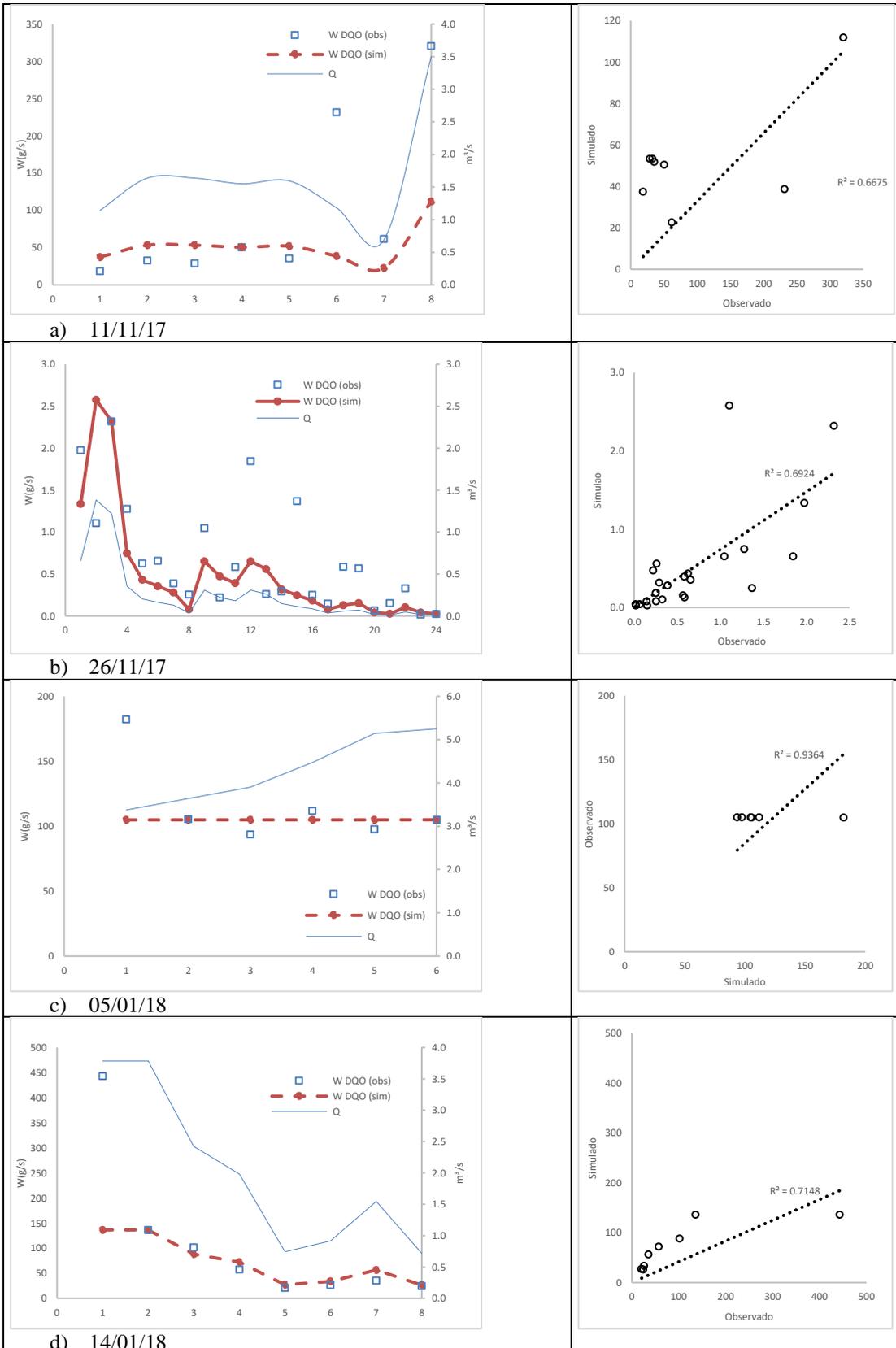


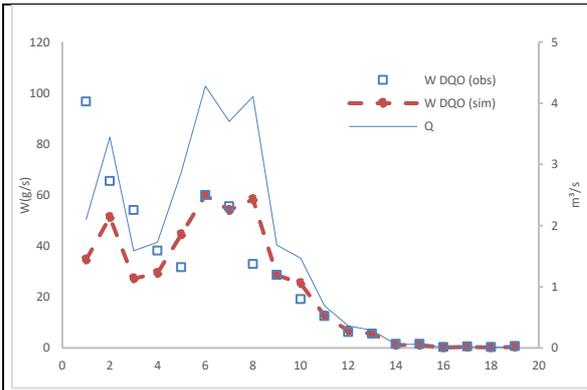
p) 24/02/13



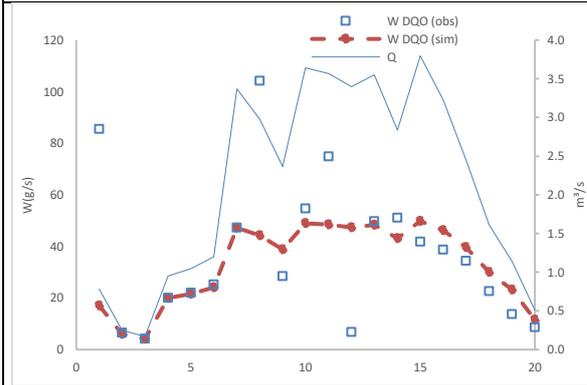
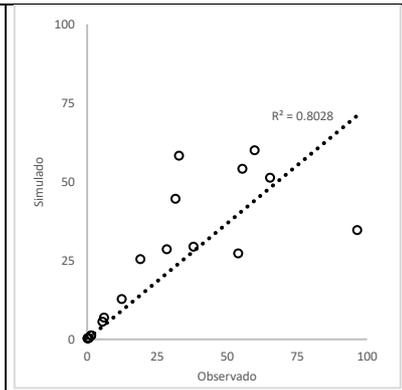
APÊNDICE K

Tabela 1 – Simulação do DQO na bacia do RF 1 e correspondente R^2 entre os dados observados e simulados.

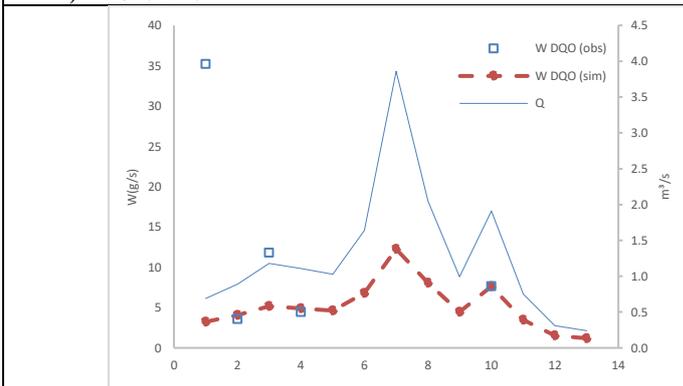
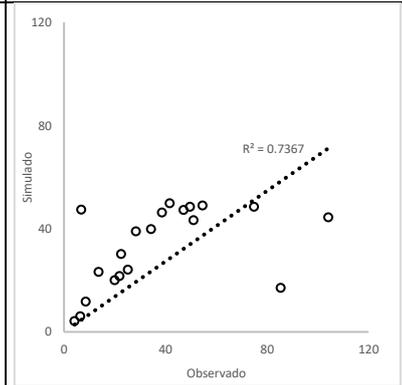




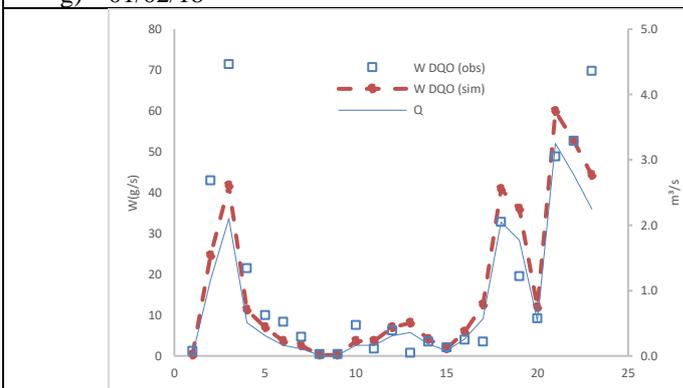
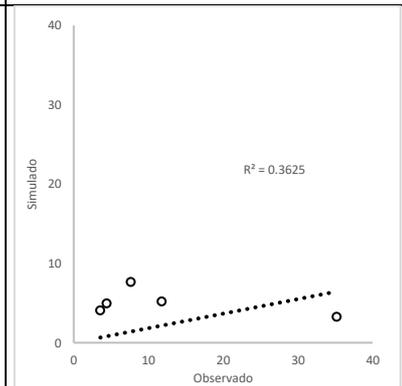
e) 15/01/18



f) 29/01/18



g) 01/02/18



h) 03/02/18

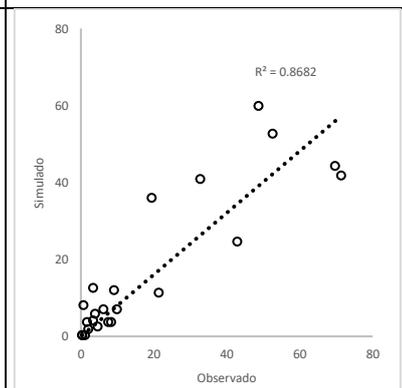
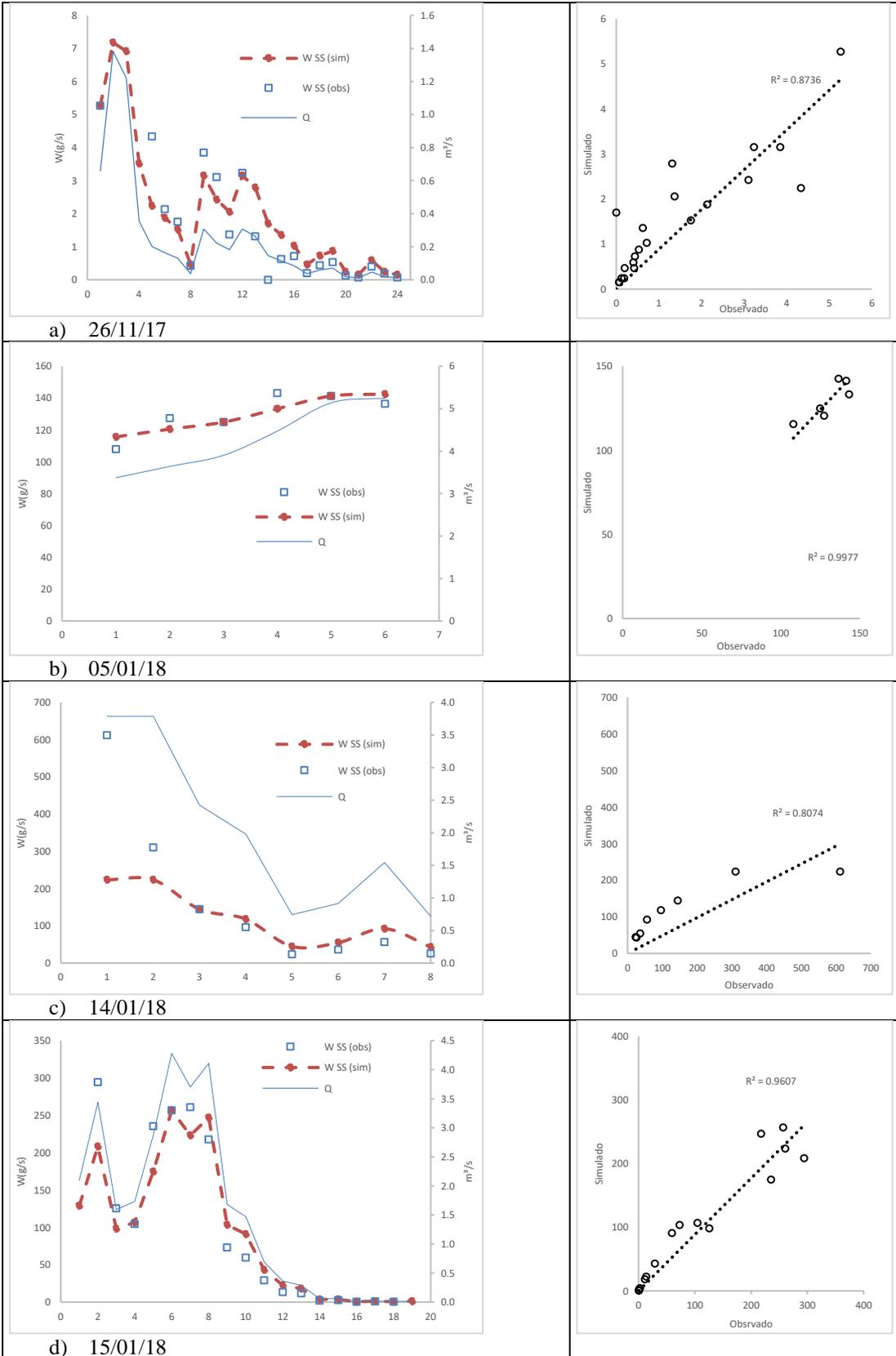
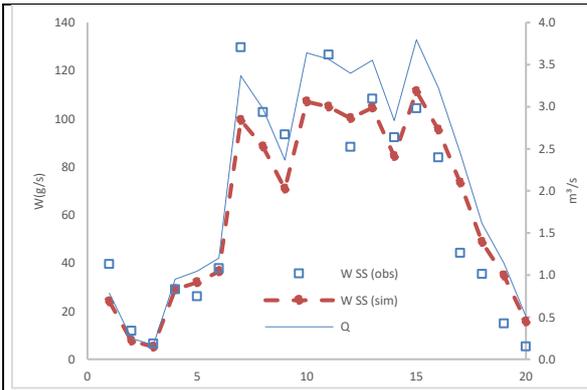
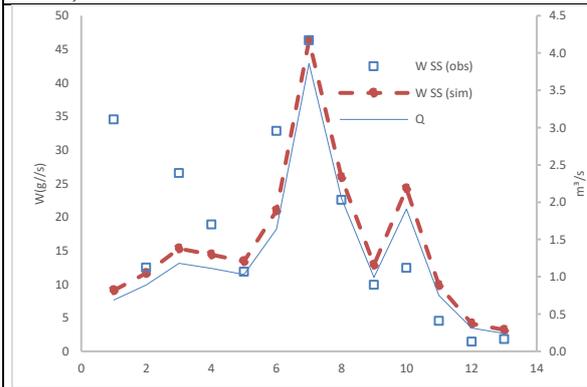
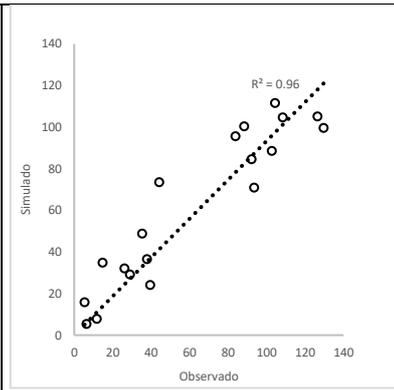


Tabela 2 – Simulação do SS na bacia do RF 1 e correspondente R² entre os dados observados e simulados.

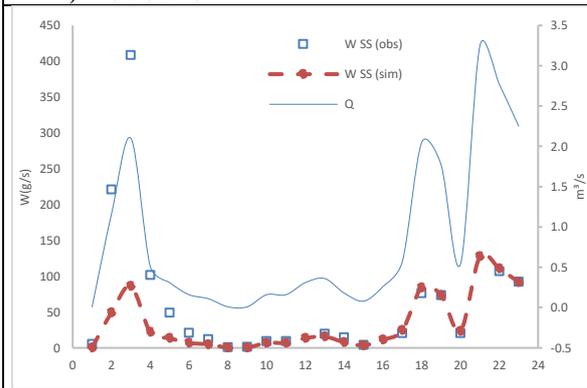
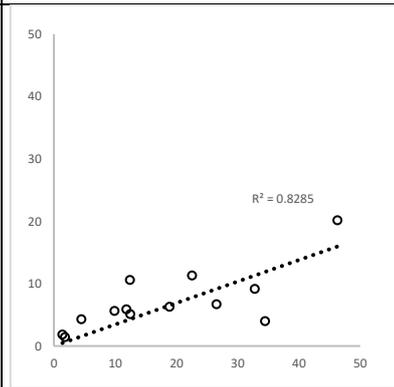




e) 29/01/18



f) 01/02/18



g) 03/02/18

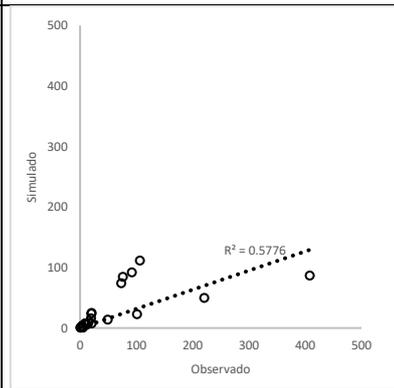
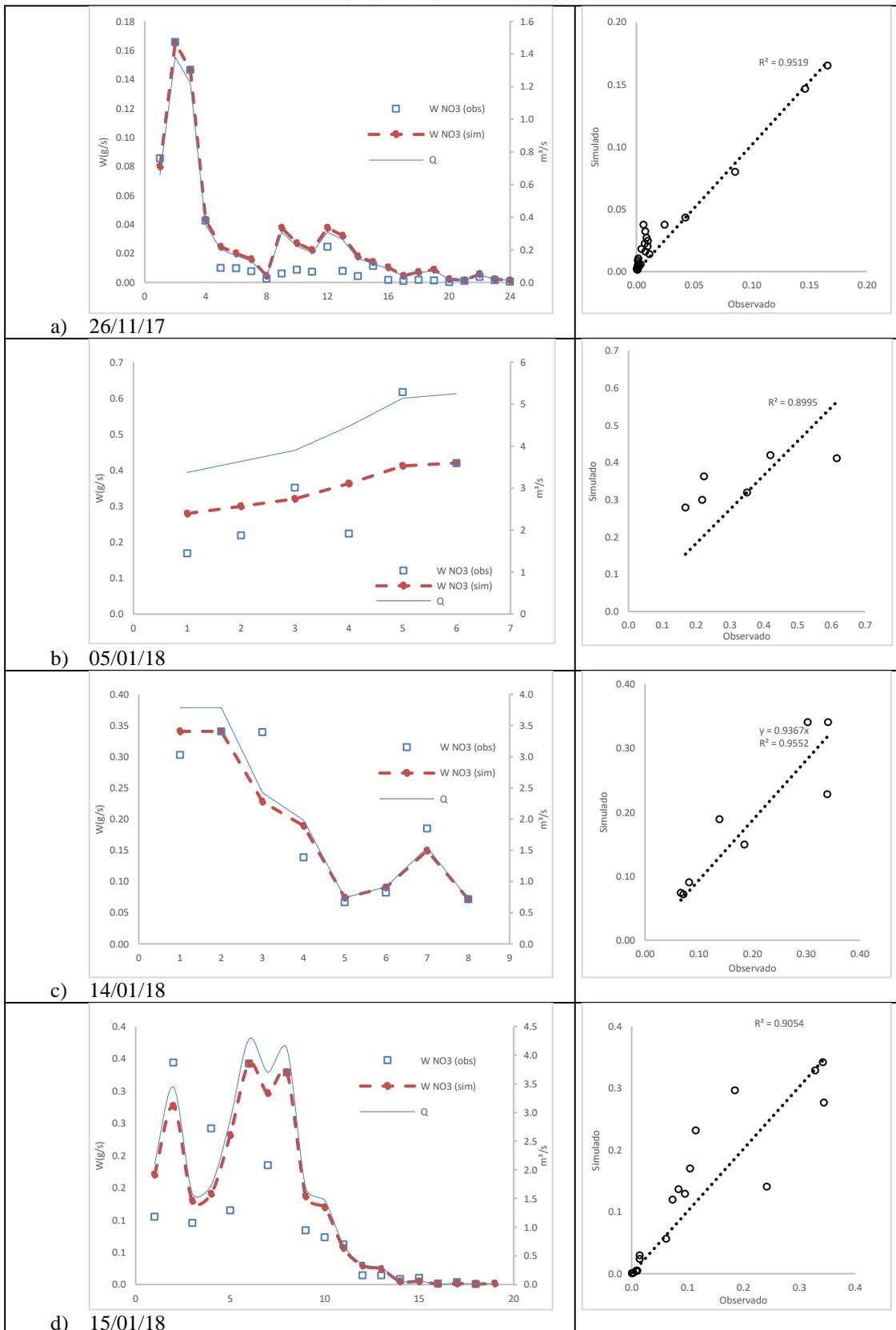
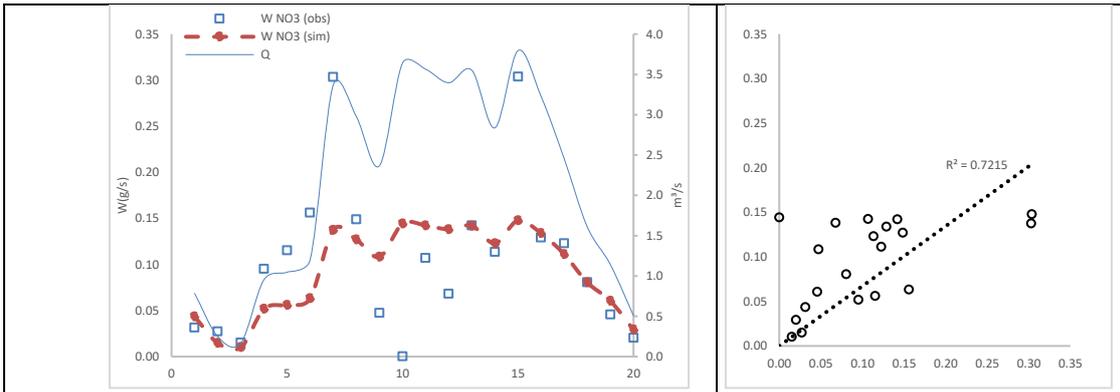
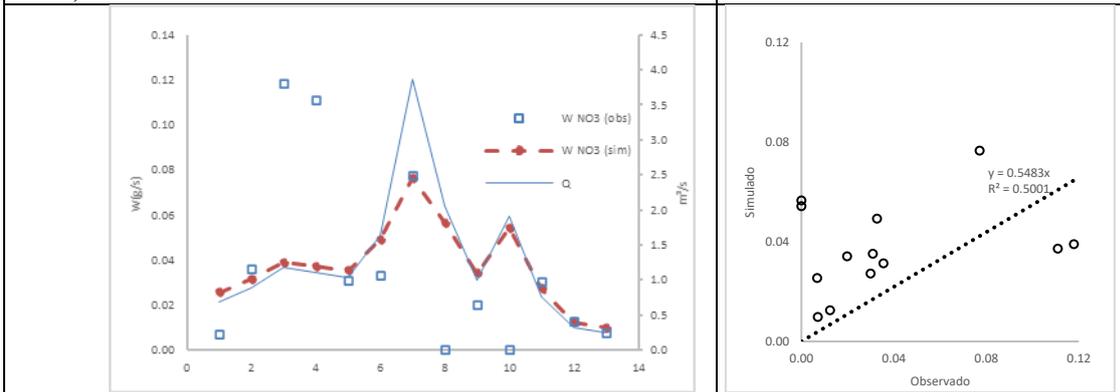


Tabela 3 – Simulação do NO₃-N na bacia do RF 1 e correspondente R² entre os dados observados e simulados.

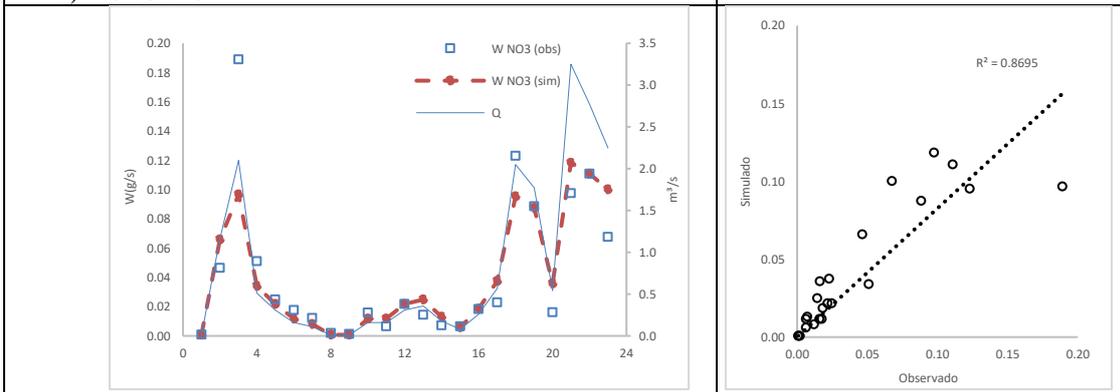




e) 29/01/18

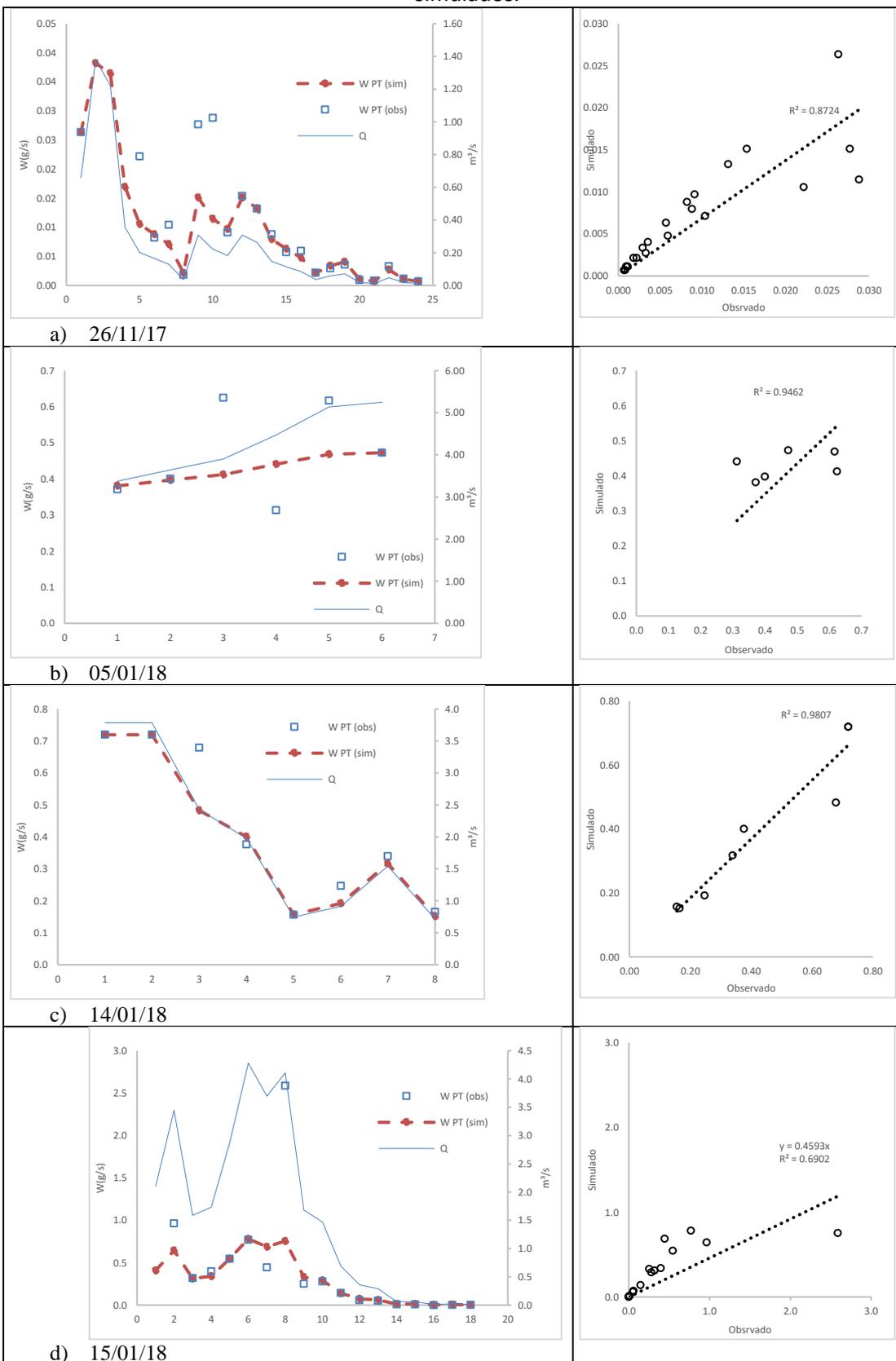


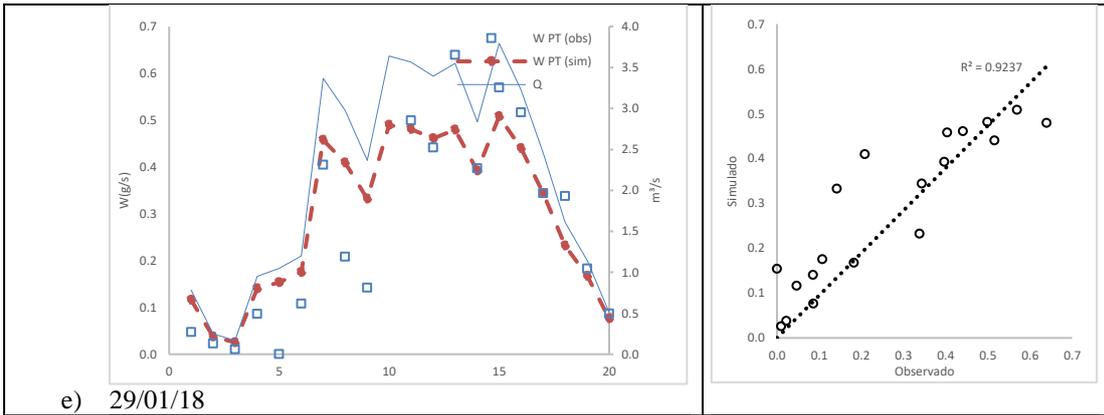
f) 01/02/18



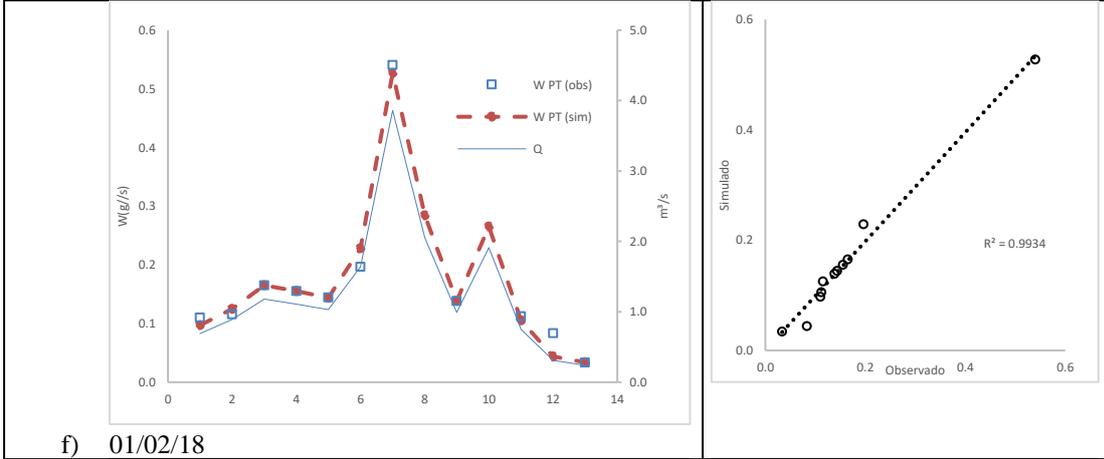
g) 03/02/18

Tabela 4 – Simulação do PT na bacia do RF 1 e correspondente R² entre os dados observados e simulados.

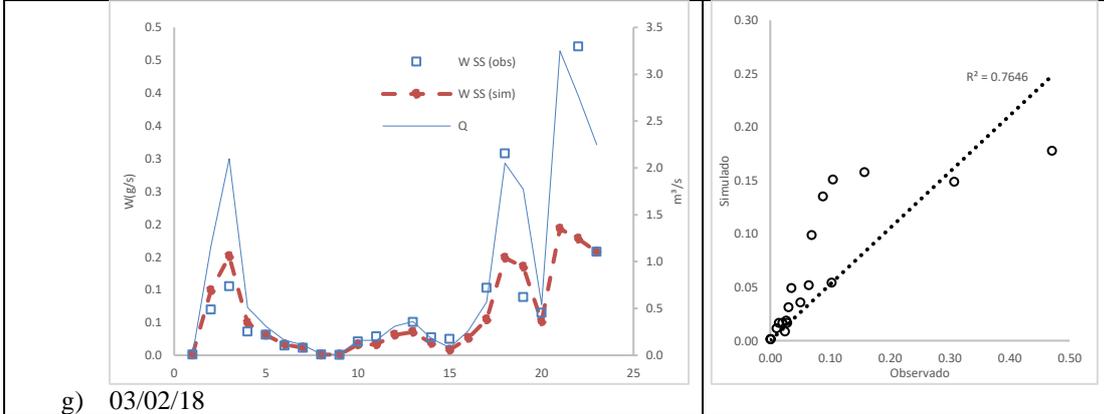




e) 29/01/18



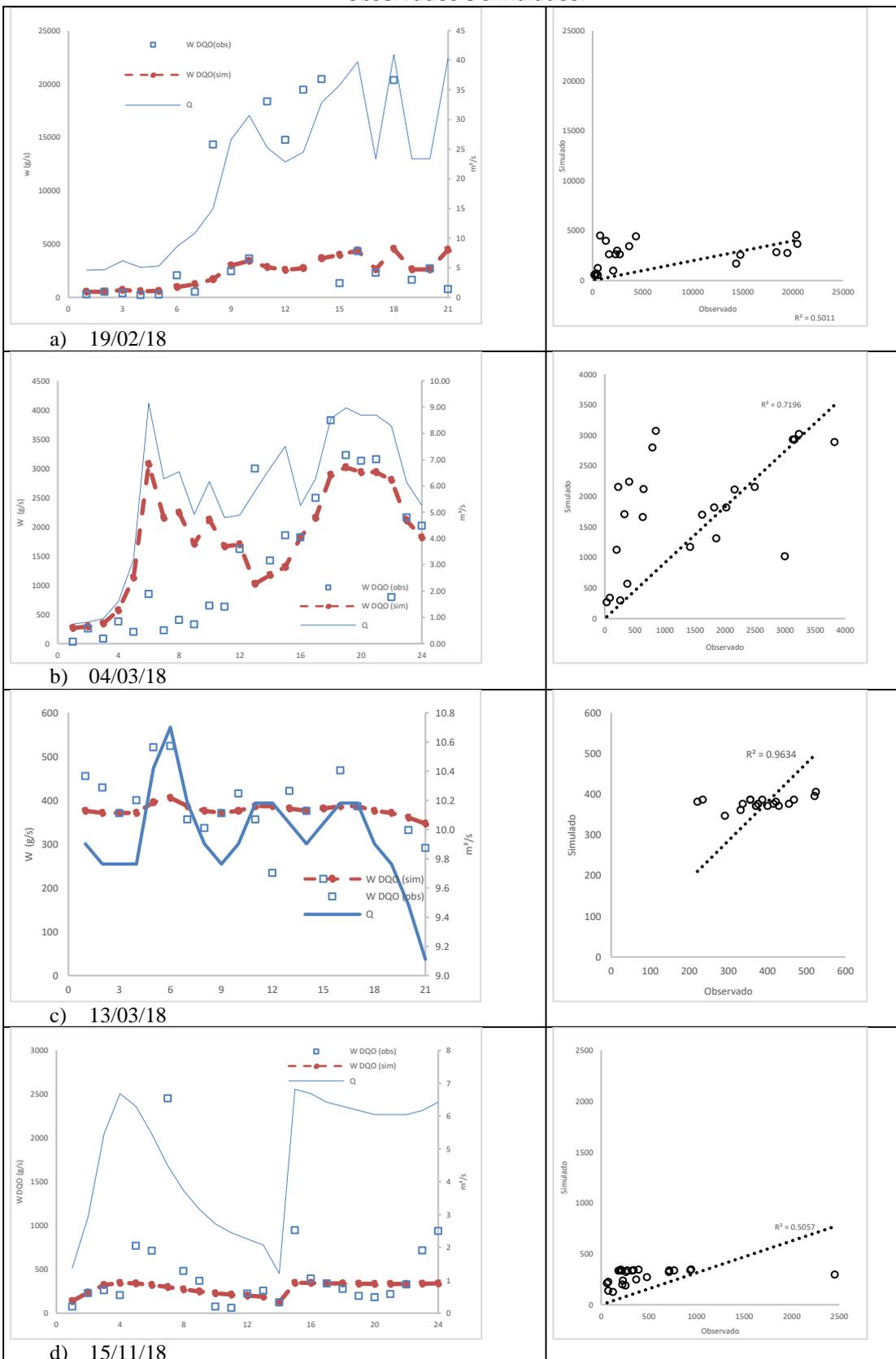
f) 01/02/18

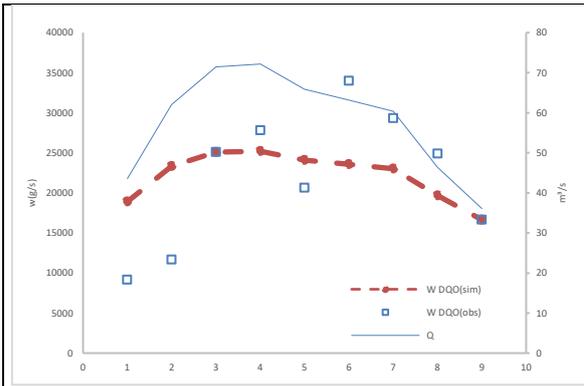


g) 03/02/18

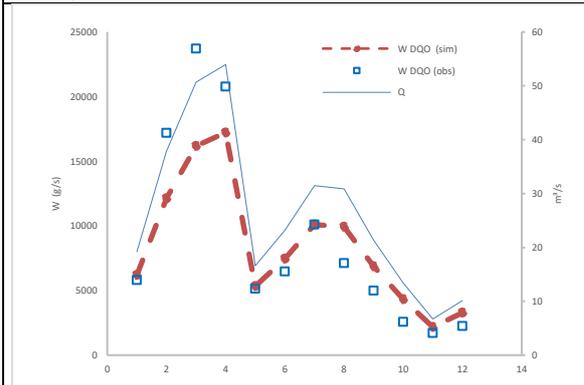
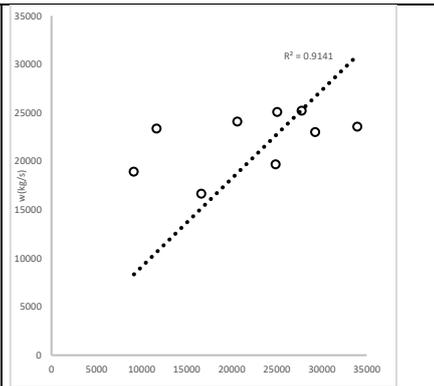
APÊNDICE L

Tabela 1 – Simulação do DQO na bacia do NBVP e correspondente R^2 entre os dados observados e simulados.





e) 18/02/19



f) 02/01/20

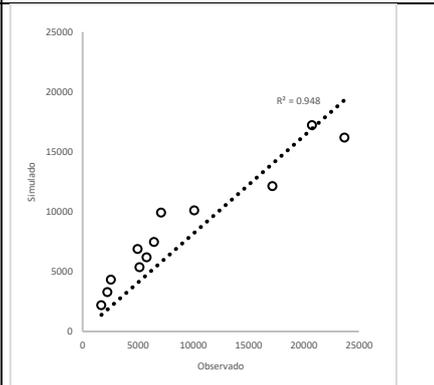
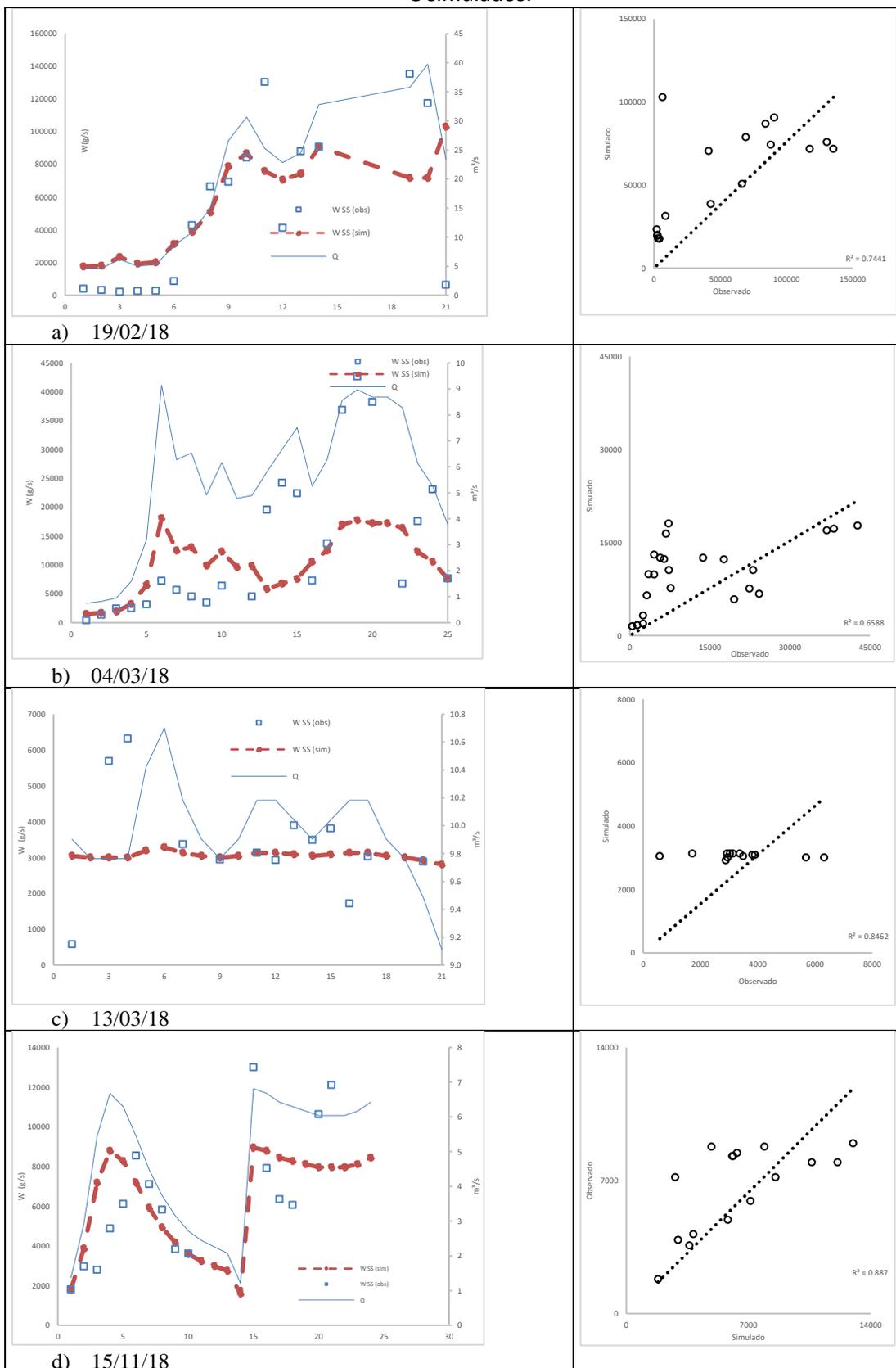
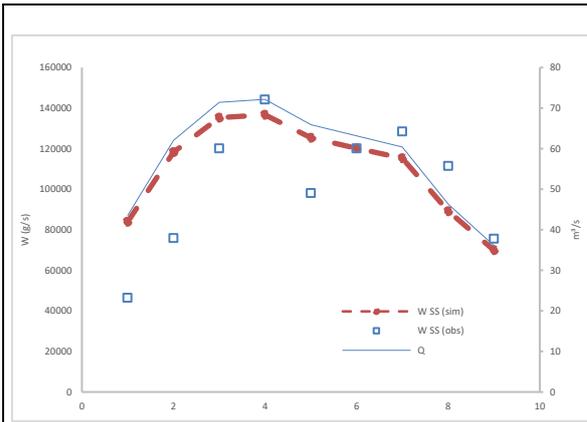
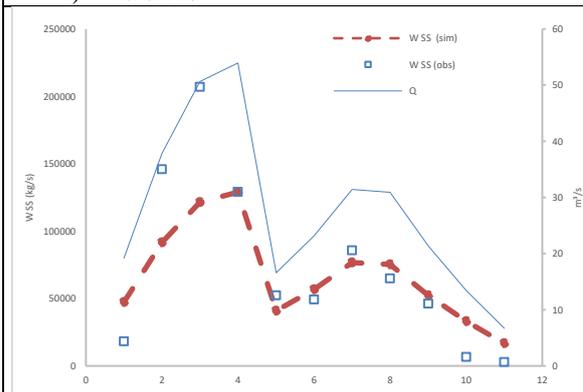
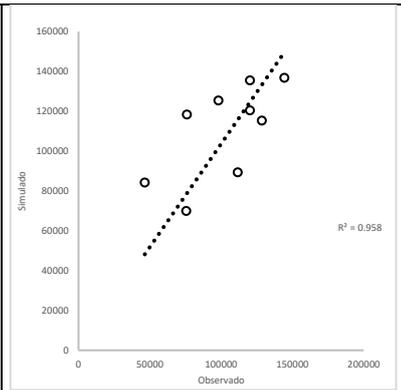


Tabela 2 – Simulação do SS na bacia do NBVP e correspondente R² entre os dados observados e simulados.

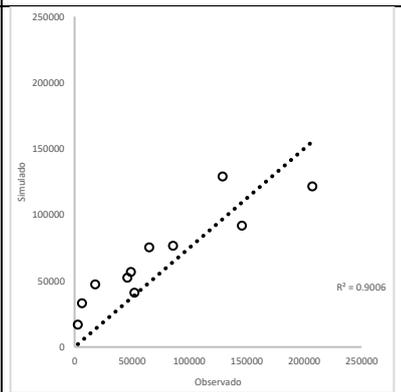




e) 18/02/19



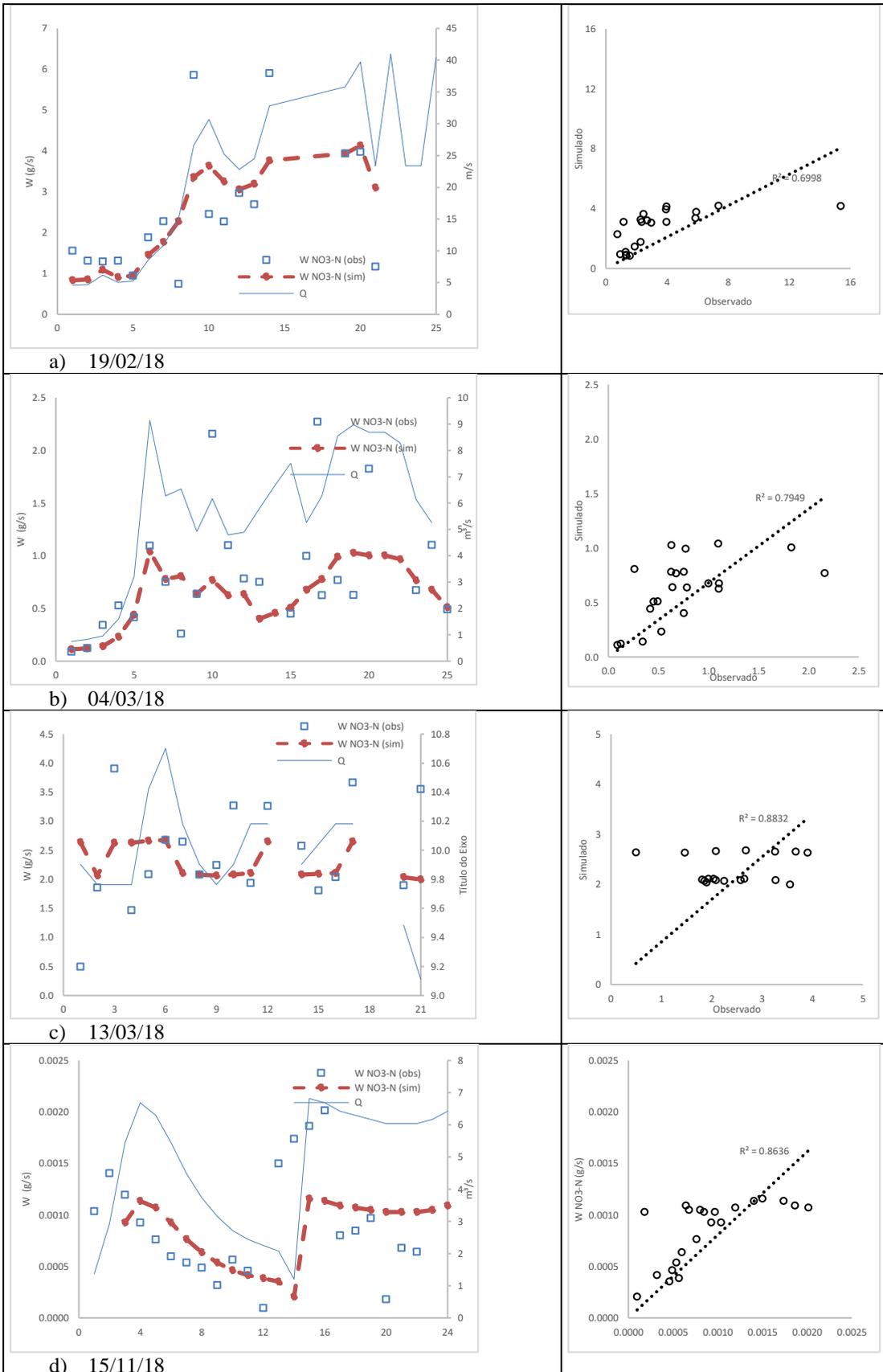
g) 02/01/20

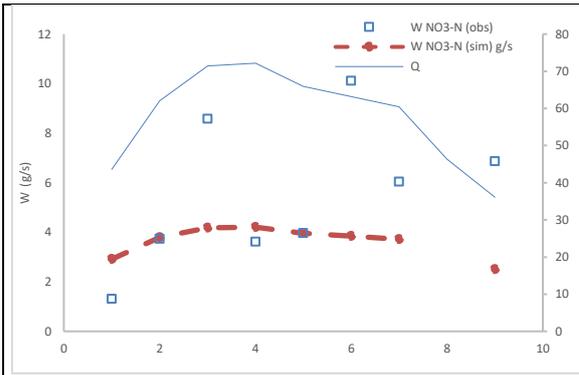


gfdgd

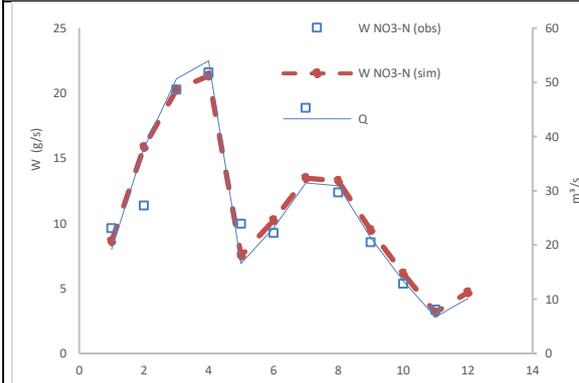
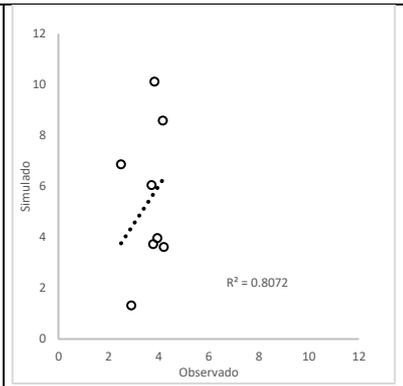
Sdfsdf

Tabela 3 – Simulação do NO₃-N na bacia do NBVP.





e) 18/02/19



f) 02/01/20

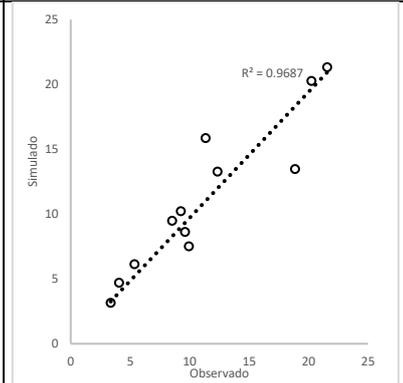
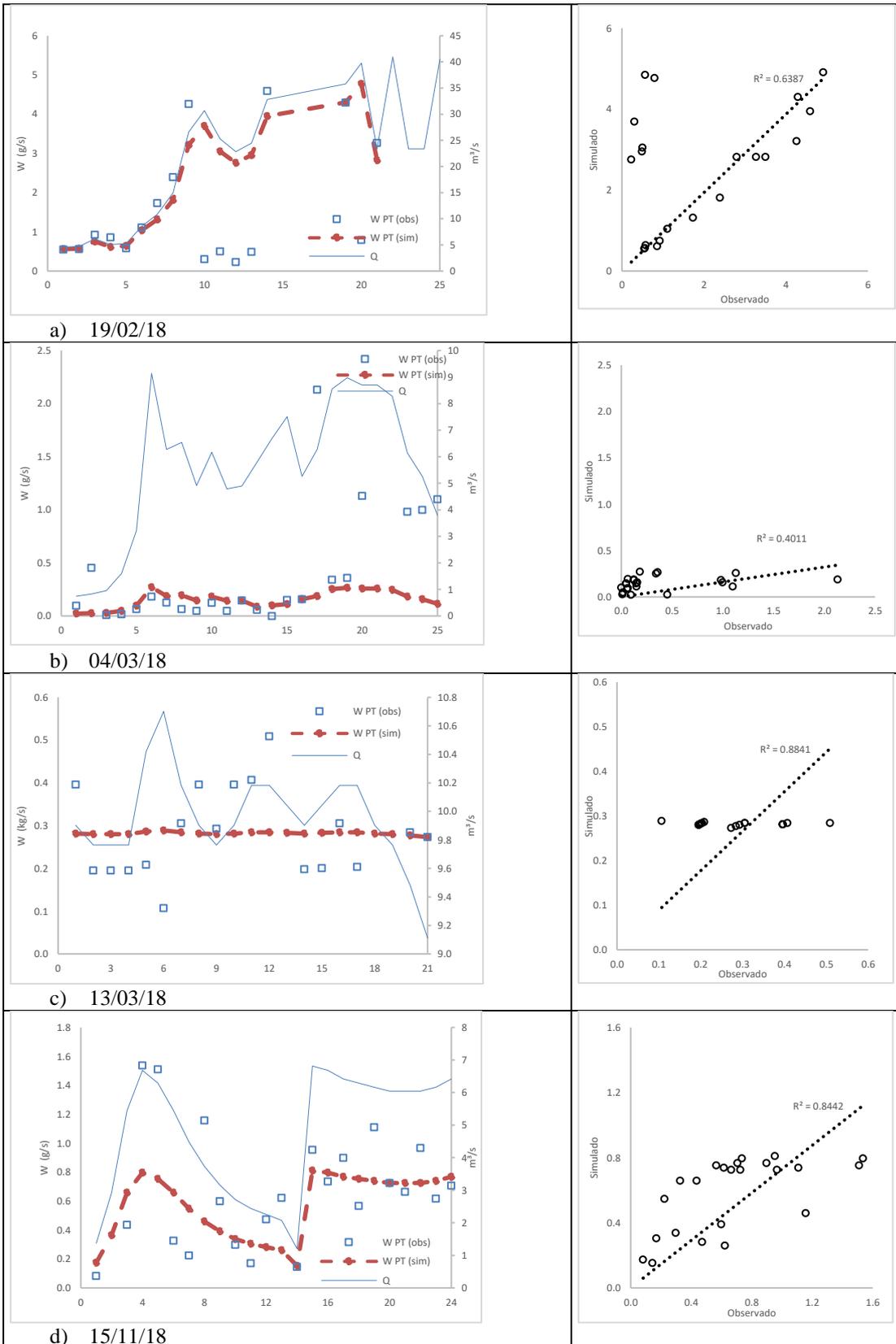
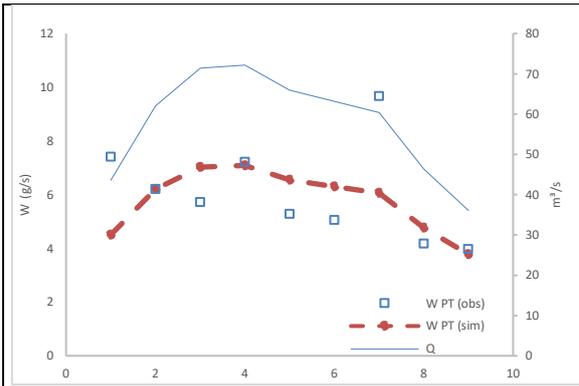
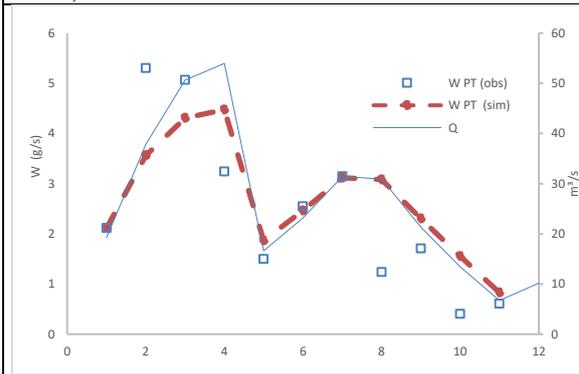
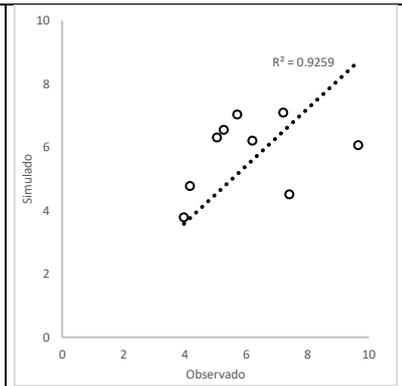


Tabela 4 – Simulação do PT na bacia do NBVP.





e) 18/02/19



f) 02/01/20

