

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

**CARGAS DE POLUIÇÃO DIFUSA NA BACIA DO RIACHO
FUNDO – BRASÍLIA/DF**

DANIELA JUNQUEIRA CARVALHO

ORIENTADOR: SERGIO KOIDE

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

**PUBLICAÇÃO: PTARH.DM-246/2022
BRASÍLIA/DF: JUNHO – 2022**

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

CARGAS DE POLUIÇÃO DIFUSA NA BACIA DO RIACHO FUNDO –
BRASÍLIA/DF

DANIELA JUNQUEIRA CARVALHO

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

APROVADA POR:

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

Prof. Ricardo Tezini Minoti, DSc (ENC-UnB)
(Examinador Interno)

Prof. Priscilla Macedo Moura, DSc (UFMG)
(Examinadora Externa)

BRASÍLIA/DF, 14 DE JUNHO DE 2022

FICHA CATALOGRÁFICA

CARVALHO, DANIELA JUNQUEIRA

Cargas de poluição difusa na bacia do Riacho Fundo – Brasília/DF [Distrito Federal] 2022. xvii, 178p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestra, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2022).

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

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. qualidade da água

2. monitoramento

3. modelagem hidrológica

4. curva-chave

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

CARVALHO, D. J. (2022). Cargas de poluição difusa na bacia do Riacho Fundo – Brasília/DF. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-246/2022, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 178p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Daniela Junqueira Carvalho

TÍTULO: Cargas de poluição difusa na bacia do Riacho Fundo – Brasília/DF

GRAU: Mestra

ANO: 2022

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

Daniela Junqueira Carvalho

d.junqueirac@gmail.com

AGRADECIMENTOS

Ao professor Koide, quem acredito que nunca deixarei de buscar para pedir orientação, pelo tempo que me dedicou nesses anos, pelas inúmeras oportunidades de aprendizagem que me proporcionou e pela confiança depositada em mim, a qual prezo muito.

À Elisa, que de prof se tornou grande amiga e parceira pra todo quanto é tipo de programa (envolvendo uma galocha ou não), por ter enxergado potencial em mim lá atrás e por ser essa pessoa de tamanha generosidade, que compartilhou comigo basicamente o caminho das pedras, me guiando nessa jornada junto ao professor Koide.

Aos colegas de mestrado e doutorado do PTARH, que deixaram os desafios de cursar uma pós-graduação e desenvolver pesquisa mais leves, às vezes só de trocar uma ideia ou ouvir um desabafo. Em especial à Letícia Leite, que apareceu no meu caminho para partilhar comigo as dificuldades ainda mais particulares de uma pesquisa de campo e laboratório, pela parceria e amizade que construímos enquanto subíamos em vários prédios e caixas d'água.

À todas as pessoas que me ajudaram nos trabalhos de campo e laboratório (além das minhas parceiras mores já citadas): Rodrigo, David, Mathieu, Guilherme, Marcus, Gabi Larissa, Márcio, Paulinha, Pujuja e a todos os integrantes do grupo Maplu que sempre estiveram disponíveis para ajudar. Ao Marlon e à Eliza, da Geológica, por toda a ajuda em campo e troca de informações. Às meninas do laboratório, Carlas e Sara, por toda a ajuda e descontração para aliviar o cansaço de passar o dia analisando amostras. Ao Júnior e Seu Francisco pelas habilidades, suor derramado e mergulhos de riacho durante a instalação dos equipamentos. Eu não conseguiria realizar este trabalho sem cada um de vocês! Ao pessoal do IG pela parceria em aulas, campos e laboratório. Às bancas de seminário e de defesa de mestrado, pelas contribuições para o trabalho.

Aos professores do PTARH, por todos os ensinamentos, seja nas aulas ou no convívio no programa. Aos companheiros de representação discente pela companhia nos colegiados e trabalho em equipe para exercer a função, especialmente à Letícia Brito, que me auxiliou a navegar pelo início do mestrado, me motivando a fazer o mesmo pelos outros.

À Universidade de Brasília, pela segunda casa que se tornou e por todos os recursos que forneceu para minha formação acadêmica, profissional, pessoal.

À Adasa e Caesb, pelo apoio em campo e pelo acesso aos dados de chuva, vazão e qualidade da água solicitados, em especial à Vanusa e à Lígia da Caesb, que ajudaram a esclarecer todas as minhas dúvidas em relação a eles. Ao IBRAM, à Caesb e às Secretarias de Agricultura e de Educação do DF, pela autorização de instalação e acesso a equipamentos de campo em suas instalações.

Ao CNPq e à CAPES, pelas bolsas de mestrado. À FAP/DF, ANA e CAPES pelo apoio aos projetos aos quais este trabalho está ligado. À CHI Water, pela licença do PCSWMM.

Aos queridos amigos do 2014/1 por continuarem fazendo parte da minha vida, mesmo se não precisam mais almoçar no chão do corredor da FT, e se tornarem meu sistema de monitoramento de chuvas pessoal. Aos atletas do PTARH e convidados, pela convivência e pelos jogos de tênis, que nesse final fizeram toda a diferença para mim. Em especial à Sarah Brito, que mesmo antes de se tornar colega de mestrado já virou uma amiga de verdade. Às amigas que trago de outras esferas da vida e me ajudaram a (tentar) manter o equilíbrio nesse mestrado. Às minhas famílias, Junqueiras, Branquinhos e Souto Bezerras, por todo o apoio e torcida.

Porque não custa repetir: à ciência e ao SUS, e a todos que de alguma forma me ajudaram e continuam ajudando a superar as adversidades encontradas nessa loucura toda que passamos, que não foram poucas.

Por último e mais importante, às minhas mães, meu pai, meu irmão e ao meu amor da minha vida, pela paciência, pelo acolhimento, pela ajuda diária e por serem meus alicerces e me manterem em pé mesmo nas piores das tempestades. Amo muito vocês.

RESUMO

CARGAS DE POLUIÇÃO DIFUSA NA BACIA DO RIACHO FUNDO – BRASÍLIA/DF

O Riacho Fundo é o principal afluente do lago Paranoá, Brasília-DF, tem bacia de uso do solo misto e sofre muito impacto de cargas de poluição difusa. O monitoramento de qualidade da água no Riacho é realizado mensalmente e os órgãos responsáveis pelo controle ambiental não apresentam metodologia para estimar as cargas poluentes continuamente. Assim, este trabalho se propôs a caracterizar a poluição difusa a partir do monitoramento contínuo de chuva e vazão e coleta de amostras em eventos de cheia e no período de seca, realizados entre 2019 e 2021, e estimar as cargas mensais de forma contínua para comparação com estimativas através de dados mensais realizadas com metodologia adotada pela Caesb. As análises de concentração média por evento (CME), primeira carga de lavagem, cálculo de cargas poluentes e correlação entre qualidade da água e características hidrológicas foram realizadas para os eventos monitorados. Curvas-chave que relacionam as taxas de descarga de sólidos suspensos (SS), nitrogênio (N), fósforo (P) e demanda química de oxigênio (DQO), obtidas por regressão com os dados de campo e aplicadas à série de vazões para estimar as cargas mensais. Nota-se que as cargas de sólidos e DQO no Riacho Fundo são mais altas nos eventos de cheia e esses poluentes têm origem, principalmente, na poluição difusa pelo escoamento superficial, enquanto no período de estiagem há a acentuação das cargas de nitrogênio, em especial de nitrato, e as descargas de esgotos domésticos em estágio mais avançado de degradação constituem principal fonte de nutrientes. As concentrações de fósforo são baixas na Bacia, mas as cargas desse nutriente são importantes com relação à eutrofização do Lago. Características hidrológicas se correlacionaram com os parâmetros de sólidos, DQO e nitrogênio, para os quais também foi possível identificar ligações com a área de incidência da chuva. As curvas-chave de poluentes mostraram bom desempenho na estimativa das cargas acumuladas nos eventos monitorados (R^2 e $NSE > 0,8$ para SS, N e DQO) e as cargas mensais estimadas chegaram a 11.000, 1.500, 13 e 1,4 ton/mês para SS, DQO, N e P, respectivamente. O uso de dados de monitoramento mensal é adequado para estimar a ordem de magnitude das cargas de N e P, mas não as de SS e DQO, que requerem monitoramento contínuo para estimativas mais precisas que incluam a influência das cargas de poluição transportadas em eventos de cheia.

ABSTRACT

DIFFUSE POLLUTION LOADS IN THE RIACHO FUNDO CATCHMENT – BRASÍLIA/DF

The Riacho Fundo stream is the main tributary of the Paranoá Lake, Brasília-DF, has a mixed land use catchment and suffers a lot of impact from diffuse pollution loads. The monitoring of water quality in the stream is performed monthly and the agencies responsible for environmental control do not present a methodology to estimate the pollution loads continuously. Thus, this work proposed to characterize diffuse pollution from continuous monitoring of rainfall and flow and sampling in flood events and in the dry period, performed between 2019 and 2021, and to estimate the monthly loads continuously for comparison with estimates through monthly data performed with methodology adopted by a local institution. The event mean concentration (EMC), first flush, pollutant loading rates and correlation between water quality and hydrological characteristics analyses were performed for the monitored events. Rating curves relating discharge rates of suspended solids (SS), nitrogen (N), phosphorus (P) and chemical oxygen demand (COD) were obtained by regression with field data and applied to the flow series to estimate monthly pollutant loads. The loads of solids and COD in the stream are higher in flood events and these pollutants originate mainly from diffuse pollution by surface runoff, while in the dry season there is an accentuation of nitrogen loads, especially nitrate, and domestic sewage discharges in a more advanced stage of degradation may be the main source of nutrients. Phosphorus concentrations are low in the catchment, but the loads of this nutrient are important in relation to the eutrophication of the lake. Hydrological characteristics correlated with the parameters of solids, COD, and nitrogen, for which connections with area of rainfall concentration could also be identified. The pollutant rating curves showed good performance in estimating the cumulative loads in the monitored events (R^2 and NSE > 0.8 for SS, N and COD) and the estimated monthly loads reached 11,000, 1,500, 13 and 1.4 ton/month for SS, COD, N and P, respectively. The use of monthly monitoring data is adequate for estimating the order of magnitude of N and P loads, but not those for SS and COD, which require continuous monitoring for more accurate estimates that include the influence of pollution loads carried in flood events.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3. REFERENCIAL TEÓRICO E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. POLUIÇÃO DIFUSA	5
3.1.1. Principais poluentes e fontes	6
3.1.2. Variação sazonal das cargas de poluição	8
3.1.3. Influência do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica	8
3.2. MONITORAMENTO E PROCESSAMENTO DE DADOS	9
3.2.1. Caracterização da área de estudo e definição do objetivo do monitoramento	10
3.2.2. Chuva	10
3.2.3. Vazão	12
3.2.4. Qualidade da água	14
3.3. CARACTERIZAÇÃO DA POLUIÇÃO DIFUSA	16
3.3.1. Hidrogramas e polutogramas	16
3.3.2. Concentração média por evento (CME)	17
3.3.3. Primeira carga de lavagem (First Flush)	17
3.3.4. Cálculo de cargas de poluição	19
3.4. MODELAGEM MATEMÁTICA PARA ESTIMATIVA DE CARGAS DE POLUIÇÃO	20
3.4.1. Curvas-chave de poluentes	22
3.4.2. Softwares de modelagem hidrológica e de qualidade da água	24
3.4.3. Otimização/calibração e avaliação da performance de modelos	30
4. METODOLOGIA	32
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	32
4.1.1. Hidrologia, clima e monitoramento hidrológico e de qualidade da água	33
4.1.2. Cobertura do solo, vegetação e pedologia	36
4.1.3. Altimetria e geomorfologia	38
4.1.4. Infraestrutura sanitária instalada e lançamentos de efluentes	40

4.2.	MONITORAMENTO PLUVIOMÉTRICO	42
4.2.1.	Séries temporais de precipitação	44
4.3.	MONITORAMENTO FLUVIOMÉTRICO	45
4.3.1.	Curva-chave de vazão	46
4.3.2.	Séries temporais de vazão	47
4.4.	MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA	48
4.4.1.	Parâmetros de qualidade da água analisados.....	50
4.4.2.	Características hidrológicas dos eventos monitorados.....	51
4.4.3.	Análise das concentrações e cargas de poluentes nos eventos monitorados..	53
4.5.	MODELAGEM HIDROLÓGICA NO PCSWMM	54
4.5.1.	Configurações de simulação.....	55
4.5.2.	Construção do modelo e dados de entrada	55
4.5.3.	Calibração.....	59
4.6.	ESTIMATIVA DE CARGAS DE POLUIÇÃO DIFUSA	61
4.6.1.	Ajuste de curvas-chave de poluentes	62
4.6.2.	Cálculo de cargas de poluição	63
4.6.3.	Aplicação de metodologia utilizada pela Caesb.....	64
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
5.1.	DADOS DE CHUVA	66
5.2.	DADOS DE VAZÃO	70
5.2.1.	Nível d'água	70
5.2.2.	Curva-chave de vazão	71
5.2.3.	Vazões	75
5.3.	QUALIDADE DA ÁGUA NOS EVENTOS MONITORADOS.....	78
5.3.1.	Características dos eventos.....	78
5.3.2.	Concentrações de poluentes e polutogramas.....	83
5.3.3.	Concentrações médias por evento (CME).....	89
5.3.4.	Cargas de poluição observadas nos eventos.....	94
5.3.5.	Correlação com características hidrológicas	99
5.3.6.	Primeira carga de lavagem (<i>First Flush</i>).....	103

5.4.	MODELAGEM HIDROLÓGICA NO PCSWMM	108
5.4.1.	Simulação de vazão	108
5.4.2.	Análise de sensibilidade e calibração	110
5.5.	ESTIMATIVA DE CARGAS DE POLUIÇÃO	114
5.5.1.	Curvas-chave de poluentes	114
5.5.2.	Cargas de poluição nos eventos monitorados	120
5.5.3.	Cargas de poluição total mensal e anual	126
5.5.4.	Comparação entre metodologias	132
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	140
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	144
	APÊNDICE A – HIETOGRAMAS, HIDROGRAMAS E POLUTOGRAMAS PARA EVENTOS COM MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA	154
	APÊNDICE B – COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO.....	176

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Representação de hidrograma e polutograma para evento de precipitação (Porto, 1995).....	16
Figura 3.2 – Processo de gestão da qualidade da água (traduzido de Chapra, 1997).....	20
Figura 3.3 – Comparação entre séries temporais de cargas poluentes calculadas a partir de dados semanais (acima) e mensais (abaixo) e série de cargas poluentes diárias (em verde) (Richards, 1998).....	22
Figura 3.4 – Fluxograma dos processos simulados no SWMM (traduzido de Rossman e Huber, 2016 ^a).....	28
Figura 4.1 – Fluxograma da metodologia empregada no trabalho.....	32
Figura 4.2 – Mapa de localização da bacia do Riacho Fundo.....	33
Figura 4.3 – Normais climatológicas de precipitação acumulada para a estação Brasília (INMET, 2021).....	35
Figura 4.4 – Mapa de cobertura do solo (2019) para a bacia do Riacho Fundo.....	37
Figura 4.5 – Mapa pedológico da bacia do Riacho Fundo de acordo com Reatto <i>et al.</i> (2004).....	37
Figura 4.6 – Mapa da evolução da ocupação urbana na bacia do Riacho Fundo.....	38
Figura 4.7 – Mapa de altimetria e geomorfologia da bacia do Riacho Fundo.....	39
Figura 4.8 – Mapa de declividade da bacia do Riacho Fundo.....	40
Figura 4.9 – Lançamentos na bacia do Riacho Fundo (Adasa, 2021).....	41
Figura 4.10 – Localização das estações que integram o monitoramento hidrológico e de qualidade da água realizado na bacia do Riacho Fundo.....	42
Figura 4.11 - Exemplos de estações de monitoramento pluviométrico instaladas na bacia do Riacho Fundo.....	43
Figura 4.12 - Linígrafo da marca Global Water utilizado - à esquerda - e localização do sensor e logger do linígrafo junto às régua linimétricas - à direita.....	46
Figura 4.13 - Equipamento RiverSurveyor M9 utilizado na medição de vazão.....	47
Figura 4.14 – Estrutura instalada para o amostrador, com abrigo, boia e mangueira.....	50
Figura 5.1 – Linha do tempo com número de estações pluviométricas operando corretamente na rede de monitoramento instalada na bacia do Riacho Fundo.....	66
Figura 5.2 – Lâminas de precipitação acumulada mensal médias, mínimas e máximas registradas nas estações pluviométricas na bacia do Riacho Fundo em comparação à normal climatológica 1981-2010 (INMET).....	67
Figura 5.3 – Análise de consistência dos dados das estações pluviométricas da bacia do Riacho Fundo pelo método da dupla-massa antes da substituição dos dados considerados inconsistentes.....	68
Figura 5.4 – Aplicação do método da dupla-massa para a estação pluviométrica Parque Guará após substituição dos dados inconsistentes.....	69

Figura 5.5 – Perfil transversal da seção representado no <i>software</i> RiverSurveyor Live durante medição da maior vazão observada durante campanhas na estação Ponte da bacia do Riacho Fundo.....	72
Figura 5.6 – Ajuste direto de equações às medições de vazão feitas nos tramos de cotas baixas e de cotas altas da curva-chave de vazão da estação Ponte na bacia do Riacho Fundo.....	73
Figura 5.7 – Extrapolação da curva-chave cota (h) x vazão (Q) e verificação dos ajustes diretos pelo método de Stevens para a estação Ponte na bacia do Riacho Fundo.....	73
Figura 5.8 – Curva-chave cota (h) x vazão (Q) para a estação fluviométrica Ponte Aeroporto (seção original), na bacia do Riacho Fundo, para o período de monitoramento.	74
Figura 5.9 – Curva-chave para a estação Zoo com coeficientes obtidos do Hidroweb (ANA, 2021) para os níveis observados na seção.	75
Figura 5.10 – Série temporal de vazões resultante do monitoramento na estação Ponte, na bacia do Riacho Fundo.	76
Figura 5.11 – Série temporal de vazões resultante do monitoramento na estação Zoo, na bacia do Riacho Fundo.....	76
Figura 5.12 – Série de vazões médias diárias no período de monitoramento nas estações Ponte e Zoo, na bacia do Riacho Fundo.	77
Figura 5.13 – escoamento de base separado da vazão total no período de monitoramento nas estações Ponte e Zoo, na bacia do Riacho Fundo.....	78
Figura 5.14 – Distribuição espacial da lâmina de precipitação acumulada nos eventos com monitoramento de qualidade da água na bacia do Riacho Fundo.	81
Figura 5.15 – Representação da vazão total e do escoamento de base nos eventos de cheia com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte e indicação do início e do fim da coleta de amostras.	84
Figura 5.16 – Gráficos <i>boxplot</i> das concentrações de parâmetros medidos nas amostras coletadas durante eventos de cheia e o período de seca na estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.....	89
Figura 5.17 – Taxas de descarga de sólidos nos eventos monitorados na bacia do RF.	95
Figura 5.18 – Taxas de descarga de DQO nos eventos monitorados na bacia do RF.	95
Figura 5.19 – Taxas de descarga de nitrogênio nos eventos monitorados na bacia do RF.	96
Figura 5.20 – Taxas de descarga de fósforo nos eventos monitorados na bacia do RF.	97
Figura 5.21 – Curvas M(V) para os eventos de cheia com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.	104
Figura 5.22 – Representação da bacia do Riacho Fundo no PCSWMM com sub-bacias classificadas por valor de CN.	108
Figura 5.23 – Séries de escoamento superficial observado e simulado no PCSWMM para o exutório da bacia do Riacho Fundo.	109
Figura 5.24 – Gráficos de vazões de pico observadas x simuladas (à esquerda) e de vazão de pico observada x diferença percentual entre valor observado e simulado (à direita).	109
Figura 5.25 – Recorte das séries de escoamento superficial observado e simulado para o período entre final de novembro e dezembro de 2019.	110

Figura 5.26 – Exemplos de eventos com boa simulação do escoamento superficial antes da calibração.....	110
Figura 5.27 – Simulação do escoamento superficial em dois eventos com vazões de pico observadas próximas.	111
Figura 5.28 – Análise de sensibilidade dos parâmetros na simulação de vazão máxima no evento de 25/nov/19.	112
Figura 5.29 – Análise de sensibilidade dos parâmetros na simulação de vazão máxima no evento de 07/nov/19.	112
Figura 5.30 – Calibração de vazão para o evento de 25/nov/19 e comparação com a alteração nos valores de vazão para o evento de 07/nov/19 com parâmetros calibrados.	113
Figura 5.31 – Calibração de vazão para o evento de 07/nov/19 e comparação com a alteração nos valores de vazão para o evento de 25/nov/19 com parâmetros calibrados.	113
Figura 5.32 – Curva-chave de sólidos suspensos para a estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.....	115
Figura 5.33 – Coeficientes de determinação para os tramos da curva-chave de sólidos suspensos.....	115
Figura 5.34 – Curva-chave de nitrogênio inorgânico para a estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.....	116
Figura 5.35 – Coeficientes de determinação para os tramos da curva-chave de nitrogênio inorgânico.....	116
Figura 5.36 – Curva-chave de fósforo total para a estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.	117
Figura 5.37 – Coeficientes de determinação para os tramos da curva-chave de fósforo total.	117
Figura 5.38 – Curva-chave de DQO para a estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.	118
Figura 5.39 – Coeficientes de determinação para os tramos da curva-chave de DQO.	118
Figura 5.40 – Distribuição das razões entre taxas de descarga de poluente observadas e estimadas pela curva-chave de poluente em relação à vazão.	121
Figura 5.41 – Cargas totais de sólidos suspensos observadas e calculadas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.	122
Figura 5.42 – Cargas totais de nitrogênio observadas e calculadas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.	122
Figura 5.43 – Cargas totais de fósforo observadas e calculadas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.	123
Figura 5.44 – Cargas totais de DQO observadas e calculadas para os eventos monitorados bacia do Riacho Fundo.	124
Figura 5.45 – Razão entre carga total observada e estimada com as curvas-chave de poluentes para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.....	125
Figura 5.46 – Cargas mensais de sólidos suspensos estimadas para a bacia do Riacho Fundo.	127

Figura 5.47 – Cargas mensais de nitrogênio inorgânico e fósforo total estimadas para a bacia do Riacho Fundo.....	128
Figura 5.49 – Cargas mensais de DQO estimadas para a bacia do Riacho Fundo.....	129
Figura 5.50 – Porcentagens de contribuição de cada estação (chuvosa e seca) na carga total anual estimada para o ano hidrológico de 2019-2020 na bacia do Riacho Fundo. ...	131
Figura 5.51 – Comparação gráfica entre as cargas de sólidos suspensos estimadas por este trabalho e pela metodologia utilizada pela Caesb para a bacia do Riacho Fundo.....	134
Figura 5.52 – Comparação gráfica entre as cargas de nitrogênio inorgânico estimadas por este trabalho e pela metodologia utilizada pela Caesb para a bacia do Riacho Fundo.	136
Figura 5.53 – Comparação gráfica entre as cargas de fósforo total estimadas por este trabalho e pela metodologia utilizada pela Caesb para a bacia do Riacho Fundo (dados da Caesb não disponíveis para junho e dezembro de 2020, tendo sido preenchidos com dados dos mesmos meses no ano anterior).....	137
Figura 5.54 – Comparação gráfica entre as cargas de DQO estimadas por este trabalho e pela metodologia utilizada pela Caesb para a bacia do Riacho Fundo.	139
Figura A.1 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 07/nov/19.	154
Figura A.2 – Polutogramas para o evento de 07/nov/19.	154
Figura A.3 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 05/dez/19.	156
Figura A.4 – Polutogramas para o evento de 05/dez/19.....	156
Figura A.5 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 18/dez/19.	158
Figura A.6 – Polutogramas para o evento de 18/dez/19.....	158
Figura A.7 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 22/dez/19.	160
Figura A.8 – Polutogramas para o evento de 22/dez/19.....	160
Figura A.9 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 23/dez/19.	162
Figura A.10 – Polutogramas para o evento de 23/dez/19.....	162
Figura A.11 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 10/jan/20.	164
Figura A.12 – Polutogramas para o evento de 10/jan/20.	164
Figura A.13 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 23/jan/20.	166
Figura A.14 – Polutogramas para o evento de 23/jan/20.	166
Figura A.15 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 30/jan/20.	168
Figura A.16 – Polutogramas para o evento de 30/jan/20.	168

Figura A.17 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 23/fev/20.	170
Figura A.18 – Polutogramas para o evento de 23/fev/20.	170
Figura A.19 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 24/fev/20.	172
Figura A.20 – Polutogramas para o evento de 24/fev/20.	172
Figura A.21 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 05/dez/20.	174
Figura A.22 – Polutogramas para o evento de 05/dez/20.....	174

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 4.1 – Cálculo do tempo de concentração para a bacia do Riacho Fundo.	34
Tabela 4.2 – Valores de CN adotados para os usos do solo da bacia do Riacho Fundo (adaptado de Tucci, 1993)	57
Tabela 4.3 – Classificação hidrológica adotada para os solos na bacia do Riacho Fundo..	57
Tabela 5.1 – Características médias das chuvas correspondentes aos eventos de cheia com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte, na bacia do Riacho Fundo (destaque para os maiores valores encontrados).	79
Tabela 5.2 – Características mínimas e máximas das chuvas correspondentes aos eventos de cheia com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte, na bacia do Riacho Fundo (destaque para os maiores valores encontrados).	79
Tabela 5.3 – Características dos eventos de cheia monitorados (destaque para os maiores valores encontrados).	82
Tabela 5.4 – Informações da coleta de amostras nos eventos monitorados.	83
Tabela 5.5 – Resumo estatístico das concentrações dos parâmetros analisados nas amostras coletadas em eventos de cheia.	85
Tabela 5.6 – Resumo estatístico das concentrações dos parâmetros analisados nas amostras coletadas no período de seca (destaque para os valores fora dos limites).	86
Tabela 5.7 – CMEs (mg/L) para os eventos de cheia e período de seca com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.	90
Tabela 5.8 – Estatísticas das CMEs (mg/L) dos eventos de cheia para os principais parâmetros de qualidade da água estudados neste trabalho.....	90
Tabela 5.9 – Cargas poluentes totais transportadas nos eventos de cheia monitorados na bacia do RF (destaque em verde para as menores e em laranja para maiores).	98
Tabela 5.10 – Cargas poluentes totais transportadas no período de monitoramento realizado na estiagem na bacia do RF.	98
Tabela 5.11 – Coeficientes b das curvas M(V) para os eventos monitorados na estação Ponte, na bacia do Riacho Fundo.	106

Tabela 5.12 – Métricas para avaliação da regressão para ajuste das curvas-chave de poluentes.....	119
Tabela 5.13 – Métricas para avaliação da performance das curvas-chave de poluentes para estimativa de cargas poluentes totais por evento.....	125
Tabela 5.14 – Cargas totais anuais e unitárias estimadas para a bacia do Riacho Fundo.	130
Tabela 5.15 – Dados de concentração usados na estimativa MONIT. MENSAL.....	132
Tabela 5.16 – Dados de concentração usados na estimativa CAESB de cargas mensais.	133
Tabela 5.17 – Cargas mensais de sólidos suspensos estimadas para a bacia do Riacho Fundo em toneladas/mês e diferença entre estimativas.....	134
Tabela 5.18 – Cargas mensais de nitrogênio estimadas para a bacia do Riacho Fundo em toneladas/mês e diferença entre estimativas.....	136
Tabela 5.19 – Cargas mensais de fósforo estimadas para a bacia do Riacho Fundo em toneladas/mês e diferença entre estimativas.....	137
Tabela 5.20 – Cargas mensais de DQO estimadas para a bacia do Riacho Fundo em toneladas/mês e diferença entre estimativas.....	138
Tabela B.1 – Coeficientes de correlação calculados entre características do evento de cheia e de chuva.....	176
Tabela B.2 – Coeficientes de correlação calculados entre CMEs e características hidrológicas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.....	177
Tabela B.3 – Coeficientes de correlação calculados entre cargas poluentes totais por evento e características hidrológicas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.....	178
Quadro 3.1 – Modelos de <i>build up</i> disponíveis no SWMM (adaptado de Rossman e Huber, 2016b).....	29
Quadro 3.2 – Modelos de <i>wash off</i> disponíveis no SWMM (adaptado de Rossman e Huber, 2016b).....	29
Quadro 4.1 – Resumo dos métodos adotados nas análises dos parâmetros de qualidade da água das amostras, baseados no <i>Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater</i> (SM) (APHA <i>et al.</i> ,2017).	52
Quadro 4.2 – Resumo dos dados utilizados na modelagem hidrológica da bacia do Riacho Fundo.....	60
Quadro 4.3 – Parâmetros e incertezas recomendadas e adotadas na calibração do modelo.....	61

LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E ACRÔNIMOS

Adasa	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do DF
ANA	Agência Nacional de Águas
Caesb	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
Cemaden	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
CME	Concentração média por evento
CN	Coeficiente Curva Número
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DF	Distrito Federal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FF	<i>First Flush</i>
IBRAM	Instituto Brasília Ambiental
MDE	Modelo Digital de Elevação
N	Nitrogênio
NSE	Coeficiente de Nash-Sutcliffe
OMM	Organização Meteorológica Mundial
P	Fósforo
PBIAS	Percentual de tendência
PDAD	Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios
PTARH	Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
r	Coeficiente de correlação de Pearson

R ²	Coeficiente de determinação
RF	Riacho Fundo
S	Erro padrão da estimativa
SS	Sólidos suspensos
ST	Sólidos totais
SCS	Soil Conservation Service
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SNIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWMM	Storm Water Management Model

1. INTRODUÇÃO

Os desafios relacionados à preservação da qualidade da água dos corpos hídricos são vários, dentre eles há os relacionados ao manejo das águas pluviais, que impactam as águas através da poluição difusa. Nesse tipo de poluição, o escoamento superficial atua na lavagem das superfícies e no transporte de todos os poluentes presentes nelas até os corpos receptores. Outras fontes de poluição difusa são as descargas poluentes irregulares no próprio corpo d'água ou em redes de drenagem em sistemas separadores absolutos, tipo de sistema adotado no Brasil. Assim, a urbanização está associada a maiores impactos, uma vez que promove a impermeabilização das superfícies e aumento do escoamento superficial, além de atividades que produzem cargas de poluição.

A incorporação dos efeitos da poluição difusa no planejamento e gestão de bacias hidrográficas é importante para a mitigação de seus impactos e preservação dos corpos receptores (Novotny, 2005). Para tanto, o monitoramento das águas de drenagem urbana e dos respectivos corpos hídricos receptores é essencial. Aspectos quantitativos e qualitativos devem ser aferidos para determinar as cargas de poluentes que passam pelas galerias de drenagem e chegam até às águas superficiais. O estudo das cargas poluentes que aportam os corpos receptores é fundamental para proteger os recursos hídricos.

A mobilização para o estudo desse tipo de poluição tem aumentado em várias frentes de análise, como na sua caracterização no escoamento superficial (Yazdi *et al.*, 2021), nas águas captadas por redes de drenagem construídas (Righetto *et al.*, 2017; Tsuji *et al.*, 2019), e em cursos d'água que recebem as águas drenadas com bacias com diferentes características de cobertura do solo (Brites e Gastaldini, 2007; Vieira *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2018; Kozak *et al.*, 2019). Apesar de as pesquisas em poluição difusa estarem sendo realizadas em todo o mundo, ainda pode ser difícil encontrar trabalhos com a realização do seu monitoramento, principalmente no Brasil, devido ao alto custo operacional.

A modelagem matemática da qualidade da água é uma ferramenta que pode ser aliada ao monitoramento para obter respostas acerca da poluição difusa. Com a construção de uma representação adequada de uma bacia hidrográfica por meio da modelagem, o levantamento de cargas de poluição se torna mais preciso e eficiente. No entanto, sabe-se que todos os modelos oferecem vantagens e desvantagens, devendo-se observar as aplicabilidades de cada o objetivo do estudo, incluindo as suas limitações, a escala temporal de representação, a precisão exigida da resposta, entre outros fatores.

O lago Paranoá é um importante manancial do Distrito Federal que recebe a contribuição de quatro bacias hidrográficas maiores, algumas microbacias, além da área de drenagem adjacente. Trata-se de um sistema aquático que passou por um período de eutrofização e foi recuperado. Existem, portanto, preocupações antigas em relação à eutrofização e afloração de algas e cianobactérias (Pereira, 1985) e ao assoreamento (Menezes, 2010; Franz *et al.*, 2013; Oliveira, 2021), que perduram até os dias de hoje, ocorrendo um acompanhamento contínuo para que o Lago não retorne às condições anteriores. O Plano de Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos do Distrito Federal (PGIRH) foi atualizado em 2012 e chama a atenção para a influência das cargas poluentes de origem difusa na degradação dos corpos hídricos, reconhecendo que a poluição advinda das águas pluviais na bacia do lago Paranoá, principalmente devido à expressiva expansão urbana, é de bastante relevância. No entanto, as cargas de poluição difusa não foram quantificadas no PGIRH (GDF, 2012).

A bacia do Riacho Fundo é uma das bacias de contribuição para o Lago, sendo a que mais contribui em termos de vazão (Nunes *et al.*, 2020), além de ser responsável pelo maior aporte de cargas de poluição (Barbosa *et al.*, 2019). Essa Bacia abrange diversas áreas urbanizadas e em processo de urbanização, algumas ainda sem completo atendimento pelo sistema de esgotamento sanitário.

Pesquisas desenvolvidas no Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília sobre a qualidade das águas pluviais lançadas no lago Paranoá e na bacia do Riacho Fundo a partir do monitoramento e modelagem de redes de drenagem em áreas com diferentes padrões de ocupação, com e sem interferência de lançamento de esgotos na rede de águas pluviais, apontaram altas concentrações de poluentes e mostraram que os corpos hídricos das bacias afluentes ao Lago são impactados pela poluição de origem difusa (Costa, 2013; Souza, 2014; Tsuji, 2018; Paula, 2019). No entanto, para as cargas de poluição difusa nos cursos d'água, não há estudos que tenham realizado o levantamento com realização de monitoramento.

Nunes (2016) estimou, por meio de modelagem computacional, as cargas de nutrientes que aportam o lago Paranoá pelas bacias maiores em passo de tempo diário. Para a bacia do Riacho Fundo, é fundamental que a modelagem da qualidade da água com foco na poluição difusa represente as variações de cargas poluentes provocadas pela contribuição do escoamento superficial em eventos chuvosos. Assim, apesar da evolução do entendimento a respeito da poluição difusa nessa área ao longo dos últimos anos, ainda se faz necessário

empregar esforços no levantamento das cargas de poluição difusa que aportam o lago Paranoá por essa Bacia para gerar informações quantitativas relevantes para a gestão dos recursos hídricos e prover dados para modelos de qualidade, contexto no qual se insere este trabalho.

Desse modo, o presente trabalho se propôs a investir na coleta de dados, realizando monitoramento intensivo, para caracterização da qualidade da água e modelagem de cargas de poluição no Riacho Fundo. Os dados coletados foram utilizados na entrada de dados e no processo de calibração de modelo hidrológico mais comumente aplicado a redes de drenagem urbana construídas, como já realizado por trabalhos anteriores em áreas urbanas menores dentro da Bacia, porém aplicando-o à bacia hidrográfica e sua drenagem natural. Além disso, os dados obtidos por monitoramento foram usados para elaboração de um modelo de qualidade da água a partir de regressão para estimar as cargas poluentes provenientes da bacia do Riacho Fundo.

O texto aqui apresentado é composto de 6 capítulos que detalham o trabalho desenvolvido, sendo o primeiro este capítulo introdutório. No capítulo 2, são delineados os objetivos; o capítulo 3 é composto da fundamentação teórica e revisão da literatura acerca dos principais tópicos relacionados ao trabalho; o capítulo 4 descreve a metodologia utilizada; no capítulo 5 são apresentados os resultados obtidos; por fim, o 6º capítulo apresenta as conclusões e recomendações extraídas do trabalho.

2. OBJETIVOS

O trabalho tem como objetivo o estudo das cargas de poluição difusa provenientes da bacia do Riacho Fundo, no Distrito Federal, por meio de monitoramento e modelagem hidrológica e de qualidade da água.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar as variáveis de chuva e vazão na bacia do Riacho Fundo a partir dos dados de monitoramento contínuo;
- Avaliar a qualidade da água no Riacho Fundo com a coleta e análise de amostras em eventos de cheia e em período de seca pela elaboração de hidrogramas e polutogramas, cálculo de concentração média por evento (CME), análise de primeira carga de lavagem (*First Flush*) e cálculo de cargas de poluentes;
- Relacionar a qualidade da água com características dos eventos de chuva e das ondas de cheia;
- Comparar concentrações dos parâmetros de qualidade da água e cargas de poluição difusa na bacia do Riacho Fundo durante eventos de cheia e durante o período seco;
- Testar o modelo *Storm Water Management Model* (SWMM) na simulação contínua de bacia hidrográfica parcialmente urbanizada;
- Elaborar curvas-chave que relacionem vazão e carga poluente e estimar, a partir delas e do monitoramento contínuo de vazão, as cargas de poluição acumuladas mensais;
- Comparar as estimativas de cargas transportadas a partir de um monitoramento contínuo às cargas estimadas pelo monitoramento pontual com periodicidade mensal.

3. REFERENCIAL TEÓRICO E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os próximos tópicos trazem a base teórica na qual está fundamentada este trabalho e a revisão da literatura recente dos temas estudados.

3.1. POLUIÇÃO DIFUSA

As atividades humanas poluem os corpos hídricos de diversas formas, podendo gerar cargas de origem pontual, na qual sabe-se exatamente de onde advém a poluição, ou de origem difusa, na qual não são conhecidas com exatidão as fontes dos poluentes e nem a proporção de contribuição de cada fonte. Esse último tipo de poluição é dado principalmente pelo transporte dos poluentes pelo escoamento superficial das águas pluviais, mas também pode decorrer da existência de lançamentos de esgotos irregulares, ligações clandestinas nas redes de drenagem urbana ou lançamento de efluentes de fossas sépticas.

Dois processos estão relacionados ao fenômeno da poluição difusa: o *build-up* e o *wash-off*. O primeiro se refere à deposição e acumulação de poluentes na superfície e está relacionado a diversas variáveis, dentre elas o tempo entre a ocorrência de eventos de chuva, e o segundo corresponde à lavagem da superfície pelo escoamento das águas de chuva que remove os poluentes previamente acumulados e possui influência na chamada carga de primeira lavagem (*first flush*) (Goonetilleke e Thomas, 2003).

O escoamento superficial transportando poluição afeta diretamente a qualidade da água dos recursos hídricos. A extensão do impacto pode variar significativamente a depender da qualidade da água presente nas condições de base do corpo d'água e as taxas na quais esses poluentes são descarregados nele (Tsihrintzis e Hamid, 1997). Estudos em corpos hídricos receptores pelo monitoramento da sua qualidade são capazes de apontar a influência da poluição difusa advinda das pluviais.

Li *et al.* (2011) identificaram altas concentrações de nitrogênio, fósforo, DQO e sólidos suspensos em amostras de eventos de cheia no rio Weihe, na China, a partir do monitoramento da qualidade da água do rio durante eventos de cheia e em condições normais de vazão. Freire *et al.* (2013) coletaram amostras de água mensais e encontraram forte influência de fontes difusas de poluição na qualidade do ribeirão Maringá, no estado do Paraná, em relação aos nutrientes fósforo e nitrogênio. Kozak *et al.* (2019) estudaram a poluição difusa no rio Barigui, também no Paraná, com amostragens em ondas de cheia com amostrador automático e análise de DQO, carbono orgânico dissolvido, nitrogênio, fósforo

e sólidos. No Distrito Federal, Costa *et al.* (2021a) analisaram a contribuição das cargas de poluição difusa para as concentrações de sólidos, nitrogênio, fósforo, DQO, dentre outros poluentes no córrego Vicente Pires pela coleta de amostras durante eventos de cheia, identificando significativo impacto nas concentrações de poluentes.

3.1.1. Principais poluentes e fontes

Os poluentes de origem difusa carregados pelo escoamento superficial podem ser advindos da deposição atmosférica, do material desgastado das ruas e de veículos, do depósito inadequado de lixo, de excretas de animais, de obras sem controle de sedimentos, dentre outras fontes (Porto, 1995). Nota-se que a poluição difusa está estreitamente ligada às partículas sólidas, uma vez que a maioria dos poluentes é adsorvida pela argila e frações orgânicas dos solos e quando as águas pluviais lavam a superfície, parte dos poluentes é solubilizada e outra importante parte é transportada junto às partículas de solo (Novotny *et al.*, 1986).

Os sedimentos são, portanto, um dos principais poluentes no que tange a poluição difusa. Além de serem transportados pelas águas pluviais, os sedimentos fluviais também são derivados da erosão das margens e do leito dos cursos d'água (Carvalho e Hora, 2018). A presença desse poluente na água, ademais de poder estar associada à presença de outros poluentes, causa alterações na turbidez, que afetam a penetração de luz e conseqüentemente os processos físicos e biológicos que ocorrem no ambiente, e impactam a comunidade aquática (USEPA, 1983). Os sólidos são caracterizados na água a partir de suas frações: sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis, e a determinação das concentrações de cada fração é importante para se ter uma ideia geral de suas naturezas (Piveli e Kato, 2006). A turbidez também é um parâmetro frequentemente utilizado para indicar a quantidade de sólidos na água.

Outro poluente importante presente em corpos d'água com contribuição da poluição difusa é a matéria orgânica. Ela causa o consumo de oxigênio, principal problema de poluição das águas, e pode ter origem natural, advinda de materiais vegetais ou animais, ou antropogênica, essa última por despejos domésticos e industriais (Von Sperling, 2014). A medição do teor de matéria orgânica na água é feita, geralmente, de forma indireta, pela medição da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ou demanda química de oxigênio (DQO), sendo possível utilizar também o parâmetro de carbono orgânico total como medida.

Os nutrientes nitrogênio e fósforo são também poluentes cuja origem difusa é bastante relevante, principalmente porque estão relacionados com o fenômeno de eutrofização, contribuindo para floração de cianobactérias. O nitrogênio está naturalmente presente em compostos e reações biológicas, mas também tem origem antropogênica pelos despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes (Von Sperling, 2014). As formas de nitrogênio encontradas nas águas são nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, sendo que os esgotos sanitários, principal fonte desse nutriente para os corpos d'água, têm forte presença de nitrogênio amoniacal, que com o processo de nitrificação é oxidado e transformado em nitrato (Piveli e Kato, 2006). Assim, a forma predominante de nitrogênio pode indicar o estágio da poluição, pois se for amônia ou nitrogênio orgânico, a poluição é recente, enquanto predominância de nitrato indica poluição mais remota ou degradada.

O fósforo na água tem as mesmas origens do nitrogênio e ainda pode ser originado a partir dos detergentes (Von Sperling, 2014). São três as formas nas quais o fósforo se apresenta na água: ortofosfatos, polifosfatos e fosfatos orgânicos. Os fosfatos orgânicos compõem moléculas orgânicas, os polifosfatos são polímeros de ortofosfatos e os ortofosfatos formam sais inorgânicos ao combinarem-se com cátions (Piveli e Kato, 2006). Segundo Von Sperling (2014), os ortofosfatos correspondem à forma que está diretamente disponível para o metabolismo biológico. Esse nutriente é comumente caracterizado na água pelo conteúdo de ortofosfato, também chamado fósforo reativo, e pelo conteúdo de fósforo total.

O sulfato e o cloreto são ânions importantes no estudo da qualidade da água e também podem ter origem difusa. Segundo Piveli e Kato (2006), ambos são derivados de descargas de esgotos sanitários e efluentes industriais nas águas superficiais e suas concentrações estão ligadas a restrições para águas de abastecimento público, além de acarretarem em alterações nos ecossistemas aquáticos. Outros poluentes que se destacam em relação à poluição difusa são os metais que têm origem essencialmente antropogênica, por despejos industriais, atividades de mineração e garimpo e agricultura (Von Sperling, 2014).

Outros parâmetros da água também podem fornecer informações importantes das condições do corpo hídrico quanto à poluição. A condutividade elétrica indica a capacidade da água de transmitir corrente elétrica e está associada à presença de compostos iônicos, podendo representar uma medida indireta da concentração de poluentes dissolvidos na água (Brandão *et al.*, 2011). O potencial hidrogeniônico (pH) corresponde à concentração de íons

hidrogênio e indica se a água é ácida, alcalina ou neutra. Esse parâmetro e o parâmetro de temperatura da água influenciam vários processos biológicos e químicos e até físicos, no caso da temperatura, e podem sinalizar alterações na qualidade da água (Porto *et al.*, 2009).

3.1.2. Variação sazonal das cargas de poluição

Por ser fortemente influenciada pela ocorrência de eventos de chuva, a contribuição da poluição difusa provoca a sazonalidade das cargas de poluição em seus corpos receptores. Para entender o impacto da poluição difusa transportada pelo escoamento superficial e estudar as cargas de poluição em corpos hídricos, é fundamental a determinação das concentrações dos parâmetros de qualidade da água tanto no tempo seco quanto no chuvoso e caracterização das cargas poluentes em ambos períodos.

Brites e Gastaldini (2007) caracterizaram a carga poluente no sistema de drenagem de duas bacias urbanas no estado do Rio Grande do Sul, observando que as concentrações dos parâmetros estudados encontradas nos eventos de cheia foram superiores às de tempo seco. Para o córrego de uma microbacia em Belo Horizonte-MG, Vieira *et al.* (2009) aplicaram testes estatísticos nas concentrações de parâmetros monitorados na estação seca e na chuvosa, que também determinaram a existência de significativa diferença entre elas. De acordo com estudo na bacia hidrográfica do rio Cubatão do Sul, no estado de Santa Catarina, realizado por Girardi *et al.* (2016), a qualidade da água é afetada pelos eventos de chuva e sua sazonalidade é acentuada em áreas com alterações antrópicas. Medeiros *et al.* (2018) estudaram a sazonalidade da qualidade das águas superficiais de uma bacia hidrográfica no estado do Piauí, observando valores mais elevados de diversos parâmetros no período chuvoso, além de maior dispersão de concentrações em relação ao período seco.

3.1.3. Influência do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica

Um fator muito importante para a poluição difusa é o uso e ocupação do solo, pois os tipos de poluentes carregados dependem dele. Sabe-se que as áreas impermeabilizadas geram a maior parte da poluição difusa pelo escoamento superficial (Novotny e Goodrich-Mahoney, 1978) e, por isso, a urbanização possui relevante papel nesse tipo de poluição. A grande potencialidade de poluição dessas áreas pode ser explicada pelo fato de que o aumento da impermeabilização da superfície gera mais escoamento superficial e em maiores velocidades, acarretando em maiores cargas poluidoras (Porto, 1995). Além disso, a urbanização é acompanhada de atividades que produzem poluentes.

Meneses Filho e Tucci (2003) apontam quatro fatores que influenciam a qualidade da água de drenagem de áreas urbanizadas: a infraestrutura de esgotamento sanitário, a limpeza das ruas, o grau de desenvolvimento urbano da bacia e as características da urbanização. Já nas áreas rurais, a poluição difusa é bastante relacionada ao uso de fertilizantes, que são carregados com o solo em eventos de escoamento superficial ou chegam até os corpos hídricos pelas águas subterrâneas na forma de escoamento lateral.

Comparações entre descargas de águas pluviais de áreas com diferentes usos do solo ajudam a compreender as especificidades de cada. Chen *et al.* (2018), ao estudarem uma bacia de uso misto na China, encontraram diferenças nas respostas para vazão e carga de nitrogênio entre as áreas rurais e as áreas urbanas da bacia. Devido aos diferentes processos de geração de poluição difusa de acordo com o uso do solo, os autores encontraram a ocorrência de emissões intercaladas, visto que a de áreas urbanas é mais imediata e a de áreas rurais possui uma defasagem de tempo, o que leva à maior frequência de picos na qualidade da água do corpo receptor. Já Rocha *et al.* (2016) encontraram piora na qualidade da água de corpos hídricos receptores com a alteração do uso do solo de natural para construído no campus da Universidade Federal de Juiz de Fora em Minas Gerais, ressaltando piora nas concentrações de oxigênio dissolvido e DQO e na turbidez.

Essas informações são importantes para a gestão dos recursos hídricos e adoção de medidas de controle da poluição. Choi *et al.* (2021), por exemplo, analisaram as concentrações poluentes médias por evento presentes em locais que recebem águas drenadas de áreas construídas e de áreas naturais e agrícolas e indicaram que as medidas de redução da poluição de origem difusa devem ser implementadas focando principalmente no início da precipitação nas áreas edificadas, enquanto nos outros usos do solo eventos de chuva de média e larga escala são prioridade para reduzir a concentração de poluentes.

3.2. MONITORAMENTO E PROCESSAMENTO DE DADOS

Devido à diversidade de fontes e de formas de aporte nos corpos receptores, a poluição difusa é marcada pela variabilidade da concentração de poluentes, que pode variar de acordo com a área de contribuição, entre diferentes eventos de precipitação e dentro do mesmo evento (Porto, 1995), se tornando complexa de ser estudada. Dessa forma, o monitoramento desse tipo de poluição deve contar com um monitoramento integrado de chuva, vazão e qualidade da água, esse último incluindo eventos de cheia.

Qualquer análise relacionada aos recursos hídricos se apoia em dados originados de medições de campo, que estão sujeitas a erros e, portanto, necessitam de validação para garantir que os dados representem da melhor forma possível os verdadeiros valores das variáveis (Jain e Singh, 2003). O processamento dos dados exige a organização de um banco de dados e aplicação de técnicas que podem ser das mais simples às mais rebuscadas dependendo da necessidade.

3.2.1. Caracterização da área de estudo e definição do objetivo do monitoramento

É importante se ter conhecimento de algumas informações relevantes sobre a bacia hidrográfica de estudo antes do início do monitoramento, tanto a respeito de características físicas quanto do monitoramento já existente, se houver. A área, rede hidrográfica, tipo de solo e de ocupação, entre outros dados espaciais podem ser obtidos de dados levantados para a região por instituições locais, quando disponíveis, e também com uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Já as informações sobre pontos e frequências de monitoramento de variáveis hidrológicas e de qualidade da água podem ser procuradas em meios de comunicação oficiais ou consultadas junto a instituições de controle ambiental.

Algumas informações hidrológicas podem ser estimadas das características físicas da bacia, como os comprimentos dos trechos de rio, a declividade deles e o tempo de concentração, que denota o tempo para que toda a área da bacia esteja contribuindo a vazão observada no exutório. Para cálculo do tempo de concentração, apesar de existirem fórmulas mais clássicas, como a apresentada por McCuen *et al.* (1984), são diversas as fórmulas presentes na literatura. No entanto, algumas são mais indicadas do que outras a depender do tamanho da bacia e do uso do solo característico (Silveira, 2005; Salimi *et al.*, 2017).

Com a área de estudo caracterizada, pode-se definir o objetivo e desenhar um plano de monitoramento. De acordo com Porto *et al.* (2009), a rede de monitoramento deve ser projetada tendo-se em vista as variáveis a serem amostradas, localização das estações de monitoramento e frequência de amostragem.

3.2.2. Chuva

Para o monitoramento da chuva, comumente são utilizados pluviômetros e pluviógrafos. Os pluviômetros captam a chuva em uma área padronizada ao longo de um determinado período, que geralmente é de 24 horas. O volume de água é então aferido após o término desse período. Já os pluviógrafos são equipamentos automáticos que registram a precipitação

em curtos intervalos de tempo, de minutos, continuamente. O registro de chuva em intervalos de tempo menores é importante para estudos em bacias urbanas, tendo em vista que a resposta de vazões nos hidrogramas dessas bacias é rápida e há a necessidade de dados de precipitação mais discretizados para acompanhá-los (Porto *et al.*, 2009). Os radares meteorológicos são capazes de monitorar a precipitação continuamente tanto no tempo quanto no espaço, porém são equipamentos caros e muitas vezes ainda não há disponibilidade de dados provenientes deles.

Pluviômetros e pluviógrafos fornecem medições pontuais de precipitação, sendo necessário realizar a distribuição espacial dos dados para análises acerca de uma área específica, como uma bacia hidrográfica. Para tanto, é ideal que as estações de medição de chuva sejam distribuídas uniformemente na área da bacia e sejam representativas para o objetivo do estudo.

Métodos de interpolação são utilizados para a distribuição espacial dos dados de chuva para a realização de algumas análises, como por exemplo o cálculo da chuva média na bacia. Destes métodos, podem ser citados o inverso ponderado da distância, Kriging, polígonos de Thiessen (vizinho mais próximo) e vizinho natural (Collischon e Dornelles, 2013). O método dos polígonos de Thiessen se baseia no traçado de áreas de influência para cada estação pluviométrica, nas quais a precipitação deve ser igual. O traçado dos polígonos segue o critério de menor distância. A krigagem é um método geoestatístico que atribui pesos a partir da semivariância entre as localidades vizinhas e o ponto de interpolação. O método do vizinho natural encontra a vizinhança mais adequada para estimar o valor com base também nos polígonos de Thiessen (diagrama de Voronoi) juntamente à triangulação de Delaunay. O inverso ponderado da distância calcula o valor interpolado a partir das demais estações pluviométricas, determinando que o peso de cada é inversamente proporcional à potência da sua distância, sendo frequentemente adotada a potência quadrática. A Equação 1 corresponde ao equacionamento do método de interpolação do inverso ponderado da distância.

$$P_i = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{P_j}{(d_{ij})^x}}{\sum_{j=1}^n \frac{1}{(d_{ij})^x}} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: P_i = precipitação na estação i , para a qual o valor está sendo interpolado; P_j = precipitação registrada na estação j ; n = número de estações pluviométricas com dados disponíveis; d_{ij} = distância entre estação i e estação j ; x = expoente de ponderação.

As séries de dados de precipitação geradas pelo monitoramento devem ser analisadas para identificar e corrigir erros grosseiros e falhas de dados (Bertoni e Tucci, 2015). Dentre os métodos de preenchimento de falhas para dados de precipitação estão também os interpoladores espaciais. Brubacher *et al.* (2020) adicionam a eles ainda duas classes de métodos: os de ponderação a partir de regressão linear simples ou múltipla e os modelos matemáticos baseados em aprendizagem de máquinas. Segundo os autores, os métodos de regressão correlacionam a precipitação na estação com falhas a de uma ou mais vizinhas e possuem a vantagem de não requerer muito esforço computacional e ser de simples interpretação. Os métodos relacionados à aprendizagem de máquina já são mais complexos e demandantes do ponto de vista computacional. Por fim, os interpoladores espaciais usam o aspecto espacial na ponderação com aplicação de funções matemáticas e frequentemente estão disponíveis em ambientes SIG.

Para análise de consistência dos dados, um método muito utilizado é o da dupla-massa, que consiste em plotar as precipitações acumuladas mensais ou anuais de uma estação pluviométrica contra a média das demais estações na região. Segundo Collischon e Dornelles (2013), a principal aplicação do método é para identificar mudança no comportamento da precipitação ao longo do tempo, o que é possível ser feito observando a declividade da reta que deve ser formada entre os dados plotados e as alterações dela.

3.2.3. Vazão

A vazão pode ser medida em cursos d'água conhecendo-se a área da seção do escoamento e a velocidade do fluxo. São vários os métodos aplicados na medição da velocidade, porém um dos mais práticos para rios é através de perfiladores acústicos. A medição de vazão com perfiladores acústicos utiliza do efeito Doppler, emitindo e detectando a reflexão de ondas acústicas e avaliando a velocidade média em cada seção e depois somando, pois o equipamento também é capaz de levantar a batimetria da seção (Porto *et al.*, 2009).

Como a vazão não é facilmente obtida, ela frequentemente é obtida através de relações entre cota (nível d'água) e vazão, chamadas também de curvas-chave, pois as medições de cota podem ser realizadas com maior frequência ou por um equipamento automático (Collischonn e Dornelles, 2013). As relações cota-vazão são geralmente representadas por expressões matemáticas na forma exponencial ou potencial (Jacon e Cudo, 1989). Para construir uma boa curva-chave é importante efetuar medições em todas as faixas de níveis d'água geralmente observadas. Pode ser necessário realizar o traçado de curvas-chave diferentes para um ou mais intervalos de cotas, correspondentes a vazões baixas, médias e altas, devido à mudança no comportamento do escoamento ou geometria da seção. Além disso, a curva-chave pode se alterar com o tempo e representa uma relação válida para um determinado período (Collischonn e Dornelles, 2013).

Por vezes não é possível realizar medições em todas as faixas de cotas desejáveis. Nessa situação, existem métodos de extrapolação das curvas-chave que podem ser aplicados. Jaccon e Cudo (1989) explicam que o processo de extrapolar uma curva-chave tem o objetivo de complementar o traçado da relação entre cota e vazão nos intervalos de cotas observadas sem medição de vazão, sendo necessário o conhecimento do comportamento dos parâmetros geométricos e hidráulicos, e apresentam três métodos. O primeiro é método logarítmico, que segundo os autores é indicado para curvas-chaves representadas por expressões do tipo exponencial e cujas medições de vazão se alinham bem em escala logarítmica. Esse método exige que o perfil da seção transversal não tenha descontinuidades. O segundo método é o de Stevens, que relaciona o fator geométrico (termo referente à área molhada e raio hidráulico) da fórmula de Chezy ou, alternativamente, da de Manning-Strickler, com as vazões e aos níveis d'água, assumindo que o termo restante (fator declividade) seja constante. Traçam-se então curvas que se ajustem aos pontos de vazão e fator geométrico e nível d'água e fator geométrico, sendo possível obter uma vazão para qualquer nível d'água desejado substituindo a equação de uma curva na outra. O terceiro e último método é o de área molhada e velocidade média, que relaciona as velocidades aos níveis d'água e extrapola essa relação, e pode ser aplicado às seções de forma complexa.

O nível d'água, por fim, é medido de forma mais simples, por réguas verticais niveladas a partir de um ponto de referência, sendo necessário efetuar observações regulares para atingir constância (Chevallier, 1993). Equipamentos automáticos programados para registro do nível em intervalos de tempo ou em incrementos de nível uniformes, conhecidos como linígrafos, são frequentemente utilizados para monitoramento contínuo dessa variável. Os

linígrafos podem medir o nível d'água por um sistema de boia e contrapeso, que sobe ou desce de acordo com a subida ou descida do nível ou por diferença de pressão entre o fundo do rio e a atmosfera, sendo que em ambos os casos registradores automáticos gravam as medições (Collischonn e Dornelles, 2013). A discretização necessária para as medições de nível e, conseqüentemente, de obtenção de vazão pela curva-chave, depende do tamanho da bacia e a velocidade da passagem da onda de cheia, sendo que em bacias menores isso pode ocorrer em questão de minutos e bacias maiores de até dias.

O preenchimento de dados no caso de níveis d'água e vazões é mais complicado do que de dados de precipitação, pois não podem simplesmente ser interpolados a partir de dados de outras estações fluviométricas. Collischonn e Dornelles (2013) apresentam métodos de estimativa de vazões em locais sem dados, com destaque para regionalização de vazões. No entanto, esses métodos apresentam limitações ou complexidades que os tornam não aplicáveis a esse objetivo. Assim, as falhas de dados de nível d'água e/ou vazão geralmente são mantidas como lacunas.

3.2.4. Qualidade da água

O monitoramento de qualidade da água em corpos d'água superficiais é realizado a partir da coleta de amostras, seja manualmente ou por equipamentos automáticos, em frascos devidamente preparados para tanto, ou com o uso de sondas multiparamétricas. As concentrações são medidas para cada amostra, geralmente em laboratório, uma vez que boa parte das análises requer equipamentos específicos, ou registradas para cada intervalo de tempo, no caso das sondas, e representam o estado da água em um determinado momento. É raro que se realizem medidas dos parâmetros de qualidade da água de forma contínua por razões logísticas, por isso elas se baseiam na amostragem em intervalos regulares ou, mais frequentemente, em intervalos irregulares (Jain e Singh, 2003).

O planejamento de amostragem inclui, além da metodologia a ser utilizada na coleta, a definição do local, profundidade na lâmina d'água, volume, frequência, tipo de amostra (discreta, composta ou integrada) e parâmetros de qualidade da água a serem medidos (Porto *et al.*, 2009). A escolha da melhor opção para cada um desses itens é feita de acordo com o objetivo do monitoramento.

Sobre o planejamento dos pontos de coleta de amostras para uma rede de monitoramento de qualidade da água apropriada, Varekar *et al.* (2015) afirmam que a localização e magnitude

das descargas de poluição pontual e difusa e suas variações temporais devem ser levadas em consideração. Para compreender as variações de carga ao longo do tempo, faz-se necessário determinar a frequência de amostragem em conformidade com esse propósito.

Coelho *et al.* (2017) observaram, através da análise estatística de séries históricas de dados de qualidade da água, que frequências de coleta irregulares e a ausência de coletas no período noturno, em feriados e fins de semana e em períodos de chuva forte afetam a representatividade temporal dos dados. Fim (2018) realizou a comparação do monitoramento mensal com o monitoramento semanal da qualidade da água de um curso d'água e destacou que o primeiro é suficiente para os meses de estiagem, mas pode gerar valores fora da realidade do que ocorre no período chuvoso. No monitoramento com o objetivo de levantar cargas de poluição difusa, frequentemente são utilizados amostradores automáticos, pois esses equipamentos são capazes de coletar amostras com frequência mais alta e fornecer dados da dinâmica da qualidade da água durante um evento de cheia, como evidenciado pelo trabalho de Kozak *et al.* (2019).

A escolha dos parâmetros deve contemplar, além do objetivo do monitoramento, os métodos de análise disponíveis, sendo que devem ser utilizados métodos analíticos padronizados (Porto *et al.*, 2009). O volume a ser coletado para cada amostra depende do número de parâmetros a serem analisados e dos métodos empregados nas análises. No estudo da poluição de origem difusa, o uso de diferentes conjuntos de parâmetros favorece o entendimento dos diversos processos e possíveis fontes de poluição durante os eventos de chuva (Kozak e Fernandes, 2021). Tendo em vista que a coleta para caracterizar a qualidade da água em um evento de cheia gera um alto número de amostras, o que implica em muitas análises, pode ser necessário armazená-las, tomando-se o cuidado de preservá-las.

Por fim, as amostras coletadas podem ser discretas (ou simples) ou compostas. A amostra simples é uma representação pontual, no tempo e espaço, e a amostra composta é formada pela mistura de alíquotas individuais que podem ser coletadas em função do tempo, da vazão, da profundidade do local a ser amostrado ou da margem ou distância entre um ponto de amostragem e outro (Brandão *et al.*, 2011). As amostras compostas são úteis quando se deseja obter a qualidade média de um corpo de água não homogêneo, mas a associação entre as variáveis de caracterização do corpo d'água pode ser perdida (Brandão *et al.*, 2011). Além disso, esse tipo de amostra pode tornar o monitoramento mais oneroso.

3.3. CARACTERIZAÇÃO DA POLUIÇÃO DIFUSA

Segundo Meneses Filho e Tucci (2003), é necessário que seja feita a caracterização da poluição difusa nas áreas urbanas para que o aspecto qualitativo das águas pluviais seja incorporado no planejamento e gestão dessas áreas. A preocupação com a redução da poluição difusa aumentou em diversas partes do mundo a partir da década de 1970, com a promulgação de uma importante lei que foca na qualidade dos recursos hídricos nos Estados Unidos (a *Clean Water Act*), estimulando o crescimento de estudos e propostas de medidas mitigadoras (Novotny *et al.*, 2010). Em países como o Brasil, o assunto demora um pouco a ganhar relevância, pois a maior preocupação continua sendo a coleta e tratamento de esgotos sanitários (Tucci, 2006). A caracterização da poluição é definitivamente o primeiro passo para saber como é dada a degradação da qualidade dos corpos receptores.

3.3.1. Hidrogramas e polutogramas

A variação da concentração de poluentes ao longo do evento de chuva gera um polutograma, que descreve essa variação ao longo do tempo analogamente ao hidrograma, esse que se relaciona à vazão. A Figura 3.1 ilustra o hidrograma e o polutograma para um evento de precipitação. A análise desses gráficos serve para identificar as tendências de cada poluente e suas relações com o escoamento superficial.

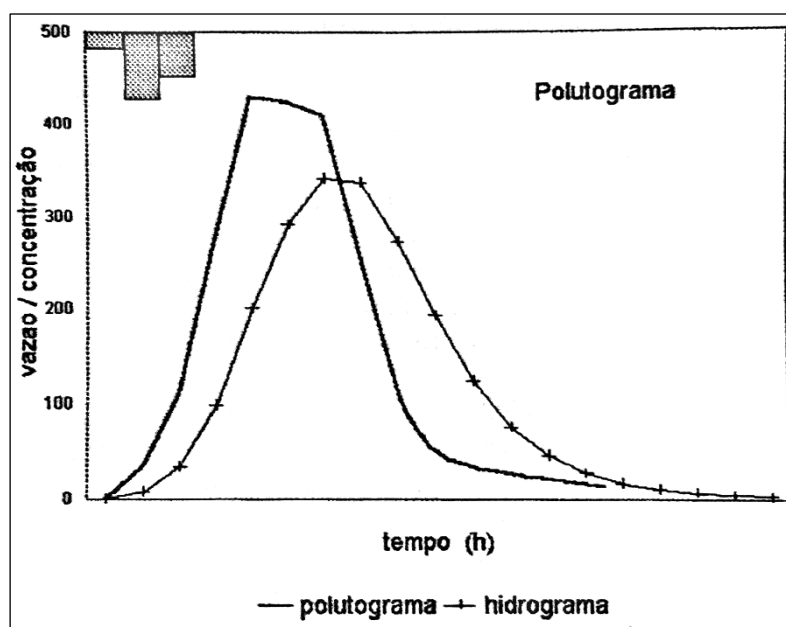


Figura 3.1 – Representação de hidrograma e polutograma para evento de precipitação (Porto, 1995).

Li *et al.* (2011) elaboraram polutogramas para as concentrações de poluentes no rio Weihe, na China, e observaram que alguns dos poluentes tinham aumento desproporcional da

concentração no início do hidrograma, enquanto outros apresentavam redução da concentração no mesmo momento, concluindo que no primeiro caso havia o efeito inicial do escoamento superficial e no segundo, provavelmente a concentração poluente no escoamento superficial era inferior à concentração de base do rio. Também a partir de polutogramas, Kozak *et al.* (2019) identificaram no rio Barigui, no estado do Paraná, padrão de comportamento da concentração de sólidos suspensos em ondas de cheia, que aumentaram de acordo com o aumento de vazões, e o efeito de diluição para outros parâmetros como fósforo total e carbono orgânico.

3.3.2. Concentração média por evento (CME)

A concentração média por evento (CME) representa a relação entre a massa de poluente transportada e o volume de escoamento que o transporta em um determinado intervalo de tempo, sendo calculada pela Equação 2 ou pela Equação 3, essa última na forma discretizada.

$$CME = \frac{M}{V} = \frac{\int C(t)Q(t)dt}{\int Q(t)dt} \quad \text{Equação 2}$$

$$CME \cong \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i \Delta t}{\sum_{i=1}^n Q_i \Delta t} \quad \text{Equação 3}$$

Onde: M – massa de poluente; V – volume de escoamento; C – concentração de poluente (mg/L); Q – vazão (m³/s); dt e Δt – intervalo de tempo.

Righetto *et al.* (2017) utilizaram a CME para caracterizar a poluição difusa nas águas de drenagem urbana de área residencial em Natal, no Rio Grande do Norte, e encontraram que esse indicador pode ser considerado conciso e possibilita comparações entre eventos de diferentes características e localidades. Esse indicador é bastante utilizado para estudo das águas provenientes do escoamento superficial (Peng *et al.*, 2016; Tsuji *et al.*; 2019; Choi *et al.*, 2021; Perera *et al.*, 2021), mas a CME também é aplicada aos cursos d'água que recebem essas águas (Brites e Gastaldini, 2007; Costa *et al.*, 2021b) para avaliar a deterioração da qualidade da água provocada pelos eventos chuvosos.

3.3.3. Primeira carga de lavagem (First Flush)

No processo de lavagem das superfícies pelo escoamento superficial, diversos estudos já identificaram uma diferença nos níveis de poluentes transportados nos volumes iniciais, o que consiste na denominada primeira carga de lavagem ou, no inglês, *First Flush* (Goonetilleke e Thomas, 2003). O fenômeno de First Flush (FF) ocorre quando maior carga

de poluição é carregada no volume de escoamento gerado pelo início do evento chuvoso é bastante variável, dependendo das características do evento e também da área que é drenada, ocorrendo mais frequentemente em bacias menores (Porto, 1995).

Dentre as formas de identificar a ocorrência de FF está a da curva adimensional de massa x volume acumulados $M(V)$. Diferentes autores adotam diferentes definições arbitrárias do que seria um evento com significativa ocorrência de FF com base na curva $M(V)$. Deletic (1998) considerou que o fenômeno está presente no evento quando 40% ou mais da carga de poluente é transportada nos 20% de volume iniciais, definição chamada 20/40. Já Bertrand-Krajewski *et al.* (1998) definem a ocorrência de FF de forma mais restrita, quando ao menos 80% da carga de poluente está presente nos primeiros 30% de volume (definição 30/80). Das definições do fenômeno de FF, uma mais flexível é a proposta por Sansalone e Buchberger (1997), que considera todo desvio da curva $M(V)$ acima da bissetriz como indicação de ocorrência de FF.

Independente da definição adotada, a análise de FF é uma maneira de estudar e melhor compreender a poluição difusa. Apesar de geralmente ser mais estudado no escoamento coletado diretamente na superfície ou na rede de drenagem antes do lançamento em corpos hídricos (Lee *et al.*, 2002; Peng *et al.*, 2016; Righetto *et al.*, 2017), o estudo desse fenômeno em cursos d'água se faz relevante, principalmente em áreas não totalmente atendidas por redes de coleta de águas pluviais e também de esgotos e mesmo em locais com rede de drenagem construída quando não há o tratamento dessas águas antes do lançamento.

A partir das vazões e concentrações, constroem-se as curvas adimensionais que relacionam a massa de poluente acumulada ao volume acumulado ao longo do evento. O equacionamento base das curvas $M(V)$ é apresentado na Equação 4.

$$\frac{\sum_{i=1}^j C_i \cdot Q_i \cdot \Delta t_i}{\sum_{i=1}^N C_i \cdot Q_i \cdot \Delta t_i} = f \left(\frac{\sum_{i=1}^j Q_i \cdot \Delta t_i}{\sum_{i=1}^N Q_i \cdot \Delta t_i} \right) \Leftrightarrow \frac{\sum_{i=1}^j M_i}{\sum_{i=1}^N M_i} = f \left(\frac{\sum_{i=1}^j V_i}{\sum_{i=1}^N V_i} \right) \quad (\text{Equação 4})$$

Onde: C_i = concentração de poluente; Q_i = vazão; Δt_i = intervalo de tempo; M_i = massa; V_i = volume; N = número de medições de vazão e concentração; j = índice da medição de 1 a N .

A curva $M(V)$ pode ser ajustada à uma função potencial do tipo $F(X) = X^b$, que por sua vez pode ser linearizada aplicando-se logaritmo em ambos os lados ($\ln(F(X)) = b \cdot \ln(X)$). Assim,

o coeficiente b é obtido por regressão linear simples, sendo um ajuste experimental considerado satisfatório quando o coeficiente de determinação resultante (R^2) é maior do que 0,9.

A análise do FF é feita então pela análise gráfica das curvas $M(V)$ e pelos valores do coeficiente b , utilizando as diferentes definições de ocorrência do fenômeno. Tal coeficiente corresponde ao grau de afastamento da curva $M(V)$ da bissetriz e , conseqüentemente, indica como é dado o transporte de poluentes ao longo da onda de cheia. Quando igual a 1, o coeficiente b indica que o transporte de poluentes ocorreu de forma uniforme ao longo da passagem da onda de cheia. Quão menor do que 1 o coeficiente b , maior o afastamento da curva $M(V)$ para cima da bissetriz e maior massa de poluente é transportada nos volumes iniciais, o que caracteriza ocorrência do fenômeno de FF. Já quando a curva $M(V)$ se afasta da bissetriz pela parte inferior, o coeficiente b é maior do que 1, sendo tão maior quanto mais afastada a curva e , portanto, a situação inversa ao FF é observada, com maiores massas de poluente sendo transportadas nos volumes finais.

3.3.4. Cálculo de cargas de poluição

A extensão do impacto das concentrações de poluentes depende dos volumes associados a elas. Assim, as cargas poluentes, que representam taxas de descarga de poluentes, são uma medida importante para avaliar a qualidade da água. A carga pode ser calculada tanto para representar um evento como um todo, quanto uma taxa de descarga de poluente instantânea. Para obter cargas com a unidade de toneladas por dia, unidade usual para descarga sólida de cursos d'água que apresentam valores acima de 10 ton/dia (Carvalho e Hora, 2018), a Equação 5 é utilizada.

$$W_{p_i} = Q_i \cdot C_i \cdot 0,0864 \quad (\text{Equação 5})$$

Onde: W_{p_i} – carga do poluente p no instante i (ton/dia); Q_i – vazão no instante i (m^3/s); C_i – concentração do poluente p no instante i (mg/L).

A estimativa de carga em dado período de tempo é dada relacionando-se a concentração com a vazão, como mostra a Equação 6. Ela pode ser estimada pela média utilizando as vazões e cargas observadas em intervalos dentro do tempo seguindo a Equação 7.

$$W_p = \int C(t)Q(t)dt \quad (\text{Equação 6})$$

$$\overline{W}_p = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i C_i}{n} \quad (\text{Equação 7})$$

Onde: W_p – carga acumulada do poluente p; C – concentração do poluente p (mg/L); Q – vazão (m³/s); dt e Δt – intervalo de tempo.

O impacto acumulado das cargas de poluição difusa é importante de ser conhecido, principalmente em relação a alterações no estado trófico de lagos e reservatórios, assim como é importante se ter conhecimento acerca de impactos episódicos agudos, pois para a gestão da qualidade da água é importante avaliar as mudanças nas cargas de entrada, e não só as mudanças na concentração de poluentes no corpo receptor (Ferrier *et al.*, 2005).

3.4. MODELAGEM MATEMÁTICA PARA ESTIMATIVA DE CARGAS DE POLUIÇÃO

Devido à importância do conhecimento acerca das cargas de poluição para a gestão da qualidade das águas e a dificuldade de se obter medidas de carga de forma contínua, os valores devem ser estimados.

A modelagem matemática é uma importante ferramenta que pode auxiliar o estudo da poluição difusa visando a estimativa das cargas poluentes provenientes de áreas ou períodos sem dados observados. De acordo com Chapra (1997), um modelo matemático é uma representação idealizada da resposta de um sistema físico aos estímulos externos, e os modelos de qualidade da água fazem parte do processo de gestão, permitindo avaliar o atendimento às condições estabelecidas como meta e apontar a necessidade da aplicação de medidas de controle da poluição, como ilustra o fluxograma na Figura 3.2.

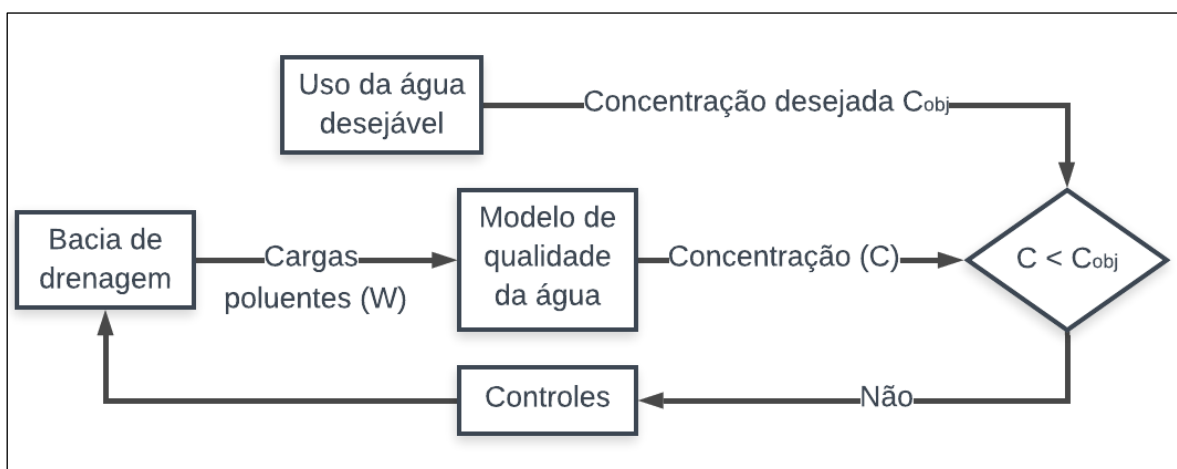


Figura 3.2 – Processo de gestão da qualidade da água (traduzido de Chapra, 1997).

Os modelos não podem substituir bons programas de amostragem em campo, mas podem ser usados para extrapolar e acrescentar aos dados coletados (USEPA, 2005).

Os gestores de bacias hidrográficas podem utilizar modelos para estimar as cargas poluentes advindas das águas pluviais nos corpos d'água receptores e auxiliar o desenvolvimento de um ou mais dos seguintes objetivos descritos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2005):

- Simular a geração e transporte de água e poluentes desde seu ponto de origem até um local de tratamento ou descarte em águas receptoras;
- Realizar análises de frequência dos parâmetros de qualidade da água para determinar os períodos de retorno das concentrações ou cargas;
- Fornecer informações para uma análise da qualidade da água receptora;
- Determinar os efeitos relacionados às opções de controle da poluição;
- Determinar locais ideais e combinações de práticas de manejo de águas pluviais;
- Fornecer informações para análises de custo-benefício.

A seleção do modelo mais apropriado para a modelagem de cargas de poluição requer uma cuidadosa consideração das contrapartidas com relação ao nível de detalhe, requisitos de dados, custo e precisão, recomendando-se que seja utilizado o modelo mais simples e na escala de tempo mais ampla que satisfaça os objetivos delineados e que seja consistente com os dados disponíveis (USEPA, 2005). A escala temporal é um importante fator a se considerar quando se tem o objetivo de estimar cargas de poluição difusa, pois escalas de maior tempo podem implicar em erros por não incluírem picos de fluxo devido ao escoamento superficial de eventos de chuva, como ilustra a Figura 3.3.

Diferentes metodologias podem ser usadas para estimativa de cargas de poluição, desde os mais simples, que adotam coeficientes de exportação de cargas ou concentrações de poluentes típicas baseadas geralmente no uso do solo (Donigian e Huber, 1991; Lin *et al.*, 2004) ou ajustam equações por regressão (Donigian e Huber, 1991; Richards, 1998, Vaze e Chiew, 2003), aos mais complexos que incluem a modelagem hidrológica e de qualidade da água com a aplicação de equações para representar vários processos, dentre eles o acúmulo e lavagem de poluentes na superfície (Tsihrintzis e Hamid, 1997; Vaze e Chiew, 2003; Borah e Bera, 2013). Os modelos baseados em processos requerem grande quantidade de dados de entrada e, a depender do objetivo, os esforços relacionados a eles podem não compensar

(Vaze e Chiew, 2003). Por outro lado, esses modelos podem fornecer representações mais detalhadas da poluição e considerar a influência de diversas variáveis na sua geração e transporte.

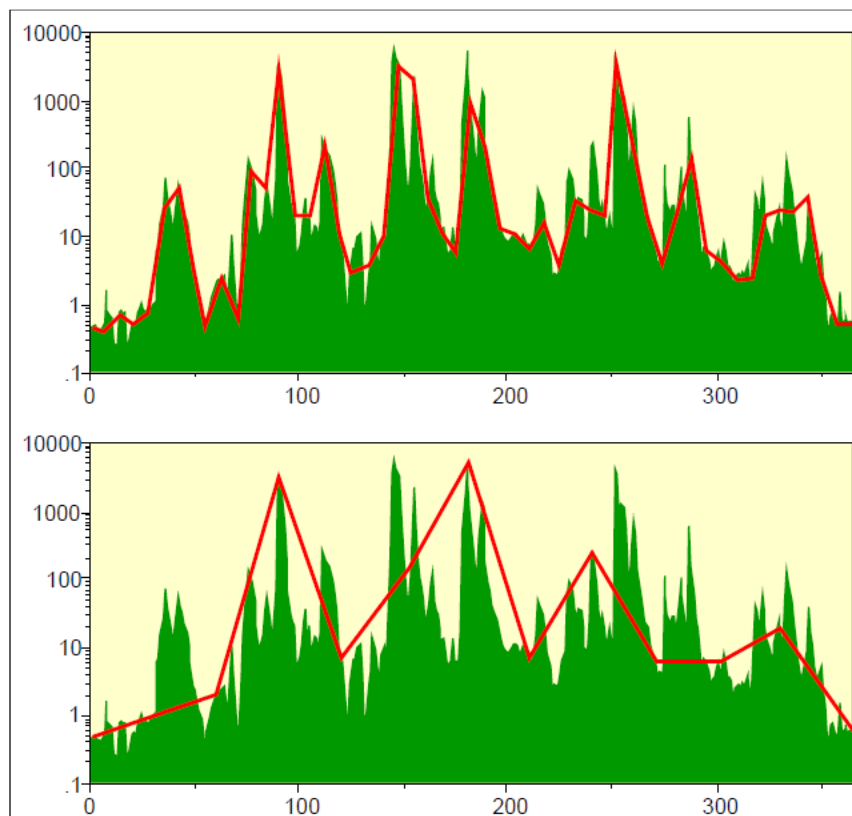


Figura 3.3 – Comparação entre séries temporais de cargas poluentes calculadas a partir de dados semanais (acima) e mensais (abaixo) e série de cargas poluentes diárias (em verde) (Richards, 1998).

3.4.1. Curvas-chave de poluentes

Equações que relacionam a carga ou concentração a variáveis hidrológicas e de características da bacia são comumente usadas para a estimativa de cargas poluentes em situações de limitação na disponibilidade de dados de qualidade da água (Park e Engel, 2014). Essas equações podem ser chamadas também de curvas-chave e sua aplicação no âmbito da poluição aquática têm origem na estimativa do fluxo de sedimentos, sendo a carga poluente usualmente relacionada à taxa ou volume de descarga líquida, uma vez que a primeira variável é função da última e são geralmente bem correlacionadas (Donigian e Huber, 1991). Os métodos para obtenção das curvas são de traçado manual e de regressão a partir dos dados coletados em campo.

A equação da curva-chave de sedimentos é comumente do tipo de potência, sendo importante que as medições realizadas para o traçado representem todo o período de níveis

d'água e vazões (Carvalho e Hora, 2018). Como a relação entre a concentração de poluente e a vazão é geralmente mais homogênea dentro de um mesmo evento de cheia do que em eventos diferentes, é preferível realizar amostragens em maior número de eventos do que coletar muitas amostras em um mesmo evento para obter os dados para a curva-chave (Richards, 1998).

Para encontrar a solução dos parâmetros, a curva-chave pode ser formulada como um modelo linear ou não linear, sendo necessária uma transformação logarítmica e uma correção de viés para linearizar a função no caso do modelo linear (Crawford, 1991). Utiliza-se então o método dos mínimos quadrados para estimativa dos valores dos parâmetros que melhor se adequam aos dados. Para avaliar a dispersão dos pontos da curva-chave e a qualidade das medições e do ajuste da equação da curva, analisa-se o coeficiente de determinação (R^2), dado pela Equação 8, e a análise gráfica em escala logarítmica pode ser usada para verificar a relação entre as variáveis de concentração ou descarga sólida e indicar a necessidade de se determinar diferentes equações para diferentes faixas de vazão (Carvalho e Hora, 2018). O erro padrão da estimativa também é uma medida que denota a variação entre o valor previsto e o valor medido, indicando o erro na previsão feita pela regressão. A Equação 9 corresponde ao cálculo do erro padrão da estimativa.

$$R^2 = \frac{\sum (x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x - \bar{x})^2 \sum (y - \bar{y})^2}} \quad (\text{Equação 8})$$

$$S = \sqrt{\frac{1}{(n-2)} \left[\sum (y - \bar{y})^2 - \frac{[\sum (x - \bar{x})(y - \bar{y})]^2}{\sum (x - \bar{x})^2} \right]} \quad (\text{Equação 9})$$

Onde: x – valores medidos; y – valores calculados; n – tamanho da amostra.

Menezes *et al.* (2021) realizaram a estimativa da produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica de área de drenagem de quase 3 mil km² no estado do Rio Grande do Sul a partir de curva-chave obtida por regressão linear e pelo ajuste com a ferramenta *solver* disponível no software Excel para otimização dos valores dos parâmetros com a minimização das somas dos desvios, o que configura um modelo não linear. Os autores encontraram que o procedimento de ajuste com o *solver* gerou menores desvios relativos entre as descargas

sólidas observadas e calculadas e é o método mais indicado para construção da curva-chave de sedimentos.

Apesar de a metodologia da curva-chave ser amplamente difundida para estimativa de sedimentos, pesquisas também já investigaram a aplicação de curvas-chave para estimativa de outros poluentes, como de nutrientes (Stenback *et al.*, 2011; Ide *et al.*, 2012). Merten *et al.* (2006) destacam alguns fatores que estão atrelados às incertezas na utilização da curva-chave para estimativa de cargas de sedimento em rios: 1) a variabilidade da concentração de sólidos suspensos depende, em algum nível, de outros fatores além da vazão; 2) pode existir erro nas medições de campo e nas determinações em laboratório; 3) quando as amostragens são realizadas de forma aleatória e com baixa frequência, os dados possuem pouca representatividade; 4) no caso de indisponibilidade de medidas em vazões altas, são adotados procedimentos de extrapolação da curva-chave. Tais incertezas se estendem a outros poluentes e podem ser até mais acentuadas no caso de poluentes que não possuem relação bem estabelecida com as vazões.

Dessa forma, a aplicação de curvas-chave pode ser mais adequada para a estimativa de cargas de poluição acumuladas em períodos mais longos, da ordem de anos, estando associadas a menores erros (Horowitz, 2008; Pellerin *et al.*, 2014). Outro procedimento que pode ser empregado para melhorar a correlação descarga-sedimento e a capacidade preditiva do modelo de regressão é a estratificação dos dados, como feito por Lapong *et al.* (2012), que dividiram as vazões e as concentrações de sólidos suspensos correspondentes em classes e utilizaram as médias na análise de regressão.

A curva-chave de poluente é uma abordagem aplicável quando se tem dados de vazão contínuos e, após um período inicial de amostragem intensiva para desenvolver a relação, é possível manter o modelo de regressão com cerca de 20 medidas de concentração por ano, focando em eventos críticos para cada estação (Meals *et al.*, 2013). Portanto, esse método possui como vantagens a simplicidade e a economia uma vez que a curva é estabelecida, podendo ser altamente eficaz dependendo do objetivo da estimativa de cargas.

3.4.2. Softwares de modelagem hidrológica e de qualidade da água

Por meio de modelos hidrológicos, é possível simular as vazões e, com isso, possibilita-se também a simulação das concentrações de poluentes e do seu transporte em bacias de drenagem urbana, de corpos hídricos e de bacias hidrográficas. Como esses modelos

simulam o escoamento superficial, eles são capazes de simular cargas de poluição difusa, além das cargas pontuais.

Alguns processos básicos interferem na concentração de poluentes no escoamento superficial, dentre eles a deposição, erosão e transporte, e são vários os modelos disponíveis para simulá-los, porém cada um é capaz de simular uma quantidade de processos diferentes e são aplicáveis a diferentes escalas, como constatado na revisão de diversos modelos realizada por Tsihrintzis e Hamid (1997). Já o transporte dos poluentes em rios e canais também dependem de processos físicos, químicos e biológicos, ocorrendo através da advecção, difusão e dispersão no corpo d'água (Tucci, 1998). Devido à compreensão incompleta de alguns dos processos, bem como de diferentes níveis de detalhamento, os diferentes modelos disponíveis diferem bastante quanto à simulação do transporte de poluentes em rios (Jain e Singh, 2003).

Dois modelos muito utilizados para simular os processos relacionados à poluição por escoamento superficial são o SWMM (*Storm Water Management Model*) e o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). O primeiro é aplicado com mais frequência em bacias urbanas, enquanto o segundo é essencialmente para bacias rurais e naturais.

Tuomela *et al.* (2019) utilizaram o SWMM para simular cargas de poluentes de diferentes áreas de contribuição em uma bacia urbana com CMEs retiradas da literatura, encontrando que o detalhamento na etapa de discretização das sub-bacias pode trazer vantagens e que a simulação de cargas com CME no SWMM tem suas aplicações, mas deve-se ter atenção às suas incertezas, especialmente se não houver dados para calibração. Tsuji *et al.* (2019) simularam cargas de poluição difusa transportadas por rede de drenagem no SWMM, realizando também a calibração do modelo. Os autores encontraram que o SWMM pode ser útil para a gestão da bacia do lago Paranoá, na qual se insere a área de estudo do trabalho, e chegaram a coeficientes de Nash-Sutcliffe melhores para eventos mais bem distribuídos na área. Além disso, na calibração, encontrou-se que o coeficiente CN é o parâmetro mais sensível.

Garcia e Paiva (2006) também utilizaram o SWMM, porém em uma bacia hidrográfica monitorada para simular vazão. Os autores encontraram bons resultados na simulação de eventos na bacia do Arroio Cancela no Rio Grande do Sul com a calibração dos parâmetros, citando como mais sensíveis os parâmetros de porcentagem de área impermeável e largura

do escoamento das sub-bacias. A boa aplicabilidade do modelo em bacias hidrográficas foi analisada por eles para aspectos quantitativos, no entanto ainda não se encontram trabalhos testando a aplicação do SWMM para qualidade da água na escala de bacia hidrográfica.

Um dos possíveis motivos para não haver muitos estudos em maior escala é a aplicação ainda incerta do SWMM para modelagem de áreas rurais que estão adjacentes às áreas urbanas nas bacias, áreas nas quais há outros modelos geralmente mais recomendados, como o SWAT. O SWAT é um modelo contínuo, semi-distribuído e baseado em processos para bacias hidrográficas que opera em escala diária e foi desenvolvido para estudar o impacto do uso e manejo do solo nas vazões, sedimentos e produtos químicos agrícolas em bacias hidrográficas não monitoradas (Arnold *et al.*, 2012). Ainda de acordo com Arnold *et al.* (2012), esse modelo fornece o balanço de nutrientes e pesticidas nas bacias em forma de cargas, possuindo uma rotina dinâmica de simulação de nutrientes que considera a transformação e o movimento de todos os constituintes em vários níveis. No entanto, o SWAT ainda apresenta dificuldade para simular cargas de poluição em áreas urbanas, subestimando a contribuição de nutrientes de áreas construídas (Zong *et al.*, 2021).

A complexidade das bacias mistas, nas quais não há um uso do solo predominante, se dá pela diversidade de ocupações e às diferentes influências que elas exercem tanto na quantidade quanto na qualidade das águas pluviais. Borah e Bera (2013) analisaram diversos modelos quanto às suas aplicações e vantagens, concluindo que o uso combinado de alguns modelos pode fornecer o tratamento mais completo para a questão de quantidade e qualidade de água em bacias.

Alguns trabalhos realizaram a integração de ambos modelos, SWMM e SWAT, para o estudo das cargas de poluição difusa em corpos receptores. Candela *et al.* (2011) estudaram uma bacia semi urbanizada na Itália e utilizaram o SWMM para simular a quantidade de água e os sólidos suspensos trazidos pelas redes de drenagem, enquanto o SWAT foi utilizado, posteriormente, para analisar e quantificar a dinâmica de poluição da bacia, considerando a distribuição e transformação da poluição advinda das áreas urbanas. Os autores encontraram que o modelo proposto é uma ferramenta promissora para a investigação de problemas de qualidade da água e as interações entre diferentes subsistemas em escala de bacia hidrográfica. Chen *et al.* (2018) também integraram os dois modelos, porém cada um para gerar as cargas de poluição das áreas urbanas e rurais separadamente, que depois foram inseridas em outro modelo de simulação hidráulica de qualidade de rios.

Abordagem similar foi adotada por Zong *et al.* (2021) para estimar cargas de poluição difusa advindas de áreas urbanas e de agricultura em bacias com coberturas do solo heterogêneas para comparação entre as dimensões das duas.

Na bacia do lago Paranoá, no Distrito Federal, já foram desenvolvidos estudos de levantamento de cargas de poluição difusa com o objetivo de calibração do modelo SWMM para qualidade das águas (Costa, 2013; Souza, 2014; Tsuji, 2018; Paula, 2019). Porém eles obtiveram, em geral, resultado insatisfatório para a modelagem de qualidade da água de drenagem urbana, enquanto para a modelagem quantitativa os resultados foram melhores. Algumas dificuldades citadas por esses trabalhos em relação à simulação da concentração de poluentes foram a complexidade da dinâmica do uso do solo em áreas urbanas, a necessidade de se considerar lançamentos de esgoto irregulares no modelo e a necessidade de se obter melhores relações empíricas para descrever a acumulação e lavagem de poluentes na área de estudo, o que depende da coleta de mais dados. Ressalta-se que os estudos realizados tiveram por objeto de estudo bacias pequenas com redes de drenagem urbana implementadas, não existindo ainda um estudo de modelagem da qualidade da água com aplicação do modelo SWMM em nível de bacia hidrográfica na região. Já com a aplicação do modelo SWAT, Nunes (2016) modelou as cargas de poluição das 4 maiores bacias afluentes ao lago Paranoá.

Independentemente da existência ou quantidade de estudos com cada modelo, todos os modelos ainda necessitam de dados de monitoramento de boa qualidade e pesquisas para testá-los para uma ampla variedade de características de bacias hidrográficas e determinar os parâmetros através de extensa calibração, validação e avaliação (Tsihrintzis e Hamid, 1997; Borah e Bera, 2013).

3.4.2.1. SWMM

O SWMM é um software de modelagem dinâmica do tipo chuva-vazão que possui diversos módulos, dentre eles o de qualidade. As cargas de poluição difusa são geradas juntamente ao escoamento superficial e o modelo permite considerar diferentes funções de acúmulo e lavagem de poluentes da superfície (*build-up* e *wash-off*), conseguindo modelar cargas de diferentes poluentes e usos do solo (Rossman e Huber, 2016^a). O fluxograma dos processos simulados dentro desse modelo é apresentado na Figura 3.4.

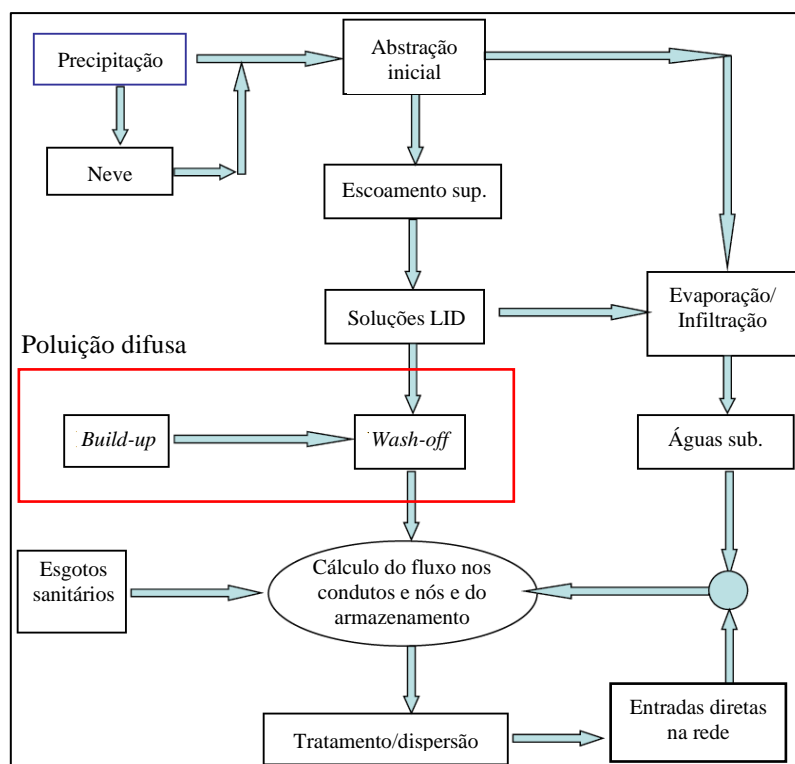


Figura 3.4 – Fluxograma dos processos simulados no SWMM (traduzido de Rossman e Huber, 2016a).

O volume de escoamento superficial é calculado a cada passo de tempo considerando-se cada sub-bacia como um reservatório linear, no qual a entrada é a precipitação incidente e as saídas são dadas na forma de evapotranspiração e infiltração. Existe um volume de armazenamento de água em depressões da superfície que deve ser especificado e, toda vez que o balanço de água ultrapassa esse volume, o excedente é tido como escoamento superficial. A evapotranspiração pode ser considerada como valor constante, igual a taxas médias mensais, entrando com dados medidos ou calculando a partir das temperaturas mínima e máxima diárias com a equação de Hargreaves, que é aplicada pelo modelo. Para cálculo da infiltração os métodos disponíveis para escolha são: Horton, Horton modificado, Green-Ampt, Green-Ampt modificado e Curva Número.

Os métodos de cálculo da infiltração de Horton e Green-Ampt têm a característica de necessitar de dados de taxa de infiltração, que são de difícil obtenção. Já o método Curva Número é uma adaptação do método SCS, que necessita somente do coeficiente Curva Número (CN), geralmente estimado de acordo com o uso e tipo do solo, para denotar a impermeabilidade da superfície. Esse último método também determina a abstração inicial, que pode ser considerada como o parâmetro de armazenamento em depressões na superfície

do modelo, como uma porcentagem da capacidade de armazenamento do solo, calculada pela Equação 10, que utiliza o CN.

$$d = 0,2 \cdot S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (\text{Equação 10})$$

Onde: d – abstração inicial (mm); S – capacidade de armazenamento do solo (mm); CN – coeficiente Curva Número.

Segundo Rossman e Huber (2016b), que elaboraram o manual de referência do SWMM para qualidade da água, a acumulação de poluentes (*build up*) na superfície durante os dias secos pode ser dada para cada poluente por meio de função de potência, exponencial ou de saturação, sendo utilizadas no cálculo as variáveis de tempo no qual ela acontece, máxima acumulação e constante de acumulação. Nesse processo é possível considerar a frequência de limpeza das ruas por varrição. Já os modelos de cálculo da lavagem dos poluentes (*wash off*) incluem o exponencial, o de taxa de lavagem e o de concentração média por evento, sendo importante observar as unidades usadas em cada (Rossman e Huber, 2016b). Os poluentes e os modelos adotados para representação de cada um são inseridos para cada tipo de uso do solo. Os Quadros Quadro 3.1 e Quadro 3.2 apresentam as equações usadas em cada modelo para cada um dos processos ligados à poluição difusa pelo escoamento superficial.

Quadro 3.1 – Modelos de *build up* disponíveis no SWMM (adaptado de Rossman e Huber, 2016b).

Modelo de <i>build up</i>	Equação
Função tipo potência	$b = \text{Min}(B_{\max}, K_B t^{N_B})$
Exponencial	$b = B_{\max}(1 - e^{-K_B t})$
Saturação	$b = B_{\max} t / (K_B + t)$

Onde: b – *build up*; t – intervalo de tempo de *build up*; B_{\max} – máximo *build up* possível; K_B – constante da taxa de *build up*; N_B – expoente do tempo de *build up*.

Quadro 3.2 – Modelos de *wash off* disponíveis no SWMM (adaptado de Rossman e Huber, 2016b).

Modelo de <i>wash off</i>	Equação
Exponencial	$w = K_W q^{N_W} m_B$
Curva-chave	$w = K_W Q^{N_W}$
CME	$w = K_W q f_{LU} A$

Onde: w – taxa de *wash off*; K_w – constante da taxa de *wash off*; N_w – expoente de *wash off*; q – vazão específica de escoamento superficial; m_B – massa poluente de *build up* disponível; Q – vazão do escoamento superficial; f_{LU} – fração de determinado uso do solo; A – área.

Para cálculo do escoamento dentro dos canais no SWMM, pode-se optar pelo escoamento uniforme, pela onda cinemática e pela onda dinâmica, sendo que o último método resolve as equações de Saint Venant unidimensionais completas e é capaz de simular condições de fluxo mais críticas (Rossman e Huber, 2016^a). O transporte dos poluentes ao longo dos canais simulados no modelo segue a equação de conservação de massa considerando o transporte por advecção-dispersão unidimensional (Rossman e Huber, 2016^b).

Apesar dos diversos estudos já elaborados na temática, a modelagem de qualidade das águas envolvendo a drenagem urbana com qualquer modelo ainda possui muita incerteza. Para o SWMM, Rossman e Huber (2016^b) colocam que, com dados suficientes de concentração medidos ao longo do evento, as equações usadas no modelo para qualidade podem ser ajustadas para reproduzir as concentrações e cargas observadas por meio de calibração. Alternativamente, os autores mencionam que a calibração e verificação podem ser realizadas pela carga total por evento ou pela concentração média por evento, sendo essa uma opção menos detalhada, porém mais fácil de ser executada. A dificuldade encontra-se, porém, na obtenção de tais dados, visto que isso requer um intensivo monitoramento.

O PCSWMM é um software que fornece uma interface mais dinâmica para o modelo SWMM e que possui Sistema de Informações Geográficas (SIG) integrado, além de oferecer diversas ferramentas que facilitam o manejo, visualização e análise de dados e resultados. Destaca-se no programa a facilidade de inserção de grande quantidade de dados simultaneamente e de dados espaciais.

3.4.3. Otimização/calibração e avaliação da performance de modelos

A etapa de calibração de modelos matemáticos visa obter representação o mais próximo da situação real possível e é de extrema importante para avaliar a adequabilidade do modelo ao que se quer representar. A calibração na realidade é a otimização dos parâmetros dos modelos a partir de uma função objetivo.

Diferentes técnicas de calibração podem ser aplicadas. A calibração manual é a técnica mais simples, na qual o próprio usuário faz a alteração dos parâmetros desejados e execução das simulações após a alteração. Já na calibração automática, o computador utiliza rotinas para fazer as alterações e simulações. O uso da calibração automática, em computador, permite

implementar técnicas de obtenção de mínimo global da função objetivo, que Tucci (1998) divide em métodos aleatórios e métodos baseados em algoritmos genéticos.

As funções objetivo usadas para otimizar os parâmetros e também como métricas para avaliar se a calibração foi ou não satisfatória, podem ser diferentes. Em modelos hidrológicos e de qualidade da água é comum utilizar, além do coeficiente de determinação (R^2), o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), cujo cálculo é exemplificado na Equação 11 para a variável de vazão, e o percentual de tendência (PBIAS), exemplificado na Equação 12. O NSE consegue apontar a divergência entre os valores observados e simulados melhor nos picos quando elevado à segunda potência. Já o PBIAS é melhor para identificar tendências nos dados simulados.

$$NSE = 1 - \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum(Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad \text{Equação 11}$$

$$PBIAS = \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{sim})}{\sum Q_{obs}} \cdot 100 \quad \text{Equação 12}$$

Dentro do modelo SWMM, a calibração pode ser feita de forma manual ou automática, com auxílio de algoritmos que, a partir de uma função objetivo, como uma das apresentadas anteriormente, levam aos valores de parâmetros que geram melhores resultados. O PCSWMM oferece uma ferramenta de calibração que se baseia na incerteza estimada para cada parâmetro: *Sensitivity-based Radio Tuning Calibration Tool*. Usando os valores mínimos e máximos de acordo com a incerteza, essa ferramenta é capaz de fazer a análise de sensibilidade dos parâmetros e automaticamente fornecer o valor de cada que melhor ajusta a simulação aos dados observados. No entanto, essa ferramenta de calibração automática só permite alterar os parâmetros na mesma porcentagem para todas as sub-bacias, não possibilitando variação diferenciada para cada.

4. METODOLOGIA

Neste capítulo é descrita a metodologia utilizada a fim de alcançar os objetivos do trabalho. O fluxograma da Figura 4.1 resume as etapas metodológicas.

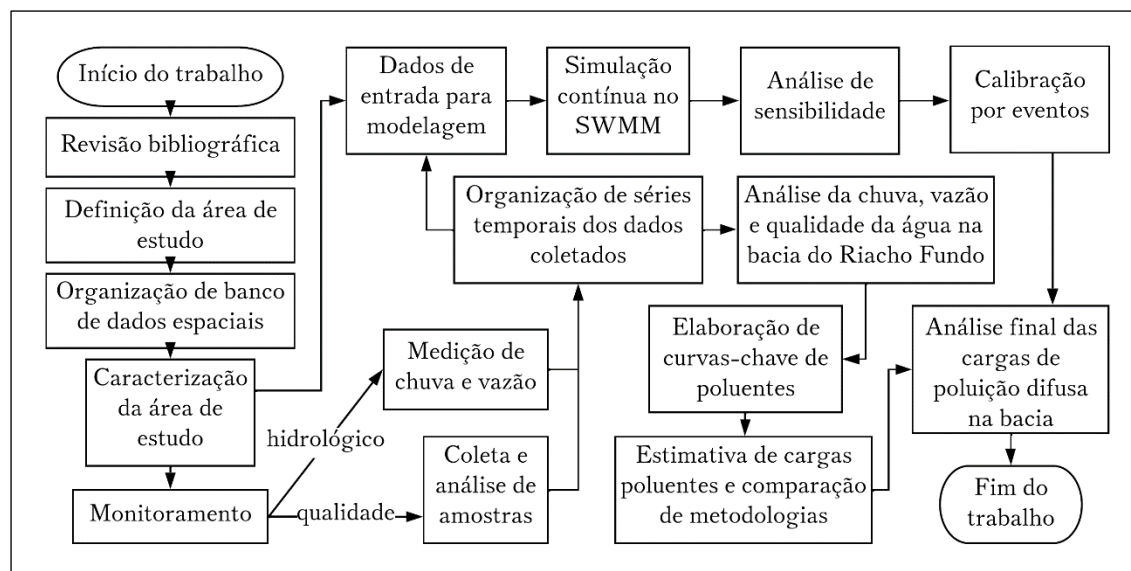


Figura 4.1 – Fluxograma da metodologia empregada no trabalho.

4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área estudada neste trabalho é a bacia hidrográfica do Riacho Fundo, localizada em Brasília, município que coincide com o limite do Distrito Federal, menor unidade da federação, possuindo área de 5.779 km². A Bacia Hidrográfica é frequentemente considerada coincidente com a unidade hidrográfica (UH) de mesmo nome, porém, para a delimitação da Bacia para fins hidrológicos, elaborou-se um modelo digital de terreno (MDE) com as curvas de nível de intervalo de 5 metros levantadas no ano de 2009 e disponibilizadas no Geoportal (IDE/DF, 2021). O MDE foi elaborado com a mesma resolução das curvas de nível no software de geoprocessamento ArcGIS a partir de ferramenta de interpolação de elevações (*Topogrid*), considerando também as camadas de cursos d'água e perímetro do Lago, também disponibilizadas na mesma fonte de dados. Ferramentas de análise hidrológica do pacote *ArcHydro* do mesmo software foram utilizadas para delimitação da área de drenagem da Bacia.

O contorno resultante indica que a bacia do Riacho Fundo possui área de 213 km² e dimensões nos sentidos Leste-Oeste e Norte-Sul de aproximadamente 15 e 23 km, respectivamente. O DF é cortado, no sistema de coordenadas Universal Transversa de Mercator, pela divisão entre as zonas 23 e 22, por isso utiliza-se o Sistema Cartográfico do DF (SICAD), que estende a zona 23 a oeste, para homogeneizar os dados espaciais. Dessa

forma, a bacia do Riacho Fundo é compreendida latitudinalmente entre as coordenadas 8.233.051 e 8.256.504 S e longitudinalmente entre as coordenadas 171.599 e 186.987 L da Zona UTM 23S.

A área da Bacia compreende total ou parcialmente 17 regiões administrativas (RAs). São incluídas praticamente em sua totalidade na área da Bacia as RAs: 8 – Núcleo Bandeirante, 10 – Guará, 17 – Riacho Fundo, 19 – Candangolândia, 20 – Águas Claras, 21 – Riacho Fundo II, 30 – Vicente Pires, 33 – Arniqueira. Em ordem decrescente de porcentagem incluída na área da Bacia, as demais RAs são: 11 – Cruzeiro (73%), 25 – SCIA/Estrutural, 29 – as, 22 – Sudoeste/Octogonal, 24 – Park Way, 3 – Taguatinga, 16 – Lago Sul, 12 – Samambaia e 1 – Plano Piloto (1% de sua área). A Figura 4.2 apresenta a localização geográfica da área de estudo.

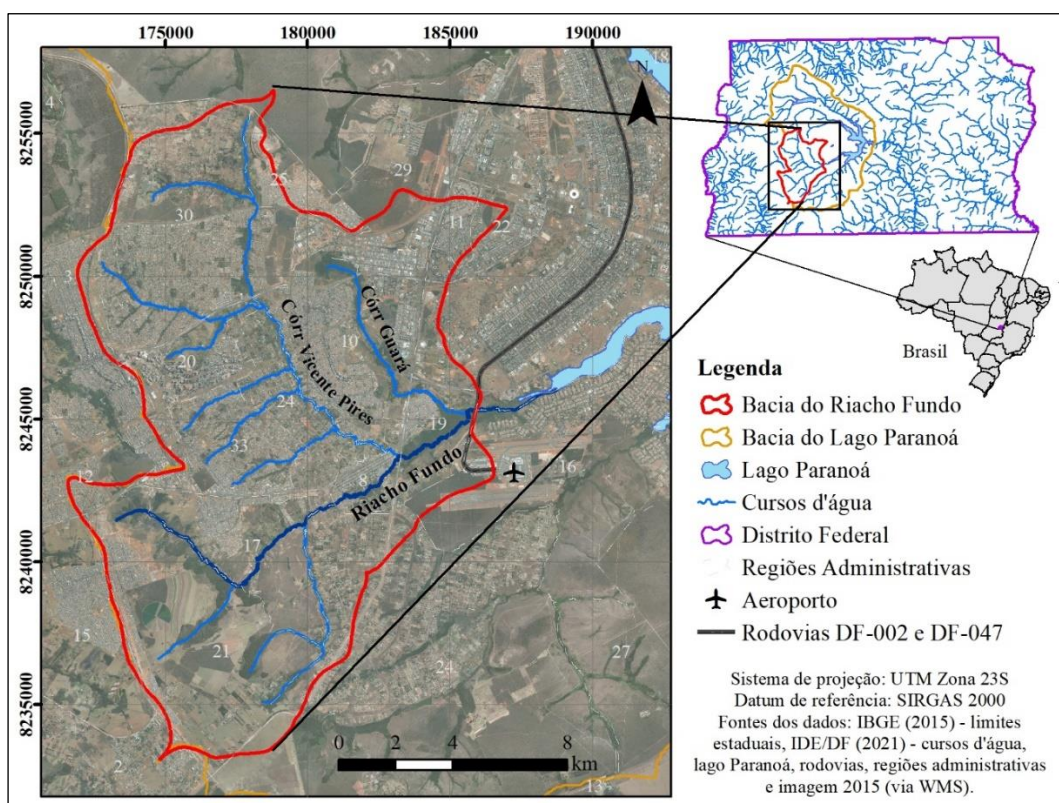


Figura 4.2 – Mapa de localização da bacia do Riacho Fundo.

4.1.1. Hidrologia, clima e monitoramento hidrológico e de qualidade da água

A bacia do Riacho Fundo é parte da bacia hidrográfica do lago Paranoá, que por sua vez situa-se na cabeceira da Bacia do rio Paranaíba, pertencente à região hidrográfica do Paraná, e encontra-se totalmente incluída no DF. O lago Paranoá é um reservatório construído artificialmente pela barragem do rio de mesmo nome e tem quatro bacias maiores que contribuem para cada um de seus braços, além da área de contribuição direta para ele. A

bacia do Riacho Fundo é a que mais contribui, dentre as outras 3, em termos de vazão para o balanço hídrico do Lago, apresentando vazão média no período entre 1982 e 2017 de 4,46 m³/s (Nunes *et al.*, 2020).

O curso d'água principal da Bacia, que dá origem ao seu nome, é o Riacho Fundo. O Riacho possui cerca de 23,6 km de extensão e tem como principais afluentes o córrego Vicente Pires e, mais à jusante, o córrego Guará. Os córregos Açudinho e Coqueiros também são afluentes do Riacho Fundo, porém de menor porte. O tempo de concentração da Bacia foi calculado por diferentes fórmulas recomendadas por Silveira (2005) para áreas até 12.000 km², pela fórmula de McCuen *et al.* (1984), que, apesar de usar dados de bacias de áreas menores ou iguais a 16 km² em sua concepção, avaliou bacias urbanas, e pela fórmula de Bransby-Williams, com a qual Salimi *et al.* (2017) obtiveram melhor resultado para bacias grandes, sendo ressaltada pelos últimos autores a importância de considerar a área da bacia no cálculo para bacias maiores.

Nos cálculos de tempo de concentração da Bacia, foram considerados o comprimento total do Riacho, a declividade geral do mesmo, a partir do comprimento e da diferença entre as elevações na nascente e no exutório, a declividade média de toda a Bacia, a rugosidade de Manning para bacias urbanas adotada por Silveira (2005) e a intensidade de chuva calculada pela curva IDF do Distrito Federal, calculando-se o tempo de concentração iterativamente no caso das fórmulas que usam esse parâmetro. Os resultados variaram entre 4,6 e 8,1 horas, e são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Cálculo do tempo de concentração para a bacia do Riacho Fundo.

Fórmula	Dados usados	Tempo de concentração (horas)
Kirpich	L = 23,56 km S _C = 0,9%	4,60
Corps Engineers		5,14
Vente Chow		5,43
Onda Cinemática	L, S, n = 0,016 (bacias urbanas), i = curva IDF com TR 2 anos	7,16
McCuen	L, S, i = curva IDF com TR 2 anos	8,13
Bransby-Williams	L, A = 213 km ² S _A = 6,37%	5,85

L: comprimento do canal principal; S_C: declividade do canal principal; n: rugosidade de Manning da superfície; i: intensidade de chuva; A: área da bacia; há: declividade da bacia.

O clima na região do Distrito Federal é tropical de savana, com duas estações bem definidas, uma de estiagem e uma chuvosa. De acordo com a normal climatológica elaborada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para o período de 1981 a 2010, a precipitação acumulada anual média no DF é de 1.477,4 mm, registrada majoritariamente entre os meses de outubro e abril, que são meses cuja média de precipitação mensal ultrapassa 50 mm, como mostra a Figura 4.3. Já as temperaturas médias mensais, avaliando ainda as normais climatológicas, variam de 19 a 22,4°C, enquanto a menor temperatura mínima mensal é de 13,7 e a maior temperatura máxima mensal, de 28,4 °C. A umidade é outra variável climática que apresenta grande variação no DF, com a normal climatológica apresentando valor de umidade média mensal de 46,8 a 78% em um mês seco e um chuvoso, respectivamente.

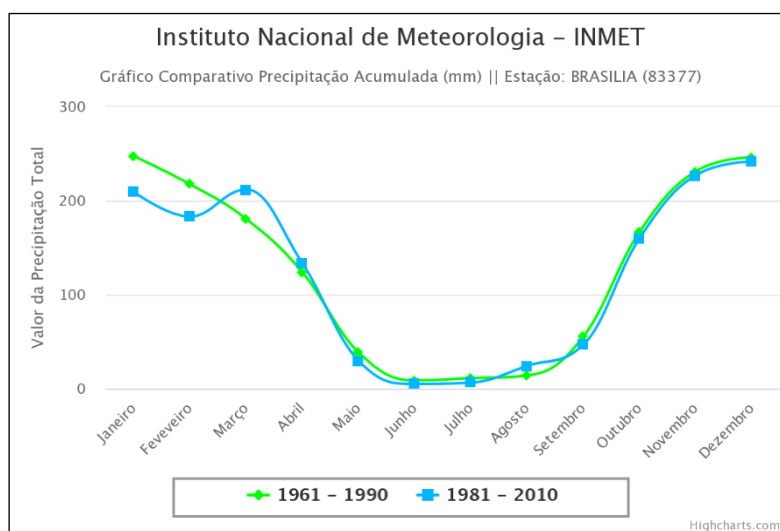


Figura 4.3 – Normais climatológicas de precipitação acumulada para a estação Brasília (INMET, 2021).

São realizados monitoramentos pluviométrico e fluviométrico na bacia do Riacho Fundo por instituições do DF e nacionais, com diferentes objetivos (CRH-DF, 2016). Atualmente, de acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), existem na Bacia Hidrográfica ao menos 9 estações fluviométricas, ao longo do córrego Vicente Pires e do Riacho Fundo, e 10 pluviométricas distribuídas mais ao norte da Bacia. Essas estações são de responsabilidade da Adasa, Caesb, Cemaden e INMET e sua operação depende de cada instituição. Em algumas das estações fluviométricas, sabe-se que há o monitoramento periódico de alguns parâmetros da qualidade da água com a finalidade de acompanhar as condições dos corpos hídricos à jusante de descargas de efluentes ou simplesmente para verificação da adequação ao enquadramento. A Adasa está implementando o sistema de monitoramento de chuvas urbanas intensas no DF (SIMCURB) com a instalação de 42 estações pluviométricas além de estações de instituições parceiras, dentre elas a UnB, sendo

4 estações pluviométricas do PTARH. As estações do novo sistema ficarão distribuídas na área do DF todo, o que aumentará a densidade de monitoramento pluviométrico na região.

4.1.2. Cobertura do solo, vegetação e pedologia

O Distrito Federal está situado no bioma Cerrado, o qual possui as formações florestais, savânicas e campestres. De acordo com Ribeiro e Walter (1998), as formações florestais são as com predominância de árvores de maior porte, que podem ser encontradas próximas a cursos d'água (Mata Ciliar e Mata de Galeria) ou em terrenos bem drenados (Mata Seca e Cerradão); já as formações savânicas caracterizam-se por árvores e arbustos mais espalhados, sendo fitofisionomias dessa formação o Cerrado sentido restrito, Parque Cerrado, Palmeiral e Vereda; por fim, as formações campestres têm a presença maior do estrato herbáceo nos Campos Limpo, Sujo e Rupestre.

A cobertura do solo no DF foi levantada em 2019 pela classificação da imagem do satélite SENTINEL-2B e disponibilizada no Geoportal (IDE/DF, 2021). De acordo com a classificação feita nessa análise de cobertura do solo, identificou-se que a bacia do Riacho Fundo apresenta 48% de áreas praticamente impermeáveis, correspondentes a edificações, vias e solo exposto. O restante da área é de vegetação nativa, ocupando 45%, de agricultura, que ocupa 6% da área e áreas de reflorestamento, que somam menos de 1% da área total. O mapa na Figura 4.4 apresenta a cobertura do solo na bacia do Riacho Fundo e suas classificações com indicação das porcentagens da área ocupada por cada classe em relação à área total da Bacia.

Os solos predominantes no Distrito Federal são os latossolos e os cambissolos, sendo 54,5% da área ocupada pelo primeiro tipo e 31% pelo segundo (Reatto *et al.*, 2004). Na bacia do Riacho Fundo, a pedologia foi extraída do Mapa de reconhecimento dos solos do Distrito Federal, publicado pela Embrapa em 1978 e disponibilizado pela instituição (Embrapa, 2021), cuja classificação foi atualizada por Reatto *et al.* (2004). De acordo com esse levantamento, 49,4% da área da Bacia é ocupada por latossolos, sendo 38% latossolo vermelho e 11,4% latossolo vermelho-amarelo, enquanto 21,1% é ocupada por cambissolo. Um quarto da área é ocupada por área urbana, na qual não há classificação do solo na fonte utilizada. Os solos em meio urbano sofrem alterações nas suas propriedades em decorrência da urbanização, que promove a compactação, erosão, poluição do solo, entre outros efeitos, tornando complexa sua classificação (Pedron *et al.*, 2004). Sabe-se que a classe de área urbana no mapa pedológico do DF está desatualizada, pois desde 1978, ano em que foi feito

o levantamento, toda a região e principalmente a bacia do Riacho Fundo apresentaram intenso crescimento urbano. Por fim, o restante da área é ocupado por plintossolo e solos hidromórficos (4,1%) ou argissolo vermelho-amarelo eutrófico (0,3%). A Figura 4.5 apresenta o recorte da pedologia para a Bacia estudada.

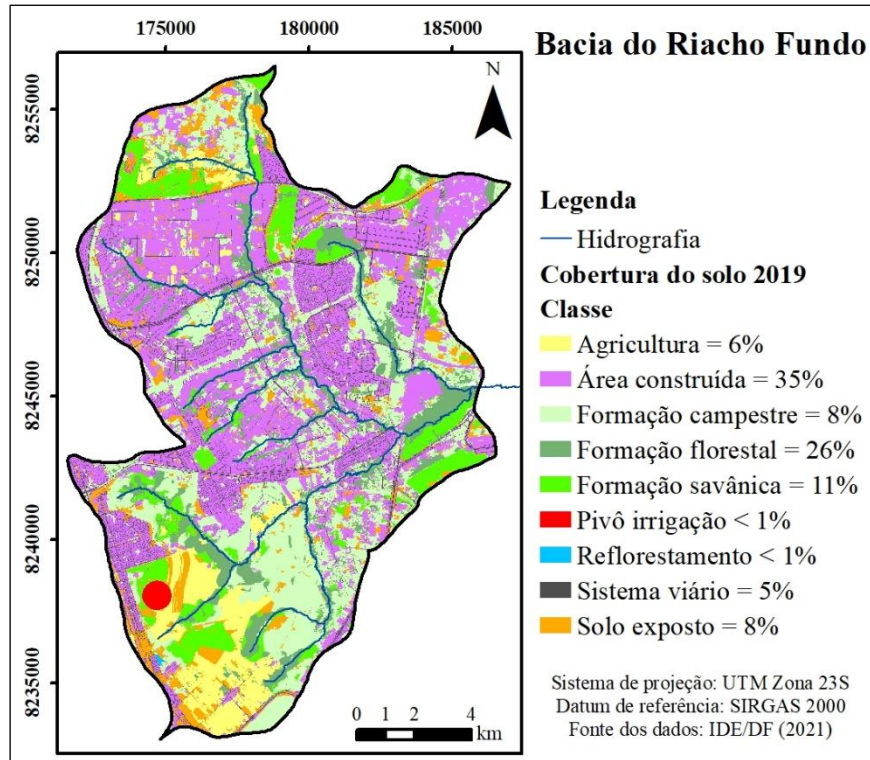


Figura 4.4 – Mapa de cobertura do solo (2019) para a bacia do Riacho Fundo.

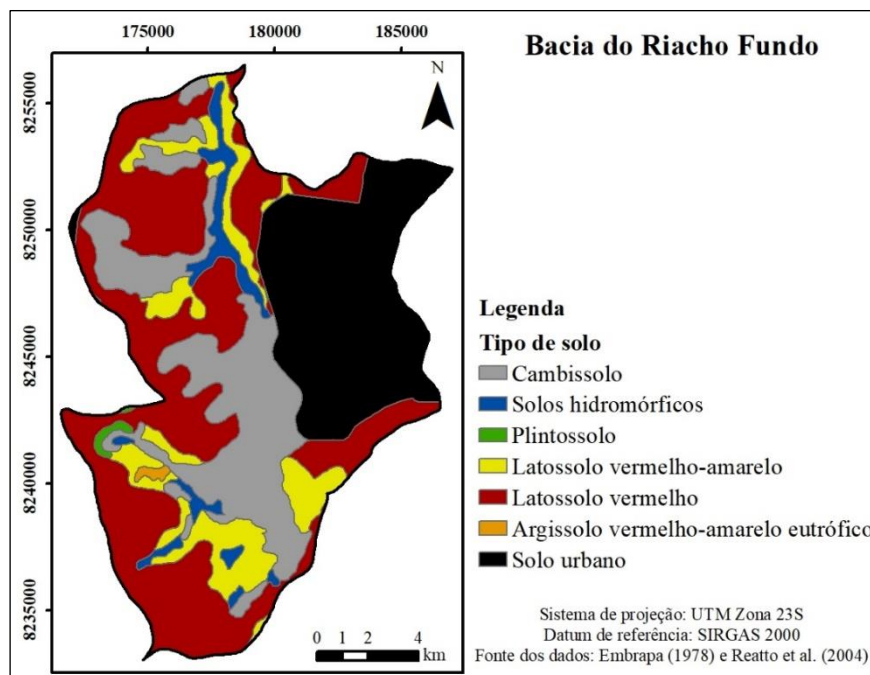


Figura 4.5 – Mapa pedológico da bacia do Riacho Fundo de acordo com Reatto *et al.* (2004).

A evolução da ocupação urbana na bacia do Riacho Fundo teve um avanço expressivo a partir da década de 90, com o crescimento da mancha urbana passando de 26% em 1991 a 62% da área total da Bacia em 2009. No último levantamento, realizado em 2018, a mancha urbana ocupava 67,3% da área da Bacia. Observa-se que as ocupações mais recentes ocorreram na parte oeste da Bacia, que corresponde às regiões de Águas Claras, Arniqueira, Vicente Pires, Riacho Fundo I e II e SCIA/Estrutural. Algumas áreas no Guará e Núcleo Bandeirante também tiveram crescimento mais recente, que está ligado, em geral, a ocupações irregulares, que acontecem muitas vezes próximas a cursos d'água. Essas áreas, junto à região de Arniqueira e Vicente Pires, que também apresentaram crescimento desordenado próximo a nascentes, causam diversos transtornos relacionados às vazões e qualidade da água nos cursos d'água da bacia do Riacho Fundo. O mapa apresentado na Figura 4.6 ilustra a evolução da ocupação urbana na Bacia.

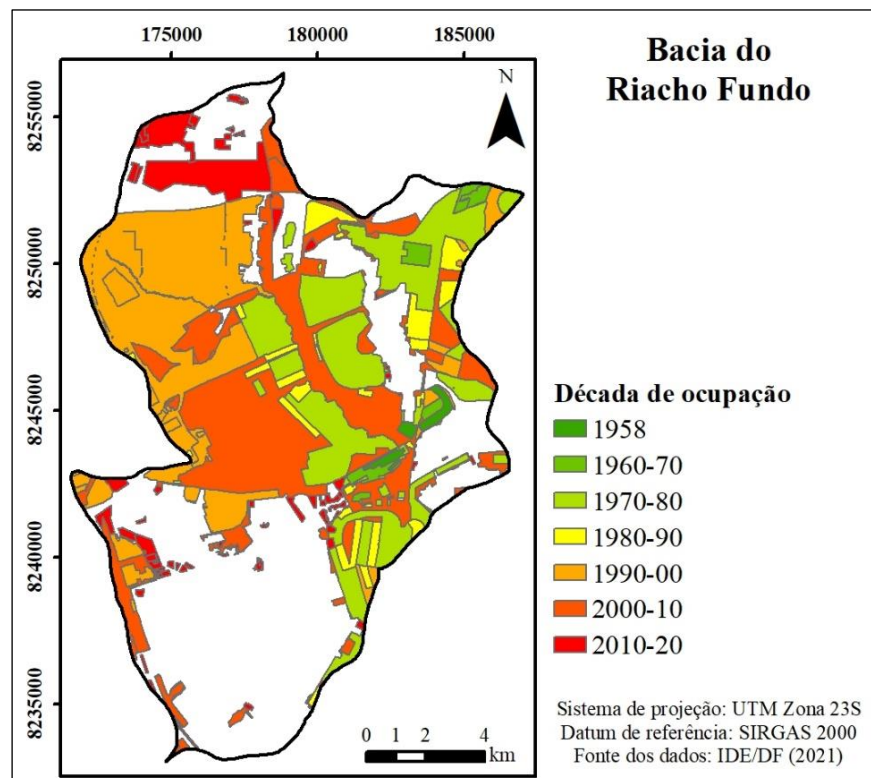


Figura 4.6 – Mapa da evolução da ocupação urbana na bacia do Riacho Fundo.

4.1.3. Altimetria e geomorfologia

Situando-se no Planalto Central, região de chapadas, o Distrito Federal possui cinco principais compartimentos geomorfológicos: Plano Elevado, Plano Intermediário, Vale Dissecado, Rebordo e Rampa Íngreme (Codeplan, 2020). As altitudes encontradas no DF vão de aproximadamente 750 até 1.350 m e os relevos mais presentes na região são o plano e suave ondulado, com declividades até 8%, sendo terrenos mais íngremes encontrados mais

próximos aos cursos d'água. Geomorfologicamente, a área que drena para o lago Paranoá situa-se em uma depressão do plano elevado para o plano intermediário.

A bacia do Riacho Fundo possui a maioria de suas nascentes situadas em região de plano elevado e rebordo, com os cursos d'água seguindo em região de plano intermediário até o lago Paranoá, como mostra o mapeamento geomorfológico feito pela Universidade de Brasília e disponibilizado no Sistema Distrital de Informações Ambientais (SISDIA) (SEMA-DF, 2021). As altitudes na Bacia variam de 1.001,7 a 1.271,7 m e a declividade média de toda a Bacia é de 6,37%, sendo observada a predominância dos relevos planos a suave ondulados. A Figura 4.7 apresenta o mapa de altimetria com indicação dos compartimentos geomorfológicos e a Figura 4.8 apresenta o mapa de declividade.

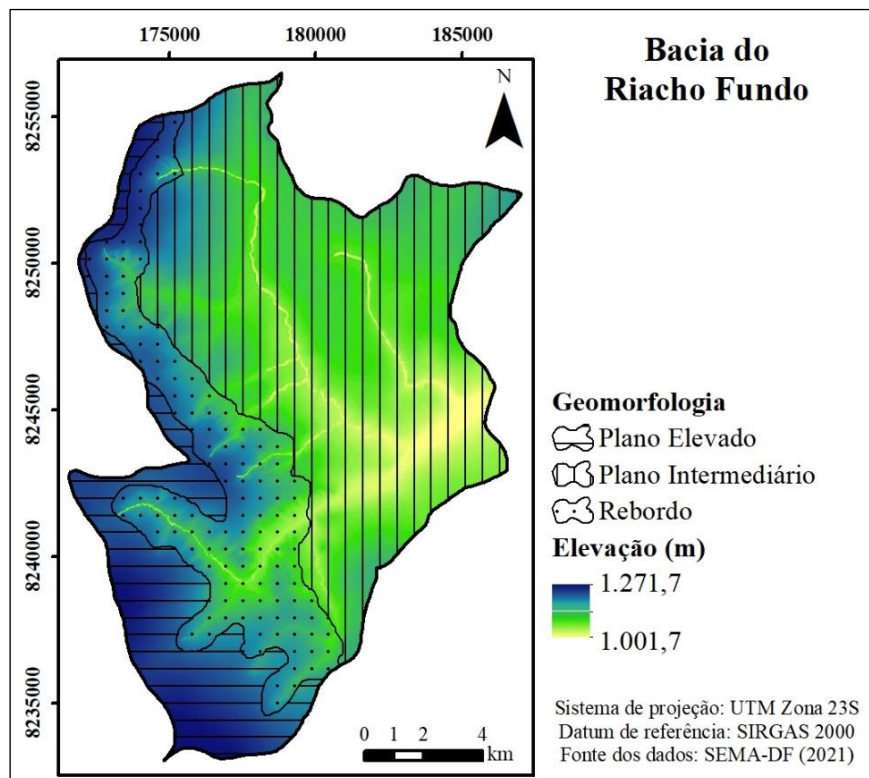


Figura 4.7 – Mapa de altimetria e geomorfologia da bacia do Riacho Fundo.

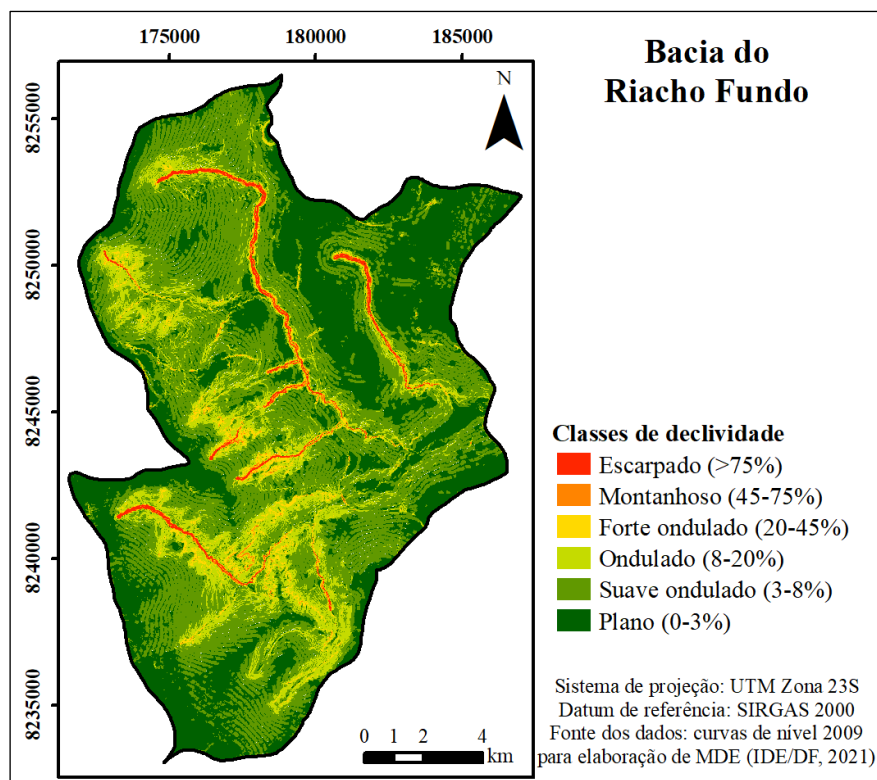


Figura 4.8 – Mapa de declividade da bacia do Riacho Fundo.

4.1.4. Infraestrutura sanitária instalada e lançamentos de efluentes

A Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios (PDAD) de 2018, realizada pela Companhia de Planejamento do Distrito Federal (Codeplan), indicou que 98,6% dos domicílios do DF eram atendidos pela rede de abastecimento de água da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb) e 92,8% deles possuíam ligação com a rede de coleta de esgoto da mesma companhia (Codeplan, 2019). Ainda segundo a pesquisa, 99,1% dos domicílios alegaram possuir coleta direta de lixo e 77,7% afirmaram ter rede de drenagem pluvial na rua de acesso (Codeplan, 2019).

O diagnóstico de 2019 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) confirma os bons índices de atendimento do abastecimento de água e de coleta de esgoto no Distrito Federal, que são de 99 e 89,4%, respectivamente, e estão entre os melhores encontrados no país (SNS, 2020). O diagnóstico apontou ainda que 100% do esgoto coletado é tratado e que existe um atendimento de 98% da população com coleta de resíduos sólidos domiciliares (SNS, 2020). Para as águas pluviais, há indicador para o atendimento de vias públicas na área urbana por rede de drenagem subterrânea, que corresponde a 49% das vias no DF (SNS, 2020).

Os serviços de saneamento no DF têm, portanto, boa cobertura em geral, porém observa-se que os serviços relacionados às águas pluviais ainda estão defasados. As redes de esgotamento sanitário e drenagem urbana ainda não chegaram em muitos dos novos loteamentos, muitas vezes decorrentes de ocupações irregulares, como observado inclusive na bacia do Riacho Fundo, o que contribui para os índices de atendimento reduzidos e para impactos nos corpos hídricos da região. Além disso, muitos desses loteamentos e locais mais afastados utilizam de fossas sépticas, que é uma alternativa de disposição dos esgotos domésticos, porém requer análise técnica e manutenção.

Dentre os corpos hídricos da bacia do Riacho Fundo, somente um recebe efluente de uma estação de tratamento de esgoto (ETE): o próprio Riacho Fundo. O efluente é originário da ETE de mesmo nome que atende a região administrativa do Riacho Fundo I e possui tratamento por lodos ativados associado à remoção biológica de nutrientes por batelada. Além disso, todos os cursos d'água recebem lançamentos de redes de drenagem pluvial. Sabe-se que a Adasa, na resolução 9/2011, exige amortecimento e tratamento prévio das águas pluviais antes do lançamento, com implementação de dois reservatórios, um voltado à quantidade e outro à qualidade. No entanto, no DF geralmente apenas um reservatório de retenção para tratar do aspecto quantitativo, de amortecimento das vazões, é implementado não ocorrendo efetivamente o tratamento da qualidade das águas na maioria dos lançamentos. Na bacia do Riacho Fundo, a maior bacia de retenção conhecida e presente no cadastro da Adasa é a bacia de retenção do Guará, que também é objeto de estudos do PTARH/UnB (Paula, 2019; Lopes *et al.*, 2020; Paula, 2021). A Figura 4.9 mostra os pontos de lançamentos outorgados pela Adasa na região da bacia do Riacho Fundo.

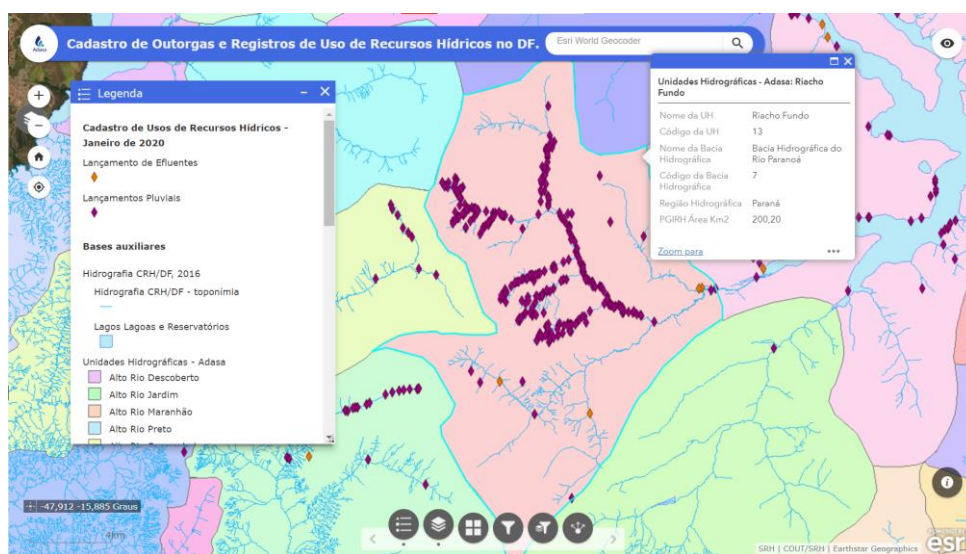


Figura 4.9 – Lançamentos na bacia do Riacho Fundo (Adasa, 2021).

4.2. MONITORAMENTO PLUVIOMÉTRICO

O monitoramento de chuva foi realizado de outubro de 2019 a abril de 2021 e contou com 16 pluviógrafos de báscula distribuídos na área da Bacia Hidrográfica. Dois são de estaes telemétricas de responsabilidade de órgãos públicos: a estao Riacho Fundo Montante Zoológico (código ANA 1547093), operada pela Adasa e Caesb, e a estao Núcleo Bandeirante (código ANA 1547088), operada pelo Cemaden. Os demais 14 pluviógrafos foram instalados pelo PTARH/UnB a partir de 2016 para coleta de dados a serem utilizados em trabalhos anteriores desenvolvidos no programa, sendo que em setembro de 2019 mais 2 pluviógrafos foram instalados na área para complementao da rede (estaes Parque guas Claras e EC Estrutural). Os dois equipamentos foram calibrados e testados em laboratório antes da instalao. A partir dessa data, a rede de 16 pluviógrafos passou a ser operada nos trabalhos de pesquisa desenvolvidos para esta dissertao, sendo a densidade da rede de monitoramento pluviométrico utilizada de 13,6 km²/estao, valor dentro do recomendado pela Organizao Meteorológica Mundial (OMM) para áreas urbanas, que  entre 10 e 20 km²/estao (WMO, 2020). A Figura 4.10 indica a localizao das estaes pluviométricas.

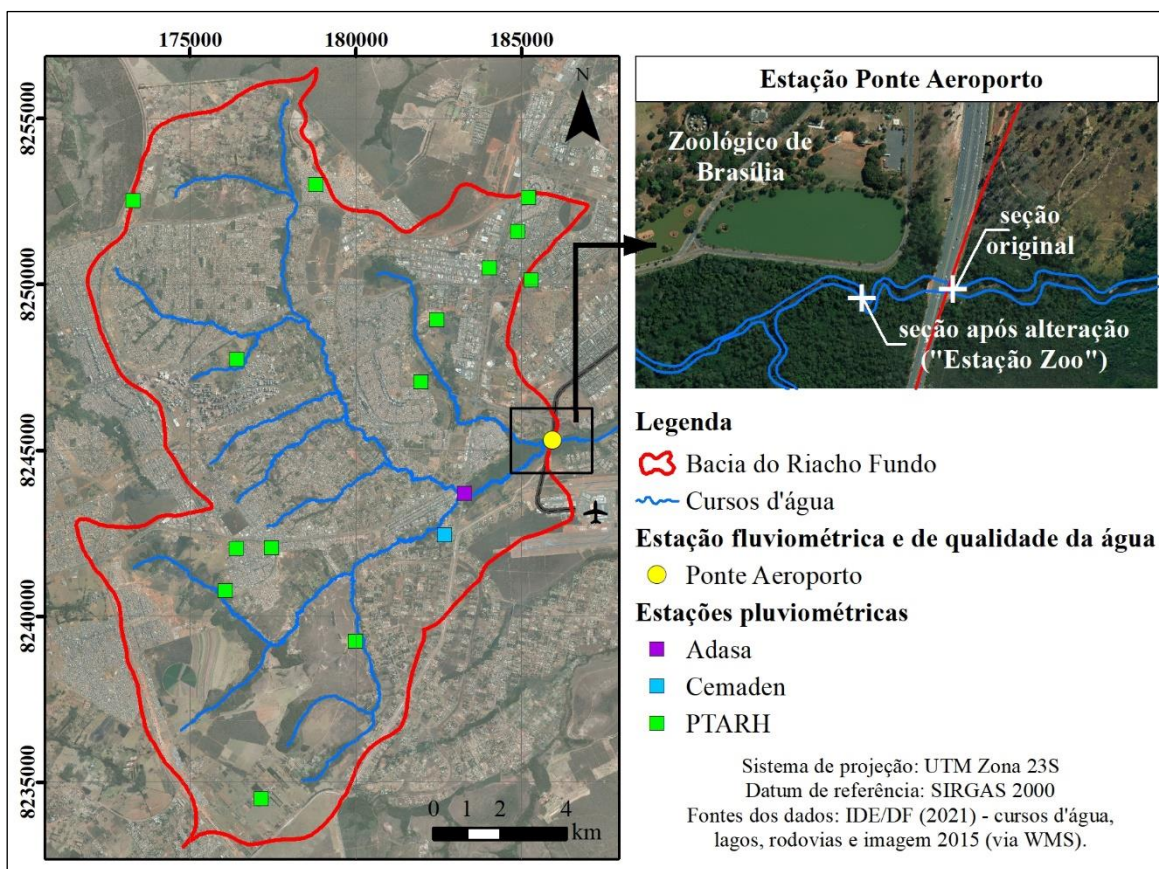


Figura 4.10 – Localizao das estaes que integram o monitoramento hidrológico e de qualidade da água realizado na bacia do Riacho Fundo.

Os equipamentos utilizados nas estações do PTARH/UnB são da marca Onset modelo RG3-M, que tem resolução de medição de 0,2 mm e consegue medir intensidades de precipitação de até 127 mm/h de acordo com seu manual, porém, com a devida manutenção, esse equipamento já foi testado em taxas até 150 mm/h com erros inferiores a 10% (Carvalho *et al.*, 2017). Nas estações, os equipamentos foram instalados em locais sem obstáculos próximos, para evitar interferências na medição, apoiados em superfícies ou presos em grades de locais elevados, como telhados e caixas d'água, ou em suportes verticais fixados a 1,5 m do solo.

Para a instalação dos pluviógrafos, buscou-se locais de fácil acesso, porém com algum tipo de segurança, sendo priorizados espaços utilizados ou geridos por instituições públicas, como parques e escolas, para as quais era feita a solicitação de autorização para instalação e acesso ao equipamento. Durante o período de monitoramento realizado neste trabalho, as visitas aos pluviógrafos para coleta de dados e manutenção eram feitas idealmente pelo menos uma vez a cada 2 meses, porém ocorreram situações com intervalos de mais de 3 meses entre as visitas. A Figura 4.11 ilustra algumas estações de monitoramento de chuva.



Figura 4.11 - Exemplos de estações de monitoramento pluviométrico instaladas na bacia do Riacho Fundo.

Os dados das estações telemétricas utilizados foram os disponibilizados para *download* na plataforma Hidroweb (ANA, 2021) e os da Rede de Monitoramento de Desastres Naturais do CEMADEN/MCTIC (Cemaden, 2021). Tais dados são registrados em intervalos de tempo pré-definidos, de 15 minutos para a estação Montante Zoológico e 10 minutos para a estação Núcleo Bandeirante. Já os dados coletados nas estações do PTARH/UnB eram armazenados continuamente por registro de 0,2 mm de lâmina precipitada (equivalente à “basculada”).

4.2.1. Séries temporais de precipitação

A partir dos dados brutos coletados em campo, no caso das estações telemétricas, primeiramente identificaram-se os períodos de falha, seja por falha no equipamento, na operação ou por motivo desconhecido. Em seguida, utilizando filtro nas planilhas nas quais os dados foram organizados, foi feita a busca por valores muito incoerentes, para detecção de erros grosseiros, e por valores suspeitos com base no horário de registro em relação ao horário de leitura do equipamento em campo (com a possibilidade de registros acidentais).

Apesar de os pluviógrafos do PTARH/UnB registrarem o horário exato de cada incremento de lâmina precipitada, os dados dos 14 pluviógrafos foram acumulados em intervalos de 5 minutos para a elaboração de séries de dados de chuva a serem utilizadas neste trabalho. Já os dados das estações telemétricas, que possuem discretização de 15 e 10 minutos, foram divididos para também corresponderem à discretização de 5 minutos, considerando distribuição uniforme da chuva dentro de cada intervalo, a fim da uniformização das séries de precipitação. Com as séries uniformizadas nos mesmos intervalos de tempo e utilizando informações geográficas das estações pluviométricas, foi aplicado o método de interpolação espacial pelo inverso do quadrado da distância para preenchimento de períodos de falha nos dados de cada estação a partir dos dados das que estavam em bom funcionamento durante esses períodos. Esse método apresenta a vantagem de considerar o aspecto espacial na determinação dos pesos e ser de simples aplicação, além de ter tido bom desempenho em diversos estudos comparativos de métodos para estimar a precipitação nas situações de falha de dados em estações pluviométricas (Brubacher *et al.*, 2020).

Os dados das 16 estações pluviométricas foram acumulados com discretização diária, mensal e anual para a realização de algumas análises. A primeira análise possibilitada foi a de períodos de dias secos ao longo do monitoramento de chuva. Foi realizada ainda a análise de consistência dos dados pelo método dupla-massa com os valores de precipitação acumulada mensais, relacionando os acumulados em cada estação com a média dos acumulados nas demais. Esse método foi aplicado para identificar mudanças no comportamento da precipitação registrada em cada estação e avaliar a necessidade de correção ou substituição dos dados. Por fim, os valores de precipitação acumulada mensais e anual foram comparados aos valores da normal climatológica elaborada pelo INMET para o período de 1981 a 2010 (INMET, 2021).

4.3. MONITORAMENTO FLUVIOMÉTRICO

O nível d'água no Riacho Fundo foi monitorado continuamente de outubro de 2019 a janeiro de 2021 com um linígrafo com sensor de pressão da marca Global Water, modelo WL16 que mede alturas de água até 4,5 m. Esse equipamento foi instalado na mesma seção transversal da estação fluviométrica Ponte Aeroporto – EPAR 002 (código ANA 60478400), de responsabilidade de operação da Caesb, sendo utilizadas também as réguas linimétricas presentes na estação no monitoramento. A escolha da seção foi motivada pela proximidade ao exutório da Bacia, visto que a estação se localiza imediatamente à montante da chegada do Riacho no braço do lago Paranoá e, portanto, conta com a contribuição de praticamente toda a área da Bacia. A Figura 4.10 indica a localização da estação de monitoramento fluviométrico.

A instalação do linígrafo ocorreu no final do mês de setembro de 2019, com a fixação dele próximo à margem esquerda do Riacho a uma altura de cerca de 10 cm acima do fundo. Uma estrutura de canos já presente no local foi usada para dar abrigo ao *logger* e levar o sensor até dentro do Riacho, sendo que ele foi preso do lado de fora da extremidade do cano e envolto de camada de manta geotêxtil para proteção contra deposição de sedimentos. O equipamento foi então programado para registrar a altura da coluna d'água acima dele a cada 10 minutos. A cada visita à estação para leitura e manutenção do linígrafo, medição de vazão ou coleta de amostras, etapas que serão detalhadas mais adiante, o nível d'água registrado nas réguas também era anotado. A Figura 4.12 ilustra o linígrafo utilizado no monitoramento do nível d'água e as réguas e a estrutura do linígrafo na Estação Ponte Aeroporto.

Em 05 de agosto de 2020, a estação fluviométrica foi deslocada, pela equipe da Caesb, para uma seção do Riacho aproximadamente 220 metros à montante devido à realização de obras na ponte adjacente às réguas linimétricas e ao próprio linígrafo de pressão. A mudança de seção da estação é ilustrada na Figura 4.10. Um novo conjunto de réguas linimétricas foi devidamente instalado e a mesma equipe fez também a mudança do equipamento de medição contínua do nível, reinstalando-o na nova seção, cujo acesso passou a ser dado pelo Zoológico de Brasília. A estação manteve o nome e código, porém, neste trabalho, ao se fazer referência à estação após a mudança da seção do Riacho, será utilizada a denominação Estação Zoo, enquanto a denominação de Estação Ponte será mantida para a estação na seção fluviométrica original. Os procedimentos de instalação, configuração e leitura do linígrafo e réguas foram repetidos na Estação Zoo.



Figura 4.12 - Linígrafo da marca Global Water utilizado— - à esquerda— - e localização do sensor e logger do linígrafo junto às réguas linimétrica— - à direita.

A partir das leituras das réguas e dos registros no linígrafo compatíveis a elas, foram estabelecidas as relações entre as medidas obtidas nos linígrafos e o nível d'água correspondente nas réguas linimétricas observando-se as diferenças computadas. Adotou-se o valor da diferença que mais se repetiu dentre os observados para estabelecer uma relação única para cada equipamento.

4.3.1. Curva-chave de vazão

Para a conversão dos níveis d'água em vazão, foram feitas campanhas de medição de vazão na Estação Ponte utilizando o equipamento RiverSurveyor M9 da marca Sontek, que mede a velocidade do fluxo por métodos acústicos e levanta a batimetria, com a finalidade de elaboração de uma curva-chave para a seção, medindo-se vazões em situações nas quais o Riacho apresentou diferentes níveis d'água. A Figura 4.13 mostra o equipamento de medição de vazão sendo utilizado em campo.

A curva-chave da seção correspondente à estação fluviométrica Ponte Aeroporto é traçada pela Caesb, que disponibiliza os coeficientes encontrados. No entanto, o traçado é feito a partir de medições únicas mensais que não necessariamente coincidem com eventos de cheia no Riacho, resultando em medições em níveis baixos. Dessa forma, optou-se por realizar campanhas de medição de vazão de forma independente, de acordo com a ocorrência de eventos de cheia que possivelmente fariam com que o nível do Riacho subisse a níveis nos quais se desejava ter medições. Além disso, a vazão também foi medida em níveis mais baixos, equivalentes a vazões de seca.



Figura 4.13 - Equipamento RiverSurveyor M9 utilizado na medição de vazão.

A cada medição de vazão, a cota registrada nas réguas linimétricas foi anotada para se obter o conjunto de pontos de cota e vazão observadas. Para descrever a relação entre esses pontos, foram testadas curvas de diferentes tipos, buscando as que apresentavam os melhores ajustes. Além disso, o método de Stevens foi aplicado para extrapolação das curvas e traçado de uma curva-chave coerente com a geometria da seção nos níveis sem pontos observados. A geometria da seção foi extraída do levantamento batimétrico realizado pelo RiverSurveyor M9 durante a medição de vazão no nível mais alto.

A curva-chave resultante dos ajustes aos pontos observados e extrapolados pelo método de Stevens foram aplicadas então à série de níveis d'água para a Estação Ponte para obtenção da série de vazões. Já para a nova seção (Estação Zoo), não foi possível realizar nenhuma campanha de medição de vazão independente. Obteve-se acesso às medições de vazão realizadas pela Caesb nessa seção e à curva-chave elaborada com elas, que foi a adotada para a conversão da série de dados de níveis d'água em vazão na Estação Zoo.

4.3.2. Séries temporais de vazão

As séries de nível d'água de 10 em 10 minutos resultantes da operação do linígrafo nas estações, antes de convertidas em séries de vazão, passaram pela identificação de períodos de falha nos dados e de valores anormais que pudessem ser erros grosseiros. Em seguida, realizou-se a conversão dos níveis medidos pelo linígrafo em níveis correspondentes nas réguas. Nos períodos de falha identificados durante a estação seca, as médias das duas leituras diárias de cota nas réguas feitas pela Caesb foram utilizadas para o preenchimento

de dados quando disponíveis. Quando não disponíveis, as vazões foram estimadas considerando a diminuição linear a cada dia desde o último dia com dados até o próximo dia em que o funcionamento do linígrafo foi reestabelecido, procedimento que em um período curto de seca não deve gerar diferenças significativas. Nos períodos de falha de dados do linígrafo que ocorreram durante o período chuvoso, no entanto, foram deixadas lacunas, pois não seria possível fazer o preenchimento de maneira coerente na discretização de 10 minutos.

Com os dados de vazão de 10 em 10 minutos, foi construída série de vazões de 6 em 6 horas a partir da média das vazões registradas. A série foi usada para fazer a separação entre o escoamento de base e o escoamento superficial pelo filtro matemático proposto por Arnold e Allen (1999). Essa etapa foi necessária para geração de dados de vazão de escoamento superficial observada, usados na etapa de calibração do SWMM, como será detalhado mais adiante.

4.4. MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA

O monitoramento de qualidade da água foi realizado na mesma seção de monitoramento de nível d'água e vazão, na Estação Ponte, cuja localização é indicada na Figura 4.10. Esse monitoramento foi realizado pela coleta de amostras durante 10 eventos de cheia de novembro de 2019 a fevereiro de 2020, um evento de cheia em dezembro de 2020 e durante um período de 24 horas na seca, em setembro de 2020, quando o nível do Riacho estava bem baixo, que é denominado neste trabalho como evento de seca. Não foi possível realizar mais coletas durante o tempo seco devido às limitações das saídas de campo e de uso do laboratório causadas pela pandemia de Covid-19.

Coletou-se amostras de água a passos de tempo uniformes dentro de cada evento, que variaram de 10 a 20 minutos para eventos de cheia, enquanto no período de seca foi adotado o intervalo de 2 horas entre amostras. Para isso, foi utilizado um amostrador automático da marca ISCO, modelo 3700, que permite coletar conjunto de até 24 amostras por ativação. Foi construído um abrigo para manter o amostrador em segurança e uma estrutura de tubulações do abrigo até dentro do Riacho para levar a mangueira até a água. A construção ocorreu na mesma data da instalação do linígrafo, no mês de setembro de 2019, enquanto ainda estava no período seco.

O local de instalação do amostrador não foi alterado com o deslocamento da estação fluviométrica (e do linígrafo) no início de agosto de 2020. Considerou-se para as coletas de

amostras em setembro e dezembro de 2020 que a vazão na nova seção é igual à da original tendo em vista que a distância entre elas é de apenas 220 m e não há contribuição de afluentes. Para a coleta do período seco, a régua mais baixa ainda estava presente na seção original, permitindo a leitura da mesma no momento de início e fim da coleta para comparação com os valores de vazão determinados pela leitura do linígrafo na nova seção.

O amostrador foi programado para coletas de 700 ml por amostra em passo de tempo fixado e, nos eventos de cheia, era ativado automaticamente pela elevação do nível, por um sistema de boia com circuito elétrico fixado dentro do Riacho e acoplado a ele. Na coleta feita no período seco a ativação do equipamento foi feita manualmente. A ponta da mangueira utilizada para sucção da água após a ativação foi fixada um pouco abaixo do sistema da boia e era protegida por uma estrutura de plástico com furos, evitando o entupimento por materiais de maiores dimensões. A Figura 4.14 mostra o amostrador e a estrutura instalada na estação, com o abrigo e o conjunto de boia e mangueira.

As amostras eram coletadas em sacos plásticos fabricados pela própria ISCO para uso no amostrador e eram retiradas de campo assim que constatada a ativação do equipamento. Ao deixar o amostrador automático pronto para coleta, eram feitas visitas à estação sempre que possível, principalmente quando ocorriam eventos de precipitação em alguma área da Bacia Hidrográfica. A estação fluviométrica Montante Zoológico (código ANA 60478200), à montante da seção de monitoramento, e as estações pluviométricas telemétricas foram utilizadas para programar visitas ao amostrador, principalmente quando se identificava precipitação considerável e/ou subida do nível d'água em alguma delas.

As amostras coletadas eram levadas ao Laboratório de Saneamento Ambiental para análise de parâmetros de qualidade da água. Como nem o amostrador automático e nem o transporte das amostras contava com estrutura para armazenamento refrigerado, buscou-se realizar esses procedimentos sempre o mais rápido possível. No laboratório, todas as amostras eram transferidas do recipiente de coleta para garrafas de plástico de capacidade de até 1 litro previamente lavadas com água e detergente neutro e com solução de ácido clorídrico 10%. Quando não era possível proceder com as análises imediatamente, as amostras eram armazenadas em geladeira por um curto período até que elas pudessem ser iniciadas. Na coleta do período de seca, as amostras precisaram ficar armazenadas por tempo maior, de quase 1 mês, devido a restrições de uso do laboratório em decorrência da pandemia de COVID-19.

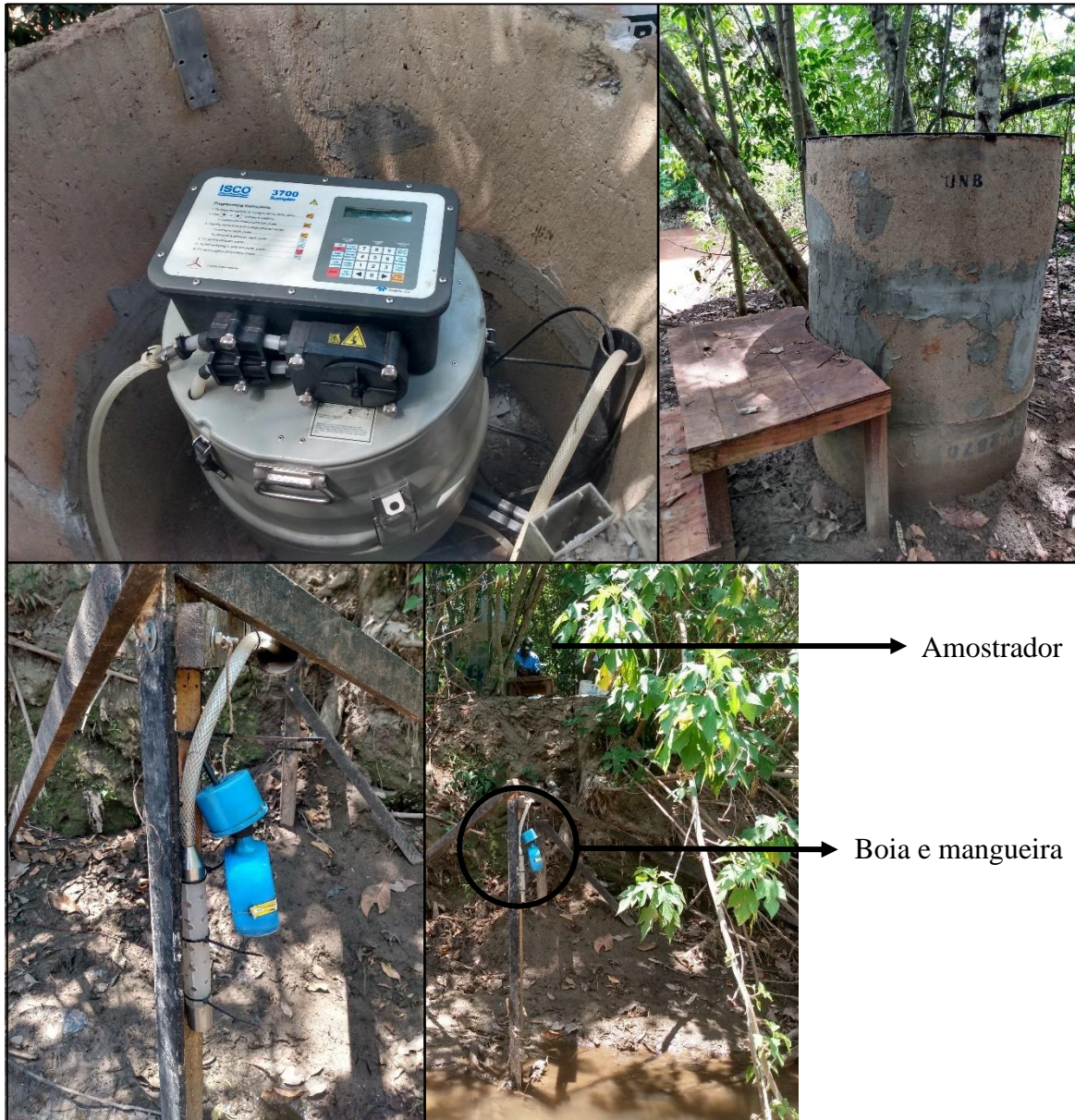


Figura 4.14 – Estrutura instalada para o amostrador, com abrigo, boia e mangueira.

4.4.1. Parâmetros de qualidade da água analisados

As amostras coletadas foram analisadas para parâmetros físicos e químicos da água. As primeiras análises feitas, ainda com a amostra bruta, eram as de sólidos totais (ST), pH, temperatura, condutividade, turbidez e DQO, esse último usado como medida indireta da quantidade de matéria orgânica. Uma parte de cada amostra bruta, geralmente 150 ml, foi filtrada com uso de bomba de vácuo, passando por membrana (pré-filtro) de fibra de vidro, com diâmetro 47 mm e retenção de partícula $0,7 \mu\text{m}$, para realizar a análise de sólidos suspensos totais (SS). Os sólidos dissolvidos totais (SD) foram determinados de forma diferencial, subtraindo os SS dos ST.

A amostra filtrada era transferida para garrafas menores, limpas previamente com o mesmo procedimento descrito para as garrafas maiores (água com detergente neutro e solução de ácido clorídrico), e utilizada para análise de nutrientes. Foram analisados nas amostras filtradas o nitrogênio (N), nas formas de nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e amônia (NH_3), e o fósforo (P), tanto somente na forma de ortofosfato (PO_4^{3-} , chamado neste trabalho de fósforo reativo), quanto total. Para as análises feitas mais adiante, as três formas de nitrogênio foram somadas para compor o que foi denominado no trabalho como nitrogênio total.

As análises seguiram metodologias presentes no *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater* (APHA *et al.*, 2017). Para DQO e as formas de nitrogênio e fósforo, utilizou-se reagentes prontos da marca Hach de métodos para determinação das concentrações utilizando espectrofotometria, sendo necessário preparar em laboratório somente soluções de Hidróxido de Sódio e Ácido Sulfúrico. Os parâmetros analisados e métodos empregados foram escolhidos por se adequarem à grande quantidade de amostras coletadas em cada evento e a necessidade de celeridade nas análises. O Quadro 4.1 resume os métodos utilizados para análise de cada parâmetro, o código Hach do método, quando aplicável, o método de referência no *Standard Methods* (SM), o(s) equipamentos(s) utilizados e a faixa de medição.

Os parâmetros correspondentes aos íons cloreto (Cl^-) e sulfato (SO_4^{2-}) foram analisados por cromatografia iônica para as amostras de alguns eventos no Laboratório de Geoquímica (LAGEQ) do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília. O aparelho de cromatografia iônica disponível no laboratório é da marca Dionex, modelo ICS90 e o limite de detecção para ambos poluentes é de 0,05 mg/L, sendo as faixas lineares de trabalho de 0,5 a 10 mg Cl^-/L e 0,7 a 15 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$.

4.4.2. Características hidrológicas dos eventos monitorados

Para todos os eventos de cheia nos quais ocorreu coleta de amostras, as séries de precipitação e vazão foram analisadas a fim de separar a precipitação que gerou a onda de cheia e as vazões correspondentes. Com isso, foi possível calcular a duração, lâmina total e intensidade das chuvas em todas as estações pluviométricas para cada evento e extrair características hidrológicas da onda de cheia, como duração, vazão média e de pico e volume escoado. Com essas informações, calculou-se o coeficiente de escoamento de cada evento como a razão entre o volume de escoamento e o volume precipitado na Bacia Hidrográfica, considerado como a lâmina de precipitação total média dentre as estações pluviométricas.

Quadro 4.1 – Resumo dos métodos adotados nas análises dos parâmetros de qualidade da água das amostras, baseados no *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater (SM)* (APHA *et al.*,2017).

Parâmetro	Método	Código Hach	Referência SM	Materiais e equipamentos utilizados	Faixa de medição
ST	Gravimétrico	-	2540 B	Cadinhos, estufa de secagem Balança de precisão Adventurer AR214– - OAHUS	0,01 – 210 g
SS	Gravimétrico	-	2540 D	Membranas filtrantes 0,7 µm, bomba à vácuo Balança de precisão Adventurer AR214– - OAHUS	0,01 – 210 g
SD	Diferencial	-	-	-	-
Turbidez	Nefelométrico	8195	2130 B	Turbidímetro 2100A– - Hach	0 – 10.000 NTU
Condut. e Temperat.	Medição direta em laboratório	8160	2510 B	Condutivímetro sensION– - Hach	1 µS – 200 mS
pH	Eletrométrico	-	4500-H+ B	pHmetro Orion3 star – Thermo Scientific	-2 –19,999
DQO	Colorimétrico com digestão em reator	8000	5220 D	Espectrofotômetro DR/4000– - Hach Reator DRB20– - Hach	0 – 150 mg/L DQO (LR) 20 – 1500 mg/L DQO (HR)
NO ₂ ⁻	Colorimétrico, diazotização	8507	4500-NO2 B	Espectrofotômetro DR/4000– - Hach	0 – 0,3 mg/L NO ₂ -N
NO ₃ ⁻	Colorimétrico, redução de cádmio e subtração do NO ₂	8192 (LR) 8171 (MR)	4500-NO3 E	Espectrofotômetro DR/4000– - Hach	0 – 0,5 mg/L NO ₂ +NO ₃ -N (LR) 0 – 5 mg/L NO ₂ +NO ₃ -N (MR)
NH ₃	Colorimétrico, nesslerização	8038	4500-NH3 C (1995)	Espectrofotômetro DR/4000– - Hach	0 – 2,5 mg/L NH ₃ -N
P reativo	Colorimétrico, ácido ascórbico	8048	4500-P E	Espectrofotômetro DR/4000– - Hach	0 – 2,5 mg/L PO ₄ ³⁻
P total	Colorimétrico, ácido ascórbico com digestão de persulfato	8190	4500-P B 4500-P E	Espectrofotômetro DR/4000– - Hach Reator DRB20– - Hach	0 – 3,5 mg/L PO ₄ ³⁻ 0 – 1,1 mg/L P

LR: *low range* (medição de concentrações em faixas mais baixas)

MR: *medium range* (medição de concentrações em faixas medianas)

HR: *high range* (medição de concentrações em faixas mais altas)

Os dados de vazão das ondas de cheia foram analisados considerando não só o período de coleta de amostras, mas todo o período de ascensão e depleção. Adotaram-se como premissas para a separação dos eventos no caso deste trabalho que: 1) a onda de cheia inicia-se ao ocorrer aumento das vazões, sendo observado o descolamento da vazão total do escoamento de base no hidrograma; 2) o final de uma onda de cheia é dado no momento no qual a vazão passa a decrescer mais lentamente, permanecendo no mesmo valor durante registros consecutivos, ou quando a vazão volta a aumentar em decorrência de uma onda subsequente.

A partir das precipitações separadas para cada evento, calculou-se o coeficiente de variação das lâminas acumuladas registradas em cada estação pluviométrica. Com essas lâminas, foi feita a espacialização para analisar a distribuição da chuva na área da Bacia. O método de interpolação pelo inverso do quadrado da distância foi usado para interpolação espacial a partir da ferramenta IDW aplicada no software de geoprocessamento ArcGIS, no qual foram elaborados mapas com os resultados da interpolação. Foram excluídas da interpolação, em cada evento, as estações que não estavam em correto funcionamento na ocasião.

Outra análise feita foi a de número de dias antecedentes sem chuva. Para determinar esse número, considerou-se um dia seco aquele que apresentou lâmina precipitada inferior a 1 mm. A justificativa para tanto é que esse é o valor para a abstração inicial do método SCS considerando um CN de 98, correspondente à uma área pavimentada, de vias, estacionamentos ou telhados. Como a área da Bacia é bastante urbanizada, entende-se que uma chuva superior a esse valor já pode gerar escoamento superficial, que é captado pelas redes de drenagem urbana, quando existentes, e transportado aos cursos d'água.

4.4.3. Análise das concentrações e cargas de poluentes nos eventos monitorados

A partir das concentrações dos parâmetros de qualidade da água determinadas para as amostras e as vazões correspondentes a elas, obtidas da série contínua de vazões, foram elaborados hidrogramas e polutogramas para cada evento de cheia e para o evento de seca. Foi feita ainda uma análise exploratória de todos os dados de concentrações obtidos para os eventos de cheia e para o evento de seca separadamente e a elaboração de diagramas de caixa (gráficos *boxplot*) para cada parâmetros de qualidade da água analisado. Essa análise buscou fornecer melhor entendimento dos conjuntos de dados e resumir as características principais deles, extraindo os valores de média, mediana, mínimo, máximo e desvio padrão das concentrações medidas para cada parâmetro.

Além disso, foram feitos cálculos que permitem a avaliação da qualidade da água, dentre eles o de concentração média por evento (CME), primeira carga de lavagem (*First Flush – FF*), cargas de poluentes instantâneas e carga total transportada no evento. Para o evento de seca, a única análise que não se aplica é a de FF. No caso dos eventos de cheia, as amostras nem sempre puderam ser coletadas durante toda a duração da onda de cheia, por isso foi considerado somente o período da coleta e as vazões ocorridas nele para os cálculos de CME e carga total. Os resultados das análises descritas para os eventos de cheia foram comparados entre si, levando em consideração as características de cada evento, e comparados aos resultados para o evento de seca.

Por fim, as concentrações e cargas observadas foram plotadas contra a vazão, com indicação dos eventos correspondentes, para a realização de uma análise gráfica da distribuição dos pontos. Para os eventos de cheia nos quais foi possível coletar amostras durante a subida e descida da onda de cheia, foi possível identificar a sequência das observações nesses dois momentos e observar a ocorrência ou não de histerese. Características da precipitação, incluindo a distribuição espacial, e vazão dos eventos foram utilizadas para avaliar a existência de correlação com os valores de cargas e CMEs observados. O coeficiente de correlação de Pearson) foi calculado para as correlações entre CMEs e características hidrológicas e a ligação com as taxas de descarga de poluentes e com a área de concentração da chuva foi investigada com base em uma análise gráfica visual.

4.5. MODELAGEM HIDROLÓGICA NO PCSWMM

A modelagem hidrológica da bacia do Riacho Fundo foi feita com o SWMM na interface do software PCSWMM, que possui SIG integrado e oferece ferramentas que facilitam a preparação e entrada de dados, a análise dos resultados das simulações e a calibração do modelo. Para utilizar o software é necessário adquirir licença. No entanto, a empresa CHI Water, desenvolvedora do software, concede licenças estudiantis mediante solicitação.

O foco da simulação hidrológica da Bacia foi o escoamento superficial ao longo de um período contínuo, buscando-se a representação adequada da variável em relação aos valores observados no exutório da Bacia a partir da calibração do modelo. Caso a calibração permitisse uma boa representação do escoamento, seria feita a simulação de cargas de poluição. Como será melhor discutido nos resultados, não foi possível obter uma calibração razoável para a simulação contínua, portanto a etapa de simulação da qualidade do

escoamento superficial não foi realizada. Os tópicos a seguir detalham as etapas de modelagem hidrológica realizadas.

4.5.1. Configurações de simulação

O método para cálculo da geração de escoamento superficial a partir da lâmina de precipitação adotado foi o que utiliza o coeficiente Curva Número (CN). A escolha do método se deu devido à maior simplicidade de obtenção dos dados necessários, que se referem somente à cobertura e tipo do solo para determinação dos coeficientes CN. A propagação do escoamento foi calculada pelo método da onda dinâmica, que é capaz de modelar as mais diversas condições de fluxo.

A simulação foi feita em base contínua para o período de toda a série de dados de vazão e o mesmo período da série de precipitação, resultantes do monitoramento. O passo de tempo adotado para o cálculo da geração de escoamento foi de 5 minutos e para a propagação do escoamento nos canais foi de 20 segundos. Nas opções específicas para simulação utilizando onda dinâmica, os valores foram deixados como *default*.

4.5.2. Construção do modelo e dados de entrada

A representação da bacia do Riacho Fundo no SWMM foi feita com as camadas de sub-bacias, correspondentes às áreas de contribuição de escoamento, de nós e de condutos, essas duas últimas representando a hidrografia natural.

A hidrografia, topografia, mancha urbana e cobertura do solo foram obtidas no Geoportal/DF, que disponibiliza camadas elaboradas por órgãos governamentais do DF (IDE/DF, 2021). Para adicionar a hidrografia no PCSWMM, foi extraído o eixo médio dos cursos d'água e inseridos nós para conexão dos mesmos. Os critérios para criação de nós foram o início da representação de um curso d'água, a junção de cursos d'água e divisão dos trechos em partes menores e de extensões próximas. O comprimento dos canais foi determinado por SIG e a elevação dos nós foi interpolada do modelo digital de terreno (MDE) para a área, utilizando ferramenta presente no software.

Os demais atributos necessários à camada de condutos são a geometria e a rugosidade. O MDE também foi usado para a geração de perfis transversais para cada trecho dos cursos d'água, que foram adotados como a geometria dos canais. Optou-se por esse procedimento por não haver a disponibilidade de perfis transversais levantados em campo para todos os cursos d'água. A Adasa e a Caesb levantam os perfis transversais das estações fluviométricas

que operam, mas não há estações em todos os tributários do Riacho. O único perfil transversal manualmente inserido foi o do trecho que passa pelo exutório, pois para a seção de monitoramento foi feito o levantamento do perfil transversal do Riacho durante campanha de medição de vazão. A rugosidade de Manning (*Roughness*) adotada para todos os perfis transversais dos condutos foi de 0,045, indicada na parte de hidráulica do Manual de Referência do SWMM como correspondente a canais sinuosos com alguns bancos de areia e áreas empoçadas e presença de vegetação e rochas (Rossman, 2016).

A área total da Bacia, já delimitada na caracterização da área de estudo, foi adicionada no modelo e, a partir do MDE, dividida em sub-bacias com a utilização de ferramenta automática disponível no PCSWMM que realiza delimitação com base em análises hidrológicas, considerando tanto a topografia quanto a malha hidrográfica já inserida. A subdivisão gerou algumas sub-bacias consideravelmente menores do que as outras, portanto, optou-se por incorporar essas pequenas sub-bacias em alguma sub-bacia adjacente. Cada sub-bacia criada foi direcionada ao nó imediatamente à jusante dela e as áreas foram determinadas por SIG.

Para definir os valores iniciais dos atributos das sub-bacias, foram seguidas as recomendações feitas na parte de hidrologia do Manual de Referência do SWMM para a adoção do método de cálculo da infiltração pelo CN usando o valor do coeficiente ponderado para cada área, sendo elas: 1) adotar como nula o atributo de porcentagem impermeável da área, tendo em vista que o CN já denota a impermeabilização; 2) adotar o coeficiente de rugosidade da superfície como 0, para prevenir atraso no escoamento; 3) calcular a altura de armazenamento em superfícies permeáveis como a abstração inicial do método SCS (Rossman e Huber, 2016).

A determinação do coeficiente CN para cada sub-bacia foi feita pela ponderação em relação aos valores adotados para cada cobertura e tipo de solo, fazendo-se necessário primeiramente o cruzamento dessas informações, já obtidas na caracterização da área. O mapa de pedologia da Embrapa disponível para o DF, informação de pedologia utilizada, possui uma classificação específica para áreas urbanas. No entanto, como o mapa foi elaborado em 1978, julgou-se necessária a atualização da mancha urbana. Para isso, obteve-se no Geoportal/DF (IDE/DF, 2021) a informação de evolução urbana. A mancha urbana mais atual foi então sobreposta à pedologia para atualização da classe de área urbana. O resultado da sobreposição foi então cruzado com as informações de cobertura do solo para, assim, obter

uma camada que juntasse as informações de tipo e cobertura do solo para ser possível a ponderação dos valores para a determinação do CN de cada sub-bacia.

Os valores adotados de CN foram escolhidos de acordo com os propostos por Tucci (1993) para diversos usos do solo e cada grupo hidrológico de solo. Já a classificação hidrológica dos solos foi feita seguindo o proposto por Sartori *et al.* (2005), considerando a classificação dos solos do DF atualizada por Reatto *et al.* (2004). As Tabelas Tabela 4.2 e Tabela 4.3 apresentam os valores de CN para os usos do solo e as classificações de grupo hidrológico para os tipos de solo encontrados na bacia do Riacho Fundo, respectivamente.

Tabela 4.2 – Valores de CN adotados para os usos do solo da bacia do Riacho Fundo (adaptado de Tucci, 1993)

Cobertura do solo encontrada na bacia RF	Classificação adotada de Tucci (1993)	CN por grupo hidrológico			
		A	B	C	D
Agricultura	Plantações regulares em fileiras retas	64	76	84	88
Água	-	0	0	0	0
Área construída	Áreas residenciais lotes <500m ²	77	85	90	92
Formação florestal	Florestas normais	36	60	70	76
Formação savânica	Florestas esparsas	46	68	78	84
Formação campestre	Florestas esparsas	46	68	78	84
Pivô irrigação	Plantações regulares em fileiras retas	64	76	84	88
Reflorestamento	Florestas normais	36	60	70	76
Sistema viário	Parques de estacionamento, telhados, viadutos, etc	98	98	98	98
Solo exposto	Pastagens ou terrenos em más condições	68	79	86	89

Tabela 4.3 – Classificação hidrológica adotada para os solos na bacia do Riacho Fundo.

Tipo de solo encontrado na bacia RF	Grupo hidrológico
Latossolo Vermelho	A
Latossolo Vermelho-Amarelo	A
Cambissolo	C
Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico	C
Área urbana	C
Plintossolo Distrófico + Solos Hidromórficos Indiscriminados	D

Além do CN, foi necessário inserir valores iniciais para os seguintes atributos das sub-bacias:

- largura (*Width*), estimada inicialmente pela largura do retângulo equivalente, também aplicada por Garcia *et al.* (2006) para bacia hidrográfica natural e calculada pelas Equações 13 e 14;
- declividade média (*Slope*), calculada por ferramenta do PCSWMM que utiliza o MDE para fazer a média;
- altura de armazenamento de água em superfícies permeáveis (*Dstore Perv*), que foi calculada como a abstração inicial do método SCS de acordo com cada CN, considerando condição de umidade 2 (com dias antecedentes não muito secos, mas também não muito chuvosos);
- tempo até a secagem total do solo (*Drying time*), que foi calculado pela Equação 15 de acordo com orientação da parte de hidrologia do Manual de Referência do SWMM (Rossman e Huber, 2016a), sendo considerada uma condutividade hidráulica saturada de 10^{-6} m/s, ordem encontrada dentre as medidas em trabalhos no Distrito Federal (Fiori, 2010; Adasa, 2018), e, portanto, adotado o valor de 7 dias.

$$L_e = \frac{k_c \cdot \sqrt{A}}{1,12} \cdot \left[1 - \sqrt{1 - \left(\frac{1,128}{k_c} \right)^2} \right] \quad \text{Equação 13}$$

$$k_c = 0,282 \cdot \frac{P}{\sqrt{A}} \quad \text{Equação 14}$$

Onde: L_e – largura do retângulo equivalente [L]; A – área da sub-bacia [L^2]; k_c – coeficiente de compacidade (adimensional); P – perímetro da sub-bacia [L].

$$t_{seco} = \frac{0,62}{\sqrt{K_s}} \quad \text{Equação 15}$$

Onde: t_{seco} – tempo até o solo seco (dias); K_s – condutividade hidráulica saturada (mm/h).

A única estrutura construída inserida no modelo foi a bacia de retenção do Guará, pois ela é uma estrutura de grandes dimensões e recebe o escoamento superficial, coletado por rede de drenagem, de uma área considerável da bacia do Riacho Fundo. Assim, imagina-se que a bacia de retenção tenha influência sobre a vazão de pico no exutório da bacia do Riacho Fundo. Foram representados no modelo o volume de armazenamento da bacia de retenção e os controles de saída, realizados por orifício e vertedor. A sub-bacia de contribuição para a bacia de retenção por sua vez foi direcionada ao nó de armazenamento. Os atributos da

bacia de detenção, do orifício e do vertedor utilizados para inserção no modelo, como volume de armazenamento, profundidade e geometria das saídas, foram os mesmos definidos por Paula (2019), que estudou a fundo a estrutura.

Em relação aos dados de entrada para a realização das simulações, foram utilizados dados de precipitação e temperatura. As séries de precipitação resultantes do monitoramento descrito no item 4.2, com discretização de 5 minutos, foram usadas para calcular séries médias para cada sub-bacia a partir de um código que aplica o método do inverso do quadrado da distância para determinar a influência de cada estação pluviométrica e ponderar os valores. Essas séries médias foram inseridas como dados de entrada de precipitação nas suas respectivas sub-bacias. Isso foi feito para o período de outubro/2019 a janeiro/2021, pois é o período com disponibilidade de dados de vazão, necessários para calibração. Já as temperaturas mínima e máxima diárias foram solicitadas ao Banco de Dados Meteorológicos do INMET (INMET, 2021) para a estação Brasília A001, para o mesmo período da precipitação. Como a simulação foi realizada com base contínua, foi importante considerar a evaporação, que foi calculada pela equação de Hargreaves, opção escolhida dentre as disponíveis no modelo por utilizar somente os dados de temperaturas mínima e máxima.

O Quadro 4.2 resume os dados utilizados, a aplicação deles, a data ou período a que estão associados e a fonte de obtenção dos mesmos.

4.5.3. Calibração

Após a simulação com os parâmetros iniciais, iniciou-se a etapa de calibração do modelo para a variável de saída do escoamento superficial. Para isso, foi usada a série de vazão com intervalo de 10 minutos obtida pelo monitoramento descrito no item 4.3. O período da série é de outubro/2019 a janeiro/2021.

Como não foi inserida nenhuma vazão de base no modelo, para a devida comparação, fez-se necessário separar o escoamento superficial do escoamento de base na série de vazão observada. Como as vazões do escoamento de base não têm uma resposta muito rápida, foi feita a conversão do intervalo de tempo da série de vazão total para 6 horas, tempo próximo ao tempo de concentração calculado para a Bacia, fazendo a média das vazões registradas nesse novo intervalo. Em seguida, o procedimento de separação foi feito com aplicação do filtro matemático proposto por Arnold e Allen (1999), analisando graficamente a separação para escolher o melhor coeficiente beta.

Quadro 4.2 – Resumo dos dados utilizados na modelagem hidrológica da bacia do Riacho Fundo.

	Aplicação	Dado	Data/período	Fonte
Definição de valores iniciais para os atributos das camadas do modelo	Inserção dos condutos e nós	Hidrografia	2016	SEDUH (IDE/DF, 2021)
	Elaboração de MDE para cálculo de elevações e declividades, delimitação das sub-bacias e geração de perfis transversais	Curvas de nível 5 m	2009	SEGETH (IDE/DF, 2021)
	Definição do CN	Pedologia	1984	EMBRAPA (Reatto <i>et al.</i> , 2004)
		Mancha urbana	2018	SEDUH (IDE/DF, 2021)
		Cobertura do solo	2019	SEDUH (IDE/DF, 2021)
Dados de entrada para a simulação	Cálculo da chuva média em cada sub-bacia	Lâmina precipitada (5min)	out/19 a jan/21	Monitoramento PTARH/UnB, ANA (2021), Cemaden (2021)
	Construção do climate file para cálculo da evaporação	Temperatura mínima (diária)	out/19 a jan/21	INMET (2021)
		Temperatura máxima (diária)	out/19 a jan/21	

O escoamento de base com discretização de 6 horas foi subtraído da série de vazão total com discretização de 10 minutos, sendo considerado uniforme dentro do intervalo de tempo no qual ele foi separado. Assim, obteve-se a série de escoamento superficial observado de 10 em 10 minutos, que foi usada para a calibração.

A ferramenta *Sensitivity-based Radio Tuning Calibration* (SRTC), presente no PCSWMM, foi utilizada para calibração do modelo. Os parâmetros considerados calibráveis inicialmente foram: elevação dos nós (exceto o de armazenamento, que representa a bacia de detenção); comprimento e rugosidade dos condutos; área, largura, declividade, CN, abstração inicial e tempo para secagem total do solo das sub-bacias. As incertezas associadas a cada parâmetro foram adotadas, a princípio, de acordo com as faixas sugeridas por James (2005) e avaliando os valores mínimo e máximo que cada parâmetro poderia assumir de acordo com sua incerteza.

O limite superior da faixa de incerteza recomendada foi usado na maioria dos parâmetros, porém, após uma primeira tentativa de calibração, considerou-se necessário alterar a

incerteza além da faixa em alguns parâmetros. A incerteza da rugosidade dos condutos foi aumentada com a justificativa de que é necessário compensar a sinuosidade e demais perdas de carga localizadas nos cursos d'água no valor do coeficiente de rugosidade. O tempo para secagem total do solo saturado também teve incerteza aumentada, pois as condutividades hidráulicas saturadas, relacionadas a esse parâmetro, para os solos do DF variam bastante, da ordem de 10^{-5} a 10^{-7} , assim, para abranger essa variação, a incerteza foi aumentada ao máximo. Os parâmetros e incertezas finais adotadas estão apresentadas no Quadro 4.3.

Quadro 4.3 – Parâmetros e incertezas recomendadas e adotadas na calibração do modelo.

	Parâmetro	Atributo no PCSWMM	Faixa recomendada	Incerteza adotada
Sub-bacias	Área	Area	5 – 10%	10%
	Largura	Width	50 – 100%	100%
	Declividade	Slope	10 – 100%	100%
	Abstração inicial	Dstore Perv	50 – 100%	100%
	CN	Curve Number	50 – 100%	50%
	Tempo para solo saturado secar totalmente	Drying time	25 – 50%	100%
Nós	Elevação	Invert Elev.	5 – 10%	10%
Condutos	Comprimento	Length	5 – 10%	10%
	Rugosidade de Manning	Roughness	5 – 10%	100%

Apesar de a simulação ser realizada com base contínua, a calibração realizada focou em eventos de cheia. A análise de sensibilidade dos parâmetros usados na calibração em relação à vazão máxima foi feita pela ferramenta SRTC para alguns eventos para analisar a variação do valor da vazão de pico em 4 pontos de incerteza diferentes e entender o comportamento geral. Dois eventos com vazões de pico observadas similares, mas valores simulados muito diferentes, foram escolhidos para ilustrar o processo de calibração.

4.6. ESTIMATIVA DE CARGAS DE POLUIÇÃO DIFUSA

Visando a estimativa de cargas de poluentes transportadas em eventos nos quais não foi feito o monitoramento da qualidade da água e continuamente ao longo dos meses, este trabalho propôs a construção de curvas-chave que relacionem as concentrações e cargas medidas para as amostras coletadas durante os eventos de cheia e o evento de seca, monitoramento detalhado no item 4.4, com as vazões observadas na hora da coleta das amostras. Assim, a relação pôde ser aplicada à série de vazões para estimar as cargas de poluição de forma contínua.

Além disso, outra proposta foi a de comparação com a metodologia atualmente empregada pela Companhia de Saneamento Básico do Distrito Federal (Caesb) para monitoramento da qualidade da água do Riacho Fundo, que, apesar de não ter como foco específico o estudo da poluição difusa, é a metodologia empregada para o cálculo de cargas mensais que aportam ao lago Paranoá. Os poluentes escolhidos para elaboração das curvas-chave e estimativa de cargas a partir delas foram os sólidos suspensos, a soma das formas de nitrogênio analisadas (equivalente ao nitrogênio inorgânico), o fósforo total e a DQO, variáveis importantes para os estudos da sedimentação e eutrofização do Lago, além de balanço de oxigênio dissolvido (OD). Para facilitar a denominação das curvas de nitrogênio inorgânico e fósforo, adotou-se as abreviações de N e P, respectivamente.

4.6.1. Ajuste de curvas-chave de poluentes

O ajuste de curvas-chave foi feito pela regressão não linear entre dados observados de cargas poluentes e vazões. O procedimento adotado por Menezes *et al.* (2021) e detalhado em tutorial elaborado por Menezes e Marcuzzo (2018) para ajuste de curva-chave de sedimentos foi utilizado como base tanto para o ajuste de curva-chave para cargas de sólidos suspensos quanto para os demais parâmetros.

Inicialmente, analisou-se os gráficos das cargas observadas dos poluentes em relação às vazões na estação Ponte para identificar diferentes tendências ou *outliers*. Após esse processo, identificou-se que somente um evento de cheia extravasou a calha do Riacho e apresentou tendência diferente nas vazões mais altas para todos os poluentes. Dessa forma, as curvas-chave foram traçadas para duas faixas de vazão tendo como base a vazão do ponto de interseção entre os tramos da curva-chave de vazão.

Em seguida, testou-se diferentes tipos de equações para cada poluente, começando com as linhas de tendência disponíveis no Excel. O tipo que apresentou maior coeficiente de determinação inicial foi adotado para seguir com o ajuste.

Como somente um conjunto de amostras foi coletado no período seco em um intervalo de 24 horas, utilizou-se a média das cargas de poluentes observadas nessa campanha de coleta para o ajuste, forçando a curva a passar nesse ponto pela adição de uma restrição na otimização dos parâmetros. Com isso, evitou-se que a curva apresentasse tendência aos dados de cargas maiores uma vez que não se dispunha de outros dados em vazões baixas.

A faixa de vazões muito altas (de extravasamento da calha) também possui limitação de dados observados, pois esses foram obtidos da coleta de amostras em somente um evento. Tendo em vista a dificuldade de ajustar uma curva aos poucos dados observados, o ajuste foi feito primeiro para essas vazões, no tramo que será chamado de cotas altas. Para os parâmetros que apresentaram comportamento histerético das cargas nas vazões muito altas, traçou-se a curva média entre as curvas de cargas na ascensão e depleção da onda de cheia. A ferramenta *solver* do Excel foi utilizada para obter o melhor ajuste. Mantendo-se então a continuidade entre os dois tramos da curva, realizou-se o ajuste para vazões dentro da calha do Riacho, no tramo de cotas baixas.

Os parâmetros da equação para o tramo de cotas baixas também foram otimizados com a ferramenta *solver*, usando o método de algoritmo evolucionário para minimizar a soma dos erros quadráticos entre as cargas observadas e calculadas. As restrições adotadas para os limites mínimo e máximo das variáveis, exigência do método de otimização utilizado, foram alteradas de forma iterativa até a obtenção do melhor resultado. As outras restrições estabelecidas foram de igualdade entre carga média observada e calculada para o período de seca e de valor máximo para diferença percentual entre cargas calculadas pelas equações de ambas seções na vazão de interseção, que foi estipulado de 0,1%.

Calculou-se ao final do processo as métricas de avaliação dos ajustes realizados, dentre elas o coeficiente de determinação (R^2), o erro padrão da estimativa (S) e o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE).

4.6.2. Cálculo de cargas de poluição

As curvas-chave carga x vazão foram utilizadas para estimar as cargas de poluentes nos eventos nos quais obteve-se a carga observada pela coleta de amostras, o que permitiu uma comparação entre os valores observados e calculados e a verificação da adequação das curvas a esses eventos específicos. O coeficiente de determinação, o erro padrão da estimativa e o coeficiente de Nash-Sutcliffe também foram calculados para avaliar a performance das curvas-chave.

As cargas de poluição contínuas no tempo foram estimadas aplicando as equações das curvas-chave de poluentes a toda a série de vazões. Para se obter as cargas diárias, somaram-se as cargas calculadas para cada intervalo de tempo de registro de vazão, que geralmente era de 10 minutos, configuração do linígrafo. Em casos de dias dentro dos períodos de falha

nos dados, as vazões diárias calculadas pela Caesb foram usadas para cálculo de cargas, sendo considerado somente um valor representativo para o dia todo. No caso dos dias nos quais iniciou-se ou finalizou-se o período de falha, havendo, portanto, dados do linígrafo em somente um período do dia, considerou-se a carga calculada para o primeiro ou último registro como representativa para o período do dia que a antecedeu ou sucedeu.

O acumulado mensal foi feito somando-se as cargas diárias calculadas para estimativa das cargas mensais e o mesmo foi feito com elas para estimativa da carga de poluição anual, essa última considerando tanto o ano hidrológico de 2019-2020 quanto o ano civil de 2020. Dividindo a carga total anual pela área da Bacia Hidrográfica, foi possível obter cargas unitárias para comparação com valores encontrados na literatura.

4.6.3. Aplicação de metodologia utilizada pela Caesb

A metodologia utilizada pela Caesb no cálculo de cargas usa os dados de concentrações obtidos a partir do monitoramento de qualidade da água com coleta de 1 amostra mensal e os dados de vazão diária calculados pela cota média entre as duas leituras das réguas linimétricas feitas diariamente, usando curva-chave levantada com medições de vazão feitas também uma vez por mês. Nos períodos de falha, os dados de vazão diária faltantes são preenchidos com a média mensal feita com os dados disponíveis.

A fim de comparar essa metodologia adotada pela Caesb com a de aplicação da curva-chave de poluentes na série contínua de vazão, optou-se por utilizar a mesma base de dados e não os dados da Companhia. Assim, foram extraídos do monitoramento realizado neste trabalho dados de nível d'água correspondentes às leituras diárias das réguas linimétricas às 7h e 17h e de vazão em um dia e horário específicos por mês para cálculo da concentração de poluente instantânea pela curva-chave, que simula a coleta de uma amostra mensal. A curva-chave de poluentes, nesse caso, foi usada somente para a determinação dessas concentrações mensais. O dia 18 de cada mês e o horário de 14:30 foram escolhidos para representar as concentrações mensais por ser uma das únicas opções de dia e horário que não possui falha nos dados de vazão medidos pelo linígrafo. Dessa forma, preservou-se a metodologia adotada pela Caesb, mas utilizou-se os mesmos dados para ambas metodologias, para evitar que diferenças nos dados obtidos interferissem na comparação entre os métodos.

O parâmetro de fósforo total é analisado pela companhia em todas as amostras coletadas, porém as análises dos parâmetros de sólidos suspensos e as formas de nitrogênio são feitas

nas amostras com periodicidade trimestral. O parâmetro de DQO não é medido nas amostras, tendo sido substituído pelo de carbono total, análise não realizada neste trabalho. Apesar das diferenças de monitoramento entre os parâmetros, todos os quatro foram utilizados para aplicação da metodologia em questão.

Além da replicação da metodologia da Caesb com os dados de monitoramento resultantes deste trabalho, a mesma metodologia foi aplicada aos dados fornecidos pela própria Caesb, tanto de vazão quanto de concentração dos parâmetros. A estimativa das cargas mensais foi feita, então, de três formas: 1) pelo modelo matemático utilizado neste trabalho e dados de vazão do monitoramento contínuo (estimativa curva-chave); 2) pela metodologia da Caesb e dados de vazão do monitoramento contínuo (estimativa monitoramento mensal); 3) pela metodologia da Caesb e dados também da companhia (estimativa Caesb).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os tópicos a seguir apresentam os resultados do trabalho e as discussões relacionadas a eles.

5.1. DADOS DE CHUVA

A rede de monitoramento pluviométrico foi operada por 19 meses completos, de outubro de 2019 a abril de 2021, nos quais, durante a maior parte do tempo, pelo menos um dos pluviógrafos apresentou falha de dados, seja por erro de operação ou defeito do equipamento. No entanto, das 16 estações pluviométricas, o menor número que esteve operando corretamente ao mesmo tempo foi de 12, como mostra a linha do tempo na Figura 5.1.

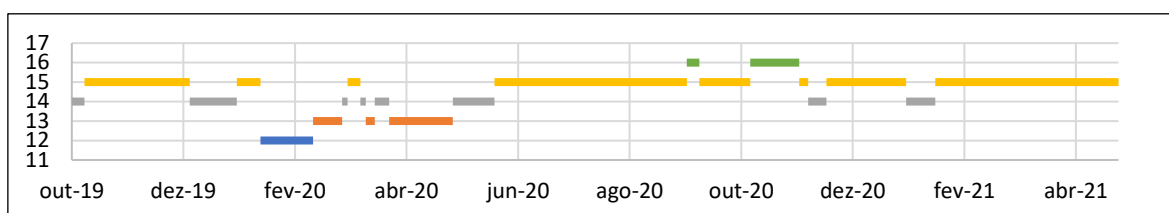


Figura 5.1 – Linha do tempo com número de estações pluviométricas operando corretamente na rede de monitoramento instalada na bacia do Riacho Fundo.

As médias da precipitação acumulada mensal dentre as estações pluviométricas, considerando somente os meses com dados completos em cada, ficaram, em geral, próximas à normal climatológica do INMET para 1981-2010, com variações não superiores a 30% da média histórica na maior parte dos meses monitorados. As exceções foram o mês de outubro/2019, que apresentou média de precipitação mensal entre as estações pluviométricas 75% menor do que a média histórica, o mês de fevereiro/2021, que registrou valor 146% superior à média histórica para o mês e os meses de março e abril/2021, que tiveram registro de chuva médio inferiores às médias históricas em 56 e 39%, respectivamente. Os meses de seca, de maio a setembro, foram mais secos do que a média da normal climatológica, com os meses de junho a agosto de 2020 apresentando média igual a 0. A Figura 5.2 apresenta a precipitação acumulada mensal média, mínima e máxima registrada nas estações pluviométricas no período monitorado em comparação com as médias da normal climatológica.

Com o preenchimento dos períodos de falha de dados em cada estação, foi possível calcular a precipitação acumulada mensal para todas as estações pluviométricas e aplicar o método da dupla massa para verificar a consistência dos dados. Com isso, identificou-se que a estação do Parque Guará apresentou mudança de tendência nos registros após troca do equipamento devido a defeito no registrador em outubro de 2020. Apesar de o equipamento

para substituição do defeituoso ter sido calibrado em laboratório, seus registros acumulados mensais resultaram em valores bastante inferiores à média das demais estações, inconsistência apontada pelo baixo coeficiente de determinação entre o acumulado na estação e a média das restantes, como mostra a Figura 5.3. O período após a troca do equipamento foi considerado então como período de falha e os dados foram substituídos a partir da interpolação dos dados das outras estações, assim como foi feito o preenchimento. A relação para essa estação específica melhorou significativamente, com o coeficiente de determinação resultando em mais de 0,9, e é mostrada na Figura 5.4, enquanto as relações das demais não foram muito alteradas.

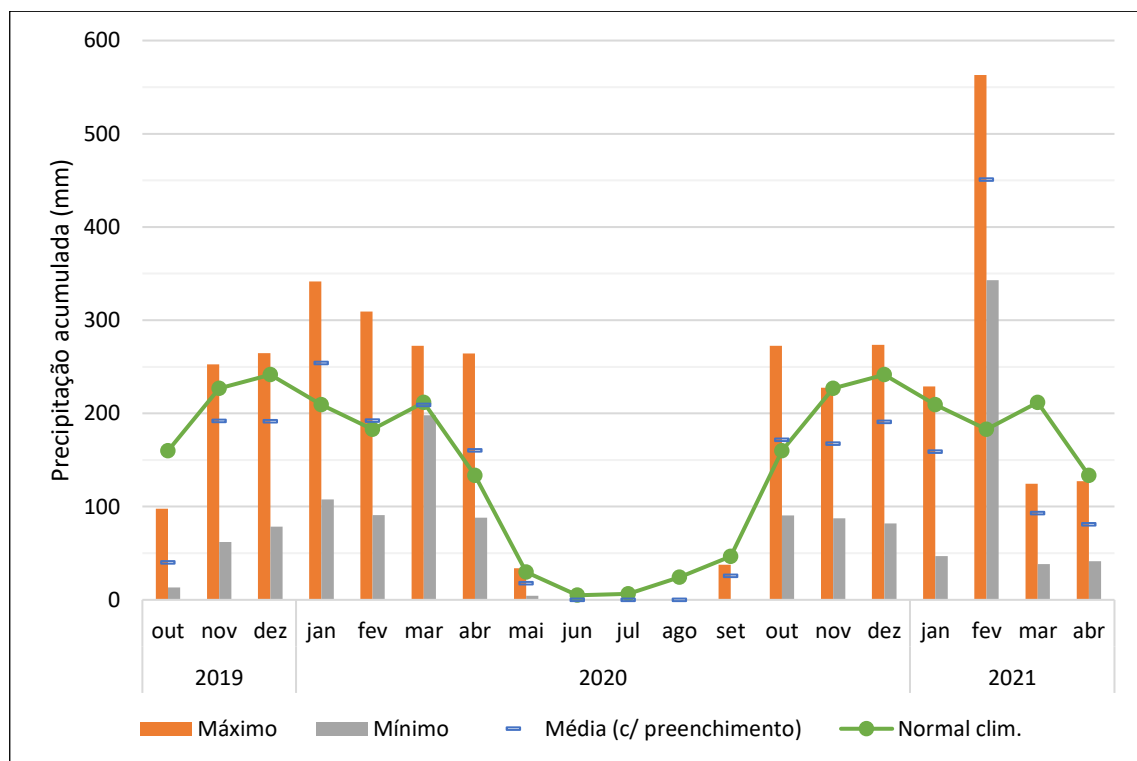


Figura 5.2 – Lâminas de precipitação acumulada mensal médias, mínimas e máximas registradas nas estações pluviométricas na bacia do Riacho Fundo em comparação à normal climatológica 1981-2010 (INMET).

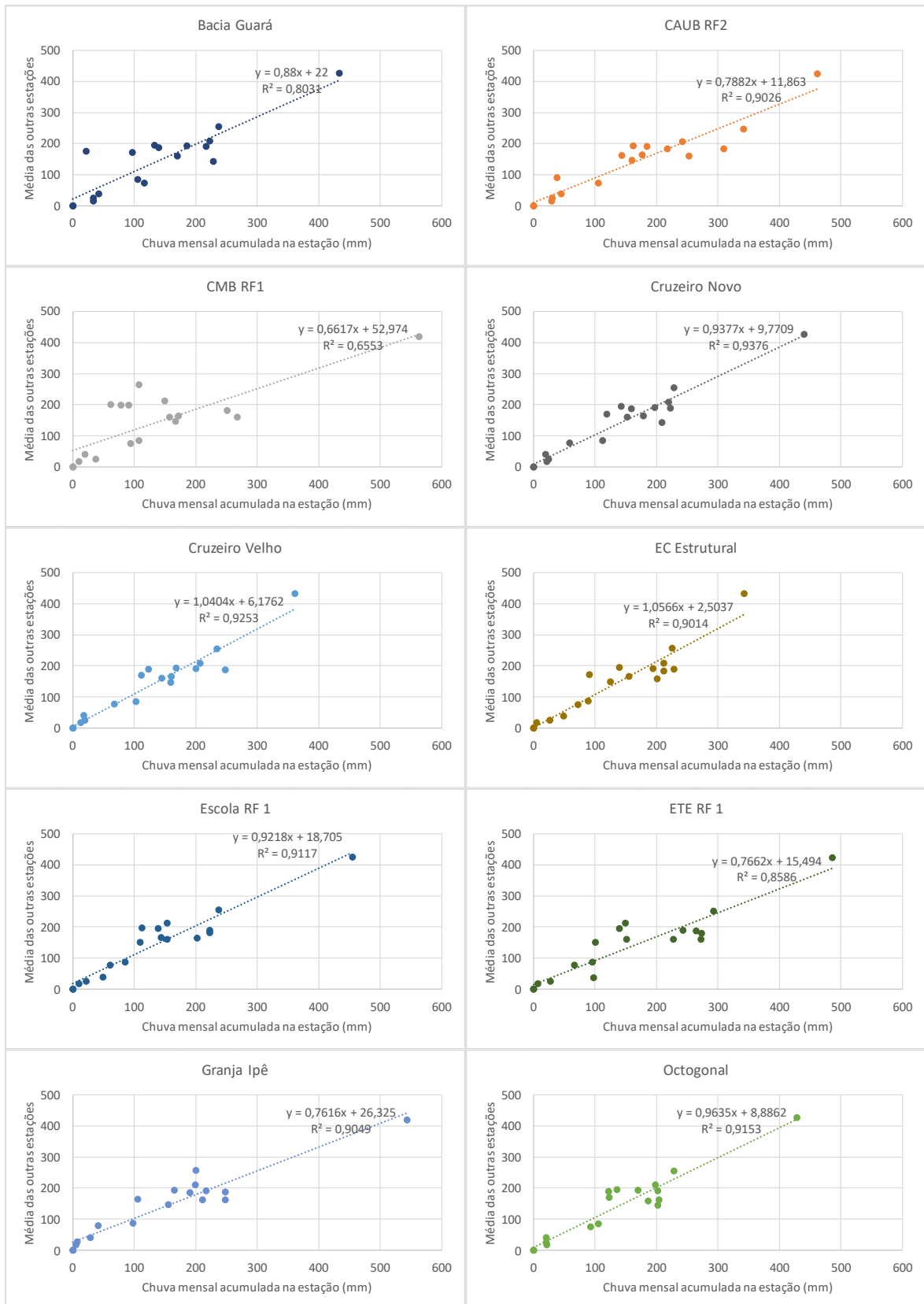


Figura 5.3 – Análise de consistência dos dados das estações pluviométricas da bacia do Riacho Fundo pelo método da dupla-massa antes da substituição dos dados considerados inconsistentes.

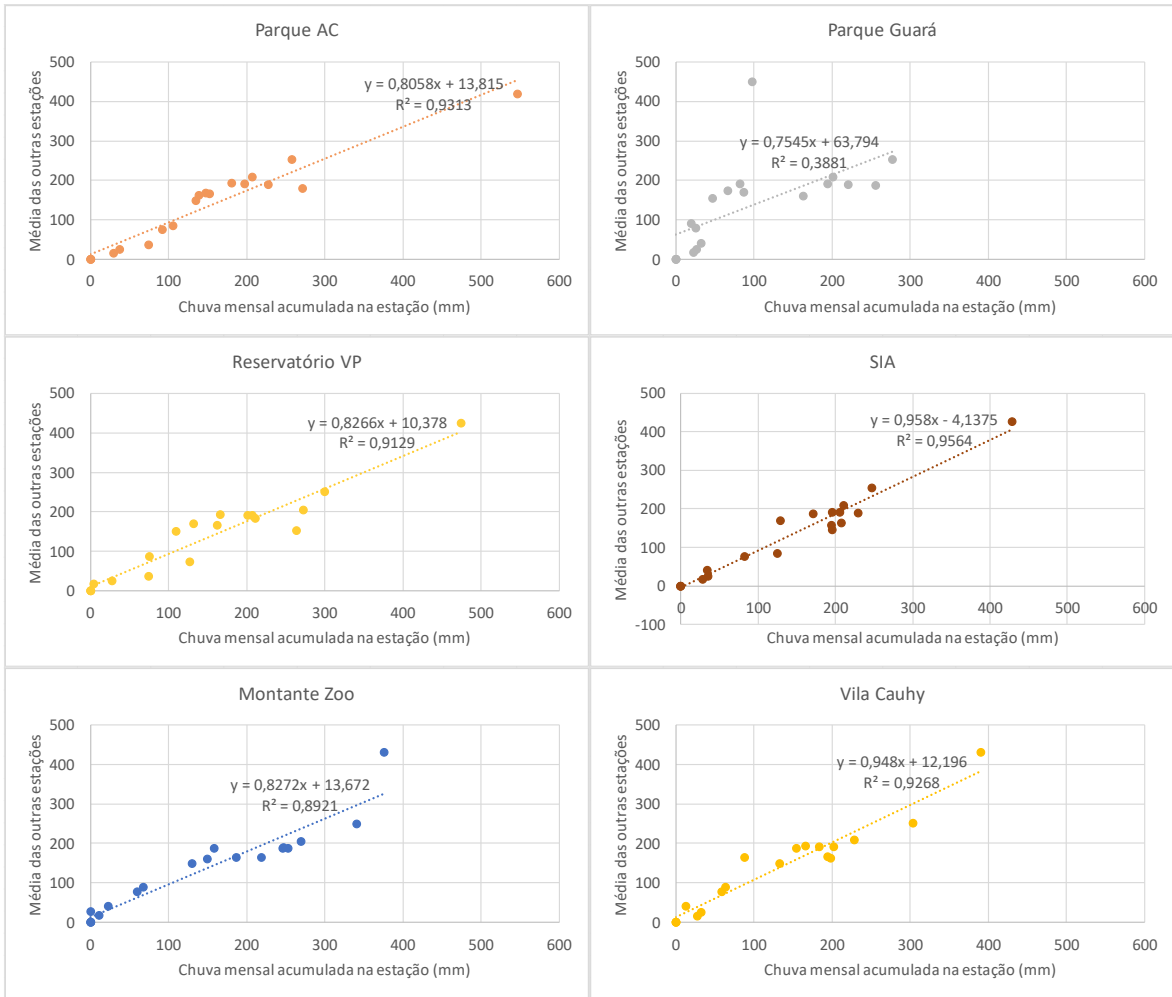


Figura 5.3 (continuação) – Análise de consistência dos dados das estações pluviométricas da bacia do Riacho Fundo pelo método da dupla-massa antes da substituição dos dados considerados inconsistentes.

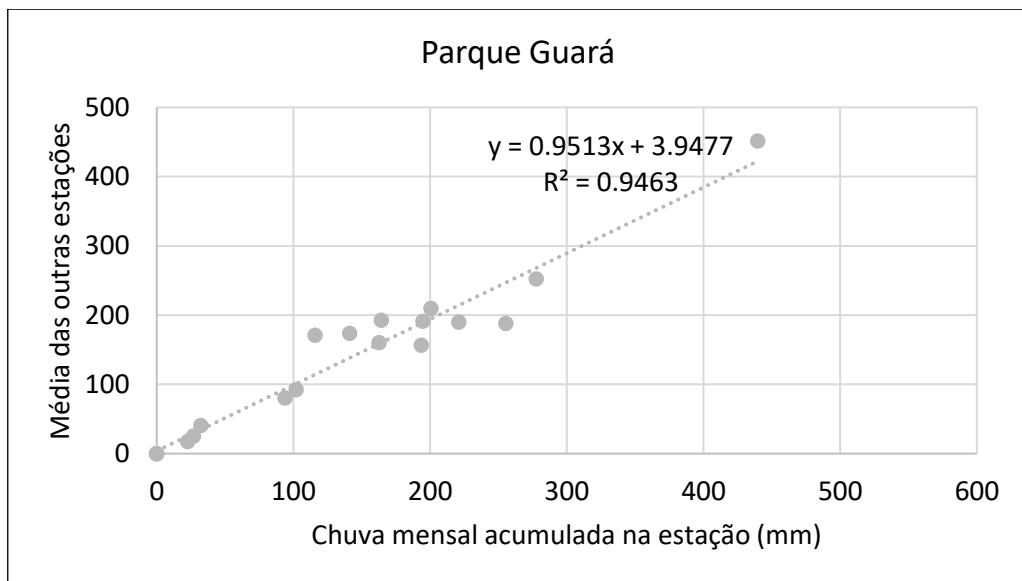


Figura 5.4 – Aplicação do método da dupla-massa para a estação pluviométrica Parque Guará após substituição dos dados inconsistentes.

Após os devidos preenchimentos e substituições, verificou-se que a estação que registrou a maior lâmina de precipitação acumulada durante todo o período de monitoramento foi a estação CAUB RF2, com 2.903,2 mm, enquanto a de menor precipitação total foi a do CMB RF1, com 2.335,6 mm. Essa última estação também chegou a apresentar registros mensais inferiores à média no início do monitoramento, porém considerou-se que o desvio não foi tão acentuado.

Para o ano hidrológico de out/2019-set/2020, a precipitação total anual média entre as estações foi de 1.282 mm, 14% menor do que a média histórica de 1.493 mm, calculada com dados do INMET desde o ano hidrológico de 1962-1963 para o DF. Para o ano de 2020 a média foi de 1.388,5 mm no ano para as estações pluviométricas utilizadas, também 7% abaixo da média histórica. Apesar de os registros serem menores do que as médias históricas, a variação foi pequena e pode-se assumir que a precipitação anual no período monitorado não teve caráter atípico.

Analisando o intervalo de 5 minutos, discretização das séries de precipitação com falhas preenchidas, a maior intensidade nesse intervalo foi de 182,4 mm/h. Já a lâmina máxima que foi registrada em 24 horas foi de 111,2 mm em novembro de 2019, valor que ultrapassou o máximo acumulado em 24 horas para o mês de novembro presente na série histórica do INMET usada para elaboração da normal climatológica, que era de 99,8 mm. Nos restantes dos meses, apesar de serem observados valores altos de precipitação acumulada em 24 horas, os máximos históricos não foram ultrapassados.

Em relação ao número de dias de estiagem que aconteceu entre maio e setembro de 2020, a média entre as estações pluviométricas foi de 122 dias, sendo considerados dias secos os que registraram menos de 1 mm de chuva.

5.2. DADOS DE VAZÃO

5.2.1. Nível d'água

Apesar da variação entre as diferenças de medição no linígrafo e nas réguas, especialmente em vazões muito altas, foi estabelecida uma relação biunívoca. As medições no linígrafo e nas réguas linimétricas instalados na estação Ponte apresentam um deslocamento e o nível registrado no linígrafo deve ser acrescido de 0,52 m para corresponder ao nível na régua. Tal valor foi determinado pela moda do conjunto de diferenças observadas entre nível no linígrafo e na régua medido em 41 ocasiões simultaneamente e obtidas em outras 15 ocasiões

pela leitura da régua e posterior determinação do valor correspondente no linígrafo, buscando na série o mesmo horário da leitura.

O maior nível registrado na estação Ponte foi de 2,87 m no linígrafo, o que, pela conversão estabelecida, corresponde a 3,39 m na régua, e ocorreu em 03 de março de 2020. No entanto, para níveis muito altos, acima de 3 m na régua, as diferenças entre as medidas do linígrafo e da régua encontradas foram maiores, variando de 0,59 m a 0,68 m. Dessa forma, há incerteza quanto ao nível máximo que efetivamente ocorreu na seção. Já o nível mais baixo foi registrado em 20 e 21 de outubro de 2019, de 0,54 m na régua.

Na estação Zoo observou-se maior variação na relação entre medições no linígrafo e nas réguas linimétricas, o que pode ser devido a diferença no processo de instalação e fixação do equipamento na água. Além disso, foi necessário realizar a troca de equipamento em função de defeito e, dessa forma, para cálculo do nível d'água nas réguas linimétricas, os níveis medidos no linígrafo foram acrescidos de 0,39 m até 19 de setembro de 2020 e de 0,33 m de 13 de outubro de 2020 em diante.

O menor nível d'água registrado na estação Zoo foi de 0,85 m, em 17 de outubro de 2020, e o maior foi de 3,83 m em 24 de dezembro de 2020. Observa-se, em conjunto com os níveis na estação Ponte, que outubro, apesar de já registrar alguns eventos de cheia, é o mês em que o Riacho atinge seu menor nível. O solo extremamente seco no início do período chuvoso provavelmente contribui para que os primeiros eventos de chuva sejam retidos, retardando o aumento do escoamento de base.

5.2.2. Curva-chave de vazão

Ao todo, foram realizadas 6 campanhas de medição de vazão, das quais 5 foram bem sucedidas. As medições foram feitas em níveis d'água de 0,65 a 3,26 m, sendo usados como base os níveis medidos na régua. Dificuldades encontradas nas medições estiveram relacionadas a diferentes fatores, dentre eles operacionais, como bateria do equipamento e sinal de GNSS, e ambientais, por muitas vezes ser necessário realizar a medição sob chuva intensa. Somente as medições finalizadas sem intercorrências em termos de conexão do equipamento foram consideradas para o traçado da curva-chave de vazão.

As vazões medidas em campo variaram de 1,03 a 69,34 m³/s, sendo a maior medida na única campanha na qual foi possível observar o extravasamento da calha do Riacho, realizada em 05 de janeiro de 2020. Nessa campanha, realizou-se medição de vazão nos níveis 3,09, 3,10,

3,24 e 3,6 m, níveis superiores ao máximo que a Caesb realizou medições na estação historicamente, de 3,05 m. A Figura 5.5 ilustra a representação do perfil transversal da seção no *software* RiverSurveyor Live, usado para operar o equipamento durante as medições.

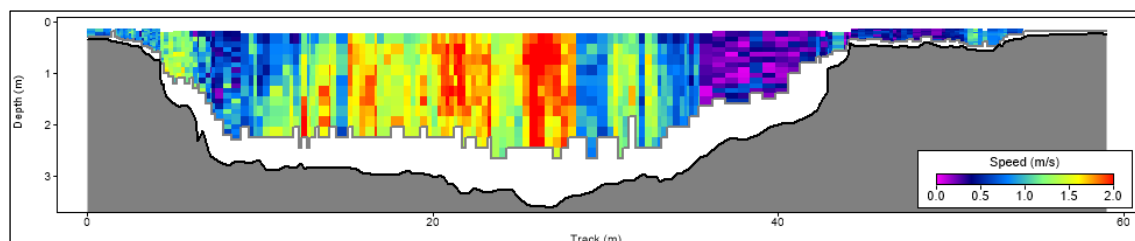


Figura 5.5 – Perfil transversal da seção representado no *software* RiverSurveyor Live durante medição da maior vazão observada durante campanhas na estação Ponte da bacia do Riacho Fundo.

Para a curva-chave da seção Ponte, foi necessário considerar duas faixas de cotas, pois as vazões alteram significativamente a partir do nível de extravasamento da calha. Portanto, a curva cota x vazão foi dividida em dois tramos chamados de cotas baixas e cotas altas. Apesar de serem medidas vazões com uma amplitude bem grande, não foi possível realizar campanhas em níveis intermediários, mais especificamente entre 2,18 e 3,09 m. Dessa forma, foi utilizado o método de Stevens para extrapolação da curva-chave, adotando a geometria resultante da batimetria levantada durante a medição de vazão mais alta.

O ajuste direto de duas equações foi feito para as medições realizadas dentro da calha do Riacho, correspondentes ao tramo de cotas baixas da curva-chave, e para as medições realizadas após o extravasamento dela, no tramo de cotas altas. A Figura 5.6 apresenta o gráfico com as duas equações ajustadas.

A extensão da curva para níveis entre as duas seções foi feita pelo método de Stevens, ajustando uma equação para a relação entre cota e produto dos termos geométricos da fórmula de Manning ($A_m \cdot R_h^{2/3}$). O ponto de interseção entre as seções foi encontrado pela interseção entre as retas traçadas para a relação entre vazão e o mesmo produto dos termos da fórmula de Manning em cada uma das seções. As equações das retas e o ponto de interseção foram substituídos na equação ajustada para o intervalo sem pontos com medição de vazão para determinar as funções $Q(h)$ e a cota de interseção. A Figura 5.7 apresenta o ajuste das retas e curvas para as relações entre cota e vazão e o produto dos termos geométricos. O método de Stevens permitiu ainda verificar a adequação dos ajustes diretos à geometria da seção, pois as curvas ajustadas por esse método para a 1ª e 2ª seções foram muito próximas às já obtidas pelo ajuste direto.

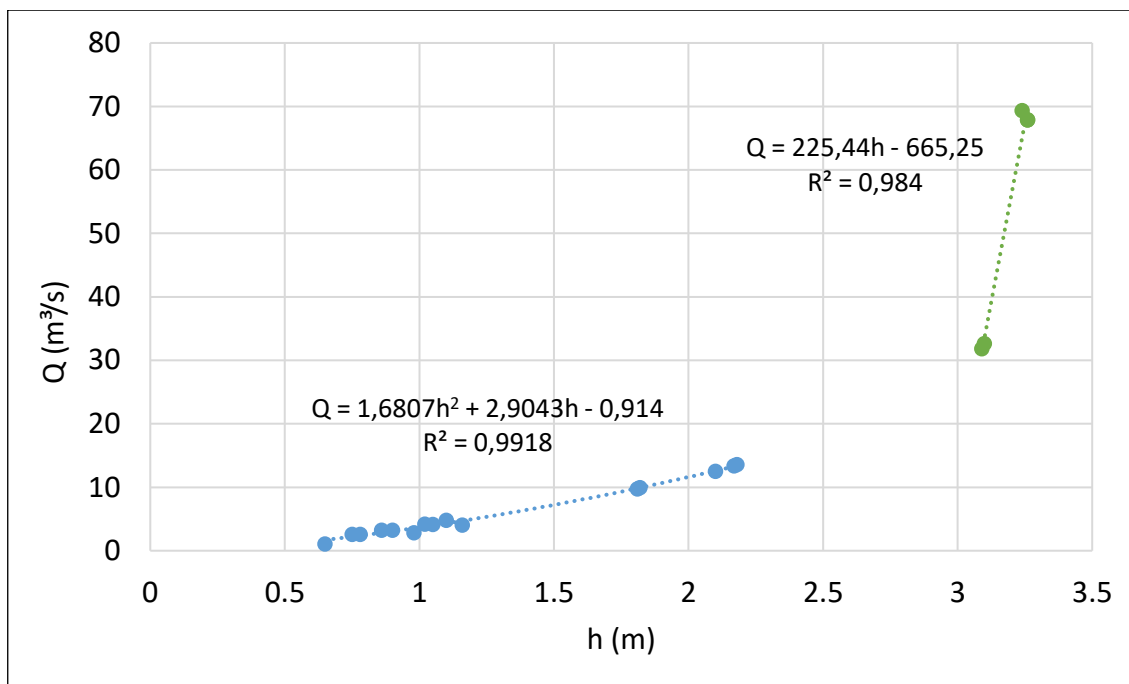


Figura 5.6 – Ajuste direto de equações às medições de vazão feitas nos tramos de cotas baixas e de cotas altas da curva-chave de vazão da estação Ponte na bacia do Riacho Fundo.

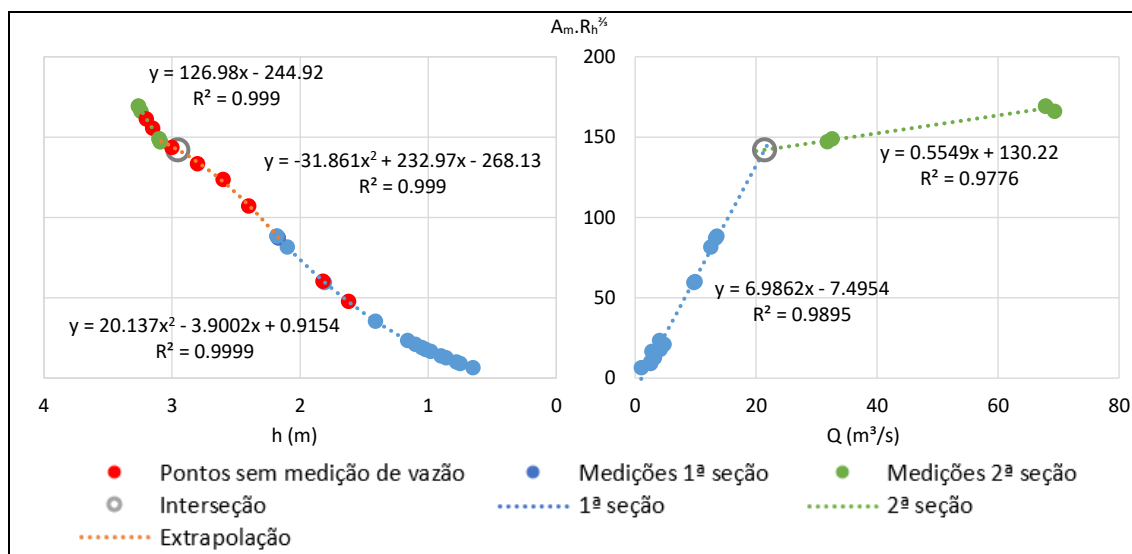


Figura 5.7 – Extrapolação da curva-chave cota (h) x vazão (Q) e verificação dos ajustes diretos pelo método de Stevens para a estação Ponte na bacia do Riacho Fundo.

A cota de extravasamento da calha do Riacho, de acordo com o método adotado, é 2,96 m medidos na régua linimétrica. Esse nível corresponde à vazão de 21,4 m³/s de acordo com a curva-chave.

Para níveis acima do de maior vazão medida (3,26 m), foi feita a extrapolação do próprio ajuste direto para o tramo de cotas altas. Isso pôde ser feito porque os níveis observados só extrapolaram esse valor em 2 eventos: em 24/02/2020, o qual chegou a um nível somente 1

cm maior, e em 03/03/2020, no qual o maior nível com medição de vazão foi superado em 13 cm, porém a vazão resultante da extrapolação do ajuste direto foi 42,7% superior à maior vazão medida, valor considerado adequado para a extrapolação direta. A curva-chave final traçada para a estação Ponte, com todas as seções, extrapolações e equações, é apresentada na Figura 5.8.

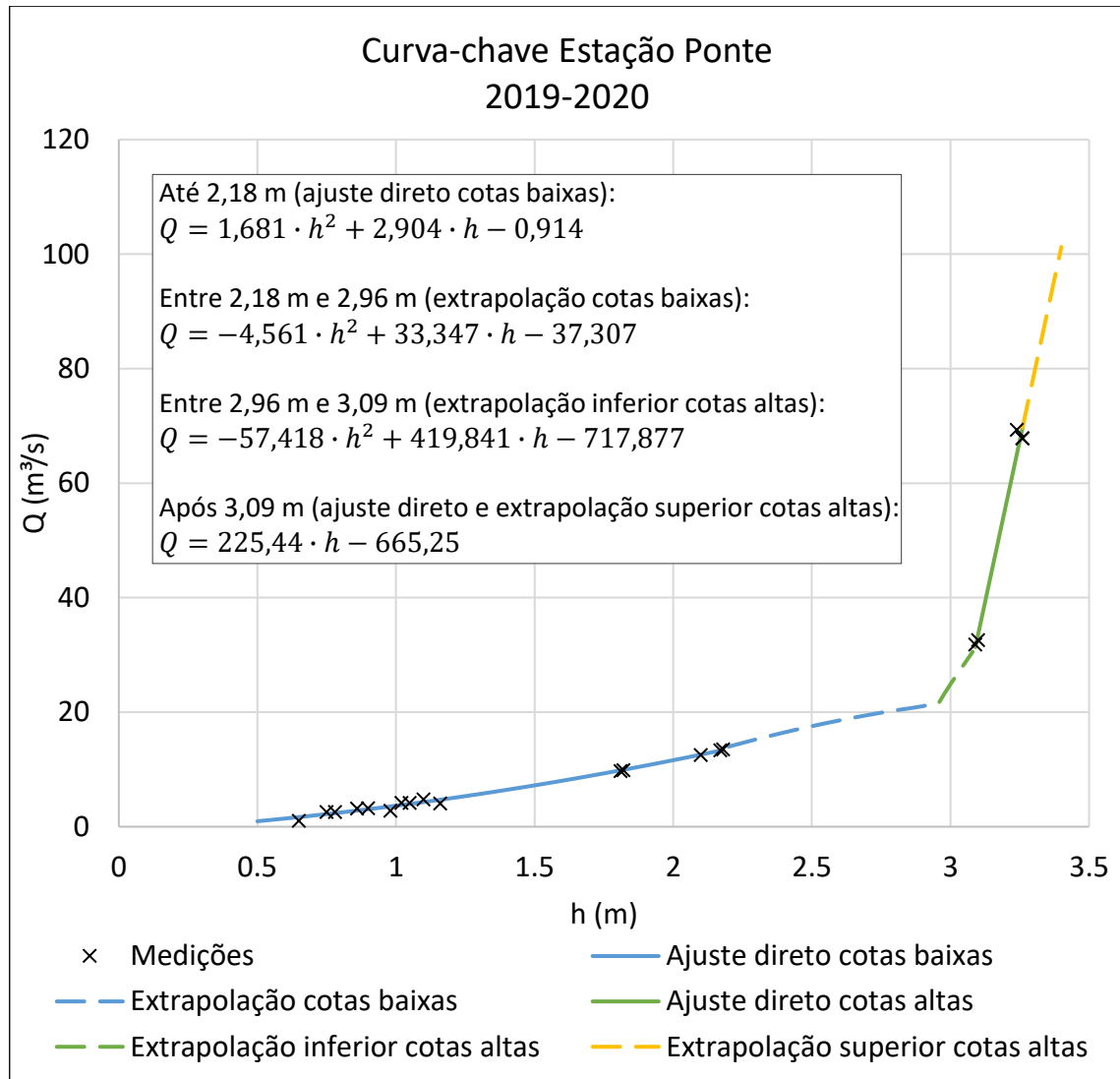


Figura 5.8 – Curva-chave cota (h) x vazão (Q) para a estação fluviométrica Ponte Aeroporto (seção original), na bacia do Riacho Fundo, para o período de monitoramento.

Foi possível obter uma curva com ajuste muito bom às medições realizadas em campo, sendo encontrados coeficientes de determinação R^2 de 0,99 e 0,98 para os tramos de cotas baixas e cotas altas da curva, respectivamente. Apesar de o tramo de cotas altas dispor de poucos pontos de medição, o que influencia no cálculo das métricas do ajuste, os valores de R^2 muito próximos de 1 indicam que a curva-chave está bem adequada às vazões medidas. O erro padrão calculado entre as vazões observadas e calculadas nos dois tramos foi de 1,23 m³/s,

porém observou-se maior erro padrão no tramo de cotas altas, de 2,87 m³/s, o que era esperado para as vazões muito altas e não representa variação muito significativa tendo em vista a magnitude delas. Já o erro padrão para o tramo de cotas baixas foi de 0,41 m³/s.

De todo o período de monitoramento na estação Ponte (28/09/2019 a 05/08/2020), o nível só ultrapassou a cota de 2,96 m na régua em 8 eventos, num total de menos de 1% de todos os registros feitos pelo linígrafo. Assim, pode-se afirmar que a maior parte dos eventos de cheia no Riacho Fundo acontecem dentro da calha do Riacho na seção monitorada.

Após a mudança de seção, para a estação Zoo, em agosto de 2020, foi adotada a curva-chave cujos coeficientes são disponibilizados no Hidroweb (ANA, 2021), calculados pela Caesb a partir de suas medições mensais de vazão. A equação resultante e sua representação gráfica são apresentadas na Figura 5.9 para os níveis observados na seção durante o monitoramento.

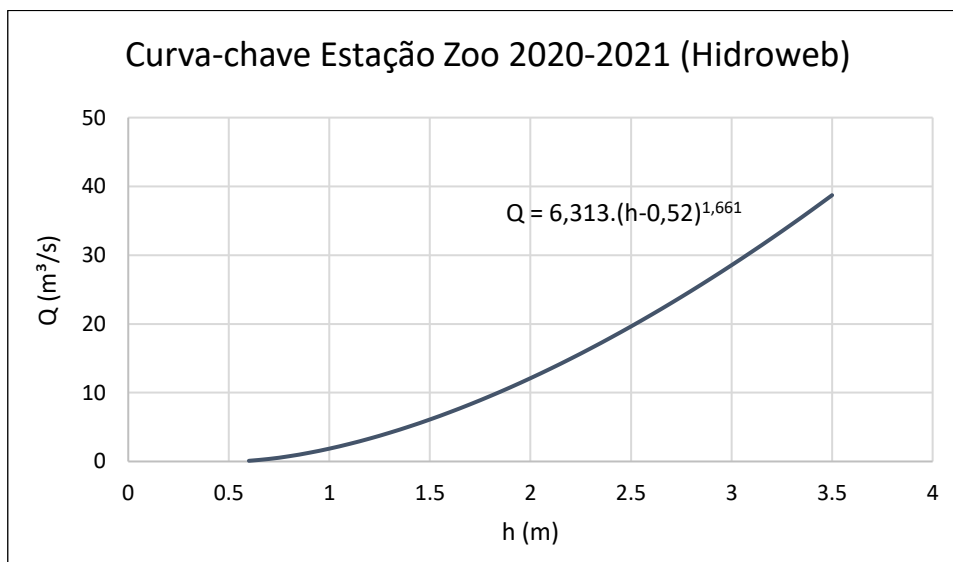


Figura 5.9 – Curva-chave para a estação Zoo com coeficientes obtidos do Hidroweb (ANA, 2021) para os níveis observados na seção.

5.2.3. Vazões

As vazões calculadas pela curva-chave para a estação Ponte variaram de 1,14 a 98,99 m³/s, enquanto para a estação Zoo as vazões no período de monitoramento ficaram entre 1 e 46,10 m³/s. Na estação Ponte, o único período de falha nos dados de vazão, causado por falta de bateria no linígrafo, durou 14 dias e ocorreu no período de seca. Por não se ter contribuições de eventos de chuva e observando o comportamento linear do decaimento da vazão durante a seca, o preenchimento dos dados foi feito considerando diminuição linear a cada dia partindo da média das vazões no dia anterior ao da interrupção nos dados até a média no dia do reestabelecimento do registro contínuo pelo equipamento. Já na estação Zoo, os períodos

de falha foram mais longos, de 20 e 23 dias, sendo que um ocorreu no início do período chuvoso e outro em período bastante chuvoso. Nesse caso, para apresentação dos resultados, as vazões diárias foram preenchidas com os dados da Caesb, quando disponíveis. As Figuras Figura 5.10 e Figura 5.11 apresentam as séries temporais das duas estações.

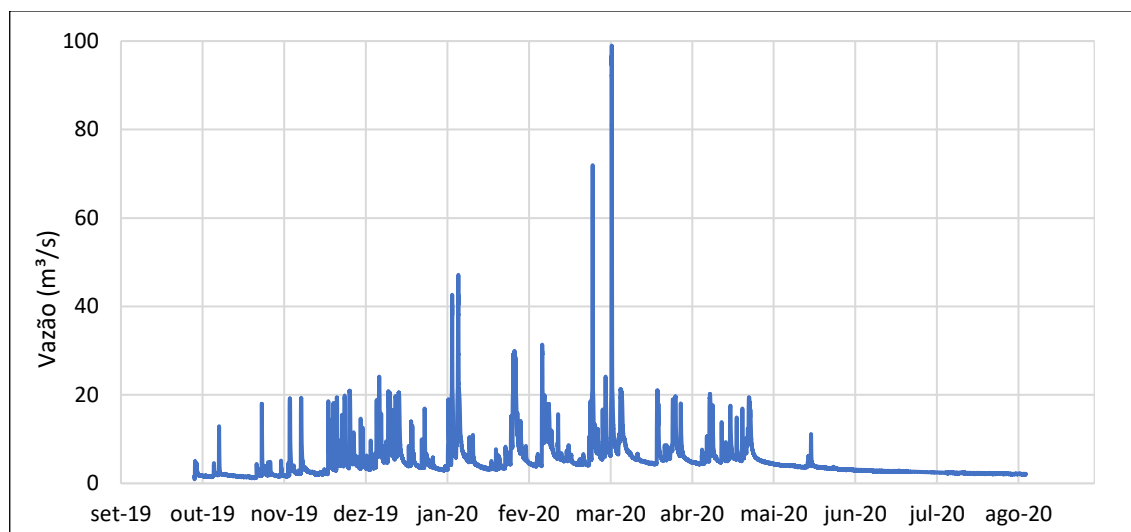


Figura 5.10 – Série temporal de vazões resultante do monitoramento na estação Ponte, na bacia do Riacho Fundo.

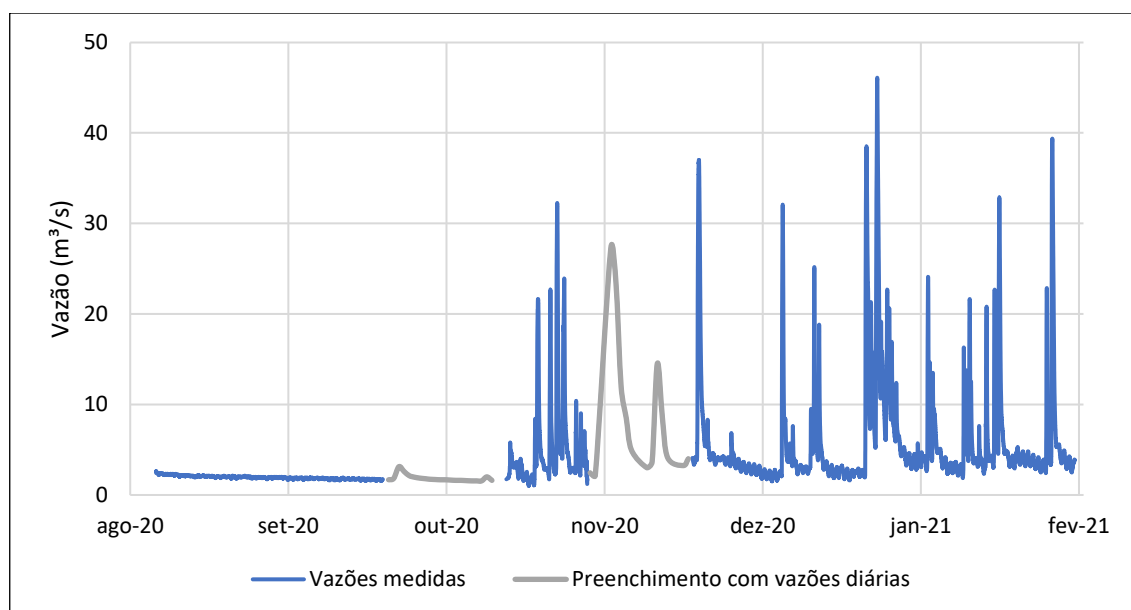


Figura 5.11 – Série temporal de vazões resultante do monitoramento na estação Zoo, na bacia do Riacho Fundo.

A média das vazões calculadas com os níveis medidos a cada 10 minutos no período de outubro de 2019 a janeiro de 2021 foi de 4,92 m³/s. Se considerado só o ano de 2020, a média foi de 5,05 m³/s, enquanto para o ano hidrológico de 2019-2020 a média ficou em 4,71 m³/s. Realizando-se a média das vazões registradas no dia, cuja série é apresentada na Figura 5.12,

percebe-se a acentuada diminuição dos picos de vazão. Como a Bacia é bastante urbanizada, o que implica em rápidos escoamentos, e seu tempo de concentração é inferior a 1 dia, os valores médios diários não refletem a magnitude das vazões que ocorreram nos eventos de cheia.

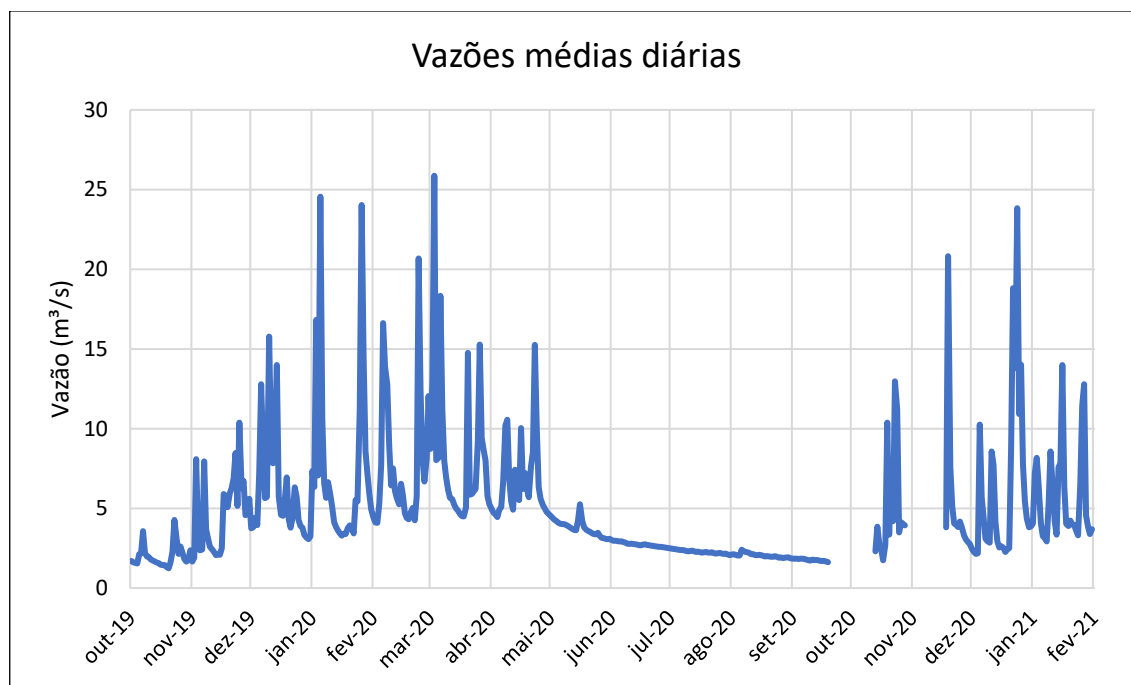


Figura 5.12 – Série de vazões médias diárias no período de monitoramento nas estações Ponte e Zoo, na bacia do Riacho Fundo.

Tendo em vista que a variação do escoamento de base não é tão célere quanto a do escoamento superficial, a separação entre as duas parcelas da vazão foi com série de vazões médias a cada 6 horas, ou seja, compilando-se 4 vazões médias por dia. Foi adotado o valor de 0,97 para o parâmetro beta do filtro matemático de Arnold e Allen (1999), que gerou picos tênues para o escoamento de base, compatíveis com sua variação mais lenta, mas acompanhou bem o início e fim dos eventos. Além disso, foi estabelecida uma vazão mínima de 0,1 m³/s para auxiliar na separação dos eventos, sendo desconsideradas vazões menores do que essa. O escoamento de base separado foi então deduzido das vazões totais registradas a cada 10 minutos para obtenção do escoamento superficial com esse mesmo intervalo. A sobreposição das séries de vazão total e de escoamento superficial é apresentada na Figura 5.13.

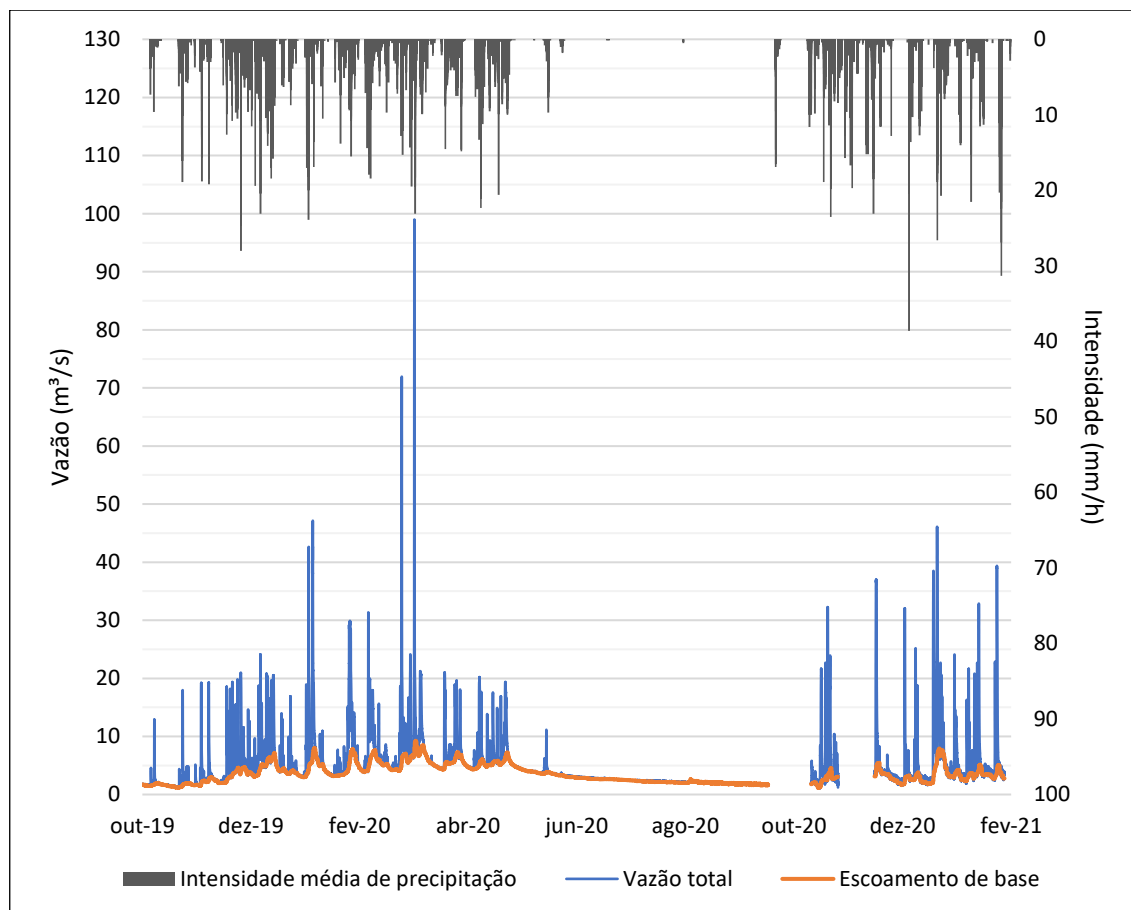


Figura 5.13 – Escoamento de base separado da vazão total no período de monitoramento nas estações Ponte e Zoo, na bacia do Riacho Fundo.

Considerando somente os eventos de cheia ocorridos no período monitorado e a separação realizada, a divisão entre as parcelas de escoamento de base correspondeu a 49% do volume de água que chegou até o lago Paranoá pela bacia do Riacho Fundo, enquanto o escoamento superficial correspondeu a 51% desse volume.

5.3. QUALIDADE DA ÁGUA NOS EVENTOS MONITORADOS

5.3.1. Características dos eventos

Os eventos de precipitação que geraram as ondas de cheia nas quais foi monitorada a qualidade da água, foram separados dentre os dados de cada estação pluviométrica. As médias das principais características dos eventos de chuva, considerando somente as estações pluviométricas em operação e que registraram qualquer lâmina chuva, são apresentadas na Tabela 5.1. A Tabela 5.2 apresenta os valores mínimos e máximos das mesmas características.

Tabela 5.1 – Características médias das chuvas correspondentes aos eventos de cheia com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte, na bacia do Riacho Fundo (destaque para os maiores valores encontrados).

Evento	Núm. de estações pluviométricas que registraram chuva /estações operando	Lâmina acumulada média* (mm)	Duração média* (min)	Intensidade média* (mm/h)	Média* do número de dias secos antecedentes
07/nov/19	13/15	22,5	105	13,7	0,5
05/dez/19	15/15	20,7	575	2,2	0,6
18/dez/19	13/14	5,8	98	7,8	2,3
22/dez/19	10/14	3,5	19	11,1	2,0
23/dez/19	14/14	10,0	95	8,4	1,5
10/jan/20	4/15	8,6	11	42,4	0,0
23/jan/20	12/12	9,8	462	1,3	0,4
30/jan/20	6/12	1,8	56	6,9	0,7
23/fev/20	11/13	3,4	59	4,4	0,9
24/fev/20	12/12	32,8	375	5,6	0,3
05/dez/20	8/15	17,6	42	32,3	10,8
18/set/20 (seca)	0/15	-	-	-	118,2

* Dentre as estações que registraram chuva para os eventos.

Tabela 5.2 – Características mínimas e máximas das chuvas correspondentes aos eventos de cheia com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte, na bacia do Riacho Fundo (destaque para os maiores valores encontrados).

Evento	Lâmina acum. (mm)		Duração (min)		Intensidade (mm/h)		N° dias secos antecedentes	
	Mín*	Máx*	Mín*	Máx*	Mín*	Máx*	Mín*	Máx*
07/nov/19	5,2	38,2	78	180	2,1	22,3	0	3
05/dez/19	10,8	37,2	385	796	0,9	4,1	0	1
18/dez/19	1,4	16,6	18	355	1,0	29,1	0	3
22/dez/19	0,4	18,6	1	81	2,3	24,0	2	2
23/dez/19	2,0	21,6	13	150	2,8	39,7	0	3
10/jan/20	0,8	13,8	7	13	6,9	63,7	0	0
23/jan/20	3,6	24,6	429	499	0,5	3,1	0	5
30/jan/20	0,4	5,8	10	207	0,5	26,8	0	1
23/fev/20	0,6	11,2	13	134	0,3	10,7	0	1
24/fev/20	12,4	68,0	164	671	3,1	13,5	0	2
05/dez/20	1,8	38,6	7	110	3,2	52,9	9	15

* Dentre as estações que registraram chuva para os eventos.

Observa-se, pelos valores nas Tabela 5.1 e Tabela 5.2, que os eventos de precipitação apresentaram características bastante distintas entre si. O evento de maior volume médio de chuva foi o de 24/fev/20, com 32,8 mm, que registrou também maior lâmina de precipitação acumulada em uma estação pluviométrica, de 68 mm. A maior intensidade registrada para

um evento foi de 63,7 mm/h, no evento do dia 10/jan/20, que foi o evento mais intenso também em relação ao valor médio, resultando em 42,4 mm/h.

Já os eventos de menor volume e menor intensidade médios foram 30/jan/20 e 23/jan/20, respectivamente. No evento de 30/jan/20, a lâmina de chuva acumulada foi, em média, 1,8 mm, sendo que a estação que registrou maior volume nele resultou em 5,8 mm, menor valor de lâmina máxima dentre os eventos. O evento de 23/jan/20, menos intenso de todos, teve também menor intensidade máxima registrada nas estações pluviométricas para um evento, sendo que a longa duração observada para o evento em todas as estações pluviométricas certamente influenciou a baixa intensidade.

Todos os eventos de precipitação tiveram tempo de retorno médio, calculado com dados de todas as estações que registraram chuva em cada evento, entre 0 e 0,4 anos, indicando que, em geral, os eventos que ocorreram foram corriqueiros. Somente uma estação pluviométrica registrou chuva que resultou em tempo de retorno maior do que 1 ano, de 3,5 anos, para o evento do dia 24/fev/20.

Em relação ao tempo seco antecedente aos eventos, na maioria dos eventos ao menos uma estação pluviométrica registrou chuva no dia anterior, só os eventos de 22/dez/19 e 05/dez/20 que apresentaram número de dias secos antecedentes maior do que zero em todas as estações em operação, sendo que no primeiro todas tiveram 2 dias secos antecedentes e no segundo o número variou entre 9 e 15 dias sem chuva antes do evento. A coleta das amostras no período de seca foi feita no final da estação, em 18/set/20, no 116º dia sem registro de chuva em nenhuma das estações pluviométricas. Algumas estações registraram mais dias secos antecedentes, chegando até 124 dias. Porém, a média entre as 15 estações que estavam em funcionamento no início do período de seca, durante as últimas chuvas registradas, resultou em 118 dias.

Pelas amplitudes dos valores na Tabela 5.2, nota-se também que houve grandes diferenças entre os registros das estações pluviométricas dentro de cada evento, o que ressalta a distribuição espacial irregular das chuvas. Mapas com a lâmina total acumulada em cada evento são apresentados na Figura 5.14. Foi possível identificar em quais porções da Bacia se concentraram os diferentes eventos. O menor coeficiente de variação das lâminas totais precipitadas nas estações pluviométricas para um evento foi de 0,4 enquanto o maior foi de 2,1, sendo que em 5 dos eventos o coeficiente encontrado esteve acima de 1, o que indica

que o desvio padrão obteve valor maior do que a média entre as lâminas de precipitação. Deduz-se que os eventos com maiores coeficientes de variação tiveram distribuição mais heterogênea.

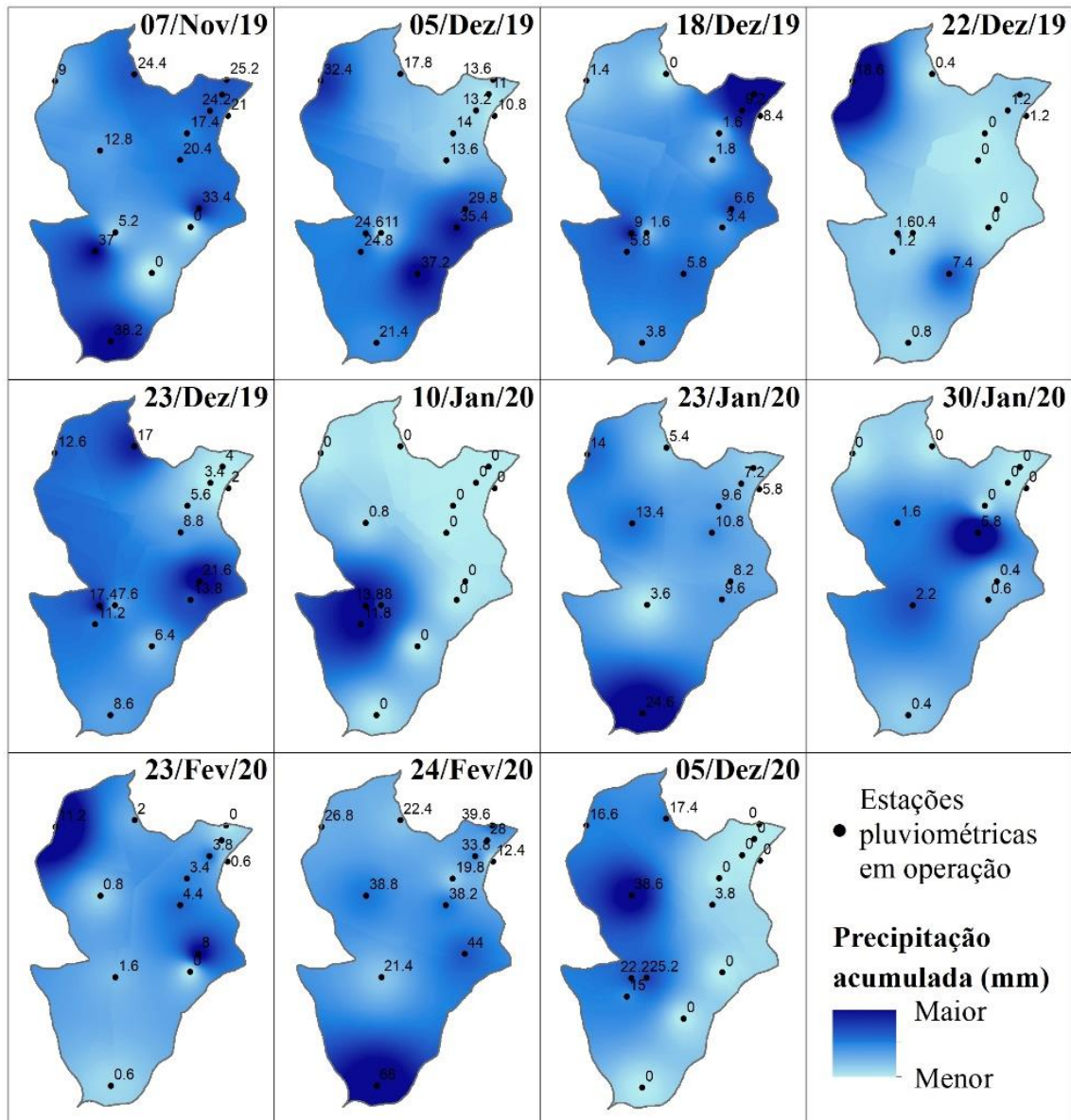


Figura 5.14 – Distribuição espacial da lâmina de precipitação acumulada nos eventos com monitoramento de qualidade da água na bacia do Riacho Fundo.

A Tabela 5.3 apresenta as características de vazão e duração da onda de cheia, além do coeficiente de escoamento calculado para cada. Percebe-se que a onda de cheia de maior duração não foi a de maior vazão de pico, assim como a onda mais curta não foi a de menor vazão. Para a coleta de seca, a vazão variou muito pouco, de 1,55 a 1,74 m³/s, sendo a menor observada durante a madrugada e a maior no início da manhã e final da tarde. Essa variação, por mais que pouca, pode estar ligada aos volumes de efluente da única ETE instalada na

Bacia, lançado em horários específicos, ou até a lançamentos irregulares. As amostras foram coletadas de 2 em 2 horas durante um período de 24 horas, no qual a vazão média ficou em 1,65 m³/s, muito próxima à vazão mínima mensal para setembro determinada pelo Plano de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal (PGIRH) com dados históricos até 2002, que é também a menor vazão dentre todos os meses (GDF, 2012).

Tabela 5.3 – Características dos eventos de cheia monitorados (destaque para os maiores valores encontrados).

Evento	Vazão média (m ³ /s)	Vazão máxima (m ³ /s)	Duração total da onda de cheia (horas)	Volume escoado (10 ³ m ³)	Coefficiente de escoamento
07/nov/19	11,51	19,30	14,7	608	0,14
05/dez/19	11,71	18,75	22,7	955	0,21
18/dez/19	8,32	13,98	8,0	240	0,11
22/dez/19	6,28	9,94	7,3	166	0,30
23/dez/19	11,01	16,91	10,7	423	0,19
10/jan/20	8,37	10,95	5,5	166	0,33
23/jan/20	6,23	8,29	14,5	325	0,15
30/jan/20	7,19	8,45	5,8	151	0,77
23/fev/20	8,14	10,58	4,3	127	0,20
24/fev/20	24,95	71,94	20,5	1.841	0,26
05/dez/20	21,02	32,06	10,5	795	0,39

A vazão máxima foi alcançada no evento de maior lâmina média de precipitação, sendo que essas duas variáveis apresentaram forte correlação positiva, como esperado (coeficiente de correlação 0,83). Também não surpreendentemente, maiores durações da precipitação estiveram associadas a maiores durações da onda de cheia (coeficiente de correlação 0,86). A intensidade e o número de dias antecedentes secos (DAS) não tiveram correlação significativa com características da onda de cheia, porém o menor coeficiente de escoamento foi observado em evento com alta média de DAS e o maior coeficiente em evento de menor lâmina, mas poucos DAS.

Durante mais de um evento, houve coleta de número de amostras maior do que o número de compartimentos disponíveis no amostrador. Isso ocorreu quando se estava em campo na hora que o amostrador estava ativado, o que possibilitou a troca de sacos coletores já com amostra, por novos. O número de amostras coletadas, dentre outras informações da coleta em cada evento de cheia, encontram-se na Tabela 5.4, na qual a ausência de observações sobre a coleta significa que ela ocorreu sem intercorrências e foi finalizada devido à baixa no nível d'água.

Tabela 5.4 – Informações da coleta de amostras nos eventos monitorados.

Evento	Nº de amostras	Intervalo entre amostras (min)	Observações sobre a coleta de amostras
07/nov/19	31	10	Realizada em duas etapas; parte da depleção da onda de cheia sem amostra.
05/dez/19	19	10	Realizada somente na ascensão da onda de cheia, falha na bateria do amostrador.
18/dez/19	15	15	-
22/dez/19	7	15	-
23/dez/19	24	15	-
10/jan/20	12	20	-
23/jan/20	7	20	-
30/jan/20	9	20	-
23/fev/20	9	20	-
24/fev/20	41	20	Realizada em duas etapas; quantidade máx. de amostras atingida na 2ª etapa.
05/dez/20	26	10	Realizada somente na ascensão da onda de cheia; quantidade máx. de amostras atingida.

Em 9 dos 11 eventos com monitoramento de qualidade da água foi possível coletar amostras em ambos momentos de ascensão e depleção da onda de cheia, como mostram os gráficos da Figura 5.15. A vazão de início da coleta está ligada ao nível no qual estava fixado o detector de nível e a de final foi determinada também por esse nível ou pelo número limite de amostras que podem ser coletadas no amostrador a cada ativação. Considerou-se que o monitoramento de qualidade da água foi feito com duração representativa para toda a onda de cheia nos eventos de 18/dez/19, 22/dez/19, 23/dez/19, 10/jan/20, 23/jan/20, 30/jan/20, 23/fev/20 e 24/fev/20. Nos eventos de 05/dez/19 e 05/dez/20, o monitoramento foi realizado somente na ascensão da onda de cheia, porém com coleta de amostra até a vazão de pico.

5.3.2. Concentrações de poluentes e polutogramas

As concentrações dos parâmetros de qualidade da água analisados são apresentadas nas Tabela 5.5 e 5.6 para as amostras coletadas durante eventos de cheia e no período de seca, respectivamente. Existem grandes variações entre os valores obtidos para um mesmo parâmetro durante os eventos de cheia, o que é denotado pelo desvio padrão. O período de seca apresenta menores variações em cada parâmetro, o que era esperado independente de as amostras terem sido coletadas em somente uma ocasião, devido à constância das vazões nesse período.

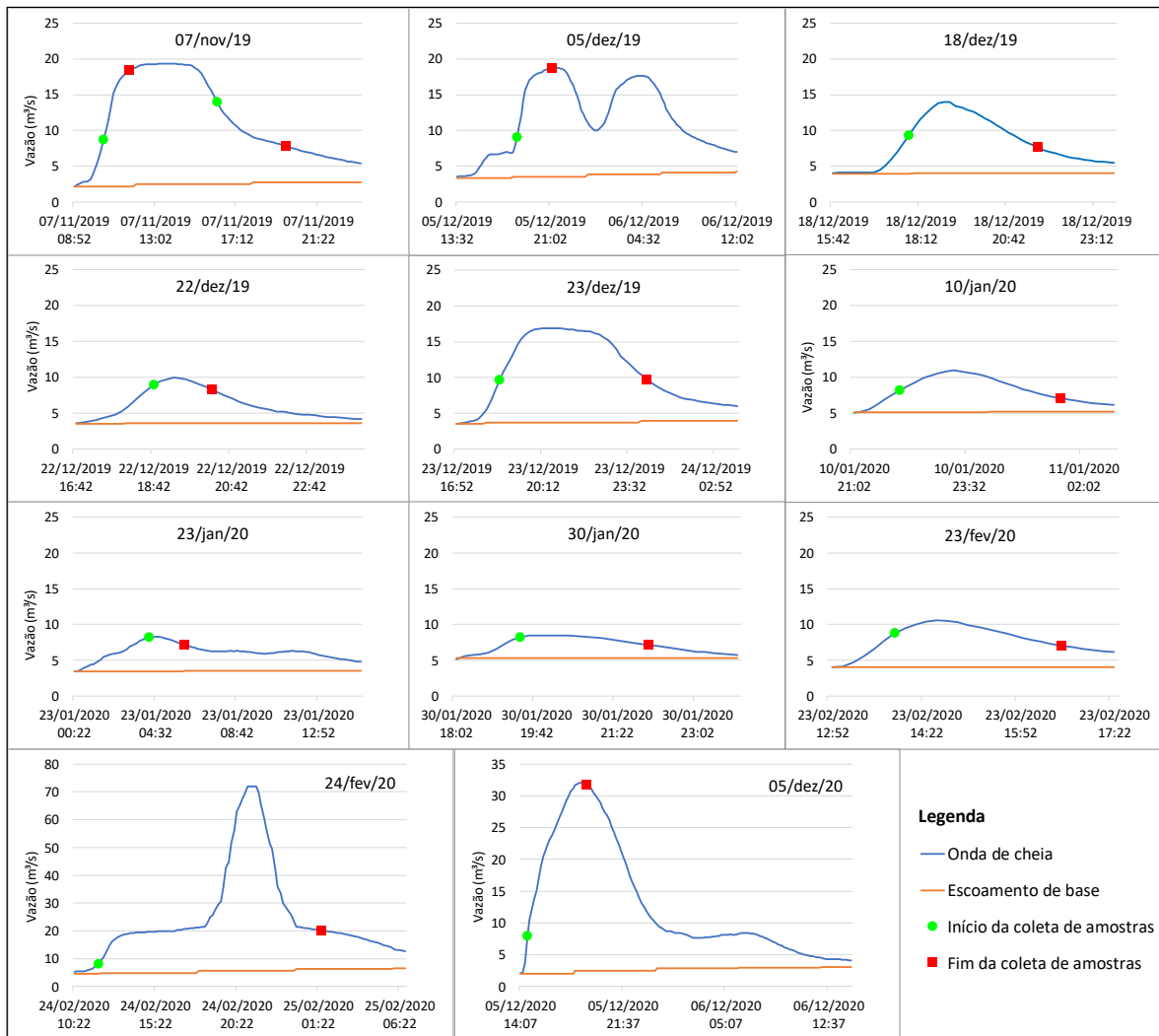


Figura 5.15 – Representação da vazão total e do escoamento de base nos eventos de cheia com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte e indicação do início e do fim da coleta de amostras.

Pela análise da Tabela 5.5, pode-se afirmar que a turbidez e as frações de sólidos são os parâmetros que mais apresentam variação entre as amostras de eventos de cheia analisadas. A DQO também apresentou variação significativa. Já as concentrações das formas de nitrogênio e fósforo variaram menos entre as amostras. Percebe-se que a forma predominante de nitrogênio nas amostras foi o nitrato e que a concentração de fósforo reativo esteve, em média, inferior à de fósforo total, como esperado. Os íons cloreto e sulfato tiveram grande variação.

O parâmetro de fósforo total esteve fora da faixa de medição do método adotado em uma das amostras, que não foi contabilizada na elaboração da tabela. Porém, ainda assim, os valores de mínimo, máximo e desvio padrão das concentrações desse parâmetro mostram a grande dispersão de valores encontrados. Encontrou-se dificuldades na medição do fósforo,

causadas principalmente pelas baixas concentrações. Nas amostras de dois eventos, 23/jan/20 e 30/jan/20, quase todas as concentrações de fósforo total resultaram em valores que estão muito próximas ou abaixo do limite estimado de detecção do equipamento para o método utilizado, o que se repete em algumas amostras de outros eventos. O mesmo aconteceu para o fósforo reativo, porém em mais amostras. Em decorrência disso, algumas inconsistências foram observadas para o parâmetro, como concentrações de fósforo total menores do que as de fósforo reativo, que, em teoria, deveria ser uma parcela do primeiro.

Tabela 5.5 – Resumo estatístico das concentrações dos parâmetros analisados nas amostras coletadas em eventos de cheia.

Parâmetro	Média	Mediana	Máxima	Mínima	Desvio padrão	Núm amostras
Turbidez (NTU)	1.670	1.010	7.455	49	1.639	199
pH	7,18	7,39	8,09	6,14	0,52	199
Condutividade (µS/cm)	104,5	106,5	151,1	57,1	20,2	199
TDS (mg/L)	54,7	55,8	79,4	34,9	10,7	199
DQO (mg/L)	137	75	891	17	182	200
Sólidos (mg/L)						
ST	1.455,97	1.175,50	6.899,00	178,75	1.204,22	200
SS	1.286,55	994,50	6.748,75	79,00	1.125,29	200
SD	201,74	120,07	2.646,00	1,50	251,42	184
Nitrogênio (mg/L)						
NO ₂ -N	0,0213	0,0170	0,1062	0,0048	0,0144	200
NO ₂ ⁻	0,070	0,056	0,349	0,016	0,047	200
NO ₃ -N	0,410	0,379	1,161	0,073	0,184	200
NO ₃ ⁻	1,899	1,656	4,870	0,275	0,816	200
NH ₃ -N	0,190	0,180	0,560	0,040	0,084	200
NH ₃	0,231	0,220	0,682	0,050	0,102	200
NH ₄ ⁺	0,245	0,234	0,723	0,050	0,108	200
Soma N	0,621	0,560	1,660	0,230	0,218	200
Fósforo (mg/L)						
P ₂ O ₅ reativo	0,11	0,08	1,00	0,02	0,11	200
PO ₄ ³⁻ reativo	0,15	0,11	1,34	0,02	0,14	200
P reativo	0,05	0,03	0,44	0,01	0,05	200
P ₂ O ₅ total	0,26	0,18	2,30	0,01	0,25	199
PO ₄ ³⁻ total	0,35	0,24	3,08	0,02	0,33	199
P total	0,12	0,08	1,01	0,01	0,11	199
Outros íons (mg/L)						
Cl ⁻	4,59	4,31	13,31	0,00	2,22	82
SO ₄ ²⁻	6,89	6,77	20,39	0,00	2,90	82

(Valores em desacordo com as concentrações estabelecidas na Resolução CONAMA n° 357 para enquadramento dos corpos hídricos na classe 2 ressaltados em vermelho.)

As concentrações nas amostras do período de seca, presentes na Tabela 5.6, apresentaram menores variações em relação às das amostras de eventos de cheia para todos os parâmetros, porém especialmente para a turbidez, sólidos e DQO. Em valores médios, esses parâmetros tiveram as maiores diferenças entre as duas estações, diminuindo substancialmente no período de seca. O nitrogênio também apresentou diferença significativa, porém aumentando no período de seca, sendo o nitrato a forma que teve aumento mais expressivo. O fósforo, por ser caracterizado por menores concentrações, não teve variação tão considerável, mas em média as concentrações no período seco foram menores do que nos eventos de cheia.

Tabela 5.6 – Resumo estatístico das concentrações dos parâmetros analisados nas amostras coletadas no período de seca (destaque para os valores fora dos limites).

Parâmetro	Média	Mediana	Máxima	Mínima	Desvio padrão	Núm amostras
Turbidez (NTU)	8,08	7,91	12,90	4,60	2,77	12
pH	7,17	7,02	7,90	6,72	0,39	12
Condutividade (µS/cm)	111,8	113,8	125,8	90,3	10,0	12
TDS (mg/L)	58,08	59,00	65,40	46,80	5,24	12
DQO (mg/L)	9,12	9,00	13,30	5,60	2,16	12
Sólidos (mg/L)						
ST	82,17	81,00	100,00	73,00	7,51	12
SS	11,00	10,00	19,33	8,00	2,96	12
SD	71,17	68,17	90,00	59,67	8,71	12
Nitrogênio (mg/L)						
NO ₂ -N	0,0557	0,0586	0,0769	0,0200	0,0162	12
NO ₂ ⁻	0,183	0,193	0,253	0,066	0,053	12
NO ₃ -N	1,04	1,04	1,28	0,87	0,12	12
NO ₃ ⁻	4,7	4,8	5,9	3,8	0,6	12
NH ₃ -N	0,43	0,42	0,74	0,17	0,18	12
NH ₃	0,52	0,51	0,91	0,20	0,22	12
NH ₄ ⁺	0,55	0,54	0,96	0,22	0,23	12
Soma N	1,53	1,53	1,98	1,07	0,27	12
Fósforo (mg/L)						
P ₂ O ₅ reativo	0,06	0,05	0,13	0,03	0,03	12
PO ₄ ³⁻ reativo	0,08	0,07	0,17	0,04	0,03	12
P reativo	0,03	0,02	0,06	0,01	0,01	12
P ₂ O ₅ total	0,13	0,13	0,21	0,07	0,05	12
PO ₄ ³⁻ total	0,18	0,17	0,28	0,09	0,06	12
P total	0,06	0,06	0,09	0,03	0,02	12

(Valores em desacordo com as concentrações estabelecidas na Resolução CONAMA n° 357 para enquadramento dos corpos hídricos na classe 2 ressaltados em vermelho.)

Avaliando as concentrações em relação à conformidade com o enquadramento do Riacho Fundo, que é de classe 2 (CRH-DF,^a2014a), identificou-se que três parâmetros estiveram

fora dos padrões de qualidade de acordo com a Resolução CONAMA n° 357 (CONAMA, 2005). Um deles foi a turbidez nas amostras de eventos de cheia, cuja média (1.670 NTU) esteve muito acima do padrão estabelecido de máximo de 100 NTU. O parâmetro de sólidos dissolvidos, também nas amostras de eventos de cheia, chegou a valores de até 2.646 mg/L, ficando fora do padrão, cujo valor máximo é de 500 mg/L. No entanto, os valores maiores do que o padrão encontrados para esse parâmetro foram considerados pontos de exceção. Por fim, o fósforo total, tanto em eventos de cheia quanto no período de seca, foi o último parâmetro em desacordo com o enquadramento pelas concentrações medidas no Riacho Fundo. Pela resolução, esse parâmetro deveria apresentar concentrações até 0,05 mg/L devido ao fato de que o Riacho é tributário direto de um ambiente lântico, no entanto, a média das concentrações de fósforo total foi de 0,12 e 0,06 mg/L nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

A Resolução CONAMA n° 357 coloca que os valores máximos estabelecidos para os parâmetros devem ser atendidos nas condições de vazão de referência (CONAMA, 2005), que é adotada como uma das vazões características mínimas ou médias (CRH-DF, 2014b). Dessa forma, vazões de eventos de cheia estariam fora dessas condições. No entanto, a comparação com os valores estabelecidos como padrão é importante para constatar a degradação da qualidade da água gerada pelos eventos de cheia. Além disso, ainda assim o Riacho Fundo está em desconformidade com seu enquadramento quanto às concentrações de fósforo total medidas entre 2019 e 2020. Tal situação é atestada também pela Adasa no Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (SIRH) do DF, que através do índice de conformidade ao enquadramento (ICE) para esse corpo hídrico, que considera, dentre outros parâmetros, o fósforo total e a turbidez, indica que a qualidade da água nele está afastada da classe de enquadramento (Adasa, 2021).

Observa-se que há diferenças significativas nas concentrações de diversos parâmetros entre os períodos chuvoso e de estiagem, que podem ser melhor visualizadas nos gráficos do tipo diagrama de caixa (*boxplot*) na Figura 5.16.

Claramente, as concentrações mais elevadas dos parâmetros de sólidos, turbidez e DQO estão associadas aos eventos de cheia, indicando que esses poluentes estão presentes na superfície e são mobilizados pelo escoamento superficial, além de estarem ligados à erosão das margens do Riacho.

As concentrações de fósforo total também aumentam com os eventos de cheia, porém em proporção bem menor, tendo em vista as baixas concentrações observadas para o parâmetro em ambas estações. Sabe-se que o fósforo pode ser transportado junto aos sólidos suspensos e que o principal compartimento de armazenamento de fósforo no lago Paranoá são os sedimentos (Barbosa *et al.*, 2019), o que pode ser a causa da baixa detecção desse poluente dissolvido na água.

Já as concentrações de nitrogênio são maiores durante a estação seca, o que indica que as descargas contínuas de esgoto doméstico nos cursos de água da Bacia Hidrográfica são possivelmente sua principal fonte. Como o nitrato é a forma que apresenta as maiores concentrações em ambos os períodos e um aumento mais expressivo nas condições de baixa vazão, há a indicação de que essas descargas de nitrogênio são mais degradadas ou são feitas em pontos mais a montante. Apesar de o Riacho Fundo e o córrego Vicente Pires, seu afluente, apresentarem boa oxigenação de acordo com os dados do SIRH (Adasa, 2021), essas observações quanto à descarga de nitrogênio são compatíveis com o lançamento de efluente da estação de tratamento de esgoto presente na Bacia. Nos eventos de cheia, o aumento das vazões provoca a diluição das concentrações desse poluente.

Os polutogramas, elaborados juntamente aos hidrogramas e hietogramas para os eventos monitorados, permitiram visualizar o comportamento das concentrações ao longo das ondas de cheia e são apresentados no Apêndice A. Identificou-se, em geral, que as concentrações de sólidos e DQO acompanham o comportamento da onda de cheia, porém em mais de uma ocasião com picos antecipados em relação aos de vazão. As formas de nitrogênio apresentaram, por várias vezes, a diminuição das concentrações com o aumento de vazões, que voltaram a aumentar conforme a onda de cheia diminuía. Essas observações corroboram com as análises realizadas sobre as possíveis fontes das concentrações de poluentes no Riacho Fundo.

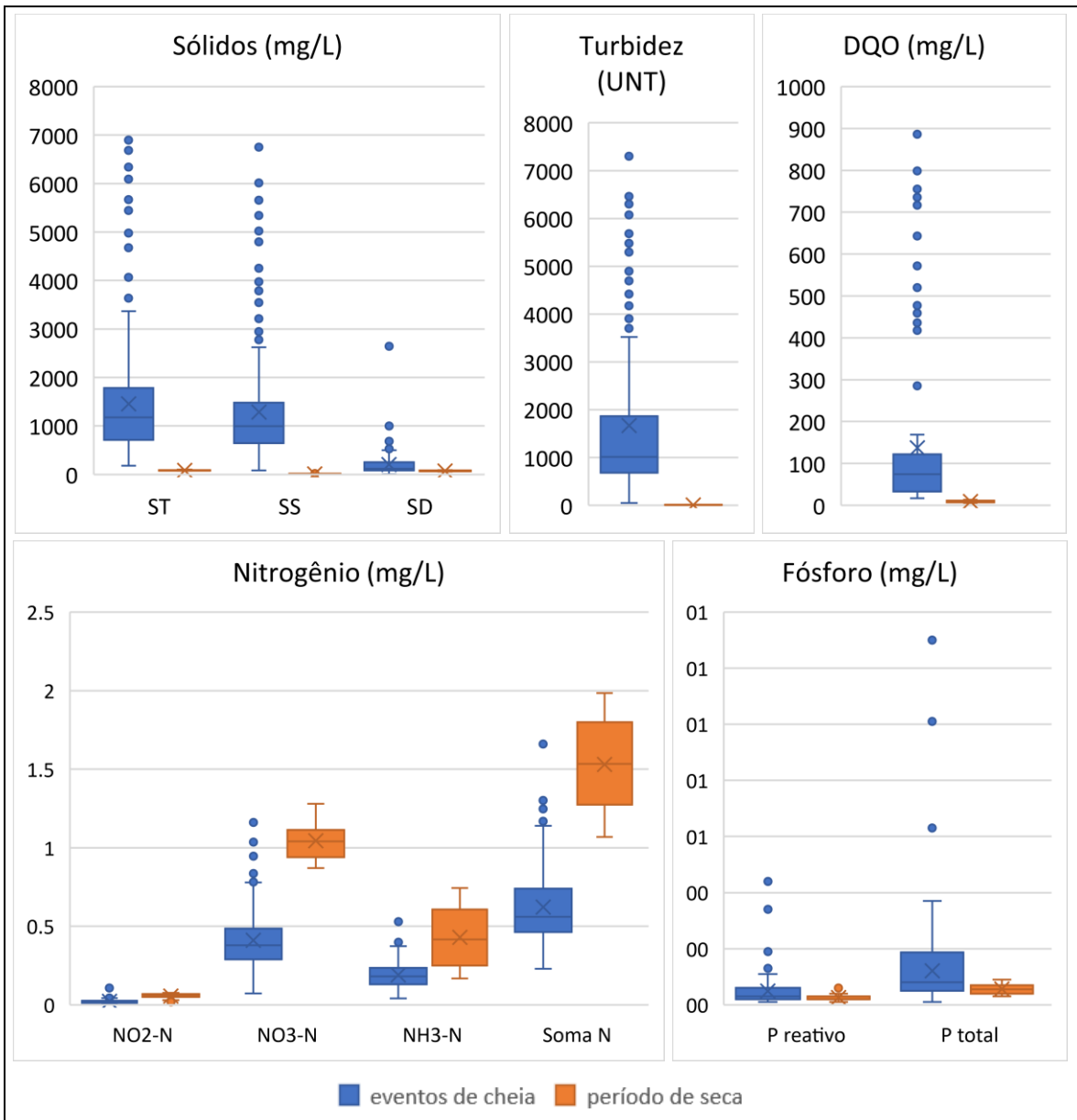


Figura 5.16 – Gráficos *boxplot* das concentrações de parâmetros medidos nas amostras coletadas durante eventos de cheia e o período de seca na estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.

5.3.3. Concentrações médias por evento (CME)

As concentrações médias por evento foram calculadas considerando o período amostrado em cada um e são apresentadas na Tabela 5.7, enquanto a Tabela 5.8 apresenta as estatísticas dos valores encontrados para esses indicadores.

Observa-se que os maiores valores de CME ocorreram em diferentes eventos para os variados parâmetros, não ocorrendo necessariamente nos eventos de maior vazão, volume acumulado de precipitação ou intensidade. O evento de 05/dez/20, com segunda maior vazão, correspondeu às maiores CMEs de DQO, sólidos totais e suspensos e nitrogênio

amoniacoal. Esse também foi o evento de maior número de dias secos antecedentes, o único que apresentou mais de 1 semana anterior sem chuva, e o local de concentração da chuva pode ter sido importante para o resultado de CME. O evento de menor vazão e intensidade de precipitação obteve maior CME para fósforo reativo. A maior CME de fósforo total e amônia foi encontrada no evento de maior intensidade média de precipitação, que também foi o segundo maior em vazão. Devido às dificuldades de medição das concentrações de fósforo reativo e total pelo método utilizado, cujos valores eram muito baixos, foram encontradas inconsistências nos valores de CMEs desses parâmetros em alguns eventos, que tiveram CME de fósforo total inferior à de fósforo reativo.

Tabela 5.7 – CMEs (mg/L) para os eventos de cheia e período de seca com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.

Evento	DQO	ST	SS	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	Soma N	P reativo	P total
07/nov/19	95	931,89	805,80	0,0181	0,283	0,262	0,563	0,05	0,28
05/dez/19*	98	1663,51	1258,42	0,0114	0,254	0,149	0,414	0,03	0,07
18/dez/19	35	1130,08	989,47	0,0161	0,342	0,179	0,537	0,03	0,09
22/dez/19	23	1039,67	899,28	0,0169	0,626	0,090	0,733	0,05	0,07
23/dez/19	25	1681,26	1363,12	0,0250	0,351	0,167	0,543	0,03	0,07
10/jan/20	96	1053,17	1053,45	0,0453	0,702	0,192	0,939	0,02	0,09
23/jan/20	58	515,19	413,36	0,0439	0,184	0,228	0,455	0,08	0,01
30/jan/20	29	267,20	177,53	0,0178	0,571	0,156	0,745	0,02	0,01
23/fev/20	51	450,70	120,03	0,0238	0,452	0,087	0,563	0,07	0,05
24/fev/20	171	1471,90	1360,15	0,0113	0,345	0,173	0,530	0,07	0,06
05/dez/20*	534	3.774,61	3.530,33	0,0259	0,618	0,268	0,912	0,07	0,21
18/set/20 (seca)	9	82,03	11,04	0,0557	1,044	0,431	1,530	0,03	0,06

* Eventos com monitoramento de qualidade da água somente na ascensão da onda de cheia.

Tabela 5.8 – Estatísticas das CMEs (mg/L) dos eventos de cheia para os principais parâmetros de qualidade da água estudados neste trabalho.

Parâmetro	Média	Mediana	Máxima	Mínima	Desvio padrão	Varição da mediana em relação à seca
DQO	110	58	534	23	140	+536%
ST	1.270,83	1.053,17	3.774,61	267,20	910,46	+1184%
SS	1.088,27	989,47	3.530,33	120,03	878,58	+8862%
NO ₂ -N	0,0232	0,0181	0,0453	0,0113	0,0111	-67%
NO ₃ -N	0,430	0,351	0,702	0,184	0,166	-66%
NH ₃ -N	0,177	0,173	0,268	0,087	0,057	-60%
Soma N	0,630	0,563	0,939	0,414	0,168	-63%
P reativo	0,05	0,05	0,08	0,02	0,02	+76%
P total	0,09	0,06	0,21	0,01	0,06	+25%

As medianas resultantes das CMEs de ST e SS foram, respectivamente, 1.053,17 e 989,47 mg/L, valores bastante elevados que indicam forte presença de sedimentos nas águas de drenagem da bacia do Riacho Fundo. A mediana encontrada para CME de SS é bem superior à mediana característica para o escoamento superficial em áreas de uso do solo misto, de 67 mg/L segundo o estudo de grande escala realizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) em diversos locais do país na década de 1980 (USEPA, 1983). As CMEs de sólidos observadas no Riacho Fundo são ainda significativamente maiores do que aquelas encontradas no escoamento de áreas urbanizadas coletadas por redes de drenagem em um sistema separador absoluto (Peng *et al.*, 2016; Righetto *et al.*, 2017; Yazdi *et al.*, 2021), incluindo as de áreas residenciais dentro da Bacia estudada (Paula, 2019; Tsuji *et al.*, 2019; Lopes *et al.*, 2020). Isso indica que há uma produção de sedimentos que pode ter origem na erosão das margens devido ao excesso de escoamento superficial, afetando a capacidade de suporte dos corpos hídricos da Bacia, ou das obras de infraestruturas que vem ocorrendo na área de contribuição, por ser uma região ainda em expansão urbana. Outra origem para os sedimentos pode ser de áreas de cultivo agrícola. No entanto, por ser uma área bem reduzida e as culturas serem de pequeno porte, entende-se que a contribuição dessas áreas é reduzida perto da contribuição de áreas urbanas.

As medianas de CMEs de NO₂-N, NO₃-N e NH₃-N no Riacho Fundo foram de 0,0181, 0,351 e 0,173 mg/L, respectivamente. Considerando a soma das três formas, correspondente ao nitrogênio inorgânico, a CME mediana foi 0,563 mg/L e a máxima, 0,939 mg/L. O valor característico de CME de NO₂₊₃-N para o escoamento superficial de áreas de uso do solo misto é de 0,558 mg/L (USEPA, 1983), valor inferior ao da soma das CMEs medianas de nitrito e nitrato nos eventos monitorados neste trabalho, mas próximo à CME mediana de nitrogênio inorgânico. No entanto, em comparação às CMEs de nitrogênio determinadas para o escoamento superficial de áreas urbanas (Paula, 2019; Tsuji *et al.*, 2019; Yazdi *et al.*, 2021), as do Riacho Fundo foram, em geral, mais elevadas. Assim, sabendo que o escoamento de duas dessas áreas mencionadas para comparação (Paula, 2019; Tsuji *et al.*, 2019) é lançado no Riacho Fundo, supõe-se que outros lançamentos, tanto de águas pluviais quanto de esgotos domésticos, contribuam para a presença desse nutriente nas suas águas.

As CMEs para os dois tipos de medição de fósforo obtiveram valores próximos e reduzidos sendo a mediana para P reativo 0,05 mg/L e para P total, 0,07 mg/L. Para áreas de uso do solo misto, o valor característico de mediana de CME de fósforo total no escoamento é de 0,263 mg/L (USEPA, 1983), valor superado apenas pela CME do evento de 07/nov/19. Em

relação ao escoamento superficial de áreas urbanas (Paula, 2019; Tsuji *et al.*, 2019; Yazdi *et al.*, 2021), o Riacho Fundo apresentou CMEs menores, mostrando que os lançamentos das águas pluviais na Bacia são diluídos pelas vazões mais elevadas no curso d'água.

Por fim, a mediana da CME de DQO no Riacho Fundo foi de 58 mg/L, sendo próxima da mediana de CME de DQO característica para escoamento superficial de áreas de uso misto, que é de 65 mg/L (USEPA, 1983). Porém, as CMEs de DQO no Riacho foram em várias ocasiões muito mais altas do que aquelas determinadas para o escoamento de áreas urbanas dentro da Bacia (Paula, 2019; Tsuji *et al.*, 2019), aproximando-se apenas de valores encontrados em áreas fora dela (Peng *et al.*, 2016; Righetto *et al.*, 2017). Assim, é constatado que outros lançamentos, possivelmente de outras fontes fora o escoamento superficial, contribuem para a alta CME de DQO, relacionada à presença de matéria orgânica no curso d'água.

As CMEs encontradas indicam que há ocorrência de poluição difusa significativa aportando o lago Paranoá pela bacia do Riacho Fundo nos eventos de cheia e suas comparações em relação às CMEs de lançamentos de águas pluviais na Bacia permitiram uma análise da contribuição da poluição difusa pelo escoamento superficial. Urbanas e Stahre (1993) discutiram as CMEs e medianas obtidas pelo estudo da USEPA (1983) para os poluentes característicos do escoamento superficial e salientaram que há uma ampla faixa de variação de CMEs para todos os poluentes e, portanto, há também necessidade de obter dados locais para apoiar a gestão da qualidade da água. Portanto, ainda são necessários esforços de pesquisa na Bacia, incluindo o monitoramento em outros pontos, para melhor entender as origens dos poluentes.

Em relação a cursos d'água que recebem águas de drenagem de áreas preservadas, como o rio Vargem do Braço, estudado por Girardi *et al.* (2016) em pontos com áreas de drenagem de magnitude similar à do Riacho Fundo, e o córrego Capetinga, estudado por Távora (2017) e cuja bacia é menor, mas localizada nas proximidades da bacia do Riacho Fundo, a turbidez também é muito mais elevada, principalmente no período chuvoso. Concentrações de amônia no Riacho Fundo chegaram a ser menores do que as observadas em bacias naturais (Girardi *et al.*, 2016), tanto no período chuvoso como no de seca, enquanto as concentrações de nitrato estiveram próximas os superiores às dessas bacias, principalmente nos eventos de cheia. Áreas preservadas, apesar de não terem tantos impactos antrópicos, podem ter presença de animais, dentre outros fatores que geram maiores concentrações de amônia.

Comparando a bacia do Riacho Fundo a bacias predominantemente rurais, com pouca ocupação urbana, nota-se que as concentrações e CMEs de sólidos e a turbidez encontradas neste trabalho são mais elevadas (Brites e Gastaldini, 2007; Lopes, 2010; Fim, 2018; Kozak *et al.*, 2019). No entanto, curso d'água de bacia rural no Distrito Federal estudado por Lopes (2010), apesar de possuir menor área de drenagem, apresentou concentrações em altas vazões que se encontram dentro da faixa das observadas no Riacho Fundo. Para o rio Barigui, também com área de drenagem majoritariamente de vegetação nativa e rural, Kozak *et al.* (2019) encontraram CMEs de nitrogênio e fósforo maiores do que as do Riacho Fundo, tanto no período chuvoso quanto no seco, mas as de fósforo se aproximaram mais das observadas nesta pesquisa. As concentrações de DQO no Riacho Fundo também são muito superiores às observadas no rio Barigui pelos últimos autores e em monitoramento no ribeirão Rodeador por Fim (2018).

Bacias consideradas urbanas ou com uso do solo misto, possuindo significativa porcentagem da área urbanizada, já apresentam concentrações e CMEs de sólidos suspensos e turbidez em eventos de cheia muitas vezes próximas ou superiores às do Riacho Fundo (Brites e Gastaldini, 2007; Vieira *et al.*, 2009), principalmente em bacias de maiores proporções (Li *et al.*, 2011), nas quais é observada maior diferença. Concentrações de nitrogênio encontradas nesses tipos de bacias também são mais próximas ou superiores às observadas no Riacho Fundo, tanto nos eventos de cheia quanto no período de seca (Li *et al.*, 2011; Quinatto *et al.*, 2019; Kozak e Fernandes, 2021). No entanto, destaca-se que concentrações de nitrato no período de seca verificadas por Quinatto *et al.* (2019) e por Li *et al.* (2011) em bacia de proporções bem diferentes, a primeira menor e a segunda muito maior do que a do Riacho Fundo, são próximas e, em algumas situações, até inferiores às do Riacho. As concentrações de fósforo em eventos de cheia no Riacho Fundo foram menores do que as encontradas em bacias de área inferior (Quinatto *et al.*, 2019 e Kozak e Fernandes, 2021), mas maiores do que as encontradas em bacia maior (Li *et al.*, 2011), observação que pode estar ligada ao poder de diluição das concentrações desse poluente. Em outras bacias urbanas, observam-se concentrações de DQO tanto menores, como na bacia do rio Barigui estudada por Kozak e Fernandes (2021), quanto maiores, no caso da bacia do córrego Brejo do Quaresma estudada por Vieira *et al.* (2009), essa última sendo uma bacia bem menor e com grau de urbanização mais alto.

No córrego Vicente Pires, tributário do Riacho Fundo de bacia altamente urbanizada estudado por Costa *et al.* ^a2021a), encontram-se concentrações dos poluentes analisados

bastante próximas às do Riacho Fundo no seu ponto mais à jusante. Em média, as concentrações nos eventos de cheia foram ligeiramente maiores no Riacho Fundo para as formas de nitrogênio e um pouco menores para turbidez, fósforo e DQO, indicando que esse tributário é responsável pelo aporte de altas cargas de poluentes na bacia estudada. A comparação das concentrações nos eventos de cheia permite inferir que os outros tributários e as áreas que drenam diretamente para o Riacho Fundo contribuem com importantes cargas de poluição, uma vez que, mesmo com maior diluição devido a maiores volumes de água, as concentrações no exutório da bacia não diminuem em relação ao córrego Vicente Pires, mas é inquestionável o fato de que a bacia do Vicente Pires possui contribuição significativa e grande influência na qualidade da água na bacia estudada. No período de seca, as concentrações médias analisadas no córrego Vicente Pires e no Riacho Fundo também são próximas, sendo que mais eventos de seca, em diferentes meses, foram monitorados por Costa *et al.* (2021a), justificativa para a maior variação de concentrações encontrada pelos autores para esse período, o que deve acontecer também no Riacho Fundo.

5.3.4. Cargas de poluição observadas nos eventos

As concentrações de poluentes multiplicadas pelas vazões forneceram as cargas instantâneas correspondentes às taxas de descarga de poluente observadas no momento da coleta de cada amostra, que são apresentadas em gráficos de dispersão para os conjuntos dos parâmetros de sólidos, DQO, nitrogênio e fósforo nas Figuras Figura 5.17 a Figura 5.20. Foram elaborados gráficos separados para os eventos de vazões muito altas, compatíveis com o extravasamento da calha do Riacho, com a finalidade de melhor visualização dos dados.

Observa-se a clara ocorrência do fenômeno de histerese em vazões muito altas, observadas nos dois eventos que extravasaram a calha, para os parâmetros de sólidos suspensos e totais e DQO, com cargas mais altas ocorrendo na ascensão da onda de cheia. Aquino *et al.* (2018) também encontraram comportamento histerético para os SS em outra seção do Riacho Fundo. Para nitrogênio e fósforo total, houve uma diferença entre as cargas das partes ascendente e descendente da onda de cheia nessas vazões altas, mas o fenômeno não foi muito pronunciado, e para fósforo reativo, não foi identificada histerese. Em vazões mais baixas, observadas dentro da calha do Riacho, o comportamento histerético pôde ser observado na maioria dos eventos para sólidos e alguns eventos para parâmetros de nitrogênio e DQO, a maioria com cargas mais elevadas durante a depleção da onda de cheia.

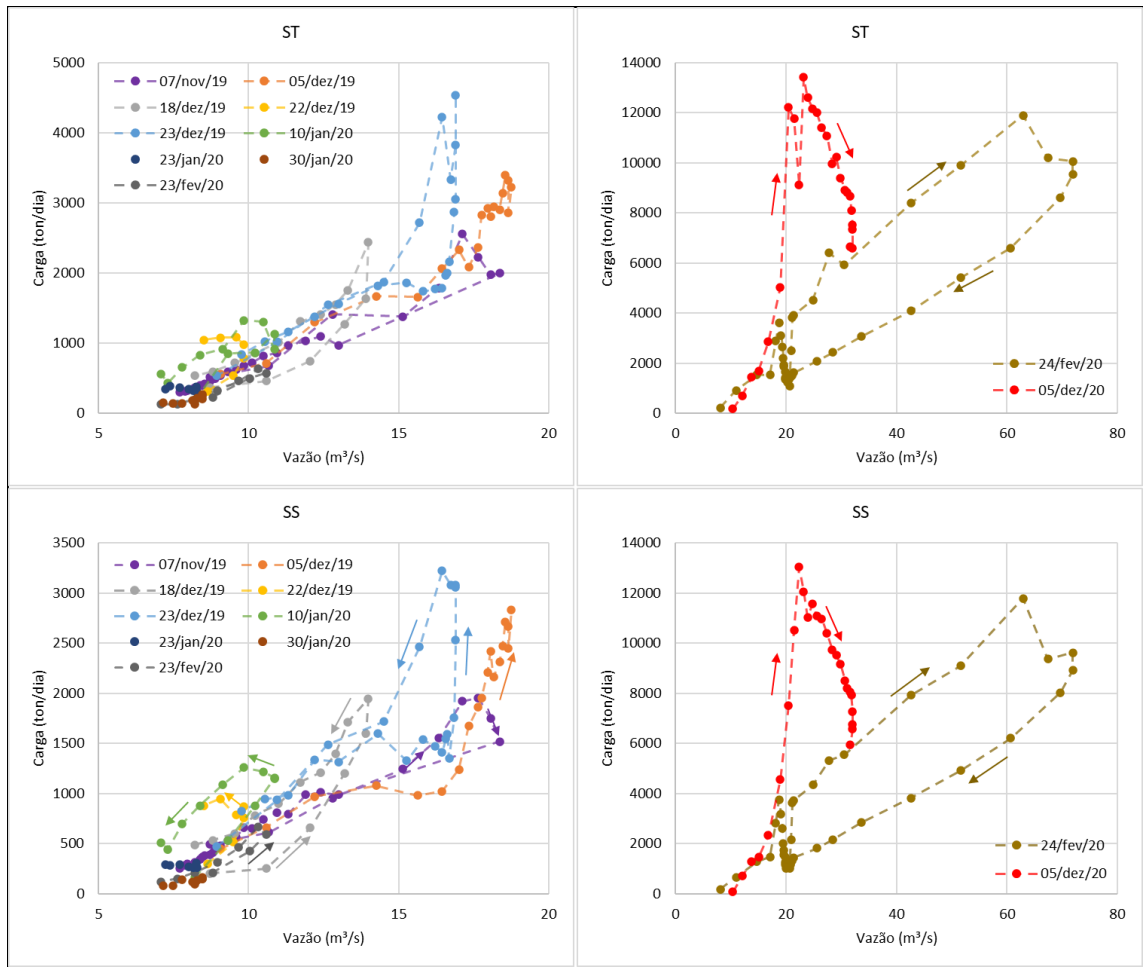


Figura 5.17 – Taxas de descarga de sólidos nos eventos monitorados na bacia do RF.

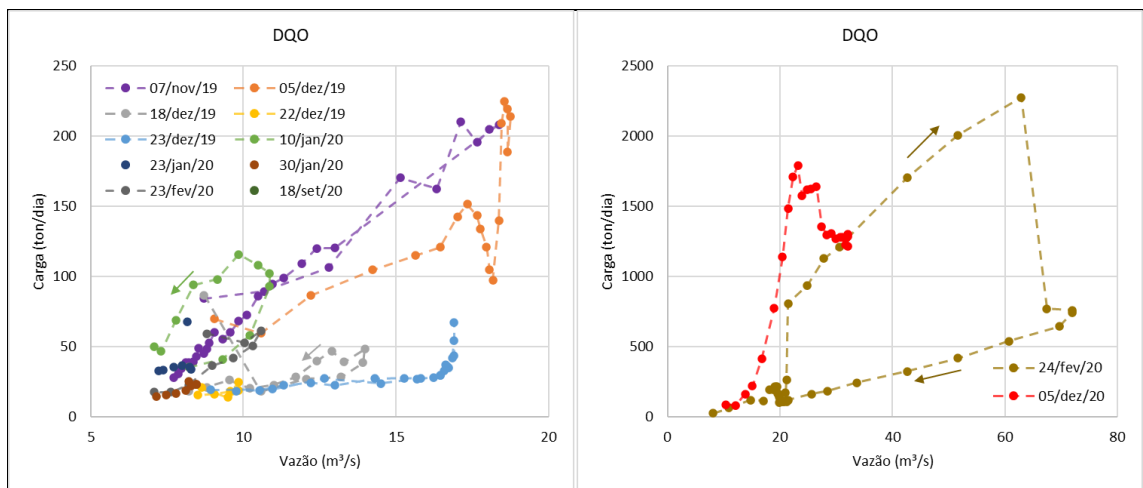


Figura 5.18 – Taxas de descarga de DQO nos eventos monitorados na bacia do RF.

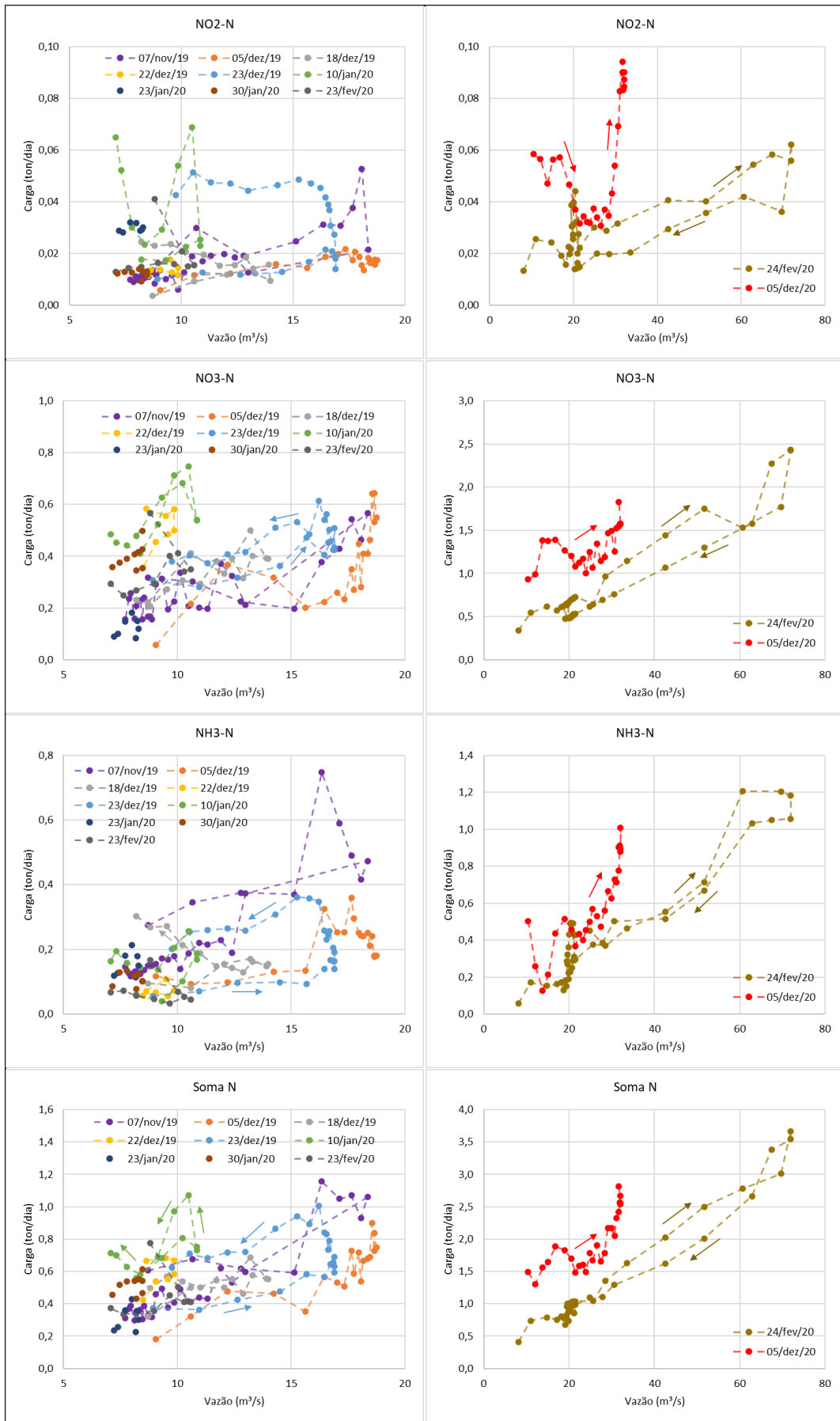


Figura 5.19 – Taxas de descarga de nitrogênio nos eventos monitorados na bacia do RF.

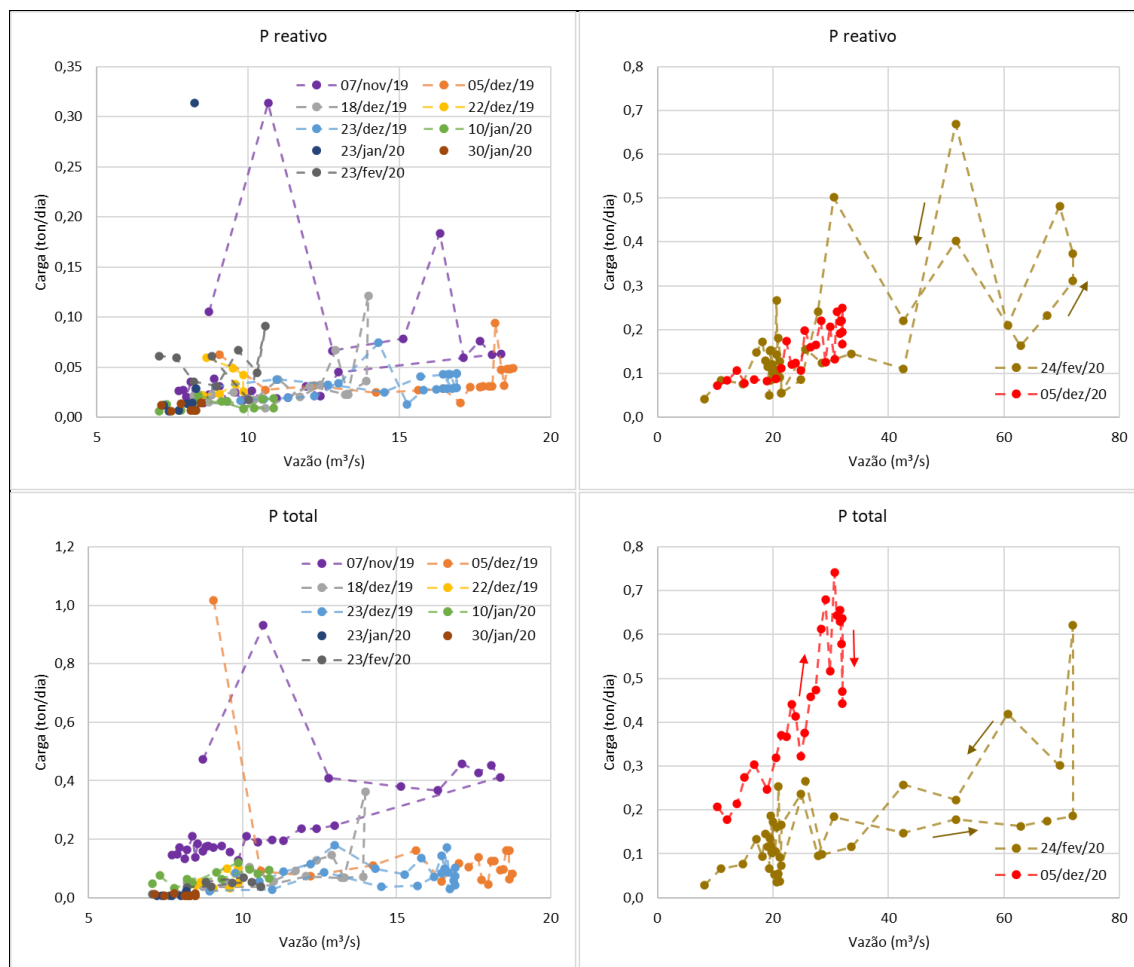


Figura 5.20 – Taxas de descarga de fósforo nos eventos monitorados na bacia do RF.

Os parâmetros de sólidos suspensos e sólidos totais apresentaram, visualmente, pouco espalhamento dos pontos observados, o que indica uma relação mais bem estabelecida entre concentrações e vazões. Ainda assim, analisando as cargas observadas de cada evento de cheia em comparação aos demais, foram identificadas diferentes tendências que foram relacionadas às características de chuva, incluindo a sua distribuição espacial. O mesmo foi realizado para os comportamentos de cargas de DQO, nitrogênio e fósforo que foram possíveis serem identificados.

Integrando as taxas de descarga de poluentes de acordo com o intervalo que elas representam, obteve-se os valores de cargas totais transportadas nos eventos monitorados, apresentadas na Tabela 5.9 para os eventos de cheia e na Tabela 5.10 para o período de estiagem. As cargas totais chegaram a variar em ordem de magnitude entre os eventos de cheia para todos os parâmetros, o que se deve à diferença de magnitude entre eles. De qualquer forma, pode-se afirmar que as cargas poluentes são bastante expressivas para todos os eventos, cada uma na extensão à qual está associada.

Tabela 5.9 – Cargas poluentes totais transportadas nos eventos de cheia monitorados na bacia do RF (destaque em verde para as menores e em laranja para maiores).

Evento	Carga (ton/evento)			Carga (kg/evento)					
	DQO	ST	SS	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	N inorg	P reativo	P total
07/nov/19	19,5	191,8	165,8	3,7	58,2	54,0	116,0	10,7	57,2
05/dez/19	18,4	313,0	236,8	2,1	47,7	28,0	77,9	5,1	20,1
18/dez/19	5,3	173,4	151,8	2,5	52,5	27,4	82,4	5,2	14,4
22/dez/19	1,3	60,8	52,6	1,0	36,6	5,3	42,9	2,7	4,3
23/dez/19	7,7	526,9	427,2	7,8	110,1	52,3	170,2	8,1	21,0
10/jan/20	12,2	134,4	134,4	5,5	88,1	23,5	117,1	2,1	11,6
23/jan/20	3,6	31,6	25,5	2,7	11,5	14,2	28,4	5,5	0,8
30/jan/20	2,5	23,0	15,3	1,5	49,1	13,4	64,0	1,3	1,1
23/fev/20	5,0	43,8	11,5	2,3	43,8	8,4	54,5	6,4	4,9
24/fev/20	254,2	2.193,3	2.027,2	17,0	516,7	260,1	793,8	102,5	89,4
05/dez/20	206,0	1.456,7	1.362,4	10,0	238,3	103,4	351,8	27,3	80,3

Tabela 5.10 – Cargas poluentes totais transportadas no período de monitoramento realizado na estiagem na bacia do RF.

Evento	Carga (ton/24 horas)			Carga (kg/24 horas)					
	DQO	ST	SS	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₃ -N	N inorg	P reativo	P total
18/set/20	1,3	11,7	1,6	7,9	148,9	61,4	218,23	3,7	7,9

Em relação às massas poluentes transportadas em um período de 24 horas na estação seca, todos os eventos de cheia transportaram massas de sólidos bastante superiores a essas. As massas de DQO transportadas nos eventos de cheia também foram iguais ou maiores do que a massa de DQO em 1 dia da estação seca, mesmo as ondas de cheia apresentando durações inferiores a 24 horas. Para os nutrientes, todos os eventos que ocorreram dentro da calha do Riacho transportaram massa de nitrogênio menor do que de 1 dia da estação seca e alguns deles, massa de fósforo também menor em comparação ao período de seca. A massa de fósforo resultante, no entanto, foi influenciada pelas dificuldades encontradas na medição desse parâmetro. Ainda assim, os eventos de cheia transportaram massas poluentes elevadas se considerado que a duração dos mesmos foi inferior a 1 dia, provavelmente sendo responsáveis por aumentar a massa total dos parâmetros correspondentes a 1 dia no período chuvoso. Já os eventos de cheia que extravasaram a calha transportaram massas poluentes maiores do que as do período de 24 horas na seca para nitrogênio e fósforo, indicando que vazões de grande magnitude acarretam aumento mais significativo nas massas de poluentes.

5.3.5. Correlação com características hidrológicas

Os coeficientes de correlação de Pearson foram calculados para os valores de CME e de carga total com relação às características hidrológicas dos eventos. As tabelas no Apêndice B reúnem os coeficientes resultantes dos cálculos de correlação entre a qualidade da água e as características de chuva e vazão, assim como de correlação entre as próprias características de chuva e as de vazão.

A partir da análise das CMEs juntamente às vazões dos eventos, nota-se que eventos de menor magnitude de vazão apresentaram, em geral, menores CMEs de sólidos e DQO, mas parecem estar associados a maiores CMEs de nitrogênio, em especial de nitrato. Eventos com vazões mais altas já apresentam comportamento contrário dessas concentrações. Essa observação está ligada ao fato de que foi encontrada forte correlação positiva entre as CMEs de sólidos e DQO e a vazão média ($r \approx 0,7$) e de que, apesar de não estarem correlacionadas à vazão, as CMEs de nitrato possuem correlação negativa significativa com a duração da onda de cheia ($r = -0,67$), sendo que, em geral, cheias mais longas estão associadas a vazões mais baixas e constantes. No entanto, as maiores CMEs de sólidos não foram encontradas para os eventos de maiores vazões, assim como as de nitrogênio não estão relacionadas exatamente aos eventos de menor vazão, o que indica que outras características dos eventos, em especial de precipitação, estão envolvidas nas concentrações observadas no Riacho.

Observando-se eventos de mesma magnitude, com vazões médias e de pico semelhantes, que ocorreram dentro da calha do Riacho, ou seja, eventos mais frequentes e com vazões inferiores a 21 m³/s, e relacionando suas CMEs e taxas de descarga às características das chuvas, identificou-se maiores intensidades de precipitação e maior número de dias antecedentes secos nos eventos de maiores cargas instantâneas e CMEs de sólidos. Isso é confirmado pela correlação positiva encontrada entre CMEs de SS e ST e a intensidade média ($r = 0,53$ e $0,46$, respectivamente) e o número de dias antecedentes secos ($r \approx 0,86$).

A mesma observação da intensidade de precipitação se estende para as cargas instantâneas e CMEs de nitrogênio na forma de nitrato, forma que mais influencia a soma das formas de nitrogênio no Riacho, porém essa característica gerou diferenças mais brandas entre as cargas instantâneas em comparação às de sólidos. Para as CMEs de NO₃-N e N inorgânico, a correlação com a intensidade de precipitação resultante foi mais forte do que com o número de dias antecedentes secos (r entre $+0,72$ e $+0,87$, para NO₃-N e N inorgânico, respectivamente, em comparação a r entre $+0,36$ e $+0,49$).

Não foi possível identificar claramente características dos eventos que tenham influenciado os valores de cargas instantâneas e CMEs de fósforo, porém houve um evento que apresentou taxas de descarga de fósforo reativo e total maiores do que as demais, o de 07/nov/19, e esse apresentou uma das maiores lâminas precipitadas médias. Nota-se também que esse evento apresentou distribuição de lâmina precipitada relativamente homogênea na Bacia, com altos valores de precipitação acumulada tanto em áreas urbanas quanto em áreas rurais e de vegetação nativa. Os maiores valores de carga instantânea de fósforo acontecerem no início do evento, o que levanta a possibilidade de ter uma importante contribuição desse nutriente em áreas próximas ao exutório, sendo o Zoológico, que fica imediatamente à montante da seção monitorada, uma das possíveis fontes.

As cargas instantâneas de DQO também não pareceram estar relacionadas à intensidade de precipitação e nem ao número de dias secos antecedentes, no entanto, as CMEs de DQO apresentaram correlação positiva forte com o número de dias secos antecedentes ($r = 0,88$) e moderada com a intensidade média de precipitação ($r = 0,52$), similarmente ao observado para os parâmetros de sólidos.

Para os eventos monitorados que extravasaram a calha do Riacho, a característica ressaltada no evento que apresenta maiores cargas instantâneas e CMEs de sólidos, nitrogênio, fósforo total e DQO entre os dois é o número de dias antecedentes secos. O evento do dia 05/dez/20 não chegou à metade da vazão de pico do evento do dia 24/fev/20, porém as estações fluviométricas registraram entre 9 e 15 dias secos antecedentes, número bem superior ao máximo de 2 dias que foi observado no outro evento. Além disso, as intensidades de precipitação média e máxima no dia 05/dez/20 foram muito altas.

Lee (2003) afirma que a CME de poluentes no escoamento superficial é negativamente correlacionada com a duração, intensidade média e volume de precipitação e o volume de escoamento, visto que eventos de maior magnitude estão associados à diluição dos poluentes e ao esgotamento da massa poluente para carreamento. No entanto, as CMEs no Riacho Fundo apresentaram correlação positiva com a intensidade de precipitação e também com volume de precipitação no caso dos sólidos e DQO. Assim, as correlações encontradas neste trabalho estão mais de acordo com o que dizem Perera *et al.* (2021), que intensidades mais altas geram maiores CMEs no escoamento superficial pois são capazes de mobilizar mais poluentes na superfície e o número de dias secos antecedentes, por estar relacionado à acumulação desses poluentes, também tem influência. Somente as CMEs de nitrogênio, em

especial de nitrato, demonstraram ser negativamente correlacionadas com o volume de precipitação e, principalmente, com a duração da precipitação, corroborando com a hipótese de diluição.

Além disso, as correlações com as características de precipitação variam entre diferentes parâmetros (Brites e Gastaldini, 2007), não sendo possível estabelecer que uma característica ou outra tem o mesmo efeito sobre todos os poluentes. Costa *et al.* (2021b), por exemplo, não identificaram nenhuma correlação forte entre CMEs de SS e as características pluviométricas para a bacia do córrego Vicente Pires, sendo o coeficiente de correlação mais alto encontrado pelos autores aquele com o volume de precipitação, sugerindo que, além de variar entre diferentes poluentes, as correlações com as características hidrológicas variam com outros fatores, tais como as características da bacia hidrográfica, o que também foi apontado por Perera *et al.* (2021).

Ainda sobre taxas de descarga, observou-se que o evento do dia 10/jan/20 teve cargas instantâneas de sólidos maiores dentre os eventos de vazões mais baixas. O evento foi o que apresentou chuva com menor duração e lâmina acumulada médias, o que se deu devido à precipitação ter se concentrado em uma área muito específica, fato que fez com que somente as estações pluviométricas próximas a ela registrassem chuva. No entanto, a maior intensidade de precipitação registrada para um evento foi observada nesse dia, de 63,7 mm/h. Além disso, a região na qual a chuva incidiu (região administrativa do Riacho Fundo I) é uma área urbanizada, com muitas edificações, tanto residenciais quanto comerciais, e vias. Mesmo tendo ocorrido eventos com grandes lâminas de precipitação nos dias anteriores, a intensidade desse evento de 10/jan/20 e a área de incidência podem ter contribuído para a maior mobilização de sólidos, o que provocou altas cargas poluentes desse parâmetro.

Menores taxas de descarga foram observadas em eventos com menores intensidades e lâminas acumuladas de chuva, como é o caso dos eventos de 30/jan/20 e 23/fev/20. O evento de 23/jan/20 teve vazão de pico próxima ou menor às desses dois eventos, no entanto, apresentou maior lâmina acumulada de chuva, apesar de que com menor intensidade, e maiores taxas de descarga de sólidos. Esse evento também incidiu mais sobre a porção sul da Bacia, região na qual os eventos de 30/jan/20 e 23/fev/20 não apresentaram lâmina significativa. Os dois fatores citados podem ter contribuído para que as cargas de sólidos em 23/jan/20 tenham sido ligeiramente superiores.

Seguindo com a abordagem de análise da distribuição espacial da chuva, a concentração de maiores volumes de precipitação na parte sul da Bacia, onde há áreas mais preservadas ou com uso rural, foi observada nos eventos de vazões dentro da calha que apresentaram maiores CMEs de nitrogênio amoniacal, mas menores CMEs de nitrato (07/nov/19 e 23/jan/20). Nos eventos onde a precipitação se concentrou principalmente em áreas urbanizadas (22/dez/19, 10/jan/20 e 23/fev/20), as CMEs de NO₃-N foram as mais altas e de NH₃-N, as mais baixas. Essas observações levam à suposição de que as principais fontes de concentração de amônia para o Riacho Fundo são a atividade agrícola e áreas naturais, provavelmente devido à entrada de material orgânico e possivelmente fertilizantes. Chen *et al.* (2018) encontrou o contrário: maior contribuição de amônia das áreas urbanas do que das áreas rurais. Porém, diferenças no sistema de coleta de esgoto e na quantidade de esgoto bruto e pontos de descarga podem ter levado a essa divergência.

As menores CMEs de DQO ocorreram nos eventos nos quais a chuva incidiu mais sobre áreas urbanas (22/dez/19, 23/dez/20, e 30/jan/20) e as maiores foram encontradas em eventos com chuva concentrada tanto em áreas mais rurais (07/nov/19) quanto em áreas mais urbanas (10/jan/20), sendo que nesse último caso já foi visto que a intensidade de precipitação pode ter colaborado para tanto. Novamente, reforça-se a hipótese levantada de que áreas rurais originam maiores cargas de poluição difusa por matéria orgânica na bacia do Riacho Fundo. No entanto, isso vai na contramão do que foi encontrado por Brites e Gastaldini (2007), Mallin *et al.* (2009), Park *et al.* (2019) e Choi *et al.* (2021), que analisaram a DBO e encontraram que, em suas áreas de estudo, as áreas urbanas contribuíram mais para o aumento da matéria orgânica.

Para as CMEs de sólidos de valores mais baixos não foi possível identificar relação com a área de incidência da chuva, porém nos eventos de maiores CMEs desses poluentes que apresentaram vazões dentro da calha do Riacho, há a incidência de chuva sobre alguma área urbanizada. Assim, é feita a ligação entre a poluição por sólidos e as áreas urbanas, já reportada em outros trabalhos, como o de Brites e Gastaldini (2007), Mallin *et al.* (2009) e Choi *et al.* (2021).

Já em relação às cargas acumuladas nos eventos, as maiores cargas de poluentes totais naturalmente foram observadas nos eventos de maiores vazões, uma vez que a carga é proporcional à vazão (correlações com as vazões média e máxima maiores do que 0,9). Nos eventos em que as vazões não extravasaram a calha do Riacho, a maior carga total dos

parâmetros de sólidos e nitrogênio foram observadas no evento de 23/dez/19. Esse evento não teve a maior vazão de pico dentre os demais, mas teve coleta de amostras durante toda a onda de cheia e apresentou elevadas taxas de descarga desses poluentes, o que contribuiu para o valor acumulado resultante ser bem elevado. Já as cargas dos parâmetros de DQO e fósforo seguiram o aumento da vazão e apresentaram maiores valores no evento de 07/nov/19, que teve maior vazão de pico entre os eventos mencionados. Destaca-se que o evento de 05/dez/19 não foi monitorado em toda sua duração, mas ainda assim resultou em elevadas massas de poluição. As correlações encontradas entre cargas totais de poluente transportadas nos eventos e lâminas média e máxima de precipitação também apresentaram valor alto (em média, +0,76).

Nas vezes em que o nível no Riacho extravasou sua calha, o que aconteceu nos eventos de 24/fev/20 e 05/dez/20, as cargas totais foram significativamente maiores para todos os parâmetros. O evento do dia 05/dez/20 também só teve monitoramento durante uma parte da onda de cheia, mas as cargas totais de parâmetros como DQO e fósforo total chegaram bem próximas às do evento de 24/fev/20, que teve vazão de pico muito superior à do dia 05/dez/20. Essa observação leva à inferência de que o evento do dia 05/dez/20 transportou as maiores cargas desses poluentes dentre os eventos monitorados, além de altas cargas dos outros parâmetros.

5.3.6. Primeira carga de lavagem (*First Flush*)

As curvas que relacionam porcentagem de massa poluente e volume de escoamento são apresentadas na Figura 5.21. Analisando-se as curvas $M(V)$, não foi observado fenômeno de FF em nenhum dos eventos se utilizada a definição 30/80 (Bertrand-Krajewski *et al.*, 1998), ou seja, nenhum evento apresentou 80% da carga de poluente sendo transportada nos 30% iniciais do volume. Já a partir da definição 20/40 (Deletic, 1998), pode se dizer que o FF esteve presente em 2 eventos: no de 07/nov/19 para o parâmetro de fósforo reativo, sendo aproximadamente 50% da carga desse poluente transportada nos primeiros 20% do volume, e no de 05/dez/19 para fósforo total, que teve mais de 60% da carga de poluição associada aos 20% iniciais de volume. Se adotada a definição que considera todas as curvas $M(V)$ acima da bissetriz como indicativo de FF, todos os parâmetros apresentariam o fenômeno em mais de um evento.

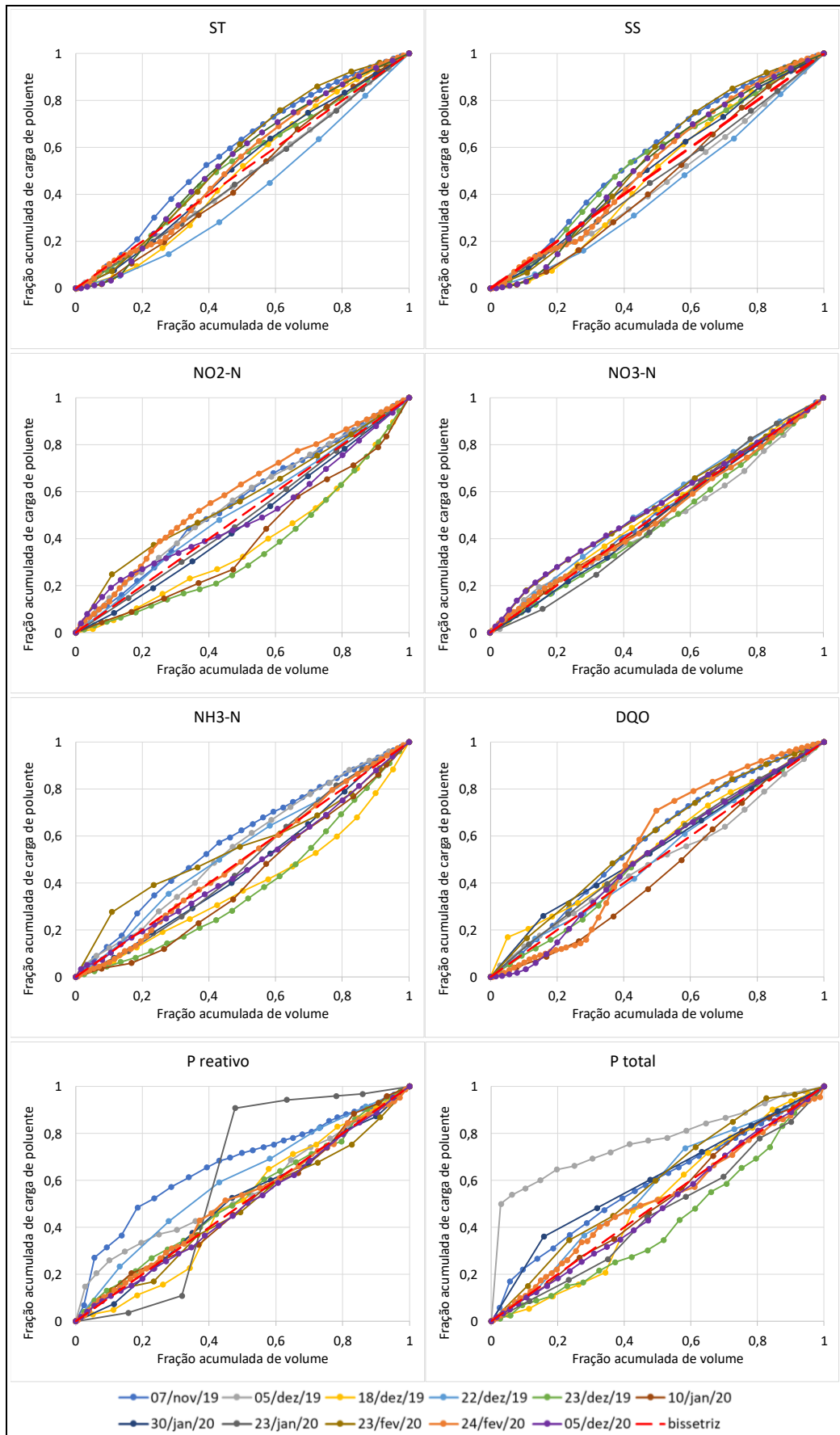


Figura 5.21 – Curvas M(V) para os eventos de cheia com monitoramento de qualidade da água na estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.

Devido ao fato de o fenômeno ser analisado em um curso d'água em seção próxima ao exutório da Bacia, deve-se levar em consideração a atuação da diluição e o tempo que lançamentos levam para chegar até o exutório. De acordo com Lee *et al.* (2002), o fenômeno de FF é mais frequentemente observado em bacias menores e com alta taxa de impermeabilização, sendo que em bacias grandes há a influência do período de transporte dos poluentes, que é maior, e da mistura do escoamento das diferentes partes da bacia em diferentes tempos. O tempo de concentração da bacia do Riacho Fundo é da ordem de horas, o que acarreta em atraso no transporte de poluentes de áreas mais distantes do exutório. Assim, é improvável que um percentual de carga de poluentes extremamente alto ocorra exclusivamente no início do evento.

Considerando-se a definição intermediária, de 20/40, como mais adequada para indicar ocorrência de FF no Riacho Fundo, somente o fósforo apresentou algum episódio do fenômeno. Para os parâmetros de sólidos, nitrogênio e DQO, não se observou o fenômeno de FF de acordo com a definição adotada. Dentre eles se destaca o nitrato (NO₃-N) que, pela análise gráfica, apresentou as curvas M(V) mais próximas à bissetriz, indicando que o transporte das cargas desse poluente ocorreu de forma uniforme, o que está relacionado à constância das concentrações desse poluente logo em seguida ao início das ondas de cheia. Essa constatação pode indicar que há considerável contribuição de cargas difusas de nitrato somada ao despejo constante dessa forma de nitrogênio no Riacho, uma vez que o contínuo aumento das vazões não foi capaz de diluir ainda mais as concentrações.

Dois parâmetros apresentaram picos mais acentuados de carga no meio do evento: a DQO, no evento de 24/fev/20, que subiu de 20 para 80% de acumulado de carga entre 40 e 60% de acumulado de volume e o P reativo, no evento de 23/jan/20, que dos 30% acumulados de volume para os 50% houve um aumento no acumulado de carga de 10 para 90%. O evento do dia 24/fev/20 foi o de vazão de maior magnitude e arrastou muitos galhos e troncos, que podem ter causado grande revolvimento do fundo próximo à estação de monitoramento. Já no caso do P reativo, nota-se que o pico ocorreu de uma amostra para outra. Apesar de a análise da amostra ter sido refeita e ter sido encontrado o mesmo resultado, pode ter ocorrido alguma interferência na análise ou possivelmente algum lançamento próximo e breve influenciou a concentração do parâmetro na amostra específica.

Todos os ajustes das curvas M(V) a funções potenciais pela regressão linear obtiveram coeficientes b com coeficiente de determinação $R^2 \geq 0,95$, com exceção do ajuste para P

reativo no evento de 23/jan/20, que resultou em um R^2 de 0,87. Os coeficientes encontrados são apresentados na Tabela 5.11, que também traz um resumo de estatísticas básicas relacionadas a eles.

Tabela 5.11 – Coeficientes b das curvas M(V) para os eventos monitorados na estação Ponte, na bacia do Riacho Fundo.

Evento	ST	SS	DQO	NO2-N	NO3-N	NH3-N	P reativo	P total
07/nov/19	0,907	0,974	0,976	0,916	0,954	0,842	0,552	0,699
05/dez/19	0,898	1,071	1,073	0,867	1,028	0,876	0,622	0,243
18/dez/19	0,710	1,288	1,424	1,397	0,992	1,215	1,244	1,254
22/dez/19	0,944	1,469	1,407	0,933	0,881	0,911	0,695	0,924
23/dez/19	1,016	1,086	1,092	1,335	1,030	1,352	0,884	1,263
10/jan/20	1,311	1,387	1,480	1,340	0,998	1,431	0,950	1,015
23/jan/20	0,774	1,086	1,080	1,046	1,210	1,174	1,583	0,595
30/jan/20	0,894	1,110	1,058	1,143	1,063	1,163	1,096	1,165
23/fev/20	0,782	1,050	1,104	0,676	0,803	0,652	1,016	0,800
24/fev/20	1,254	1,124	1,141	0,830	0,928	1,121	0,968	0,985
05/dez/20	1,400	1,438	1,554	0,792	0,829	0,951	0,989	1,022
Média	1,189	1,217	1,130	1,025	0,974	1,062	0,963	0,906
Máximo	1,469	1,554	2,096	1,397	1,210	1,431	1,583	1,263
Mínimo	0,974	0,976	0,514	0,676	0,803	0,652	0,552	0,243
Desvio Padrão	0,173	0,205	0,389	0,246	0,115	0,236	0,291	0,306

Observa-se que o parâmetro que obteve maior média de coeficiente b é o de sólidos suspensos, com valor de 1,183, apresentando em média, portanto, moderado desvio da curva M(V) abaixo da bissetriz. Assim, conclui-se que para esse poluente houve maior influência do atraso no transporte. Enquanto isso, o de menor média de coeficiente b foi o P total, o que indica que as curva M(V) desse parâmetro, em média, apresentaram leve desvio acima da bissetriz do gráfico. Pelas médias, nenhum parâmetro apresentou tendência ao fenômeno de FF, pois nenhum possuiu coeficiente b menor do que 0,185 (no caso da definição 30/80) ou do que 0,569 (no caso da definição 20/40).

O parâmetro de menor variância no coeficiente b foi o nitrato, sendo a média dele a mais próxima de 1, confirmando a análise gráfica de que foi o parâmetro que foi transportado de forma mais uniforme entre os eventos monitorados. Por outro lado, o P total apresentou maior variância nos valores de coeficiente b, o que é possível notar visualmente pelo espalhamento das curvas M(V). Não foi possível identificar um comportamento comum dos parâmetros entre os eventos, somente o nitrato que se mostrou relativamente constante. Os demais apresentaram curvas que desviaram consideravelmente tanto acima quanto abaixo da

bissetriz. Também não foram encontradas ligações entre características da e os desvios das curvas $M(V)$, o que ressalta a variabilidade do fenômeno e dificuldade de previsão.

Costa *et al.* (2018) monitoraram uma galeria de drenagem que lança águas pluviais sem tratamento no Riacho Fundo e encontraram ocorrência de FF, pela definição 30/80, em somente um evento no parâmetro de amônia, mas pela definição 20/40, que é mais ampla, o FF foi observado em vários eventos nos parâmetros de nitrogênio, DQO e sólidos suspensos. Os parâmetros de fósforo nesse estudo em questão foram ainda os que possuíram maior número de curvas $M(V)$ abaixo da bissetriz, indicando a não ocorrência de FF.

Desse modo, houve uma diferença no número de poluentes que apresentou o fenômeno de FF em número próximo de eventos monitorados em uma galeria de drenagem de uma pequena bacia e no Riacho Fundo, cuja bacia é de grandes proporções. Isso provavelmente ocorre devido à grande diferença entre os tempos de concentração e ao atraso no transporte de poluentes na bacia maior, o que corrobora com a colocação de Porto (1995), de que nas grandes bacias as concentrações não diminuem tão rápido ao longo da passagem do volume de escoamento devido a contribuições de áreas mais distantes.

Já na análise de FF no Córrego Vicente Pires, Costa *et al.* (2021b) observaram a ocorrência do fenômeno em dois eventos de cheia para os parâmetros relacionados ao nitrogênio e em um evento para os parâmetros de sólidos e fósforo se considerada a definição 20/40. Além disso, 77% dos coeficientes b calculados pelos autores para eventos de cheia ficou acima de 1, indicando desvio acima da bissetriz. Os fatos de a bacia de drenagem ser menor e de o córrego receber as águas pluviais de muitas áreas urbanizadas, ligadas a respostas mais rápidas no escoamento, podem justificar a possível maior ocorrência de FF no córrego Vicente Pires em relação ao Riacho Fundo.

O método da curva acumulativa adimensional $M(V)$ e do cálculo do coeficiente b de ajuste à função potencial permitiu a análise do fenômeno de *First Flush* quanto à porcentagem de massa e volume acumulados. No entanto, os critérios utilizados para determinar a ocorrência do fenômeno nesse método são arbitrários. O fato de ser estudada uma bacia tão grande e de o monitoramento ser realizado em uma seção de um curso d'água, que tem dinâmica de fluxo diferente das redes de drenagem construídas, influenciam os resultados de porcentagem de carga de poluição difusa transportada ao longo do volume de escoamento e, conseqüentemente, a ocorrência ou não de FF.

5.4. MODELAGEM HIDROLÓGICA NO PCSWMM

A representação da Bacia Hidrográfica no modelo resultou na divisão de 22 sub-bacias com áreas, declividades e CNs variando entre 430,7 e 1.928,5 ha, 2,1 e 19,2 % e 59,2 e 87, respectivamente. Os valores das abstrações iniciais das sub-bacias foram de 7,6 a 35,1 mm, seguindo a variação do CN. Os trechos de drenagem subdivididos apresentaram comprimentos entre 346 e 3.400 m e declividade de 0,001 a 0,044 m/m. A Figura 5.22 mostra a representação das sub-bacias no PCSWMM classificadas por valor de CN.

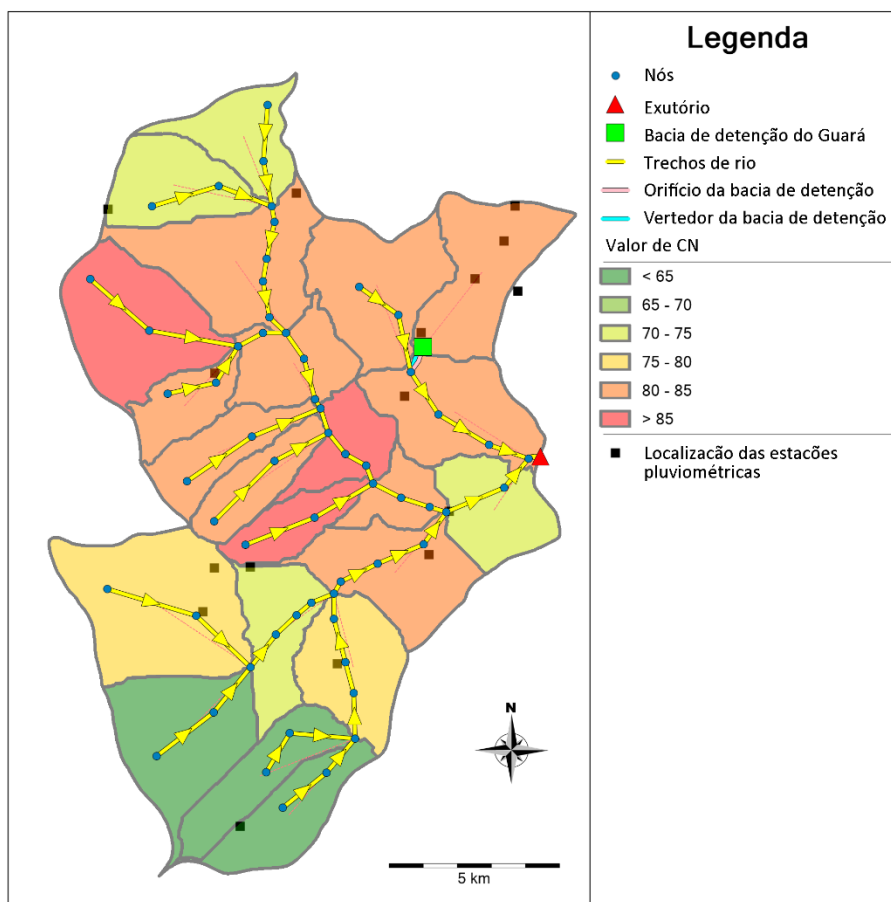


Figura 5.22 – Representação da bacia do Riacho Fundo no PCSWMM com sub-bacias classificadas por valor de CN.

5.4.1. Simulação de vazão

O escoamento superficial na simulação para o período entre 01/10/2019 e 31/01/2021 atingiu valores de até 241,7 m³/s, ultrapassando 100 m³/s em 7 eventos. Os valores de vazão de pico simulados em eventos de vazão alta foram, em geral, muito superiores aos observados, como mostra a Figura 5.23. Somente um evento de grande magnitude não teve a vazão de pico superestimada pelo modelo, e sim subestimada (em fevereiro de 2020). Por outro lado, os eventos de vazão mais baixa (inferior a 10 m³/s) tiveram vazão de pico simulada mais frequentemente subestimada em relação à observada ou até não apresentaram vazão

simulada, como mostram os gráficos de dispersão dos valores observados e simulados e das diferenças percentuais entre os dois na Figura 5.24. A vazão média em todo o período de simulação foi de 2,18 m³/s, valor superior ao observado, de 1,22 m³/s.

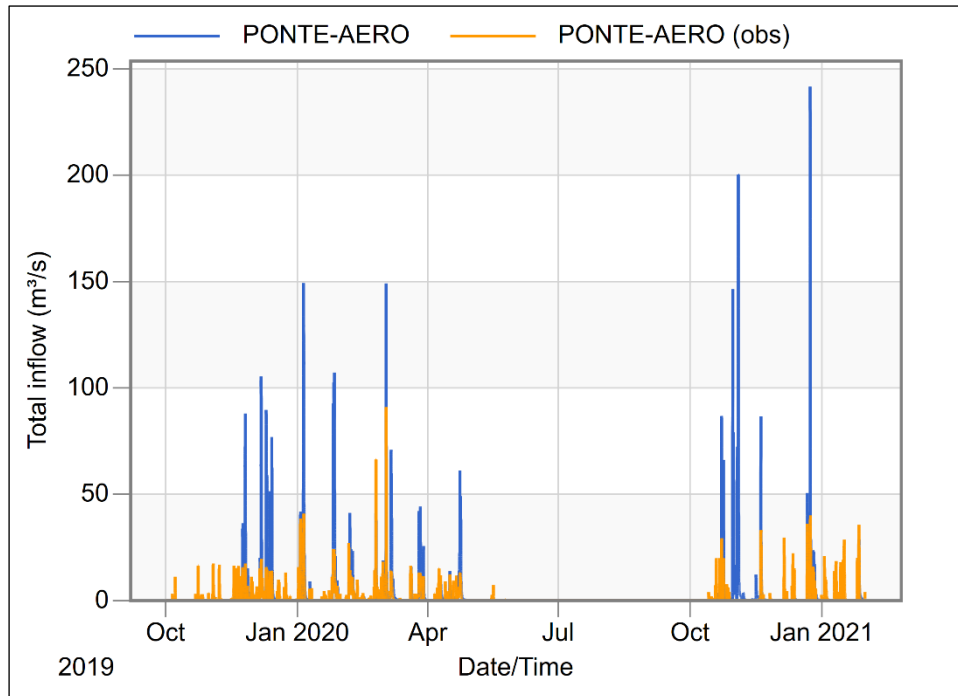


Figura 5.23 – Séries de escoamento superficial observado e simulado no PCSWMM para o exutório da bacia do Riacho Fundo.

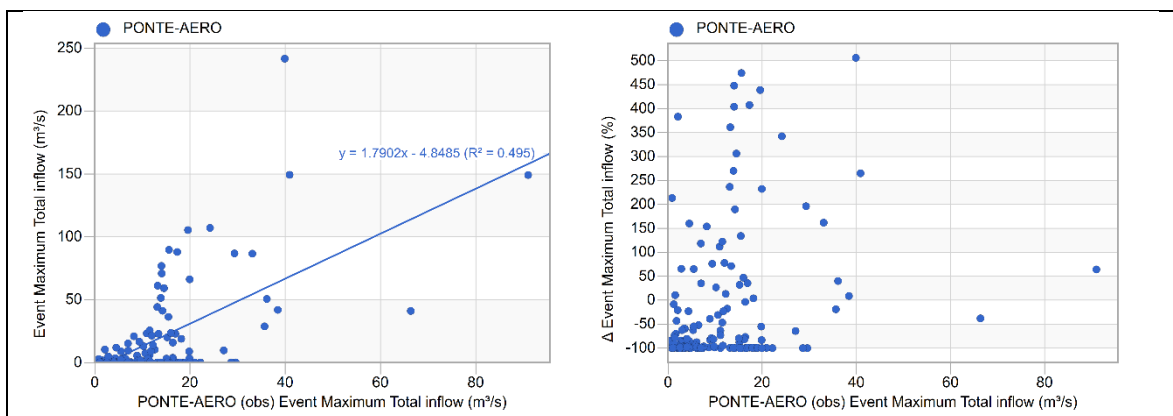


Figura 5.24 – Gráficos de vazões de pico observadas x simuladas (à esquerda) e de vazão de pico observada x diferença percentual entre valor observado e simulado (à direita).

O SWMM se mostrou muito sensível em termos de geração de escoamento, produzindo valores nulos em eventos menores e muito altos no caso de eventos maiores. Em eventos que ocorreram próximos, observou-se que a resposta do modelo para a diminuição da vazão não foi tão rápida, o que influenciou para a geração de altas vazão de pico simuladas. O recorte das séries de escoamento superficial observado e simulado para o período entre o final de novembro e dezembro de 2019 na Figura 5.25 ilustra tal observação.

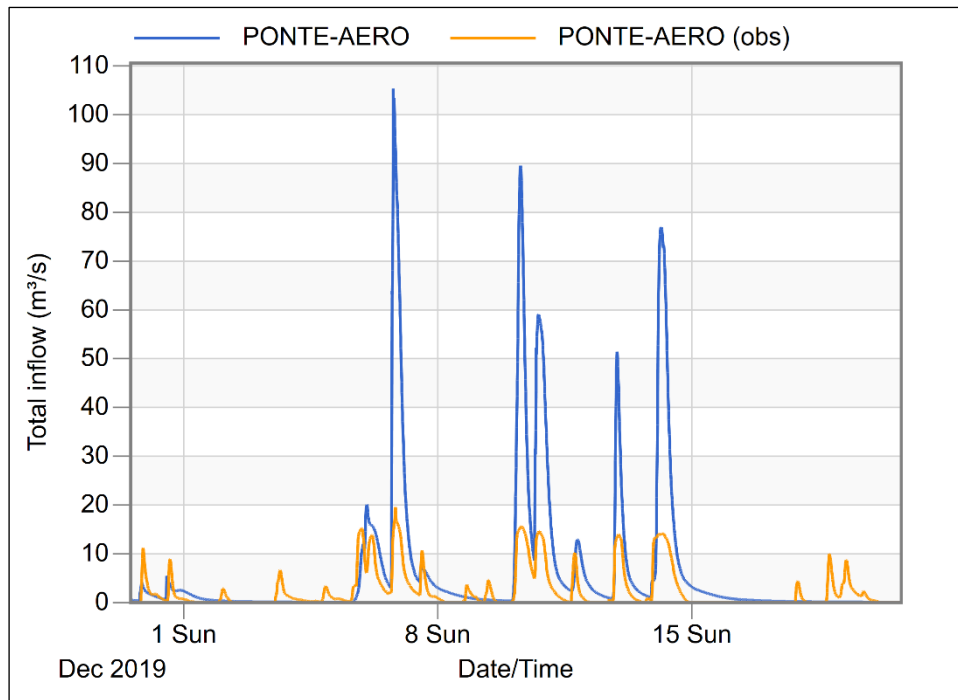


Figura 5.25 – Recorte das séries de escoamento superficial observado e simulado para o período entre final de novembro e dezembro de 2019.

Apesar das discrepâncias na magnitude dos valores, nota-se que o SWMM simulou bem o comportamento geral das vazões de escoamento superficial nos eventos para os quais houve geração de algum valor. Alguns eventos, mesmo sem calibração, demonstraram boa performance do modelo, como é o caso dos eventos em 19/fev/20 e 19/mar/20, apresentados na Figura 5.26.

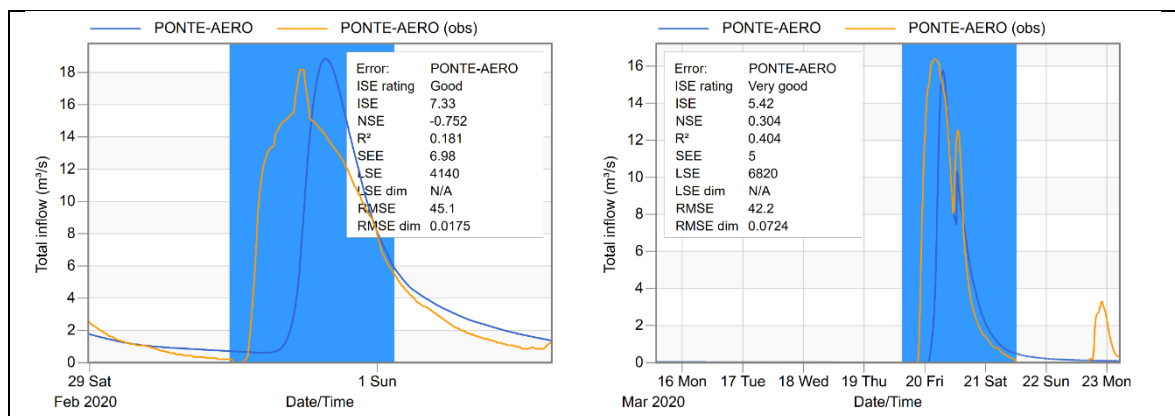


Figura 5.26 – Exemplos de eventos com boa simulação do escoamento superficial antes da calibração.

5.4.2. Análise de sensibilidade e calibração

As análises de sensibilidade dos parâmetros de calibração para a simulação de vazões de pico em diferentes eventos mostraram a tendência de aumento das vazões com o aumento do CN e com a diminuição da lâmina de armazenamento em superfície (Dstore), como

esperado. No entanto, para alguns eventos, a variação do CN teve influência mais acentuada. Os eventos de 07/nov/19 e 25/nov/19 foram escolhidos para ilustrar essa diferença.

O evento de 07/nov/19 teve escoamento superficial simulado nulo, enquanto o evento de 25/nov/19 atingiu vazão de pico simulada de 88 m³/s, apesar de ambos apresentarem valores próximos para a vazão de pico observada (16,8 e 17,3 m³/s, respectivamente). A Figura 5.27 ilustra os dois eventos.

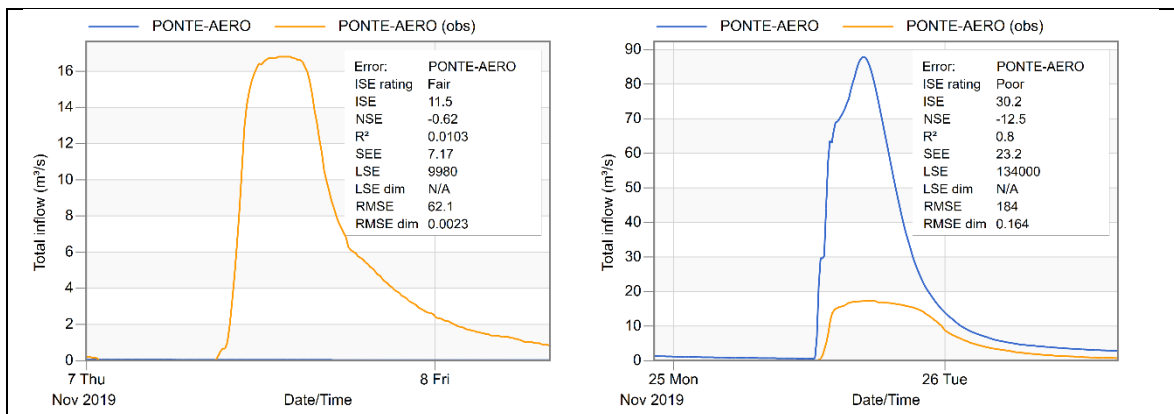


Figura 5.27 – Simulação do escoamento superficial em dois eventos com vazões de pico observadas próximas.

A análise de sensibilidade dos parâmetros para o evento de 25/nov/19 ilustra melhor a tendência geral da influência dos parâmetros na simulação da vazão máxima e é apresentada no gráfico da Figura 5.28. Observa-se que os parâmetros de cota de superfície dos nós (*Invert. Elev.*, em lilás) e do exutório (*Invert. Elev.*, em verde) são muito sensíveis, pois poucas alterações já provocam o aumento ou a redução abrupta da vazão de pico. Isso acontece porque as cotas se igualam ou a do exutório fica com valor superior à dos nós, causando inconsistência. Assim, esses parâmetros não podem ser muito alterados. Os parâmetros de rugosidade do canal, declividade e largura da sub-bacia e tempo para secagem total do solo apresentaram pouca sensibilidade nos valores de vazão máxima, sendo que o último só apresenta maior influência caso seja muito reduzido. A área da sub-bacia e o comprimento dos condutos apresentaram comportamentos contrários na influência da simulação da vazão máxima, que aumentou moderadamente quanto maior a área de contribuição e quanto menor o comprimento dos canais. Esses parâmetros mostraram influenciar mais no formato do hidrograma. Como já comentado, o CN e o Dstore também apresentaram comportamento inverso na análise de sensibilidade, sendo que a influência das alterações no CN na simulação da vazão de pico é maior do que a do Dstore.

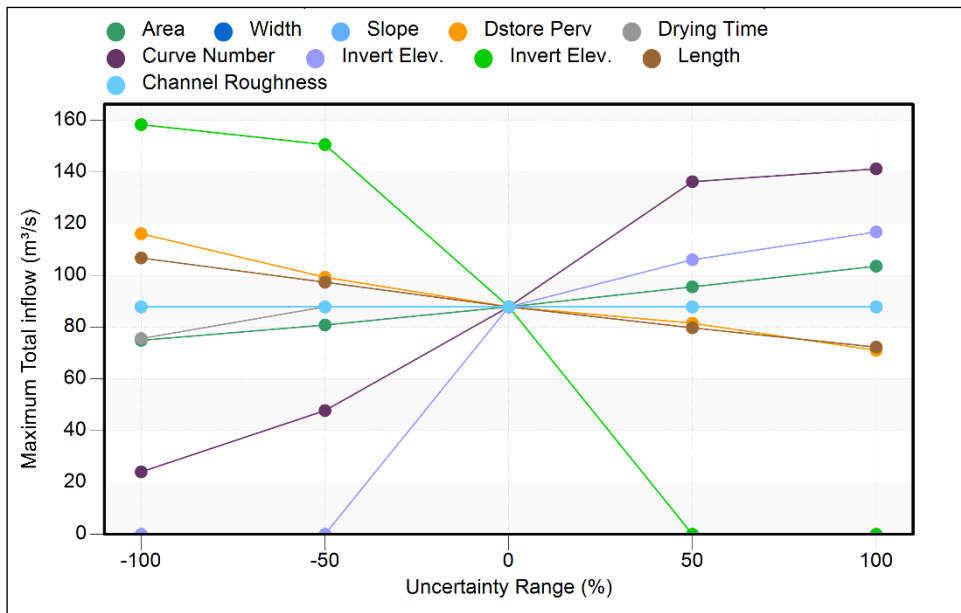


Figura 5.28 – Análise de sensibilidade dos parâmetros na simulação de vazão máxima no evento de 25/nov/19.

A análise de sensibilidade dos parâmetros para o evento de 07/nov/19, apresentada no gráfico da Figura 5.29 mostra que praticamente só o CN influencia o valor de vazão de pico simulado. O mesmo acontece para alguns outros eventos com vazões simuladas nulas, porém há os eventos de vazão simulada nula nos quais a variação dos parâmetros não provoca alteração significativa nos valores simulados. Ou seja, para alguns dos eventos, não há influência de nenhum dos parâmetros na faixa de incerteza analisada e, mesmo com a alteração de $\pm 100\%$ da incerteza, não há vazão simulada.

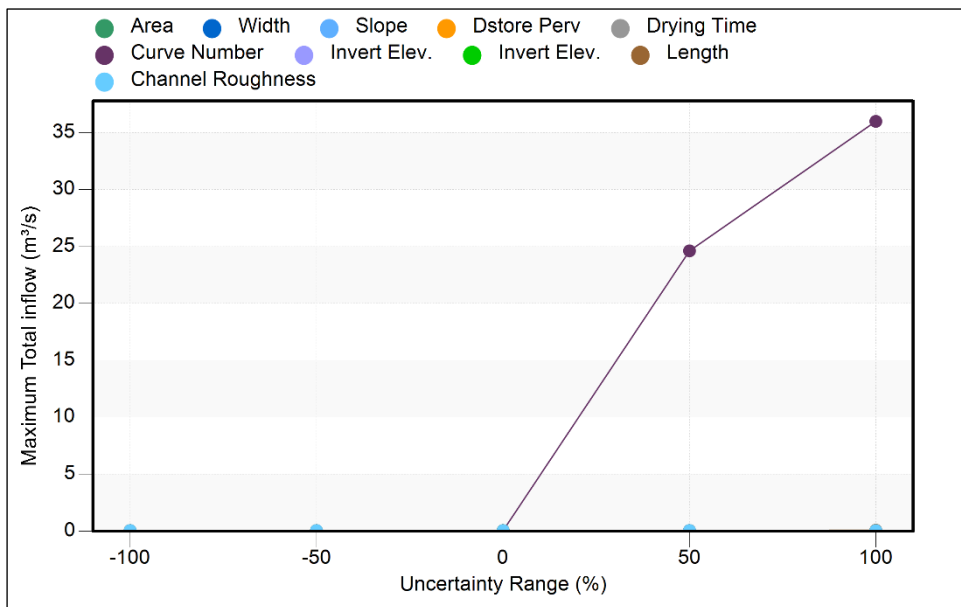


Figura 5.29 – Análise de sensibilidade dos parâmetros na simulação de vazão máxima no evento de 07/nov/19.

Devido às diferenças entre as respostas de vazão simulada para os eventos, fica difícil realizar uma calibração que melhore a performance do modelo para todos os eventos com a ferramenta utilizada, que altera os valores dos parâmetros percentualmente de forma uniforme para todas as sub-bacias. As sub-bacias na bacia do Riacho Fundo, devido ao seu tamanho e diversidade de usos do solo, apresentam grande heterogeneidade, o que pode justificar a diferença de resposta do escoamento superficial entre eventos. A calibração da vazão para o evento de 25/nov/19, por exemplo, requer a diminuição do CN, enquanto a calibração para o evento de 07/nov/19 é feita com o aumento do parâmetro. A melhor calibração obtida para cada evento e a vazão simulada com os parâmetros calibrados para o outro são apresentadas nas Figuras Figura 5.30 e Figura 5.31.

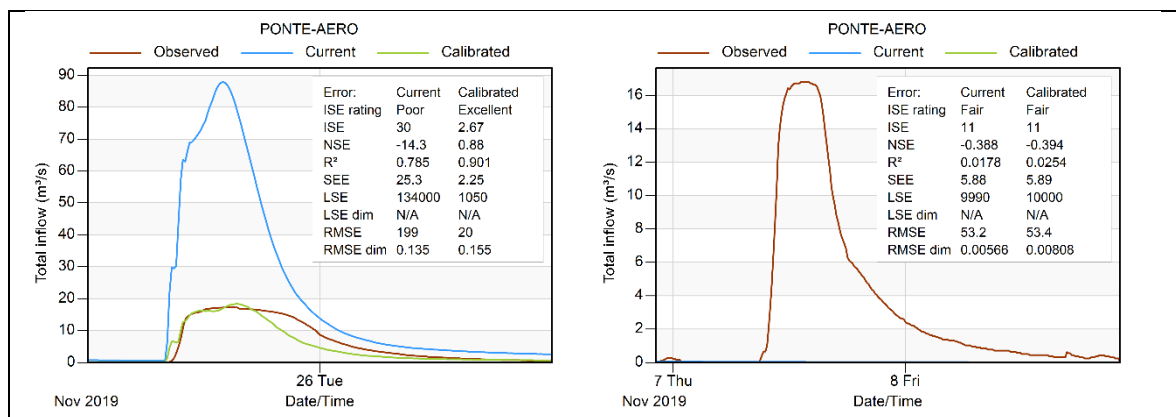


Figura 5.30 – Calibração de vazão para o evento de 25/nov/19 e comparação com a alteração nos valores de vazão para o evento de 07/nov/19 com parâmetros calibrados.

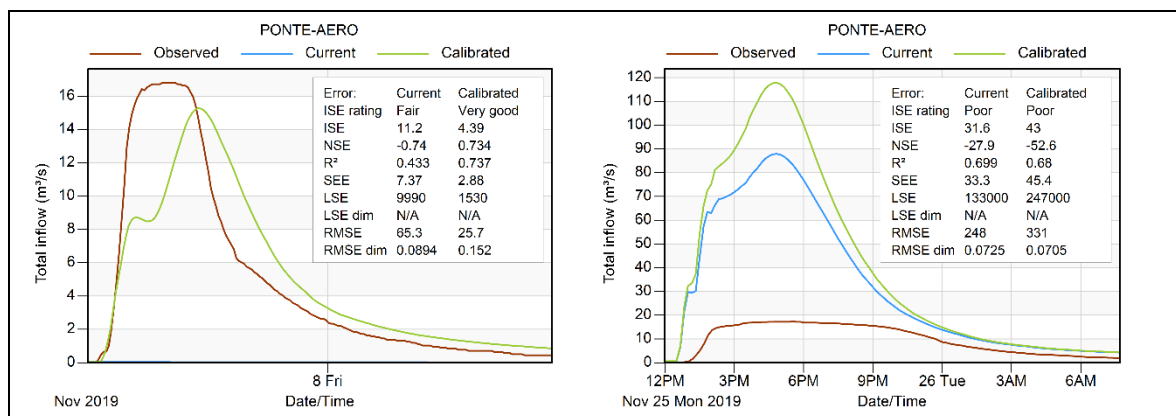


Figura 5.31 – Calibração de vazão para o evento de 07/nov/19 e comparação com a alteração nos valores de vazão para o evento de 25/nov/19 com parâmetros calibrados.

Sem uma adequada calibração da vazão, não é possível realizar simulações de cargas de poluição que tenham algum significado. Dessa forma, é necessário primeiro tentar calibrar os parâmetros do modelo por outros métodos que permitam a calibração de forma independente para cada sub-bacia.

5.5. ESTIMATIVA DE CARGAS DE POLUIÇÃO

Como alternativa simplificada, as cargas e vazões observadas foram usadas para ajuste de curvas-chave, uma forma mais simples de estimar cargas acumuladas que relaciona as duas variáveis por equações não lineares.

5.5.1. Curvas-chave de poluentes

No processo de análise gráfica da distribuição entre cargas e vazões, identificou-se uma tendência diferente no evento do dia 05/dez/2020, o que pode estar relacionado às características hidrológicas do evento, mas também à mudança de local da estação fluviométrica e utilização de uma curva-chave de vazão diferente. Por esse último motivo e por não ter sido possível realizar outras coletas em eventos de cheia após a mudança da estação e obter quantidade de dados significativa para a nova seção, o evento foi desconsiderado na elaboração das curvas-chave, uma vez que o objetivo maior neste caso é testar a metodologia.

As curvas-chave obtidas para os parâmetros SS, N, P e DQO e as comparações das cargas observadas e calculadas para cada, com o coeficiente de determinação, são apresentadas nas Figuras Figura 5.32 a Figura 5.39, ressaltando-se que as abreviações N e P foram utilizadas para nitrogênio inorgânico e fósforo total, respectivamente. Os ajustes das curvas resultaram em equações do tipo potência para os parâmetros de sólidos suspensos, fósforo total e DQO, e polinomial para o parâmetro de nitrogênio total. A equação do tramo de cotas altas para o parâmetro de DQO se aproxima de uma função do tipo raiz e, para redefinir a origem da curva, foi necessário acrescentar uma constante subtraída da vazão. A interseção entre os tramos das curvas ocorreu na vazão 21,4 m³/s, vazão de extravasamento da calha, para SS, N e P, mas para a DQO, devido à diferença no formato da curva nas cotas altas, a transição entre os tramos foi definida para 20,1 m³/s. Os coeficientes de determinação indicam que a curva que melhor se ajustou aos dados observados, em geral, foi a de sólidos suspensos, que obteve R² de 0,51 para o tramo de cotas baixas e 0,62 para o de cotas altas.

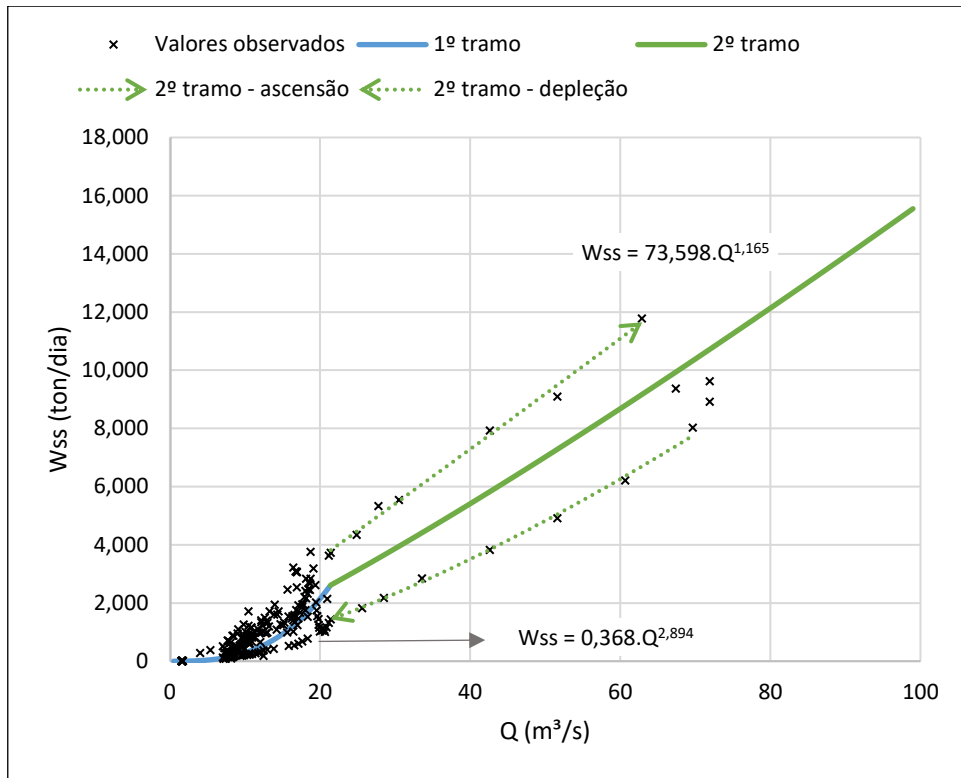


Figura 5.32 – Curva-chave de sólidos suspensos para a estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.

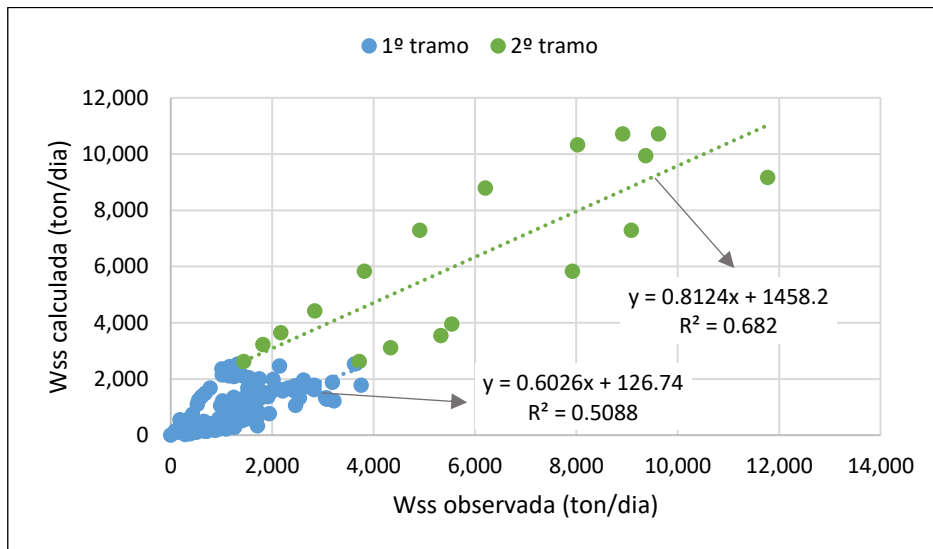


Figura 5.33 – Coeficientes de determinação para os tramos da curva-chave de sólidos suspensos.

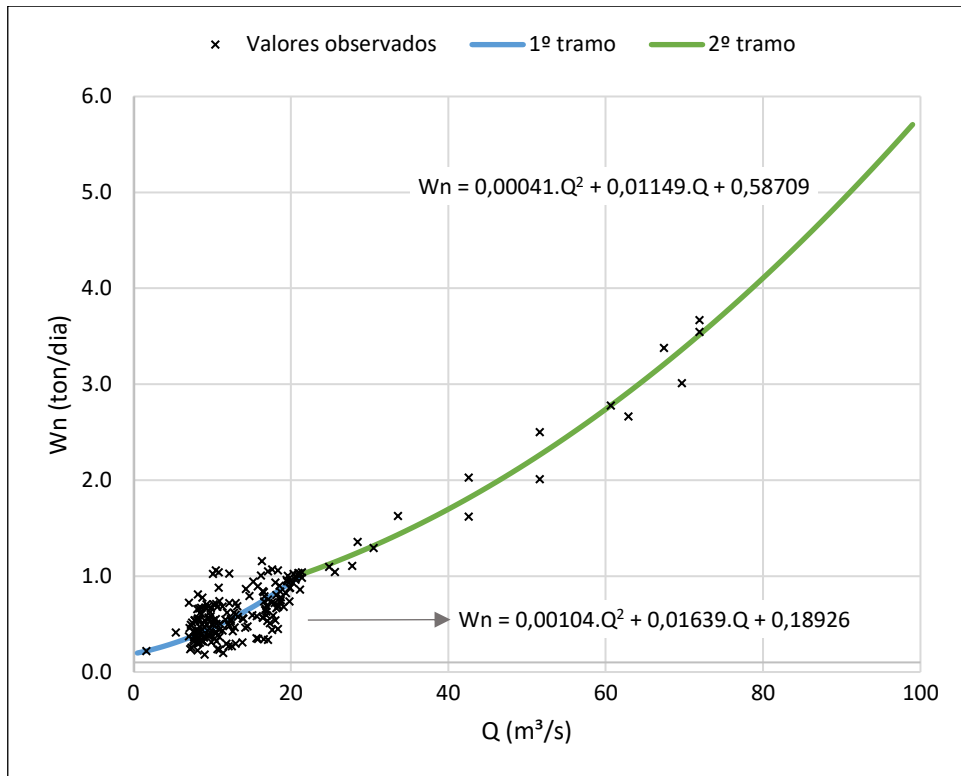


Figura 5.34 – Curva-chave de nitrogênio inorgânico para a estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.

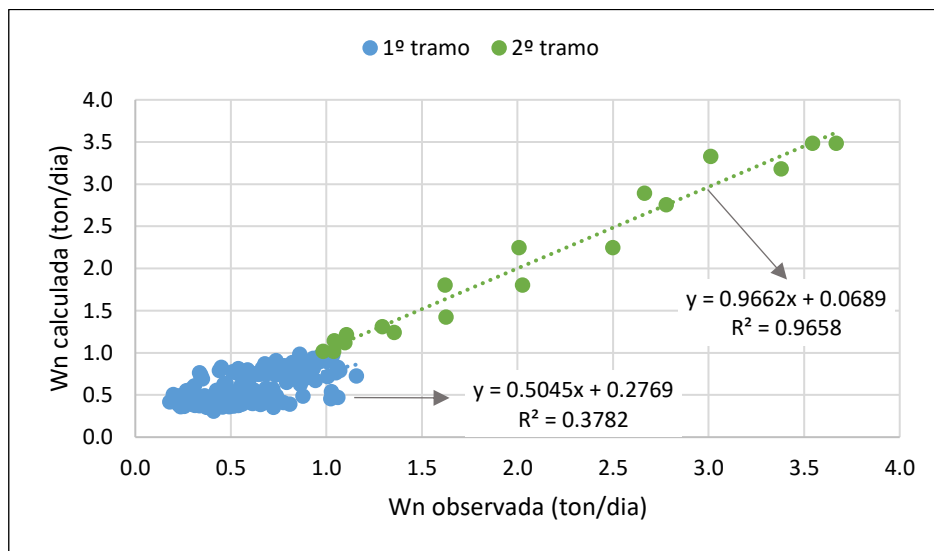


Figura 5.35 – Coeficientes de determinação para os tramos da curva-chave de nitrogênio inorgânico.

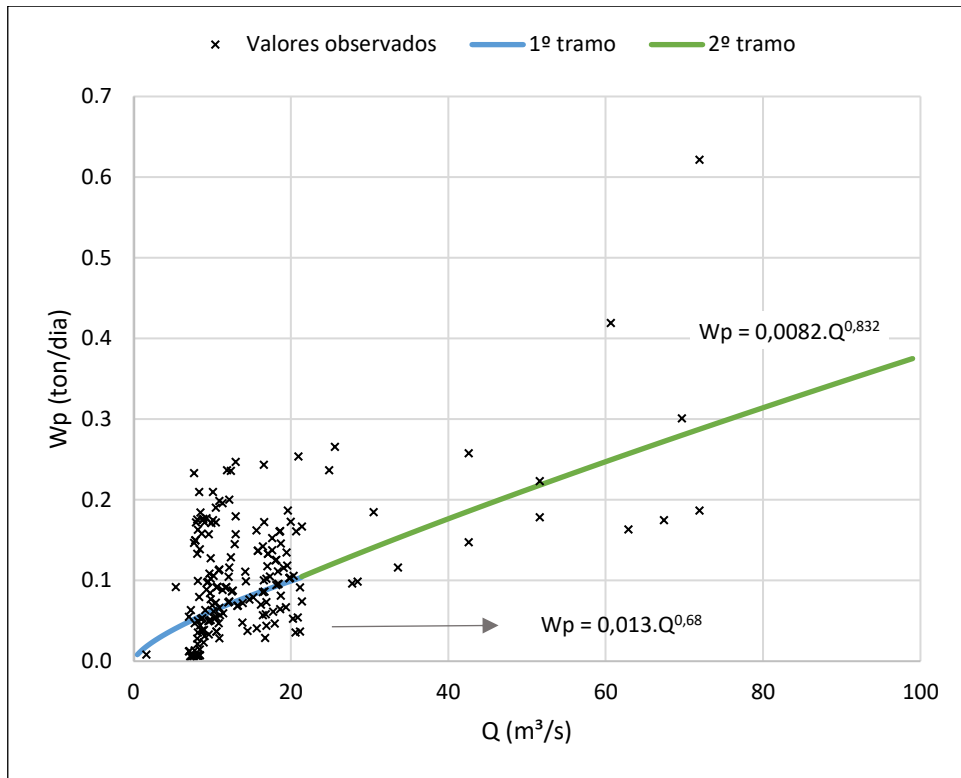


Figura 5.36 – Curva-chave de fósforo total para a estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.

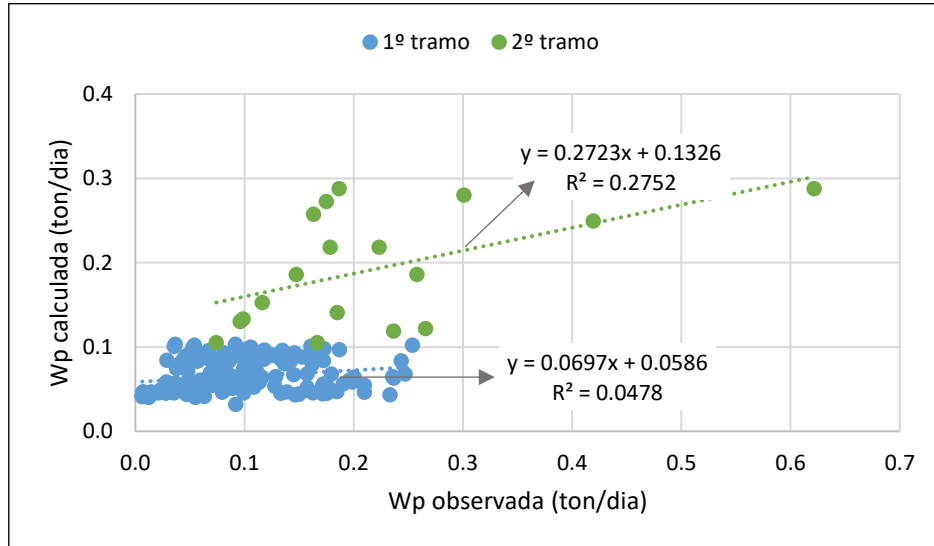


Figura 5.37 – Coeficientes de determinação para os tramos da curva-chave de fósforo total.

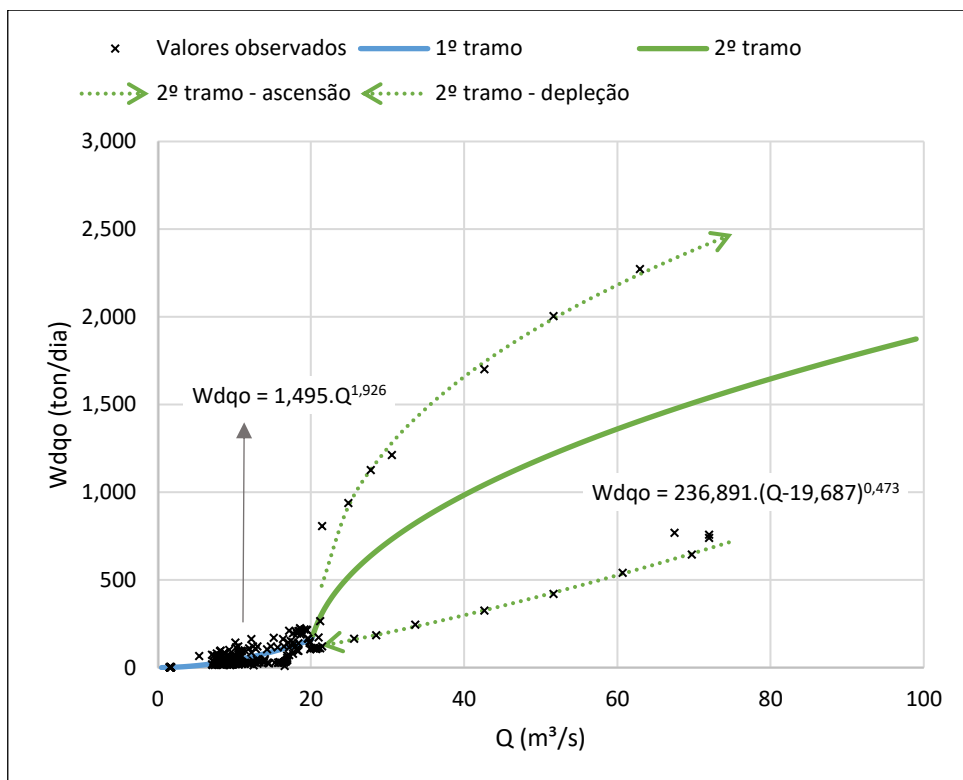


Figura 5.38 – Curva-chave de DQO para a estação Ponte, bacia do Riacho Fundo.

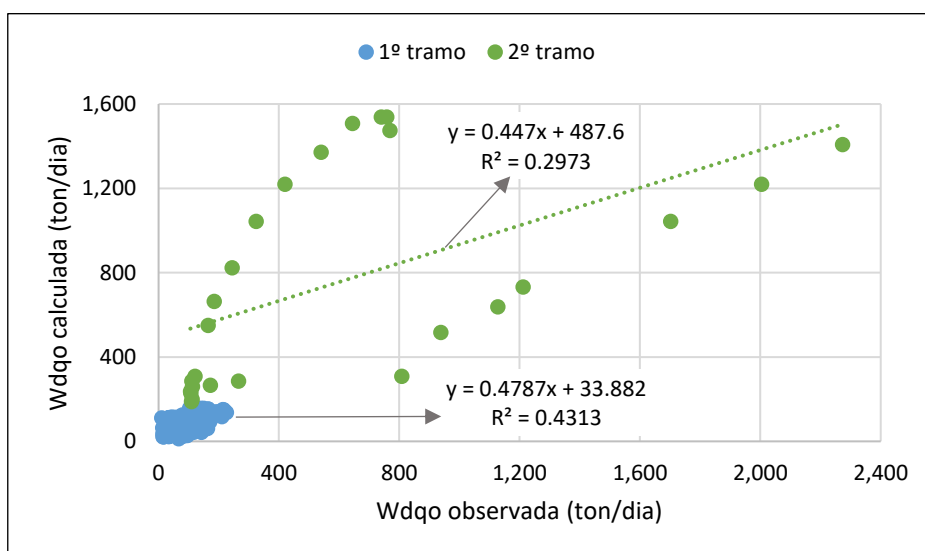


Figura 5.39 – Coeficientes de determinação para os tramos da curva-chave de DQO.

O ajuste foi afetado pela pequena quantidade de dados do período de seca, sendo feito o ajuste forçado à média das observações feita em única campanha de coleta de amostras. Apesar de haver dados históricos de concentração da Caesb para cotas baixas, como são dados de outros anos e obtidos possivelmente por diferentes metodologias de análise da qualidade da água, não se considerou adequado utilizá-los para cálculo de cargas observadas.

Além disso, a restrição de continuidade de valores entre as seções também teve influência na redução do coeficiente de determinação. Outras métricas para o afastamento das curvas traçadas aos dados observados foram calculadas e são apresentadas na Tabela 5.12. Ressalta-se que o valor médio de carga medida no período seco não foi incluído no cálculo das métricas, pois foi utilizado no ajuste como restrição e influenciaria o valor resultante.

Tabela 5.12 – Métricas para avaliação da regressão para ajuste das curvas-chave de poluentes.

Curva-chave		R ²	S	NSE
SS	completa	0,84	782,60	0,53
	cotas baixas	0,51	482,37	0,37
	cotas altas	0,68	1760,36	0,64
N	completa	0,89	0,18	0,72
	cotas baixas	0,38	0,15	0,33
	cotas altas	0,97	0,18	0,97
P	completa	0,17	0,04	-0,13
	cotas baixas	0,06	0,02	-0,20
	cotas altas	0,28	0,06	0,23
DQO	completa	0,58	193,69	-0,12
	cotas baixas	0,43	31,47	0,42
	cotas altas	0,30	430,70	-0,16

R² – coeficiente de determinação; S – erro padrão; NSE – coeficiente de Nash-Sutcliffe.

Considerando que o ajuste de curvas-chave de poluentes é um modelo simplificado da qualidade da água, foi possível avaliar a performance das curvas para o cálculo de cargas de acordo com essas métricas, geralmente utilizadas para avaliar modelos mais complexos, mas que fornecem uma medida de adequação dos cálculos aos dados observados. O parâmetro que teve pior ajuste aos dados observados foi o fósforo total, que apresentou R² de 0,06 e NSE negativo, de -0,2, para cotas baixas, valores considerados insatisfatórios para modelos de nutrientes em escala de bacia hidrográfica (Moriassi *et al.*, 2015). A grande dispersão das cargas desse parâmetro contribuiu para métricas ruins, indicando que no Riacho Fundo a relação entre carga de fósforo e vazão é fraca. No entanto, percebe-se que a curva para cotas baixas se aproxima mais dos valores inferiores dos dados observados, o que, para a proposta deste trabalho, resultaria em uma subestimação no cálculo de cargas acumuladas.

Para os parâmetros nitrogênio e DQO as equações para cotas baixas levaram a coeficientes R² de 0,38 e 0,43 e NSE de 0,33 e 0,42, respectivamente, valores intermediários que no caso do nitrogênio são considerados satisfatórios para modelagem desse nutriente (Moriassi *et al.*, 2015).

Com as curvas para cotas altas foram obtidos coeficientes R^2 de 0,28 a 0,97 e NSE de -0,16 a 0,97, porém o fato de o ajuste ter sido feito com dados observados em somente 1 evento faz a representatividade desses coeficientes ser questionável. Além disso, apesar da ocorrência clara de histerese para os parâmetros de sólidos suspensos e DQO nas vazões em cotas altas, a curva nesse tramo foi traçada considerando a média entre a curva de ascensão e de depleção da onda de cheia. O traçado dessa forma subestima os dados da curva superior e superestima os da curva inferior, o que gera uma compensação na estimativa de valores acumulados de cargas que considere o período completo da(s) onda(s) de cheia. Porém, esse é outro fator que pode influenciar os valores encontrados para as métricas.

Analisando as razões entre as taxas de descarga poluente estimadas e observadas, apresentadas na Figura 5.40, pode-se observar que as curvas-chave de SS e P, apesar de superestimarem as taxas de carga em comparação com as observadas em algumas situações, apresentaram a tendência de subestimar as taxas de carga em baixas descargas, o que é comprovado pela mediana das razões, de 0,60 e 0,77 para cada uma, respectivamente. Para o SS, um número possivelmente maior de amostras coletadas durante a elevação da onda de cheia pode ter influenciado a tendência da curva de classificação, já que o fenômeno da histerese foi identificado para este parâmetro. Em relação às estimativas pelas curvas-chave de N e DQO, não foram identificadas tendências claras, com aproximadamente metade das observações tendo sido superestimadas e a outra metade subestimadas, em maior ou menor grau. As taxas de descarga de N foram as que apresentaram a média e a mediana da razão entre os valores observados e calculados mais próximos a 1, indicando que a curva deste poluente aproximou-se bem da média dos dados obtidos no campo e compensou melhor as variações da taxa de descarga poluente.

5.5.2. Cargas de poluição nos eventos monitorados

A carga total transportada nos eventos com monitoramento de qualidade da água, especificamente no período de coleta de amostras, foi calculada pelas curvas-chave dos poluentes, resultando em cargas menores do que as observadas na maioria dos eventos para todos os parâmetros.

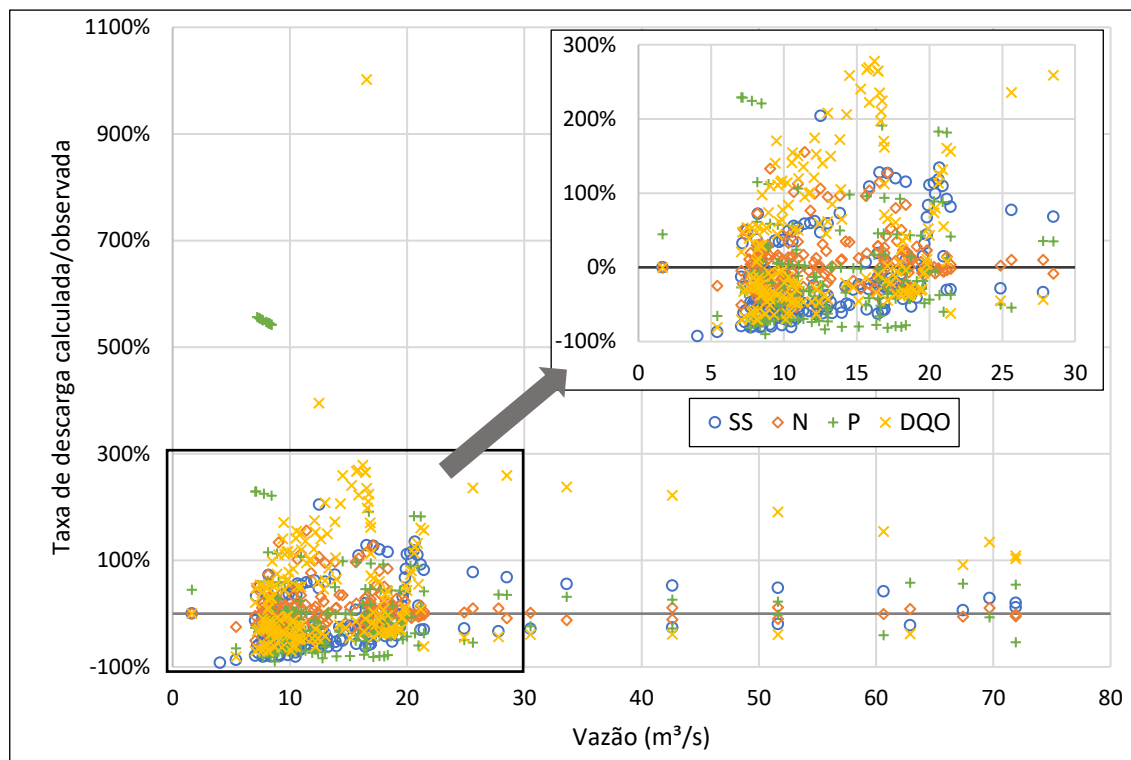


Figura 5.40 – Distribuição das razões entre taxas de descarga de poluente observadas e estimadas pela curva-chave de poluente em relação à vazão.

Como ilustrado na Figura 5.41 para sólidos suspensos, as cargas chegaram a ser subestimadas em até 72%, no evento de 10/jan/20, com uma diferença de quase 100 toneladas para a observada. As cargas são diretamente relacionadas às vazões na curva-chave, então pelo fato de o evento ter apresentado baixas vazões, a carga calculada resultou em baixo valor também. Porém, os eventos de maior vazão, como os de 23/dez/19, 24/fev/20 e 05/dez/20, foram os que apresentaram maiores diferenças absolutas nas cargas de sólidos suspensos, com a massa transportada calculada para o evento chegando a ser 832 toneladas menor do que a observada no último evento. Ressalta-se, no entanto, que o evento de 05/dez/20 não teve monitoramento durante toda a onda de cheia, o que pode ter impactado na diferença observada na estimativa, já que o parâmetro de sólidos suspensos mostrou comportamento histerético. Por outro lado, a carga calculada no período seco foi igual à observada, mostrando que o ajuste para esse ponto foi consistente.

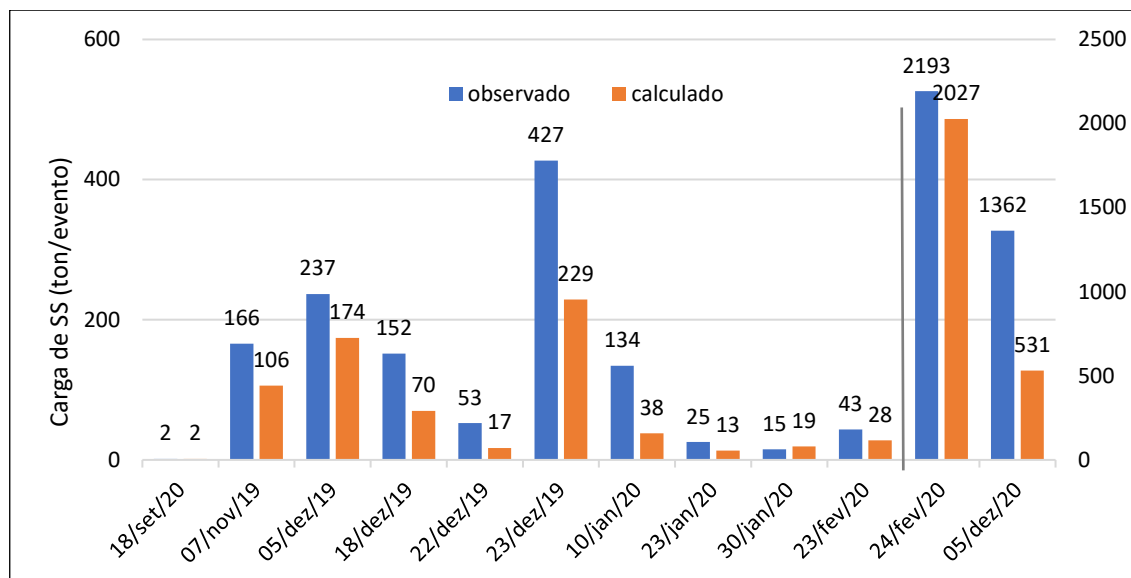


Figura 5.41 – Cargas totais de sólidos suspensos observadas e calculadas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.

O parâmetro de nitrogênio foi o que teve cargas totais calculadas mais próximas das observadas em maior número de eventos, como pode ser visto na Figura 5.42, com a maior diferença sendo de 44% no evento de 05/dez/20 e 42% no de 10/jan/20, sendo a massa transportada calculada subestimada em 155 e 50 kg, respectivamente. Em dois eventos houve a superestimação da carga de nitrogênio pelo cálculo com o modelo matemático, porém em menores proporções, chegando a no máximo 20 kg de diferença. As cargas observada e calculada no período seco ficaram próximas, como era esperado devido ao procedimento de ajuste realizado.

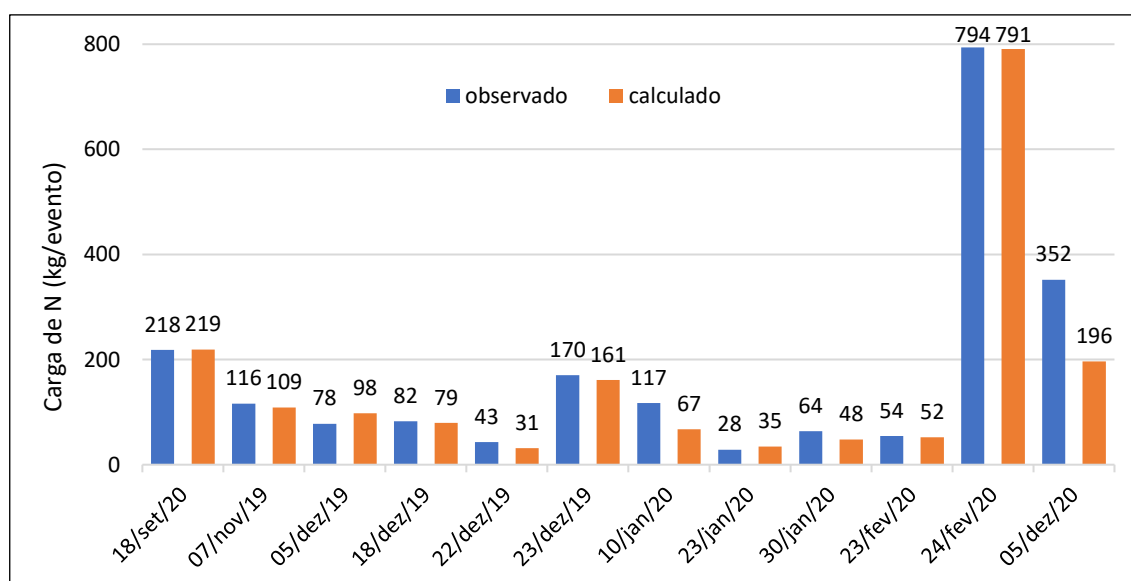


Figura 5.42 – Cargas totais de nitrogênio observadas e calculadas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.

Já as cargas de fósforo foram mais subestimadas no evento de 07/nov/19 (em 78%, equivalente a 59 kg), que apresentou vazão mais alta. Houve também superestimação das cargas pelo cálculo usando a curva-chave de fósforo para eventos de vazões mais baixas em janeiro de 2020, em que as cargas calculadas foram quase 400% superiores às observadas, porém esse percentual alto se dá pelo fato de as massas de fósforo transportadas nesses eventos apresentarem valores muito baixos. A Figura 5.43 apresenta as cargas totais observadas e calculadas para esse poluente. Por estabelecer uma relação única entre vazão e carga, o cálculo pela curva-chave tem dificuldade em retratar a variação nas cargas de fósforo que foi observada entre os eventos monitorados. No período seco, houve maior diferença percentual entre as cargas observada e calculada devido aos valores de carga muito baixos.

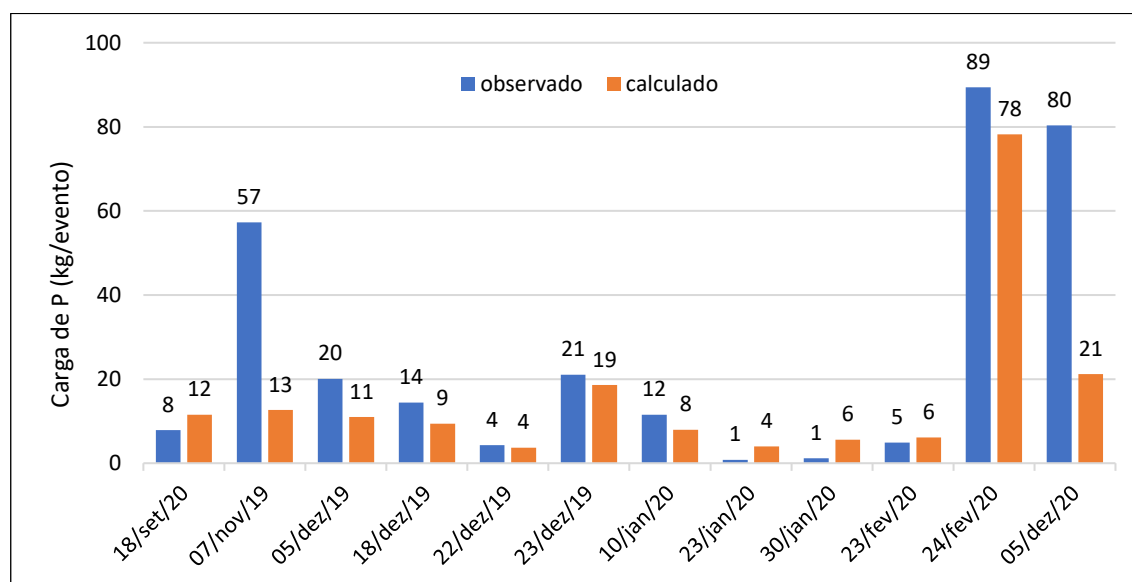


Figura 5.43 – Cargas totais de fósforo observadas e calculadas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.

Entre todos os parâmetros, o de DQO foi aquele para o qual se obteve as cargas calculadas superestimadas em relação às observadas em mais eventos, com maiores diferenças absolutas em eventos de maior magnitude, visualizadas na Figura 5.44. Nos eventos de 23/dez/19 e de 24/fev/20 a estimativa realizada resultou em cargas 14 e 48 toneladas superiores às observadas, respectivamente. Os valores de carga foram subestimados em alguns eventos, com destaque novamente para o de 05/dez/20, no qual a carga calculada foi 120 toneladas abaixo da observada, o que também pode estar relacionado ao fato de o período monitorado ter correspondido somente à ascensão da onda de cheia.

O evento de 10/jan/20 novamente apresentou significativa diferença entre as cargas observada e calculada, de mais de 50%, mostrando que esse evento, apesar das baixas vazões, foi responsável pelo transporte de massa de poluente maior do que seria esperado de acordo com o modelo. Como já comentado anteriormente, a precipitação nesse evento foi muito localizada em uma pequena área da Bacia, o que favorece o transporte de cargas de superfície. Finalmente, no período de seca o modelo ficou bem ajustado, com a carga calculada sendo igual a observada para DQO.

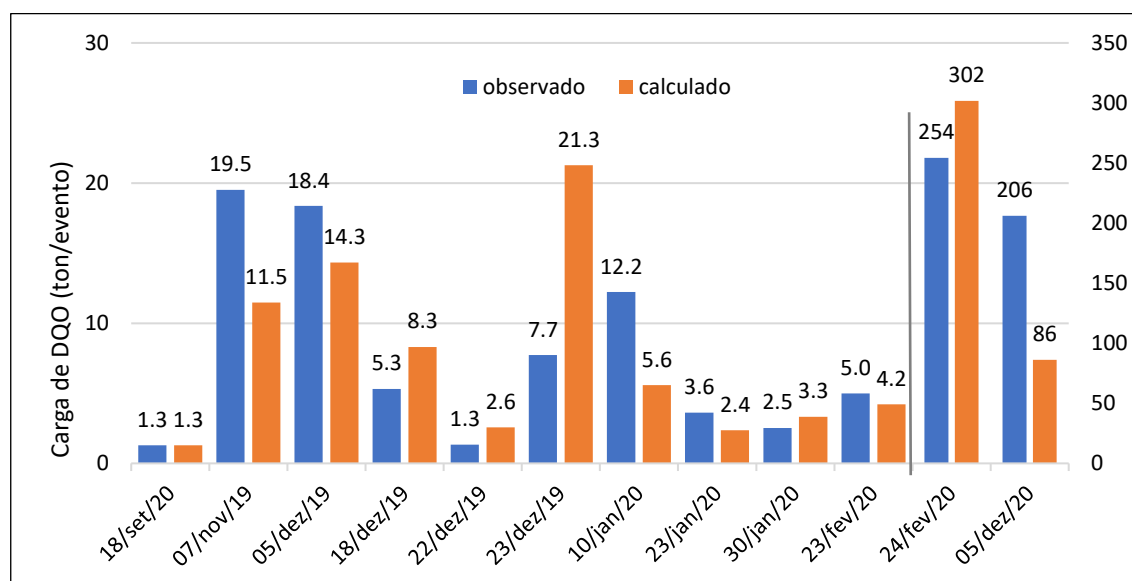


Figura 5.44 – Cargas totais de DQO observadas e calculadas para os eventos monitorados bacia do Riacho Fundo.

A estimativa das cargas totais transportadas nos eventos pelas curvas de classificação dos poluentes resultou em valores, em geral, da mesma ordem de grandeza que os observados, mas em sua maioria subestimados, como pode ser observado na Figura 5.45, que apresenta gráfico com as razões entre carga poluente total estimada e observada. Entretanto, as curvas ajustadas mostraram bom desempenho na estimativa das cargas poluentes nos eventos pela métricas calculadas e apresentadas na Tabela 5.13, com R^2 e NSE maiores que 0,8 para SS, N e DQO. O P apresentou maiores diferenças na relação entre a carga total acumulada estimada e observada e R^2 e NSE menores, de 0,6 e 0,47, respectivamente. Novamente isso ocorre devido aos valores de carga encontrados no Riacho Fundo serem muito baixos para este parâmetro, o que torna as pequenas diferenças bastante expressivas.

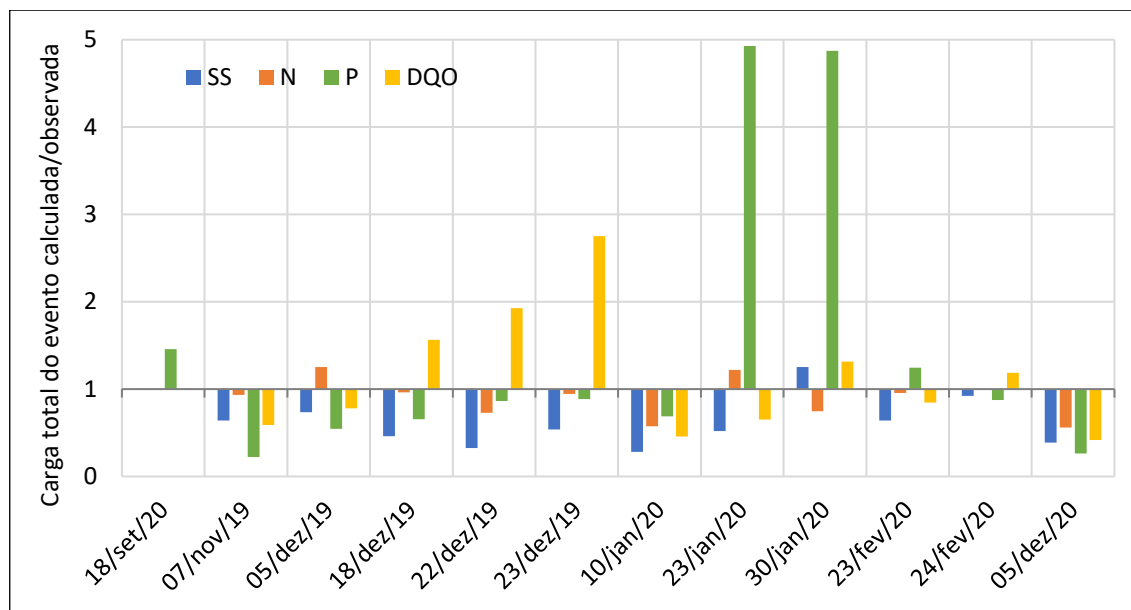


Figura 5.45 – Razão entre carga total observada e estimada com as curvas-chave de poluentes para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.

Tabela 5.13 – Métricas para avaliação da performance das curvas-chave de poluentes para estimativa de cargas poluentes totais por evento.

Estimativa de carga total no evento	R ²	S	NSE
SS	0,89	194,90	0,84
N	0,95	46,88	0,95
P	0,60	13,55	0,47
DQO	0,81	39,25	0,80

O efeito de compensação da carga poluente em altas vazões que se pretendia obter pelo uso da curva-chave média para os parâmetros de SS e DQO, que apresentam histerese, foi alcançado no evento de 24/fev/20, que teve vazões na faixa mais alta e a relação entre a carga estimada e observada de SS mais próxima de 1 e a segunda mais próxima da igualdade para DQO. O evento de 05/dez/20, apesar de ter altas descargas, só teve amostras coletadas na ascensão da onda de cheia, não sendo possível verificar este efeito.

Moriasi *et al.* (2015) indicam como muito bom desempenho para simulações na escala de bacia hidrográfica e passo mensal valores de $R^2 > 0,85$ e $NSE > 0,8$ para sedimentos, $R^2 > 0,7$ e $NSE > 0,65$ para nitrogênio, e $R^2 > 0,8$ e $NSE > 0,65$ para fósforo. Mesmo que as métricas neste trabalho tenham sido calculadas para estimativas de cargas poluentes em eventos, o que seria uma resolução temporal mais refinada, uma comparação com estes valores recomendados fornece uma visão da adequação das estimativas. Nesse sentido, a estimativa de cargas acumuladas nos eventos pelas curvas de classificação de poluentes resultou em um desempenho muito bom para sólidos em suspensão e nitrogênio. Embora

não haja recomendação para este poluente, o desempenho da estimativa de carga de DQO por evento pela curva-chave desse poluente foi considerado bom, pois esse é um poluente fortemente correlacionado com o SS na bacia hidrográfica do Riacho Fundo e obteve métricas próximas a ele (R^2 e $NSE \geq 0,8$). A exceção foi a curva de P, que apresentou métricas com valores menores, mas indicou desempenho satisfatório também de acordo com Moriasi *et al.* (2015), com $R^2 > 0,4$ e $NSE > 0,35$.

5.5.3. Cargas de poluição total mensal e anual

Utilizando as curvas-chave ajustadas e os dados do monitoramento contínuo de vazão, foi feita a estimativa das cargas poluentes acumuladas mensais, apresentadas juntamente às vazões e lâminas de precipitação acumulada médias mensais nos gráficos das Figuras Figura 5.46 a Figura 5.48.

As cargas acumuladas mensais estimadas pelas curvas-chave de poluentes variaram muito, especialmente para os parâmetros de SS e DQO, apresentando valores mais altos em meses chuvosos. As cargas de SS variaram de 70 toneladas/mês a mais de 11.000 toneladas/mês, as de DQO, de aproximadamente 50 toneladas/mês a 1.500 toneladas/mês, as de N, de quase 7 a 13 toneladas/mês e as de P 0,4 a 1,4 toneladas/mês.

As curvas-chave se baseiam em uma relação direta entre cargas de poluentes e vazão, porém, em relação às vazões médias mensais, não foi observada essa proporcionalidade em todos os meses, com alguns meses de vazão média maiores apresentando cargas acumuladas menores do que outros de vazão média mais baixa.

No caso dos sólidos suspensos, meses que apresentaram vazão média similares tiveram cargas mensais discrepantes, o que pode estar relacionado com a localização, concentração e intensidade das precipitações ocorridas em cada mês. Para esse parâmetro, observa-se que o poluente transportado quase que exclusivamente durante os eventos de cheia, tendo em vista que as cargas no período chuvoso são de ordens de grandeza maiores do que no período seco, como observado na Figura 5.46.

Já para o parâmetro de nitrogênio, as cargas mensais são superiores nos meses chuvosos, mas também são observadas cargas significativas durante o período seco. A relação entre vazão média mensal e a carga mensal de nitrogênio foi mais próxima, provavelmente pela baixa ordem de grandeza dos valores e menor variação em comparação ao parâmetro anterior. A ilustra as cargas mensais para nitrogênio. Situação semelhante à do nitrogênio

acontece para o fósforo, que, no entanto, apresenta cargas bem menores durante os meses secos. A Figura 5.47 mostra o comportamento das cargas mensais desses nutrientes.

O comportamento das cargas de DQO, por sua vez, se assemelha aos da de sólidos suspensos, também com cargas bem menores durante o período seco, mas variação de ordem um pouco menor em relação ao período chuvoso. A Figura 5.48 apresenta as cargas mensais de DQO.

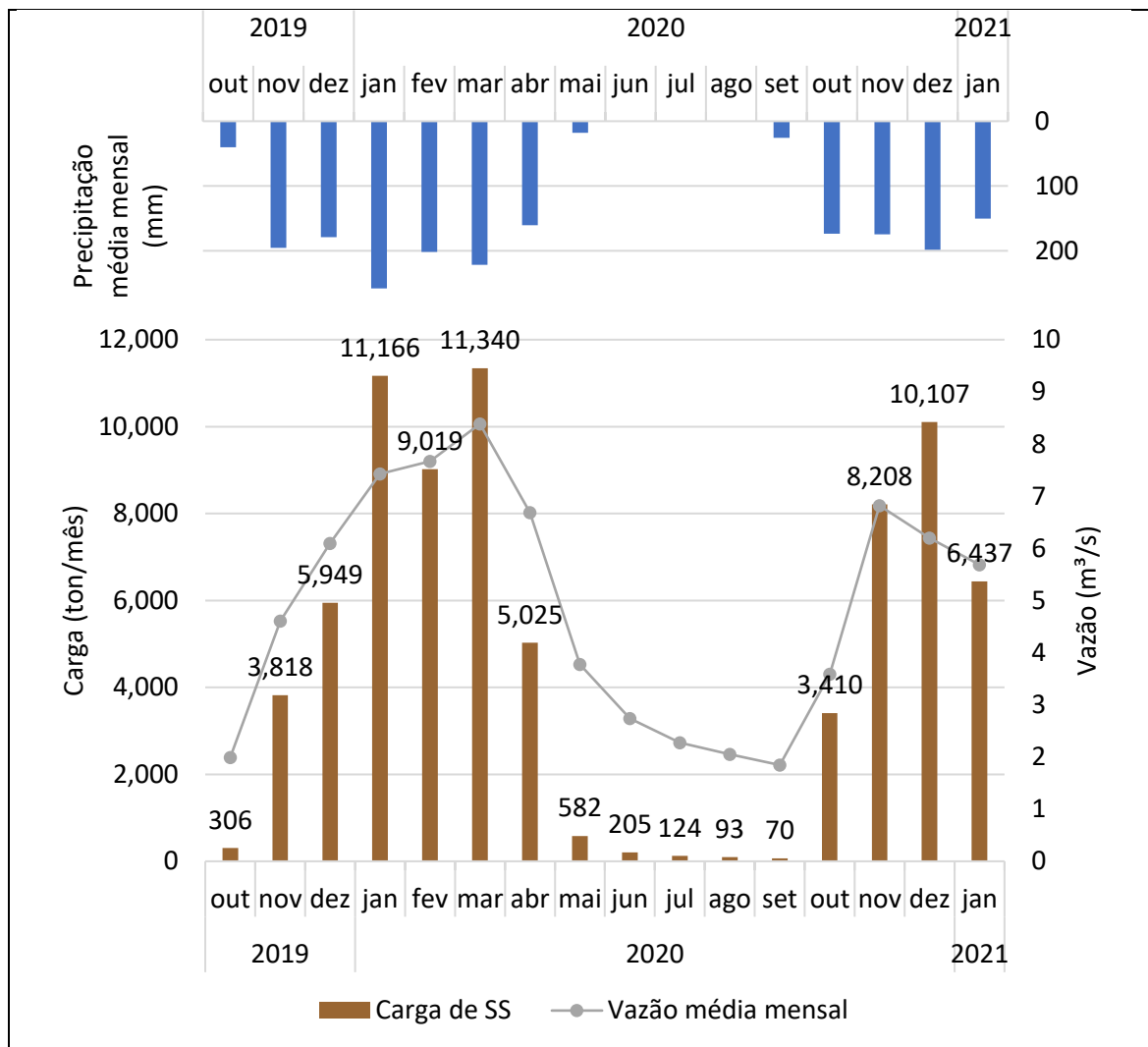


Figura 5.46 – Cargas mensais de sólidos suspensos estimadas para a bacia do Riacho Fundo.

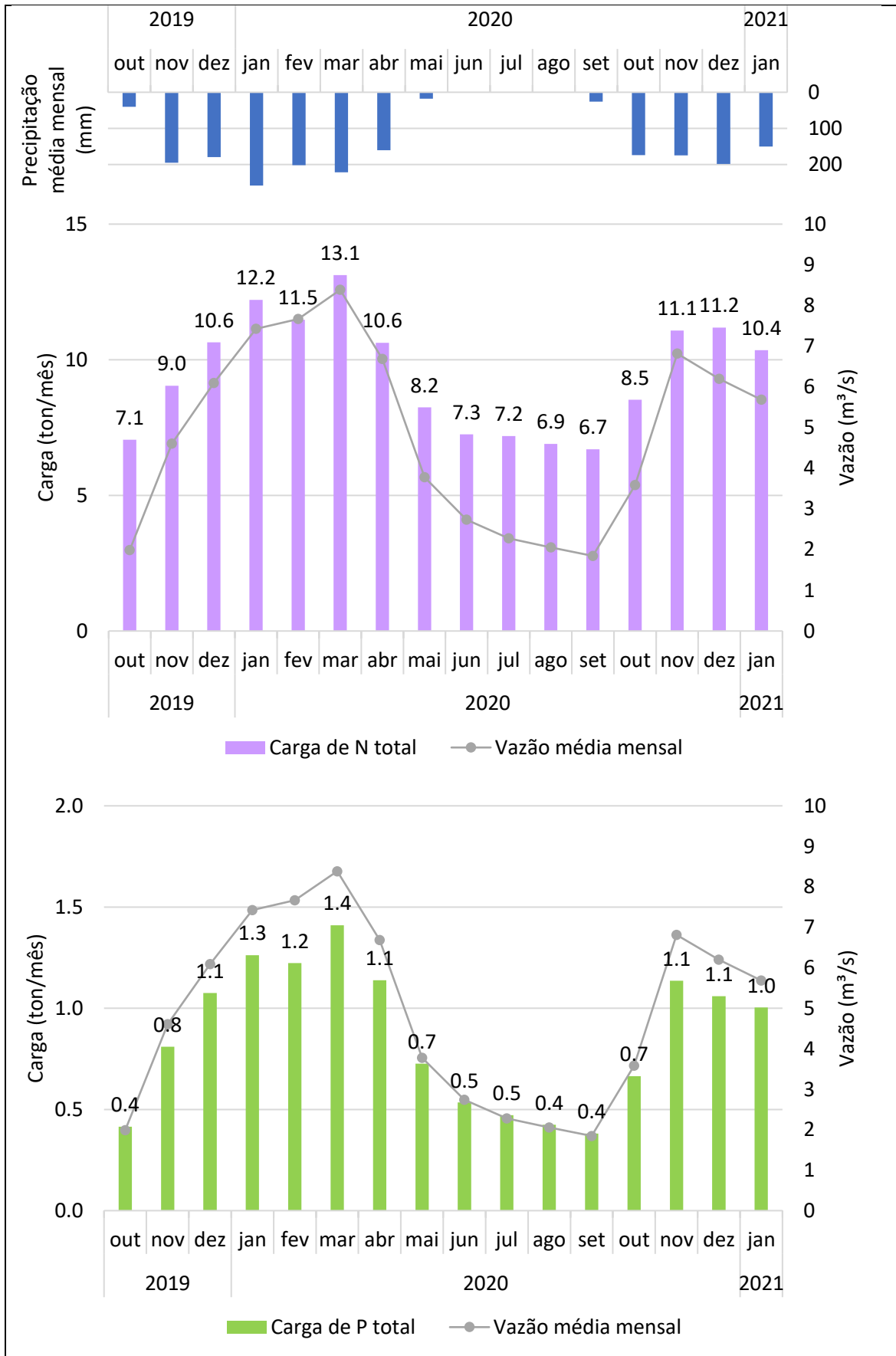


Figura 5.47 – Cargas mensais de nitrogênio inorgânico e fósforo total estimadas para a bacia do Riacho Fundo.

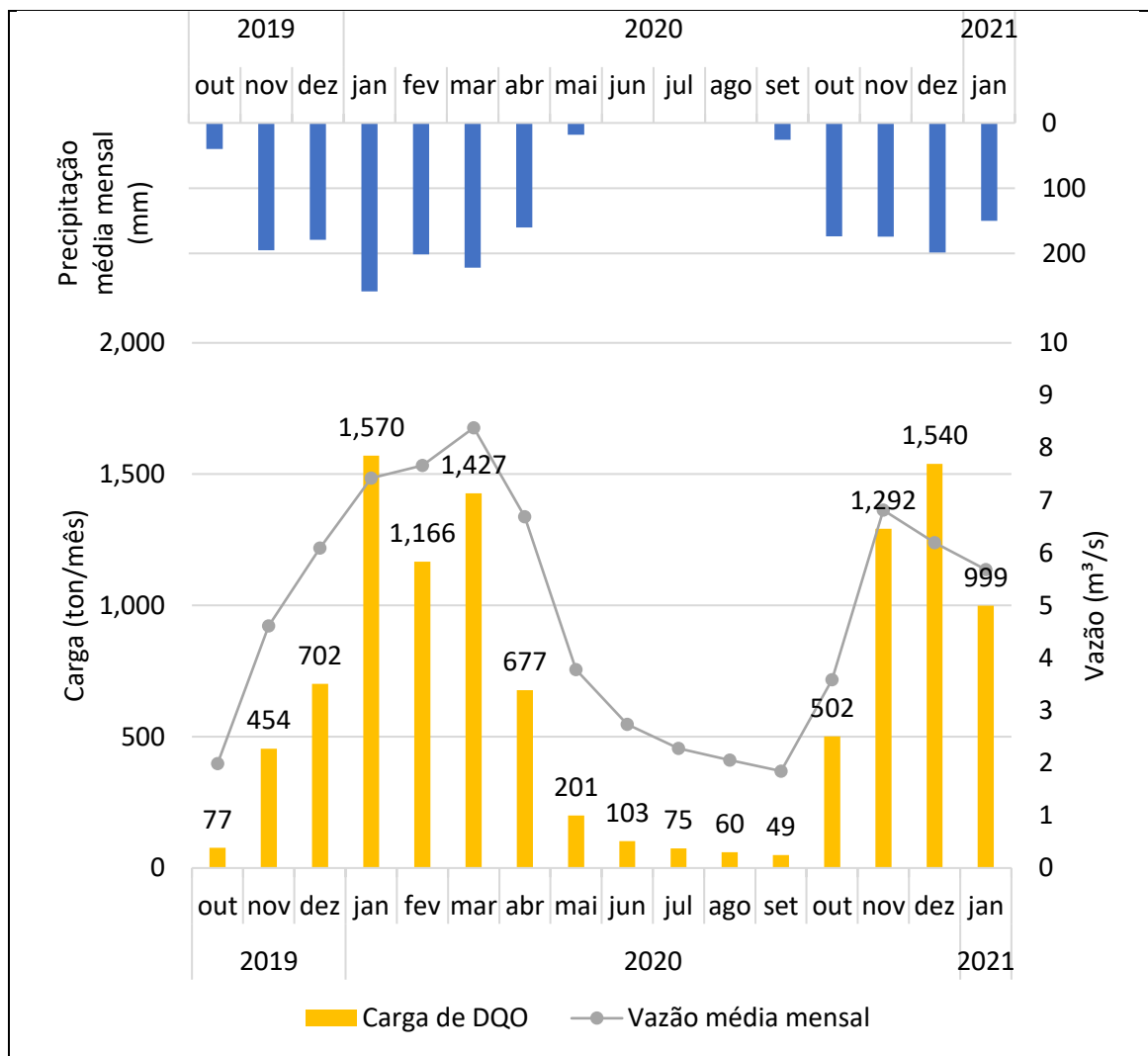


Figura 5.48 – Cargas mensais de DQO estimadas para a bacia do Riacho Fundo.

Somando-se as cargas mensais para obter a carga poluente total anual, foram encontrados os valores indicados na Tabela 5.14. A diferença entre as cargas calculadas para o ano hidrológico e o ano civil acontece em decorrência da diferença entre os eventos ocorridos nos meses iniciais do período chuvoso em cada ano. Além disso, houve a mudança de local da estação de monitoramento de vazão, o que pode ter influenciado nas estimativas. De qualquer forma, cada estação chuvosa tende a ter suas particularidades, portanto pode ser interessante, em termos de planejamento e gestão dos recursos hídricos no tocante às águas pluviais, utilizar períodos que considerem as estações por completo. Neste trabalho, o ano hidrológico iniciando em outubro e finalizando em setembro foi considerado mais adequado para análise das cargas poluentes anuais por esse motivo e também por questões operacionais, especialmente em relação às falhas de dados.

Tabela 5.14 – Cargas totais anuais e unitárias estimadas para a bacia do Riacho Fundo.

Parâmetro	Carga total (ton/ano)		Carga unitária (kg/ha/ano)	
	Ano hidrológico 2019-2020	Ano civil 2020	Ano hidrológico 2019-2020	Ano civil 2020
SS	47.699	58.520	2.239,40	2.747,42
N inorgânico	110,4	111,5	5,18	5,23
P total	9,9	10,1	0,46	0,47
DQO	6.562	8.502	308,06	399,16

As cargas unitárias de nitrogênio e fósforo calculadas para toda a área da Bacia são menores do que as indicadas por Marsalek (1978) como estimativa para o escoamento superficial em áreas residenciais, comerciais e industriais, tanto de alta como de baixa densidade, atendidas por sistema separador absoluto no Canadá. Já a carga unitária de sólidos suspensos resultou em valor bastante superior aos de todos os usos do solo e mais compatível à carga que o autor aponta como de áreas urbanas recentemente desenvolvidas (Marsalek, 1978), situação encontrada na bacia do Riacho Fundo, que possui ocupações mais recentes. A carga unitária de sólidos suspensos foi maior do que a carga de poluição difusa encontrada para pequena bacia hidrográfica urbanizada por Brites e Gastaldini (2007), porém foi mais próxima à bacia com uso predominante rural, à qual as autoras atribuem a maior carga unitária ao manejo e preparo do solo. Ao mesmo tempo, a carga de sedimento anual unitária para a bacia do Riacho Fundo encontrada neste trabalho é bem maior do que a encontrada por Lopes (2010) para bacia predominantemente rural no DF.

Em uma seção do Riacho Fundo à montante da monitorada neste trabalho, Aguiar (2015) encontrou cargas anuais de sedimentos variando de 1,34 a 116,97 t/ha.ano entre os anos de 2011 e 2015, sendo maiores do que a de 2019-2020 em três deles. Ainda assim, o nível de produção de sedimentos na bacia do Riacho Fundo nos anos mais recentes pode ser considerado alto. Essa constatação apoia-se nas elevadas cargas de SS encontradas por Aquino *et al.* (2018) também para o Riacho Fundo e por Costa *et al.*^a (2021a) para o Córrego Vicente Pires. De acordo com Carvalho *et al.* (2000), cargas sólidas maiores do que 1,75 ton/ha.ano já são considerados elevadas e muito prejudiciais.

Barbosa *et al.* (2019) encontraram para a bacia do Riacho Fundo uma carga anual estimada de N inorgânico e percentuais de contribuição de cada estação muito semelhantes aos resultados deste trabalho, mas uma carga anual de P ligeiramente menor e uma maior influência da estação chuvosa sobre a poluição por esse nutriente. Os autores também

relatam que o Riacho Fundo é o afluente que mais contribui com as cargas de N e P para o lago Paranoá.

A carga de poluição unitária é uma importante medida em termos de implementação de ações de gestão da qualidade da água e também de controle das mesmas. Choi *et al.* (2021), por exemplo, comprovaram a redução da carga unitária em áreas urbanas com a melhora das condições ambientais e investimento na prevenção da poluição da água.

As parcelas de contribuição dos meses de cada estação do ano às cargas totais anuais na bacia do Riacho Fundo foram divididas e são apresentadas nos gráficos da Figura 5.49.

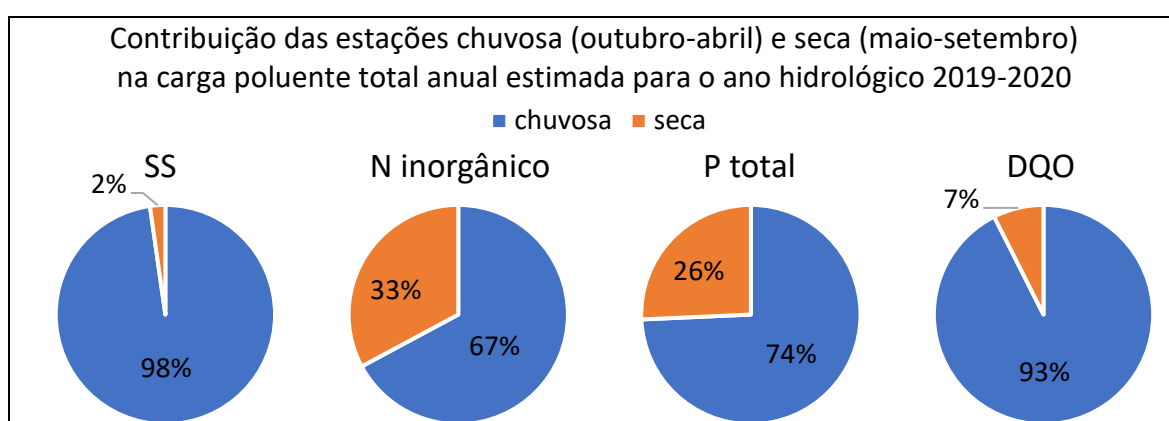


Figura 5.49 – Porcentagens de contribuição de cada estação (chuvosa e seca) na carga total anual estimada para o ano hidrológico de 2019-2020 na bacia do Riacho Fundo.

Identifica-se a grande influência dos eventos de cheia e, conseqüentemente, da poluição difusa nas cargas de poluição anuais, principalmente para o parâmetro de sólidos suspensos, no qual a estação chuvosa é responsável por quase toda a carga desse poluente. Observa-se que para os parâmetros de nitrogênio e fósforo o período de seca tem bastante relevância na contribuição para a carga total anual, para o primeiro mais do que para o segundo. No entanto, os eventos de cheia ainda trazem alguma contribuição, aumentando um pouco as porcentagens referentes à estação chuvosa. Já a carga anual de DQO é fortemente influenciada pela estação chuvosa, assim como a de sólidos suspensos.

Infere-se, portanto, que os nutrientes no período de estiagem podem estar predominantemente associados ao esgoto tratado lançado no curso d'água, que apresenta baixa DQO devido à remoção de matéria orgânica. A DQO e os sólidos suspensos são altos no período chuvoso e, portanto, sua principal origem é a lavagem de superfícies.

5.5.4. Comparação entre metodologias

Além da estimativa apresentada no tópico anterior, que será chamada neste tópico de estimativa 1, foram feitas outras duas estimativas de cargas mensais com a metodologia utilizada pela Caesb para cálculo de cargas, porém em diferentes conjuntos de dados: dados de monitoramento de vazão deste trabalho (estimativa MONIT. MENSAL) e dados fornecidos pela companhia (estimativa CAESB). As Tabelas Tabela 5.15 e Tabela 5.16 apresentam os dados de concentração usados nessas estimativas e as vazões correspondentes a elas, esse último dado apenas com a finalidade de indicar a faixa de vazão no momento da “coleta” de amostras, uma vez que não é usado no cálculo das cargas.

No monitoramento realizado pela Caesb, a análise de fósforo é feita mensalmente, de nitrogênio e sólidos suspensos, trimestralmente, e de DQO não é feita. Para nitrogênio, adotou-se a soma do nutriente nas formas de nitrito, nitrato e amônia, assim como foi feito para a elaboração do modelo matemático de estimativa de cargas de nitrogênio neste trabalho.

Tabela 5.15 – Dados de concentração usados na estimativa MONIT. MENSAL.

Dia	Hora	Vazão linígrafo (m ³ /s)	Concentração (mg/L)			
			SS	N	P	DQO
18/10/2019	14:32	1,48	8,98	1,68	0,08	8,27
18/11/2019	14:32	6,14	132,66	0,62	0,07	30,19
18/12/2019	14:32	4,05	60,32	0,78	0,07	20,67
18/01/2020	14:32	3,42	43,80	0,87	0,07	17,72
18/02/2020	14:32	4,38	69,89	0,74	0,07	22,18
18/03/2020	14:32	4,58	76,07	0,72	0,07	23,11
18/04/2020	14:32	5,63	112,39	0,64	0,07	27,88
18/05/2020	14:32	3,86	55,01	0,80	0,07	19,77
18/06/2020	14:32	2,77	29,31	1,01	0,08	14,61
18/07/2020	14:34	2,26	20,02	1,18	0,08	12,16
18/08/2020	14:34	2,00	15,77	1,31	0,08	10,84
18/09/2020	14:34	1,68	11,32	1,52	0,08	9,24
18/10/2020	14:29	1,16	5,61	2,10	0,09	6,59
18/11/2020	14:27	3,57	47,54	0,84	0,07	18,43
18/12/2020	14:27	1,80	12,98	1,43	0,08	9,87
18/01/2021	14:27	3,41	43,45	0,87	0,07	17,65

Tabela 5.16 – Dados de concentração usados na estimativa CAESB de cargas mensais.

Dia	Hora	Vazão linígrafo (m³/s)	Concentração (mg/L)		
			SS	N	P
11/10/2019	9:30	1,79	n.d.	n.d.	0,07
21/11/2019	12:10	4,58	88,40	1,67	0,08
16/12/2019	11:35	4,58	n.d.	n.d.	0,06
16/01/2020	10:40	3,30	n.d.	n.d.	0,07
14/02/2020	11:25	5,34	42,40	1,34	0,06
13/03/2020	10:15	5,27	n.d.	n.d.	0,03
01/04/2020	11:35	4,99	n.d.	n.d.	0,03
20/05/2020	11:42	3,61	24,40	1,95	0,04
24/06/2019*	10:38	n.d.	n.d.	n.d.	0,05
08/07/2020	10:52	2,37	n.d.	n.d.	0,09
24/08/2020	11:25	2,00	17,40	2,40	0,04
14/09/2020	11:20	1,80	n.d.	n.d.	0,16
09/10/2020	10:35	n.d.	n.d.	n.d.	0,10
25/11/2020	11:10	3,83	16,40	1,71	0,03
16/12/2019*	11:35	4,58	n.d.	n.d.	0,06
11/01/2021	10:47	5,90	n.d.	n.d.	0,17

* Utilizadas medições do ano anterior devido à falta de coleta de amostras nesses meses.
n.d.: não disponível

Os resultados para as três estimativas diferentes foram apresentados tanto em valores quanto graficamente, estando presentes da Tabela 5.17 à Tabela 5.20 e da Figura 5.50 à Figura 5.53.

Percebe-se que as maiores diferenças ocorrem nas estimativas de cargas de sólidos suspensos, que chegam a ser subestimadas na ordem de 90% pela estimativa MONIT. MENSAL, que usa a metodologia da Caesb, em relação às cargas resultantes da estimativa CURVA-CHAVE, como mostra a Tabela 5.17. As maiores diferenças são observadas nos meses chuvosos, sendo observadas até cargas de diferentes ordens de grandeza, o que é explicado pela grande variação de vazões nesses meses, melhor considerada pela primeira estimativa. Nos meses do período seco, os resultados de carga foram bem mais próximos entre as estimativas, chegando até a ser superestimado, porém em baixo percentual. No entanto, para a carga total anual, o valor encontrado pela estimativa MONIT. MENSAL foi 81% inferior ao da estimativa 1.

A estimativa CAESB encontrou valores próximos aos da estimativa MONIT. MENSAL em 3 dos 5 meses para os quais foi feita. Nos outros dois meses os valores da estimativa CAESB foram quase metade dos da estimativa MONIT. MENSAL. Isso aconteceu tanto para mês de seca quanto para mês chuvoso, não sendo possível estabelecer uma relação com a estação.

O método de obtenção das concentrações do parâmetro e as vazões correspondentes a elas são fatores que podem gerar essas diferenças, sendo o último bem aleatório, pois as vazões no Riacho mudam em um curto período de tempo durante a estação chuvosa. A Figura 5.50 ilustra a diferença nas magnitudes das cargas estimadas para sólidos suspensos.

Tabela 5.17 – Cargas mensais de sólidos suspensos estimadas para a bacia do Riacho Fundo em toneladas/mês e diferença entre estimativas.

Mês	Estimativa 1	Estimativa 2	Diferença 1 e 2	Estimativa 3	Diferença 1 e 3
	CURVA- CHAVE	MONIT. MENSAL		CAESB	
out-19	306	46	-85%	-	-
nov-19	3.818	1.574	-59%	1.110	-71%
dez-19	5.949	924	-84%	-	-
jan-20	11.166	824	-93%	-	-
fev-20	9.019	1.261	-86%	1.045	-88%
mar-20	11.340	1.578	-86%	-	-
abr-20	5.025	1.858	-63%	-	-
mai-20	582	559	-4%	271	-53%
jun-20	205	218	+6%	-	-
jul-20	124	125	0%	-	-
ago-20	93	89	-4%	96	+3%
set-20	70	54	-23%	-	-
out-20	3.410	79	-98%	-	-
nov-20	8.208	656	-92%	325	-96%
dez-20	10.107	184	-98%	-	-
jan-21	6.437	592	-91%	-	-
2019-2020	47.699	9.110	-81%	-	-

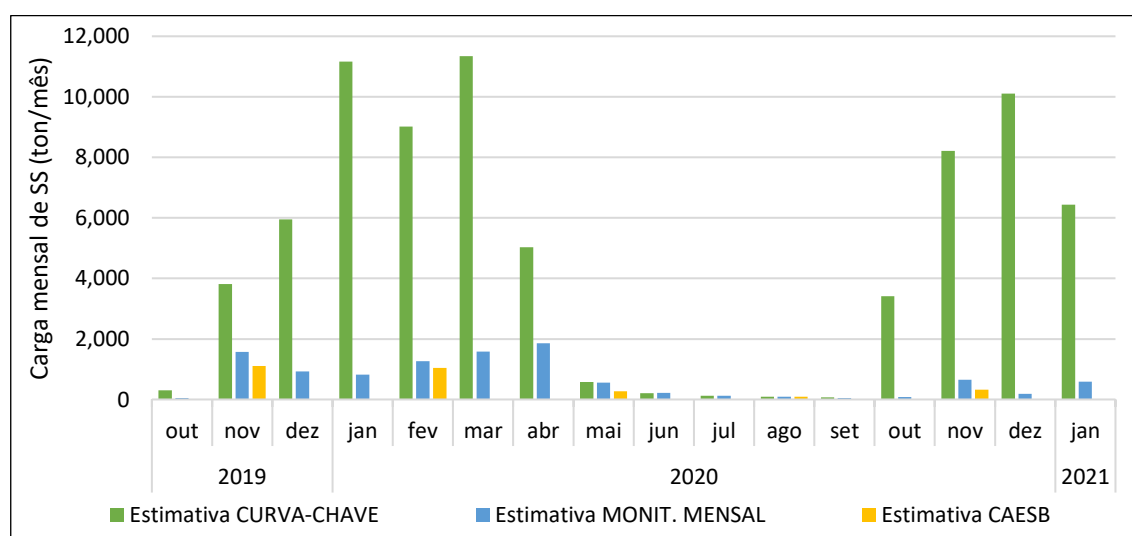


Figura 5.50 – Comparação gráfica entre as cargas de sólidos suspensos estimadas por este trabalho e pela metodologia utilizada pela Caesb para a bacia do Riacho Fundo.

As cargas mensais de nitrogênio da estimativa MONIT. MENSAL, em geral, foram superiores às da estimativa CURVA-CHAVE, porém na maior parte dos meses em não mais do que 34% de acordo com a Tabela 5.18. As ordens de grandeza das duas estimativas foram iguais, porém destacam-se os meses de outubro e dezembro de 2020, cujas cargas da estimativa MONIT. MENSAL foram muito superiores em relação às dos outros meses e da estimativa CURVA-CHAVE. Isso pode ter acontecido pelo fato de as vazões adotadas para determinação das concentrações terem sido muito baixas, especialmente para esses meses, que são chuvosos. Para o ano hidrológico, que não considera esses meses, as cargas estimadas diferiram em somente 9%, tendo a estimativa MONIT. MENSAL resultado em carga total anual maior do que a estimativa CURVA-CHAVE, como esperado.

Já as cargas de nitrogênio mensais da estimativa CAESB foram todas muito superiores às da estimativa CURVA-CHAVE e também à maioria da estimativa MONIT. MENSAL, o que pode ter ocorrido devido a diferenças nas metodologias de análise desse parâmetro em laboratório. A tendência das estimativas MONIT. MENSAL e CAESB de superestimarem as cargas mensais de nitrogênio em relação à CURVA-CHAVE pode ser explicada pela utilização de concentrações obtidas em vazões mais baixas no cálculo, pois as concentrações desse parâmetro costumam ser maiores nessas vazões do que em mais elevadas, visto que há contribuição de nitrogênio significativa no período de seca na bacia do Riacho Fundo e durante eventos de cheia ocorre a diluição. A Figura 5.51 permite visualizar a proporção das diferenças entre as estimativas.

A Tabela 5.19 indica que os resultados para cargas mensais de fósforo das estimativas CURVA-CHAVE e MONIT. MENSAL são muito próximos, com as diferenças sendo muitas vezes da ordem de dezenas de kg, inclusive para meses chuvosos. Isso acontece, pois, as concentrações de fósforo no Riacho Fundo são baixas e variam muito pouco. Os únicos meses que destoam, com diferenças maiores entre essas estimativas, são os meses de outubro e novembro de 2020, que são os meses com mais falha nos dados de vazão, o que pode ser o motivo para tal observação. As cargas de fósforo anuais, por sua vez, puderam ser estimadas com muita pouca diferença, de apenas 3%.

A estimativa CAESB resultou em cargas mensais de fósforo bem mais discrepantes em relação à estimativa CURVA-CHAVE, porém ainda com resultados na mesma ordem de grandeza. Similarmente ao que acontece com o nitrogênio, a diferença pode estar relacionada à metodologia empregada na análise do parâmetro em laboratório. As cargas pareceram ser

mais superestimadas nos meses chuvosos e subestimadas nos meses secos, no entanto, houve exceções, como observado também na Figura 5.52. Apesar de grandes diferenças percentuais nos valores de cargas mensais, a estimativa CAESB resultou em carga de fósforo anual menor do que da estimativa CURVA-CHAVE, em somente 6%.

Tabela 5.18 – Cargas mensais de nitrogênio estimadas para a bacia do Riacho Fundo em toneladas/mês e diferença entre estimativas.

Mês	Estimativa 1	Estimativa 2	Diferença 1 e 2	Estimativa 3	Diferença 1 e 3
	CURVA- CHAVE	MONIT. MENSAL		CAESB	
out-19	7,05	8,53	+21%	-	-
nov-19	9,04	7,33	-19%	20,92	+131%
dez-19	10,65	11,91	+12%	-	-
jan-20	12,21	16,35	+34%	-	-
fev-20	11,48	13,37	+16%	33,12	+189%
mar-20	13,12	14,96	+14%	-	-
abr-20	10,62	10,65	0%	-	-
mai-20	8,24	8,15	-1%	21,73	+164%
jun-20	7,25	7,53	+4%	-	-
jul-20	7,19	7,37	+3%	-	-
ago-20	6,90	7,42	+8%	13,22	+92%
set-20	6,69	7,24	+8%	-	-
out-20	8,53	29,34	+244%	-	-
nov-20	11,07	11,65	+5%	33,97	+207%
dez-20	11,19	20,17	+80%	-	-
jan-21	10,35	11,88	+15%	-	-
2019-2020	110,44	120,81	+9%	-	-

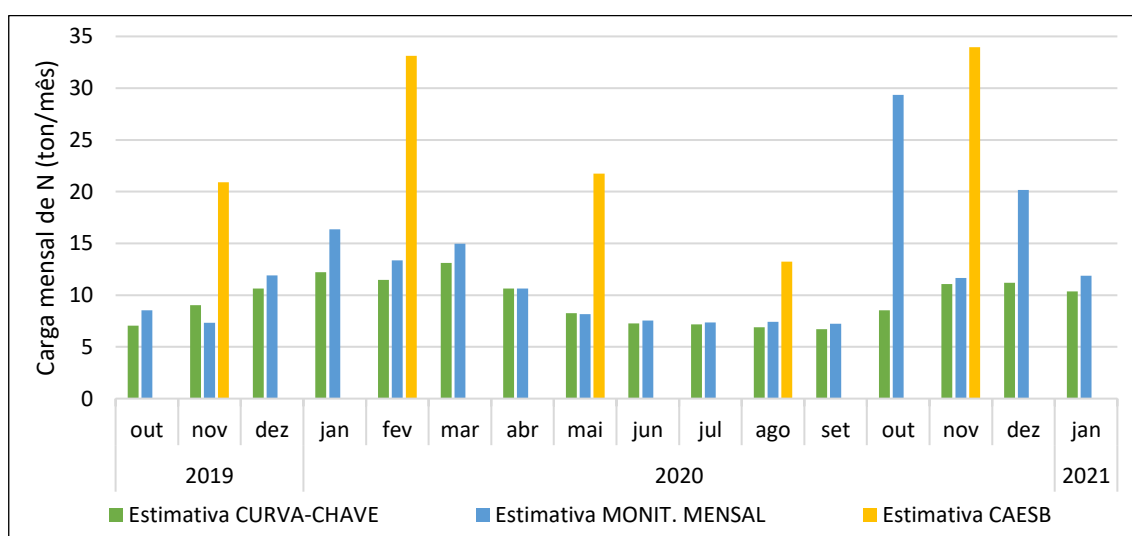


Figura 5.51 – Comparação gráfica entre as cargas de nitrogênio inorgânico estimadas por este trabalho e pela metodologia utilizada pela Caesb para a bacia do Riacho Fundo.

Tabela 5.19 – Cargas mensais de fósforo estimadas para a bacia do Riacho Fundo em toneladas/mês e diferença entre estimativas.

Mês	Estimativa 1	Estimativa 2	Diferença 1 e 2	Estimativa 3	Diferença 1 e 3
	CURVA- CHAVE	MONIT. MENSAL		CAESB	
out-19	0,41	0,42	0%	0,24	-42%
nov-19	0,81	0,80	-2%	0,99	+22%
dez-19	1,07	1,09	+2%	1,07	0%
jan-20	1,26	1,37	+9%	1,93	+53%
fev-20	1,22	1,27	+4%	1,36	+11%
mar-20	1,41	1,45	+3%	0,79	-44%
abr-20	1,14	1,12	-1%	0,66	-42%
mai-20	0,73	0,73	0%	0,43	-40%
jun-20	0,53	0,56	+5%	0,34	-36%
jul-20	0,47	0,48	+2%	0,49	+4%
ago-20	0,42	0,45	+5%	0,22	-49%
set-20	0,38	0,39	+1%	0,75	+96%
out-20	0,66	1,19	+79%	0,87	+31%
nov-20	1,14	1,00	-12%	0,60	-48%
dez-20	1,06	1,13	+7%	0,65	-38%
jan-21	1,00	0,99	-1%	2,55	+154%
2019-2020	9,87	10,12	3%	9,27	-6%

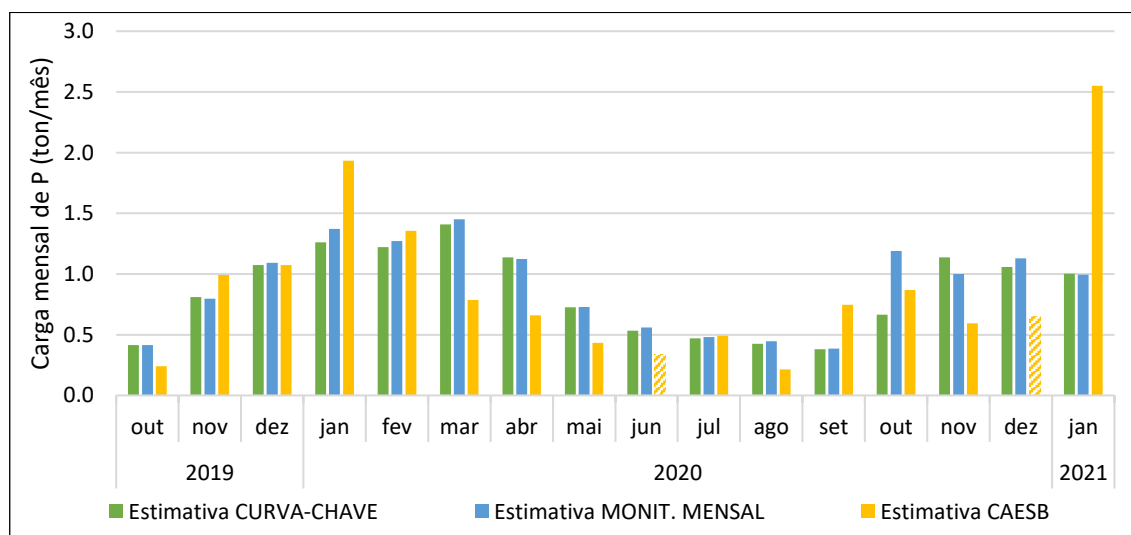


Figura 5.52 – Comparação gráfica entre as cargas de fósforo total estimadas por este trabalho e pela metodologia utilizada pela Caesb para a bacia do Riacho Fundo (dados da Caesb não disponíveis para junho e dezembro de 2020, tendo sido preenchidos com dados dos mesmos meses no ano anterior).

As estimativas para as cargas mensais de DQO tiveram comportamento semelhante ao de sólidos suspensos, provavelmente por grande parte da matéria orgânica presente no Riacho estar associada aos sólidos, que por sua vez estão ligados à lavagem das superfícies pelo escoamento superficial. foi o único com somente duas estimativas. A Tabela 5.20 traz os valores das duas estimativas feitas para o parâmetro. Dentre as observações similares estão as de que a estimativa MONIT. MENSAL subestimou em muito as cargas nos meses chuvosos, chegando a resultar em cargas de ordem de grandeza menor, e nos meses secos a estimativa MONIT. MENSAL levou a resultados maiores do que a estimativa CURVA-CHAVE, porém com diferenças percentuais bem baixas. A maior diferença encontrada entre as estimativas para carga mensal de DQO foi de 91%, associada à determinação da concentração em baixa vazão durante mês chuvoso. Para a carga anual, no entanto, a diferença entre a estimativa CURVA-CHAVE e a estimativa MONIT. MENSAL foi menor em comparação à de sólidos suspensos, ficando em 56% para a DQO, uma subestimação ainda significativa. A Figura 5.53 ilustra as diferenças entre as duas estimativas de cargas mensais para o parâmetro.

Tabela 5.20 – Cargas mensais de DQO estimadas para a bacia do Riacho Fundo em toneladas/mês e diferença entre estimativas.

Mês	Estimativa 1	Estimativa 2	Diferença 1 e 2
	CURVA-CHAVE	MONIT. MENSAL	
out-19	77	42	-46%
nov-19	454	358	-21%
dez-19	702	317	-55%
jan-20	1.570	333	-79%
fev-20	1.166	400	-66%
mar-20	1.427	479	-66%
abr-20	677	461	-32%
mai-20	201	201	0%
jun-20	103	109	+6%
jul-20	75	76	+1%
ago-20	60	61	+2%
set-20	49	44	-11%
out-20	502	92	-82%
nov-20	1.292	254	-80%
dez-20	1.540	140	-91%
jan-21	999	241	-76%
2019-20	6.562	2.881	-56%

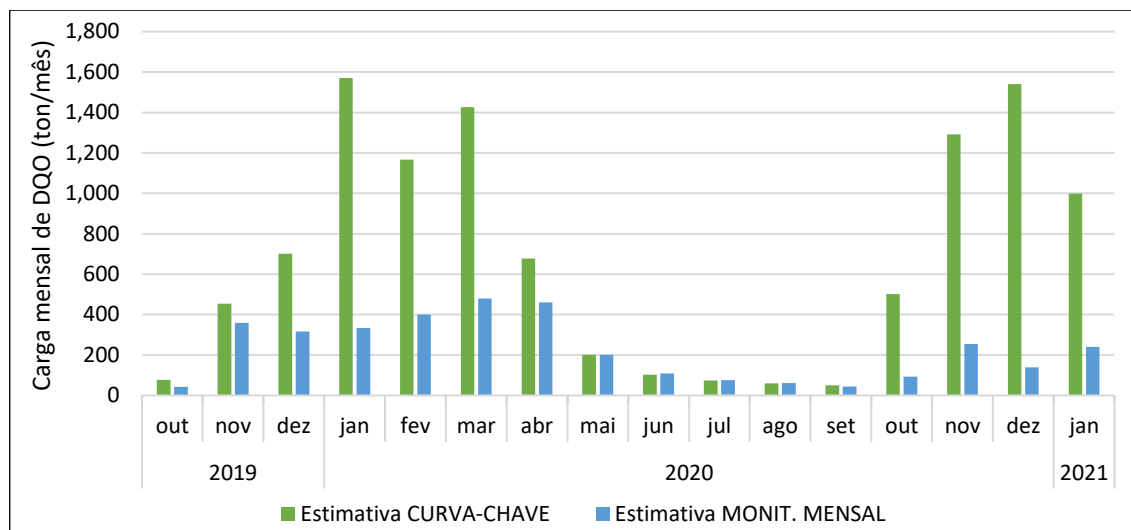


Figura 5.53 – Comparação gráfica entre as cargas de DQO estimadas por este trabalho e pela metodologia utilizada pela Caesb para a bacia do Riacho Fundo.

Aparentemente na bacia do Riacho Fundo a maior parte da carga de nutrientes está associada ao lançamento de esgotos (tratados ou não), o que torna a carga difusa de importância secundária no atual estágio. Dessa forma, a estimativa de cargas de N e P com curvas-chave associadas ao monitoramento contínuo e com monitoramento mensal, utilizando a mesma base de dados de qualidade da água e vazão, levaram a resultados semelhantes. As cargas de N com dados da Caesb foram discrepantes em função da frequência trimestral de amostragem. O P mensal com dados da Caesb mostrou algumas discrepâncias, provavelmente devidas às diferenças de metodologias de coleta e análise, mas discrepâncias maiores foram observadas no período chuvoso.

Portanto, para a estimativa de cargas de nutrientes lançadas no lago Paranoá, os resultados deste estudo indicam que uma amostragem mensal é suficiente para uma estimativa razoável da carga total anual, que provavelmente pode ser melhorada com 2 amostragens mensais no período chuvoso, de preferência em vazões diferentes.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho analisou as variáveis hidrológicas de chuva e vazão, com o monitoramento contínuo, e a qualidade da água, com o monitoramento durante ondas de cheia e no período de estiagem, na bacia do Riacho Fundo para levantamento das cargas de poluição difusa. Calculou-se as concentrações e cargas poluentes a partir dos dados obtidos e relacionadas às variáveis hidrológicas monitoradas, além de comparadas às de trabalhos em outros locais. O software PCSWMM foi testado para a modelagem hidrológica da Bacia Hidrográfica e curvas-chave de poluentes foram elaboradas para a estimativa de cargas mensais de sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo e DQO. A comparação das estimativas de cargas poluentes mensais com as obtidas com dados de monitoramento de qualidade da água mensal, seguindo metodologia da Caesb, foi realizada para avaliação da acurácia.

O monitoramento contínuo de chuva e vazão na bacia do Riacho Fundo forneceu dados importantes para a compreensão dos processos hidrológicos na Bacia. Devido à dimensão da área, verificou-se grande variabilidade espacial nas chuvas intensas. As vazões, principalmente as de pico, são muito afetadas pela variabilidade na contribuição do escoamento superficial, tendo em vista que a Bacia possui uma considerável área impermeabilizada. O valor da vazão de pico, o tempo entre o início da chuva e sua ocorrência e a duração da onda de cheia podem variar bastante, pois, além de estarem associados à magnitude dos eventos de chuva, o tempo de resposta do hidrograma depende da distância entre as áreas de incidência da chuva e o exutório.

A relação entre os eventos de chuva e a qualidade da água do Riacho Fundo foi analisada em relação à variação das concentrações de poluentes com a variação de vazão pela passagem de ondas de cheia. Altos valores turbidez e de concentração de sólidos totais e suspensos, fósforo e DQO foram observados durante eventos de cheia, com o aumento ocorrendo de acordo com o aumento de vazões, enquanto concentrações de nitrogênio sofreram o efeito de diluição e apresentaram valores mais constantes ou até reduzidos com o aumento das vazões.

Foram encontradas correlações entre as CMEs de poluentes e algumas características hidrológicas dos eventos de cheia. Observou-se correlação positiva dos sólidos totais e suspensos e DQO com a vazão média e o número de dias secos antecedentes. Para o nitrato existe uma correlação negativa com a duração da onda de cheia e positiva com a intensidade média da chuva na Bacia. Em relação à distribuição espacial da chuva, observou-se que a

incidência de chuva em áreas urbanas da Bacia aparentemente induz CMEs mais elevadas de sólidos e nitrato, enquanto a concentração de chuva em áreas mais rurais e de vegetação nativa está associada a maiores CMEs de amônia e DQO. Essas correlações podem ajudar a compreender o processo de poluição das águas do Riacho Fundo por fontes difusas ligadas aos eventos de cheia.

No período de estiagem, os parâmetros ligados aos sedimentos e o parâmetro de DQO apresentaram concentrações muito inferiores às ocorridas em eventos de cheia, mostrando que esses parâmetros são mais afetados pela poluição advinda do escoamento superficial decorrente de eventos de chuva. O nitrogênio, por outro lado, apresenta maiores concentrações durante o período de estiagem, com destaque para as concentrações de nitrato, o que indica a poluição por descargas mais regulares, provavelmente de esgotos domésticos, tanto pontuais, da ETE Riacho Fundo, quanto de origem difusa, gerada por descargas individuais. O fósforo apresentou valores de concentração muito baixos em ambas as estações, o que possivelmente gerou problemas de imprecisão na análise do parâmetro.

Ao analisar as concentrações em conjunto com as vazões, observou-se altas cargas poluentes de todos os parâmetros aportando o lago Paranoá pela bacia do Riacho Fundo a cada evento de cheia. Ainda que baixas, as concentrações de fósforo, quando associadas a vazões altas, geram cargas muito significativas, contribuindo com a eutrofização do Lago e floração de algas e cianobactérias, processo que já ocorreu algumas vezes. Além disso, a poluição por sedimentos, que foi o parâmetro de maiores cargas poluentes observadas, contribui para o assoreamento do braço do Lago que recebe o Riacho Fundo, que já vem ocorrendo há décadas.

O teste realizado com o SWMM para simulação de vazão mostrou desafios de calibração devido aos diferentes comportamentos entre os eventos, pois o modelo apresentou a tendência de subestimar a vazão em eventos menores e superestimar em eventos maiores, tornando difícil a obtenção de parâmetros otimizados que contemplem os diferentes eventos. Para a calibração de vazão no modelo de base contínua, uma alternativa pode ser realizar a calibração de forma independente para cada sub-bacia, pois em bacias hidrográficas de grande porte, principalmente de uso do solo misto, as sub-bacias são bastante heterogêneas. Apesar das grandes discrepâncias entre vazões observadas e simuladas, o modelo representou bem o comportamento geral da variação da vazão decorrente do escoamento superficial.

Para melhorar a calibração do SWMM para vazão na Bacia Hidrográfica, pode-se tentar também incluir o escoamento de base. Após essa etapa, o modelo poderá ser testado para a simulação de cargas de poluição na bacia do Riacho Fundo. Porém, ressalta-se que o modelo necessitará de grande quantidade de dados de qualidade da água para uma performance razoável.

Nota-se que os dados de qualidade da água têm representatividade mais local e alteram de acordo com as condições ambientais, e, por isso, é importante detalhar melhor suas relações com cada característica da bacia e do evento. Assim, como possível caminho para a evolução na modelagem computacional de cargas de poluição na bacia do Riacho Fundo no SWMM, sugere-se o levantamento de CMEs e cargas especificamente para as diferentes ocupações do solo na Bacia e em eventos de diferentes magnitudes e em diferentes épocas. A obtenção de dados da carga poluente produzida pelo Zoológico é uma proposta interessante, tendo em vista que é um uso do solo não muito comum.

As curvas-chave de poluentes, elaboradas para realizar a estimativa contínua de cargas de poluição no Riacho Fundo, apesar de serem resultantes de ajustes com R^2 igual ou inferior a 0,51, podem ser consideradas adequadas para estimar as cargas acumuladas, levando a R^2 e NSE superiores a 0,8 para estimativa de cargas em eventos cujas vazões não extravasaram a calha do Riacho. A coleta de amostras em mais eventos com extravasamento da calha pode permitir o aprimoramento de curvas-chave para a faixa de vazões altas. Outra sugestão para melhorar, tanto a estimativa de cargas poluentes quanto de volume escoado, é a medição de vazões em cotas intermediárias para assim realizar a melhor transição entre as curvas-chave de vazão e de poluentes para cotas baixas e cotas altas, o que não foi realizado neste trabalho devido à interrupção dos trabalhos de campo devido à pandemia de COVID-19.

A estimativa de cargas mensais pelas curvas-chave de poluentes indicou que a estação chuvosa é a maior responsável pelas cargas de sólidos suspensos e DQO e a estação seca representa considerável porção das cargas dos nutrientes nitrogênio e fósforo. A metodologia adotada pela Caesb, que utiliza dados de qualidade da água baseados no monitoramento mensal, não é adequada para estimar cargas mensais de sólidos suspensos e DQO devido à magnitude das cargas transportadas pelos eventos de cheia que não é contabilizada, resultando em estimativas subestimadas em ordem de grandeza. Nesse caso, o trabalho inicial de amostragens em diferentes eventos para elaboração de curvas-chave de poluentes e o uso delas aliado ao monitoramento contínuo de vazão pode fornecer estimativas de carga

mais precisas. Para nitrogênio e fósforo, as estimativas com monitoramento mensal e com as curvas-chave produzem resultados similares em ordem de grandeza para cargas mensais, mostrando que a periodicidade de monitoramento adotada atualmente é suficiente para obter estimativas de cargas de nutrientes.

Este trabalho mostrou que o monitoramento hidrológico e de qualidade da água contínuo produz grande quantidade de dados que são de grande valor para o estudo da poluição difusa em rios. A aplicação de modelos de qualidade da água pode ser útil para estudar as cargas de poluição, principalmente quando há limitações para um monitoramento contínuo prolongado, porém, de qualquer forma, é necessário um esforço inicial de extensiva coleta de dados, que deve ser bem planejado para abranger as diferentes condições de vazão do curso d'água. Assim, é possível obter estimativas de carga com acurácia satisfatória que permitam subsidiar a adoção de medidas de controle da poluição difusa, entre outras ações de gestão das águas.

Recomenda-se ainda para futuros estudos com enfoque na poluição difusa gerada na bacia do Riacho Fundo a consideração das cargas conhecidas lançadas pela ETE, para separação das contribuições da poluição de origem pontual e difusa, o teste de regressões com outras variáveis além da vazão para descrever as cargas poluentes ou de regressões múltiplas e a realização de mais amostragens de qualidade a água no período de estiagem para caracterizar melhor as concentrações de base do Riacho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Nacional de Águas (ANA). (2021). Hidroweb. Séries Históricas de Estações. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>
- Agência Reguladora de Águas Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa). (2021). Sistema de informações sobre Recursos Hídricos – DF. Disponível em: <https://gis.adasa.df.gov.br/portal/home/>
- Aguiar, M. R. F. (2015). *Análise da descarga sólida em suspensão na bacia do córrego Riacho Fundo, Brasília-DF*. (Dissertação de mestrado). Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA); Water Environment Federation (WEF). (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.; R. B. Baird, A. D. Eaton; E. W. Rice, Eds.). APHA, AWWA, WEF.
- Aquino, I. G.; Roig, H. L.; Oliveira, E. S.; Garnier, J.; Guimarães, E. M.; 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. <https://doi.org/10.11606/ISSN.2316-9095.V18-140500>
- Arnold, J. G.; Allen, P. M. (1999). Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. *Journal Of The American Water Resources Association*, 35(2), 411–424.
- Arnold, J. G.; Moriasi, D. N.; Gassman, P. W.; Abbaspour, K. C.; White, M. J.; Srinivasan, R.; ... Jha, M. K. (2012). SWAT: Model use, calibration and validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 55(4), 1491–1508.
- Barbosa, J. S. B.; Bellotto, V. R.; 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>
- Bertrand-Krajewski, J.-L.; Chebbo, G.; Saget, A. (1998). Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research*, 32(8), 2341–2356. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00420-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00420-X)
- Borah, D. K.; Bera, M. (2013). Watershed-Scale Hydrologic and Nonpoint-Source Pollution Models: Review of Applications. *Transactions of the ASAE*, 47(3), 789–803. <https://doi.org/10.13031/2013.16110>
- Brandão, C. J.; Botelho, M. J. C.; Sato, M. I. Z.; Lamparelli, M. C. (2011). *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas*. Brasília: ANA, CETESB.
- Brites, A. P. Z.; Gastaldini, M. do C. C. (2007). Avaliação da Carga Poluente no Sistema de Drenagem de Duas Bacias Hidrográficas Urbanas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 12(4), 211–221.
- Brubacher, J. P.; Garcia De Oliveira, G.; Guasselli, L. A. (2020). Preenchimento de Falhas e Espacialização de Dados Pluviométricos: Desafios e Perspectivas. *Revista*

Brasileira de Meteorologia, 35(4), 615–629. <https://doi.org/10.1590/0102-77863540067>

- Candela, A.; Freni, G.; Mannina, G.; Viviani, G. (2011). Receiving water body quality assessment: an integrated mathematical approach applied to an Italian case study. *Journal of Hydroinformatics*, 14(1), 30–47. <https://doi.org/10.2166/hydro.2011.099>
- Carvalho, D. J.; Tsuji, T. M.; Costa, M. E. L.; Koide, S. (2017). Monitoramento das chuvas em áreas urbanas. *XI Encontro Nacional de Águas Urbanas*.
- Carvalho, N. de O.; Hora, M. de A. G. M. da. (2018). Hidrossedimentometria. In C. Poletto (Ed.), *Sedimentologia Fluvial: Estudos e Técnicas* (2ª ed., pp. 11–61). Porto Alegre: ABRH.
- Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden). (2021). Mapa Interativo da Rede Observacional para Monitoramento de Risco de Desastres Naturais do Cemaden. Disponível em: <http://www2.cemaden.gov.br/mapainterativo/>
- Chapra, S. C. (1997). Surface Water-Quality Modeling. In *McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering*. McGraw Hill.
- Chen, L.; Dai, Y.; Zhi, X.; Xie, H.; Shen, Z. (2018). Quantifying nonpoint source emissions and their water quality responses in a complex catchment: A case study of a typical urban-rural mixed catchment. *Journal of Hydrology*, 559, 110–121. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.034>
- Chevallier, P. (1993). Aquisição e processamento de dados. In C. E. M. Tucci (Ed.), *Hidrologia: Ciência e Aplicação* (pp. 485–525). Porto Alegre: ABRH.
- Choi, J.; Park, B.; Kim, J.; Lee, S.; Ryu, J.; Kim, K.; Kim, Y. (2021). Determination of NPS Pollutant Unit Loads from Different Landuses. *Sustainability*, 13, 7193. <https://doi.org/10.3390/SU13137193>
- Coelho, M.; Fernandes, C. V. S.; Detzel, D. H. M.; Mannich, M. (2017). Statistical validity of water quality time series in urban watersheds. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 22(51). <https://doi.org/10.1590/2318-0331.0217160071>
- Collischonn, W.; Dornelles, F. (2013). *Hidrologia para engenharia e ciências ambientais*. Porto Alegre: ABRH.
- Companhia de Planejamento do Distrito Federal (Codeplan). (2020). Caracterização Ambiental. In K. B. de Castro and L. A. de S. Lima (Eds.), *Atlas do Distrito Federal*. Brasília: Codeplan. Disponível em: <https://www.codeplan.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/05/Atlas-do-Distrito-Federal-2020-Capítulo-2.pdf>
- Companhia de Planejamento do Distrito Federal (Codeplan). (2019). *Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios (PDAD) – 2018*. Brasília.
- Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal (CRH-DF). (2014^a). *Resolução CRH/DF n° 02*. Brasília: SEMA-DF. Disponível em: <https://www.sema.df.gov.br/wp-content/uploads/201>

- Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal (CRH-DF). (2014b). *Nota Técnica nº 04/2014 – CTPA/CRH-DF. Enquadramento dos corpos de água superficiais do Distrito Federal*.
- Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal (CRH-DF). (2016). *Diagnóstico da situação do monitoramento hidrológico e hidrossedimentológico no Distrito Federal*. Brasília: SEMA-DF.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). (2005, March 18). *Resolução nº 357*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Costa, M. E. L. (2013). *Monitoramento e modelagem de águas de drenagem urbana na bacia do lago Paranoá*. Universidade de Brasília.
- Costa, M. E. L.; Tsuji, T. M.; Koide, S. (2018). Análise do fenômeno first flush numa bacia urbana do DF. *XII Encontro Nacional de Águas Urbanas*.
- Costa, M. E. L.; Koide, S.; Carvalho, D. J.; Garnier, J. (2021^a). Qualidade das águas urbanas no córrego Vicente Pires – Distrito Federal. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)*, 9(1), 47–68.
<https://doi.org/10.9771/GESTA.V9I1.38802>
- Costa, M. E. L.; Carvalho, D. J.; Koide, S. (2021b). Assessment of Pollutants from Diffuse Pollution through the Correlation between Rainfall and Runoff Characteristics Using EMC and First Flush Analysis. *Water*, 13(18), 2552.
<https://doi.org/10.3390/W13182552>
- Crawford, C. G. (1991). Estimation of suspended-sediment rating curves and mean suspended-sediment loads. *Journal of Hydrology*, 129(1–4), 331–348.
[https://doi.org/10.1016/0022-1694\(91\)90057-O](https://doi.org/10.1016/0022-1694(91)90057-O)
- Deletic, A. (1998). The first flush load of urban surface runoff. *Water Research*, 32(8), 2462–2470. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00470-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00470-3)
- Donigian, A. S.; Huber, W. C. (1991). *Modeling of non point sources water quality in urban and non-urban areas. US EPA Technical Report*. Disponível em:
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=300000TC.txt%0A>
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa). (n.d.). Infraestrutura de dados espaciais da Embrapa (Geoinfo). Disponível em: <http://geoinfo.cnps.embrapa.br/>
- Ferrier, R. C.; D’Arcy, B. J.; MacDonald, J.; Aitken, M. (2005). Diffuse pollution – What is the nature of the problem? *Water and Environment Journal*, 19(4), 361–366.
<https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2005.tb00574.x>
- 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). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.
- Fiori, J. P. de O. (2010). *Avaliação de métodos de campo para a determinação de condutividade hidráulica em meios saturados e não saturados*. (Dissertação de mestrado). Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.

- Franz, C.; Makeschin, F.; Weiß, H.; Lorz, C. (2013). Sediments in urban river basins: Identification of sediment sources within the Lago Paranoá catchment, Brasília DF, Brazil – using the fingerprint approach. *Science of the Total Environment*, 466–467, 513–523. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.056>
- Freire, R.; Bonifácio, C. M.; de Freitas, F. H.; Schneider, R. M.; Tavares, C. R. G. (2013). Formas nitrogenadas e fósforo total em cursos d’água: Estudo de caso do ribeirão Maringá, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum – Technology*, 35(4), 711–716. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v35i4.14018>
- Garcia, J. I. B.; Paiva, E. M. C. D. Ignacio, J.; Garcia, B.; Cauduro, M.; Paiva, D. De, ... Paiva, E. M. C. D. de. (2006). Monitoramento Hidrológico e Modelagem da Drenagem Urbana da Bacia do Arroio Cancela – RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 11(4), 99–108.
- Girardi, R.; Pinheiro, A.; Garbossa, L. H. P.; Torres, É. (2016). Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 21(3), 514–524. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011615179>
- Goonetilleke, A.; Thomas, E. C. (2003). *Water Quality Impacts of Urbanisation: Evaluation of Current Research*. Brisbane (Austrália).
- Goonetilleke, A.; Thomas, E.; Ginn, S.; Gilbert, D. (2005). Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. *Journal of Environmental Management*, 74(1), 31–42. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.08.006>
- Governo do Distrito Federal (GDF). (2012). Relatório Final – Volume I – Diagnóstico. In *PGIRH – Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal*. Brasília.
- Henz, S. K. F. (2019). *Análise da eficiência hidráulico-hidrológica e de qualidade da água da lagoa de retenção do Guará II-DF*. (Trabalho de Conclusão de Curso). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.
- Horowitz, A. J. (2008). Determining annual suspended sediment and sediment-associated trace element and nutrient fluxes. *Science of the Total Environment*, 400, 315–343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.022>
- Ide, J.; Chiwa, M.; Higashi, N.; Maruno, R.; Mori, Y.; Otsuki, K.; ... Mori, Y. (2012). Determining storm sampling requirements for improving precision of annual load estimates of nutrients from a small forested watershed. *Environ Monit Assess*, 184, 4747–4762. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2299-9>
- Infraestrutura de Dados Espaciais do Distrito Federal (IDE/DF). (2021). Geoportal/DF. Disponível em: <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/geoportal/>
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). (2021). Normais climatológicas (Climate normals). Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais-climatológicas>
- Jacon, G.; Cudo, K. J. (1989). *Curva-chave: análise e traçado*. Brasília: DNAEE.

- Jain, S. K.; Singh, V. P. (2003). Acquisition and Processing of Water Resources Data. *Developments in Water Science*, 5II, 47–121. [https://doi.org/10.1016/S0167-5648\(03\)80056-4](https://doi.org/10.1016/S0167-5648(03)80056-4)
- James, W. (2005). *Rules for Responsible Modeling Rules for Responsible Modeling CH¹ 4th Edition*. Ontario (Canadá): CHI.
- Kozak, C. (2016). *Water quality assessment and its effects on diffuse pollution considering a new water quality and quantity approach* (Federal University of Paraná). Federal University of Paraná. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/43629>
- Kozak, C.; Fernandes, C. V. S.; Braga, S. M.; Prado, L. L., Froehner, S.; Hilgert, S. (2019). Water quality dynamic during rainfall episodes: integrated approach to assess diffuse pollution using automatic sampling. *Environ Monit Assess*, 191(402). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7537-6>
- Kozak, C.; Fernandes, C. V. S. (2021). A influência dos eventos de chuva na contribuição da poluição não pontual para a qualidade das águas dos rios. *Anais Do XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*.
- Lapong, E.; Fujihara, M.; Izumi, T.; Kobayashi, N.; Kakihara, T. (2012). Suspended Load Estimation in Rivers in Agricultural Areas Using Regression Analyses with Data Stratification. *Journal of Water and Environment Technology*, 10(4), 387–398. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2965/jwet.2012.387>
- Lee, J. H.; Bang, K. W.; Ketchum, J. H.; Choe, J. S.; Yu, M. J. (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Science of The Total Environment*, 293(1–3), 163–175. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00006-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00006-2)
- Li, J.; Li, H.; Shen, B.; Yajiao, L. I. (2011). Effect of non-point source pollution on water quality of the Weihe River. *International Journal of Sediment Research*, 26(1), 50–61. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(11\)60075-9](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(11)60075-9)
- Lin, J. P. (2004). *Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC)*. Technical note. Disponível em: <https://hdl.handle.net/11681/3547>
- Lopes, G. R. (2010). *Estudos hidrológicos e hidrossedimentológicos na bacia do córrego do Córrego do Capão Comprido, DF*. (Dissertação de mestrado). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.
- Lopes, L. L. de F.; Diniz, L. A. de S.; Costa, M. E. L.; Koide, S. (2020). Análise do comportamento qualitativo de uma lagoa de retenção no Distrito Federal. *Anais Do XIII Encontro Nacional de Águas Urbanas*. Porto Alegre: ABRH.
- Mallin, M. A.; Johnson, V. L.; Ensign, S. H.; Johnson, V. L.; Ensign, S. H. (2009). Comparative impacts of stormwater runoff on water quality of an urban, a suburban, and a rural stream. *Environ Monit Assess*, 159, 475–491. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0644-4>
- Marsalek, J. (1978). *Pollution Due to Urban Runoff: Unit Loads and Abatement Measures*. Ontario (Canadá).

- McCuen, R. H.; Wong, S. L.; Rawls, W. J. (1984). Estimating Urban Time of Concentration. *Journal of Hydraulic Engineering*, 110(7), 887–904. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1984\)110:7\(887\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:7(887))
- Meals, D. W.; Richards, R. P.; Dressing, S. A. (2013). *Pollutant load estimation for water quality monitoring projects. Tech Notes 8*. Fairfax (VA).
- Medeiros, W. M. V.; Silva, C. E.; Lins, R. P. M. (2018). Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, *BrasiverRev. Ambient. Água*, 13(2). <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Meneses Filho, A. S.; Tucci, C. E. M. (2003). Impacto da ocupação urbana na qualidade da água do escoamento superficial. *Anais Do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 1–16.
- Menezes, D. de; Marcuzzo, F. F. N. (2018). *Tutorial: traçado e ajuste de curva-chave de sedimentos utilizando dados disponíveis no HIDROWEB*. Porto Alegre. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/21583>
- Menezes, D., Marcuzzo, F. F. N.; Pedrollo, M. C. R. (2021). Estimativa da produção de sedimentos utilizando a curva-chave de sedimentos. *Ci. e Nat.*, 43(17), 1–31. <https://doi.org/10.5902/2179460X37263>
- Menezes, P. H. B. J. (2010). *Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do Lago Paranoá*. (Dissertação de mestrado). Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.
- 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 XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. São Paulo: ABRH.
- Moriasi, D. N.; Gitau, M. W.; Pai, N.; Daggupati, P. (2015). Hydrologic and water quality models: performance measures and evaluation criteria. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Nogueira, F. F. (2020). *Métodos para monitoramento e estimativa de cargas poluidoras difusas em bacias hidrográficas*. (Dissertação de mestrado). Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Novotny, V.; Goodrich-Mahoney, J. (1978). Comparative assessment of pollution loadings from non-point sources in urban land use. *Progress in Water Technology*, 10(5/6), 775–785.
- Novotny, V.; Simsiman, G. V.; Chesters, G. (1986). Delivery of pollutants from nonpoint sources. In R. F. Hadley (Ed.), *Drainage Basin Sediment Delivery, Proceedings of a symposium held at Albuquerque, August 1986* (pp. 133–140). Albuquerque, EUA: International Association of Hydrological Sciences publication no. 159.
- Novotny, V. (1992). Unit Pollutant Loads. *Water Environment & Technology*, 4(1), 40–43.
- Novotny, V. (2005). The next-step - Incorporating diffuse pollution abatement into watershed management. *Water Science and Technology*, 51(3–4), 1–9.

- Novotny, V.; Ahern, J.; Brown, P. (2010). Historic paradigms of urban water/stormwater/wastewater management and drivers for change. In Novotny, V., *Water Centric Sustainable Communities* (pp. 1-71). New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Nunes, G. (2016). *Aplicação do modelo SWAT no estudo hidrológico e de qualidade da água da bacia do lago Paranoá - DF*. (Dissertação de mestrado). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.
- Nunes, G.; Minoti, R. T.; 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, 85.
<https://doi.org/10.3390/HYDROLOGY7040085>
- Oliveira, E. S. (2021). *Qualidade dos sedimentos e análise multi-temporal do assoreamento do Lago Paranoá - DF*. (Tese de doutorado). Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.
- Park, M.; Choi, Y. S.; Shin, H. J.; Song, I.; Yoon, C. G.; Choi, J. D.; Yu, S. J. (2019). A comparison study of runoff characteristics of non-point source pollution from three watersheds in South Korea. *Water*, 11, 966. <https://doi.org/10.3390/W11050966>
- Park, Y. S.; Engel, B. A. (2014). Use of Pollutant Load Regression Models with Various Sampling Frequencies for Annual Load Estimation. *Water*, 6, 1685–1697.
<https://doi.org/10.3390/W6061685>
- Paula, A. C. V. de. (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). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.
- Paula, A. C. V. de, Costa, M. E. L.; Koide, S. (2021). Estudo experimental e modelagem de lagoa de retenção em Brasília-DF: comportamento no amortecimento de cheias Experimental study and modeling of detention pond in Brasília-DF: behavior in flood damping. *Revista DAE*, 69(232), 30–44. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.059>
- Pedron, F. de A.; Dalmolin, R. S. D.; Azevedo, A. C. de; Kaminski, J. (2004). Solos urbanos. *Ciência Rural*, 34(5), 1647–1653.
- Pellerin, B. A.; Bergamaschi, B. A.; Gilliom, R. J.; Crawford, C. G.; Saraceno, J.; Frederick, C. P.; ... Murphy, J. C. (2014). Mississippi River Nitrate Loads from High Frequency Sensor Measurements and Regression-Based Load Estimation Terms of Use. *Environ. Sci. Technol*, 48, 12612–12619. <https://doi.org/10.1021/es504029c>
- Peng, H.-Q.; Liu, Y.; Wang, H.-W.; Gao, X.-L.; Ma, L.-M. (2016). Event mean concentration and first flush effect from different drainage systems and functional areas during storms. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 5390–5398.
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-5657-2>
- Pereira, A. (1985). Simulação da eutrofização do Lago Paranoá. *Revista DAE*, 45(143), 386–389.
- Perera, T.; McGree, J.; Egodawatta, P.; Jinadasa, K. B. S. N.; Goonetilleke, A. (2021). Catchment based estimation of pollutant event mean concentration (EMC) and

- implications for first flush assessment. *Journal of Environmental Management*, 279, 111737. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111737>
- Porto, M. F. D. A. (1995). Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In C. E. M. Tucci, M. T. L. Barros; R. L. Porto (Eds.), *Drenagem Urbana* (pp. 387–428). Porto Alegre: ABRH.
- Porto, M.; Martins, J. R. S.; Armelin, L. . (2009). Monitoramento em Drenagem Urbana. In A. M. Righetto (Ed.), *Manejo de águas pluviais urbanas* (pp. 74–111). Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB.
- Quinatto, J.; De Nale Zambelli, N. L.; Souza, D. H.; Neto, S. L. R.; Cardoso, J. T.; Skoronski, E. (2019). Using the pollutant load concept to assess water quality in an urban river: the case of Carahá River (Lages, Brazil). *Revista Ambiente & Água*, 14(1). <https://doi.org/10.4136/AMBI-AGUA.2252>
- Reatto, A.; Martins, E. S.; Farias, M. F. R.; Silva, A. V.; Carvalho Jr.; O. A. (2004). Mapa pedológico distrital - SIG atualizado do Distrito Federal Escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo. In *Documentos - EMBRAPA Cerrados (Brazil)*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4242.5848>
- Reinelt, L. E.; Horner, R. R.; Castensson, R. (1992). Non-point source water pollution management: Improving decision-making information through water quality monitoring. *Journal of Environmental Management*, 34(1), 15–30. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(05\)80107-0](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(05)80107-0)
- Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma cerrado. In S. N. Sano and S. P. Almeida (Eds.), *Cerrado: ambiente e flora* (pp. 89–166). Planaltina: EMBRAPA-CPAC.
- Richards, R. P. (1998). *Estimation of pollutant loads in rivers and streams: a guidance document for NPS programs*. Tiffin (EUA).
- Righetto, A. M.; Gomes, K. M.; Freitas, F. R. S. (2017). Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 22(6), 1109–1120. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017162357>
- Rocha, C. H. B.; Pereira, B. H. C.; Silva, A. F. R., de Oliveira, M.; Philippe Casquin, A.; Reis de Figueiredo, M. (2016). Impactos do uso do solo nos recursos hídricos da bacia de contribuição do Lago dos Manacás, Minas Gerais, Brasil. *Rev. Ambient. Água*, 11. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Rossman, L.; Huber, W. (2016a). Storm Water Management Model Reference Manual Volume I – Hydrology. In *U.S. Environmental Protection Agency*. <https://doi.org/EPA/600/R-15/162A>
- Rossman, L.; Huber, W. (2016b). Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality. In *U.S. Environmental Protection Agency*. <https://doi.org/EPA/600/R-15/162A>
- Salimi, E. T.; Nohegar, A.; Malekian, A.; Hoseini, M.; Holisaz, A. (2017). Estimating time of concentration in large watersheds. *Paddy and Water Environment*, 15(1), 123–132. <https://doi.org/10.1007/s10333-016-0534-2>

- Sansalone, J. J.; Buchberger, S. G. (1997). Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *Journal of Environmental Engineering*, 123(2), 134. [http://doi.org/10.0.4.37/\(ASCE\)0733-9372\(1997\)123:2\(134\)](http://doi.org/10.0.4.37/(ASCE)0733-9372(1997)123:2(134))
- Sartori, A.; Neto, F. L.; Genovez, A. M. (2005). Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 10(4), 5–18.
- Secretaria de Meio Ambiente do Distrito Federal (SEMA-DF). (2021). Sistema Distrital de Informações Ambientais. Repositório de dados. Disponível em: <https://sisdia.df.gov.br/home/dados-e-informacoes/>
- Secretaria Nacional de Saneamento (SNS). (2021). *Diagnósticos SNIS 2021/2022 (ano de referência 2020)*. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>
- Sharma, S. (2017). Water Challenges of an Urbanizing World. In *Management of Cities and Regions* (pp. 99–111). <https://doi.org/10.5772/intechopen.71261>
- Silveira, A. L. L. (2005). Desempenho de Fórmulas de Tempo de Concentração em Bacias Urbanas e Rurais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 10(1), 5–23. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v10n1.p5-29>
- Souza, F. P. de. (2014). *Monitoramento e modelagem hidrológica da sub-bacia do lago–Paranoá - Brasília/DF - e avaliação de bacia de retenção*.
- Stenback, G. A.; Crumpton, W. G.; Schilling, K. E.; Helmers, M. J. (2011). Rating curve estimation of nutrient loads in Iowa rivers. *Journal of Hydrology*, 396(1–2), 158–169. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2010.11.006>
- Távora, B. E. (2017). *Zona Ripária De Cerrado : Processos Hidrossedimentológicos*. (Tese de doutorado). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.
- Tsihrintzis, V. A.; Hamid, R. (1997). Modeling and management of urban stormwater runoff quality: A review. *Water Resources Management*, 11(2), 136–164. <https://doi.org/10.1023/A:1007903817943>
- Tsuji, T. M. (2018). *Drenagem Pluvial No Núcleo Urbano Da Bacia Do Ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF*. (Dissertação de mestrado). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, 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*, 79(10), 1912–1921. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.190>
- Tucci, C. E. M. (1993). Escoamento superficial. In C. E. M. Tucci (Ed.), *Hidrologia: Ciência e Aplicação* (pp. 391–441). Porto Alegre: ABRH.
- Tucci, C. E. M. (1998). *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre: ABRH.
- Tucci, C. E. M. (2006). Águas Urbanas. In Tucci, C. E. M., *Gestão de águas pluviais urbanas* (pp. 17-39) (Saneamento para Todos; 4º volume). Brasília :Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental.

- Tuomela, C.; Sillanpää, N.; Koivusalo, H. (2019). Assessment of stormwater pollutant loads and source area contributions with storm water management model (SWMM). *Journal of Environmental Management*, 233, 719–727. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.061>
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1983). *Results of the Nationwide Urban Runoff Program. Volume I - Final Report*. Washington (EUA). Disponível em: https://www3.epa.gov/npdes/pubs/sw_nurp_vol_1_finalreport.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2005). *National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Urban Areas*. Washington (EUA).
- Urbonas, B.; Starhe, P. (1993). *Best management practices and detention for water quality, drainage, and CSO management*. New Jersey: PTR Prentice Hall.
- Varekar, V.; Karmakar, S.; Jha, R.; Ghosh, N. C. (2015). Design of sampling locations for river water quality monitoring considering seasonal variation of point and diffuse pollution loads. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(6), 1–26. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4583-6>
- Vaze, J.; Chiew, F. H. S. (2003). Comparative evaluation of urban storm water quality models. *Water Resources Research*, 39(10), 1–10. <https://doi.org/10.1029/2002WR001788>
- Vieira, P. C.; Seidl, M.; Nascimento, N. O.; Sperling, M. V. (2009). Avaliação de Fluxo de poluentes em Tempo seco e Durante Eventos de Chuva em uma Microbacia Urbanizada no Município de belo Horizonte, Minas Gerais. In A. M. Righetto (Ed.), *Manejo de águas pluviais urbanas* (pp. 346–366). Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB.
- World Meteorological Organization. (WMO) (2020). *WMO-No. 168 Guide to Hydrological Practice Volume I Hydrology - From Measurement to Hydrological Information* (Rev. 1). Geneva, Suíça.
- Yazdanfar, Z.; Sharma, A. (2015). Urban drainage system planning an– design - Challenges with climate change and urbanization: A review. *Water Science and Technology*, 72(2), 165–179. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.207>
- Yazdi, M. N.; Sample, D. J.; Scott, D.; Wang, X.; Ketabchy, M. (2021). The effects of land use characteristics on urban stormwater quality and watershed pollutant loads. *Science of The Total Environment*, 773, 145358. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.145358>
- Zong, M.; Hu, Y.; Liu, M.; Li, C.; Wang, C.; Liu, J. (2021). Quantifying the Contribution of Agricultural and Urban Non-Point Source Pollutant Loads in Watershed with Urban Agglomeration. *Water*, 13(10), 1385. <https://doi.org/10.3390/W13101385>

APÊNDICE A – HIETOGRAMAS, HIROGRAMAS E POLUTOGRAMAS PARA EVENTOS COM MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

07/nov/19:

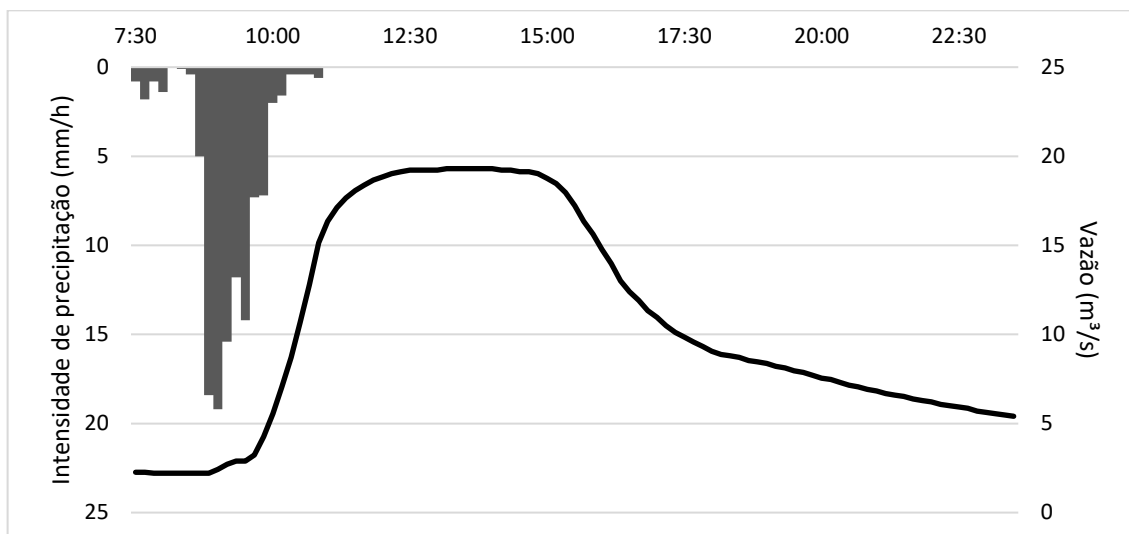


Figura A.1 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 07/nov/19.

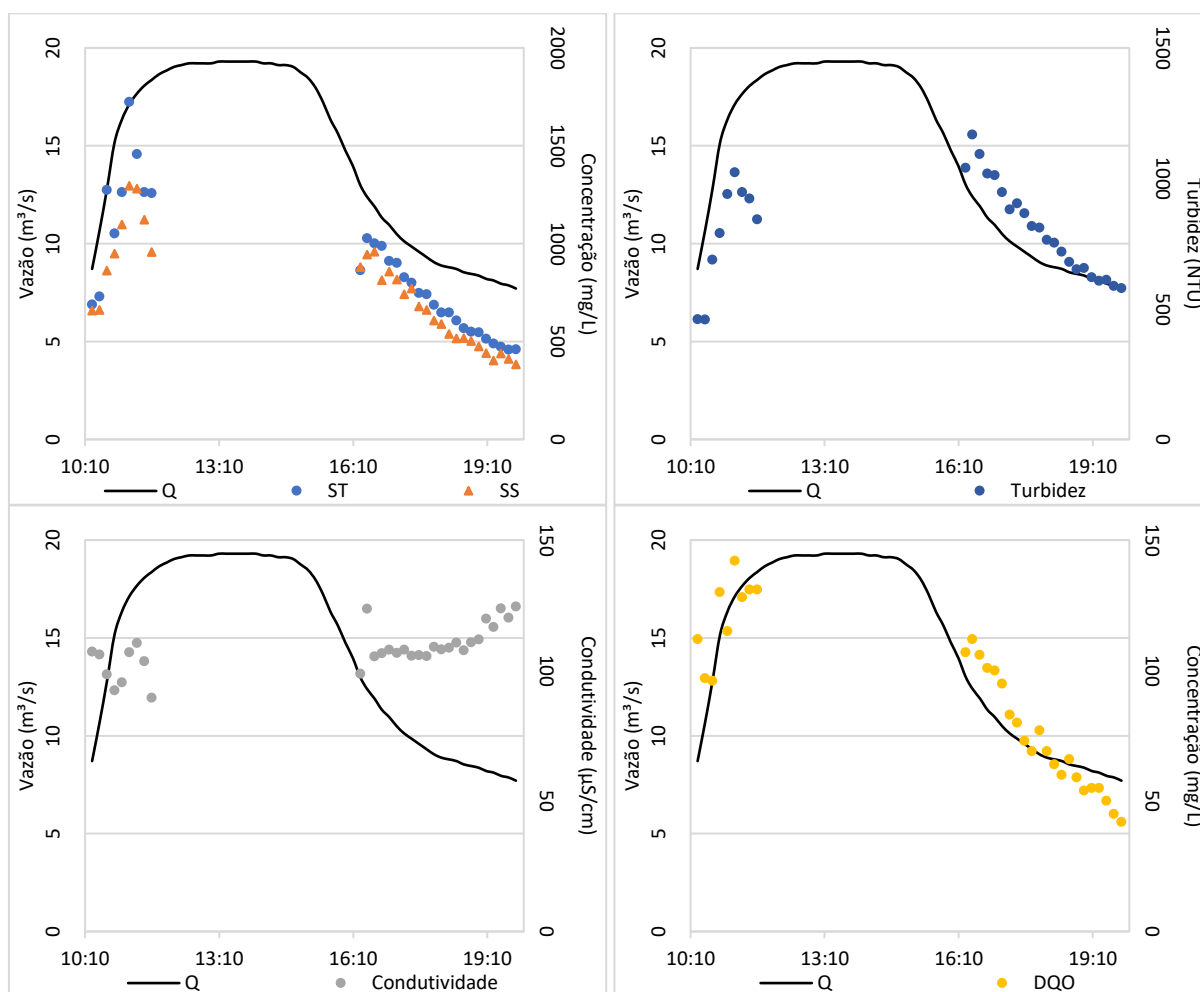


Figura A.2 – Polutogramas para o evento de 07/nov/19.

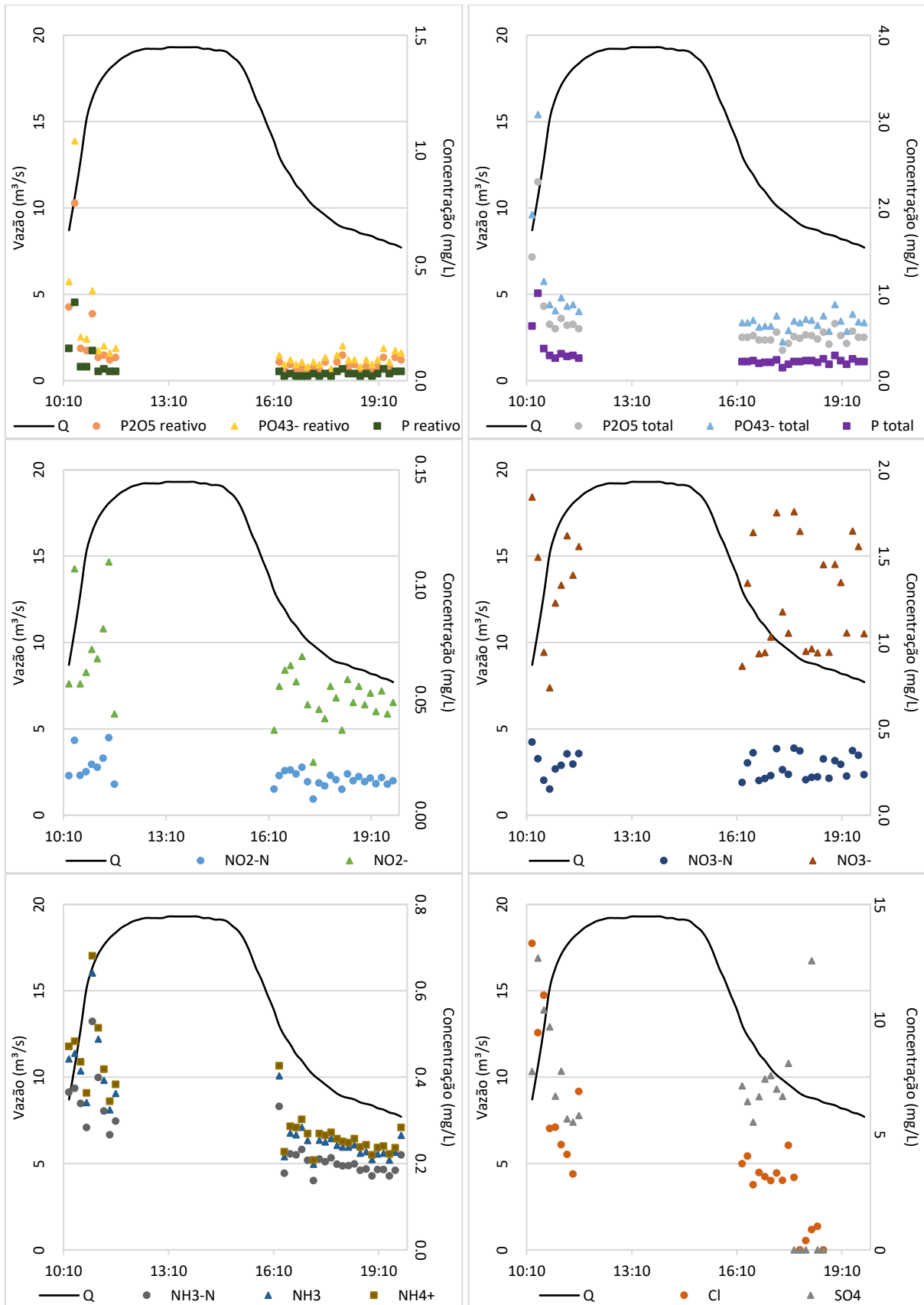


Figura A.2 (continuação) – Polutogramas para o evento de 07/nov/19.

05/dez/19:

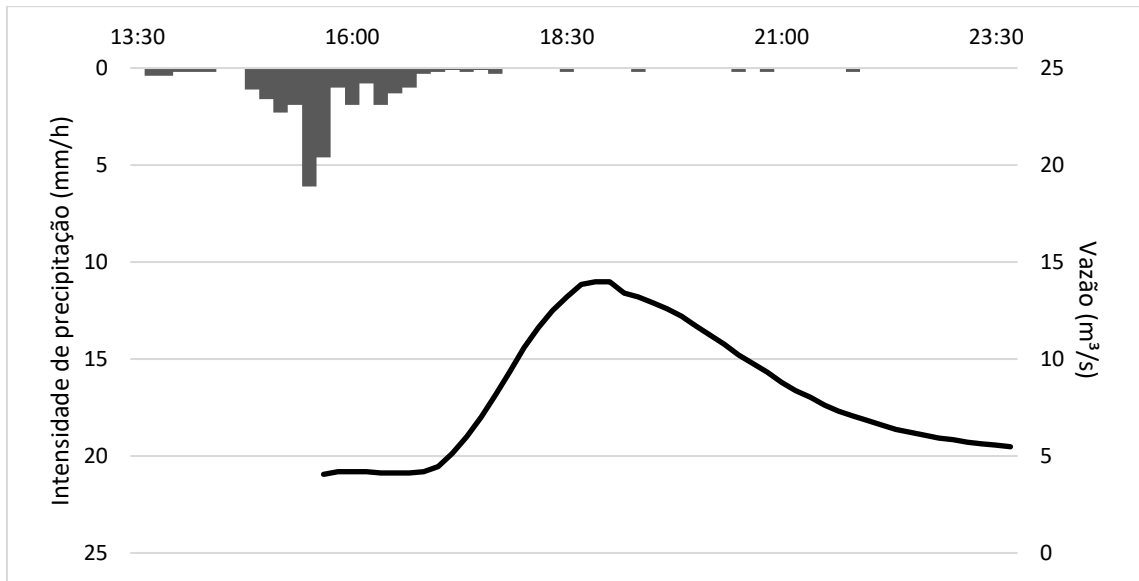


Figura A.3 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 05/dez/19.

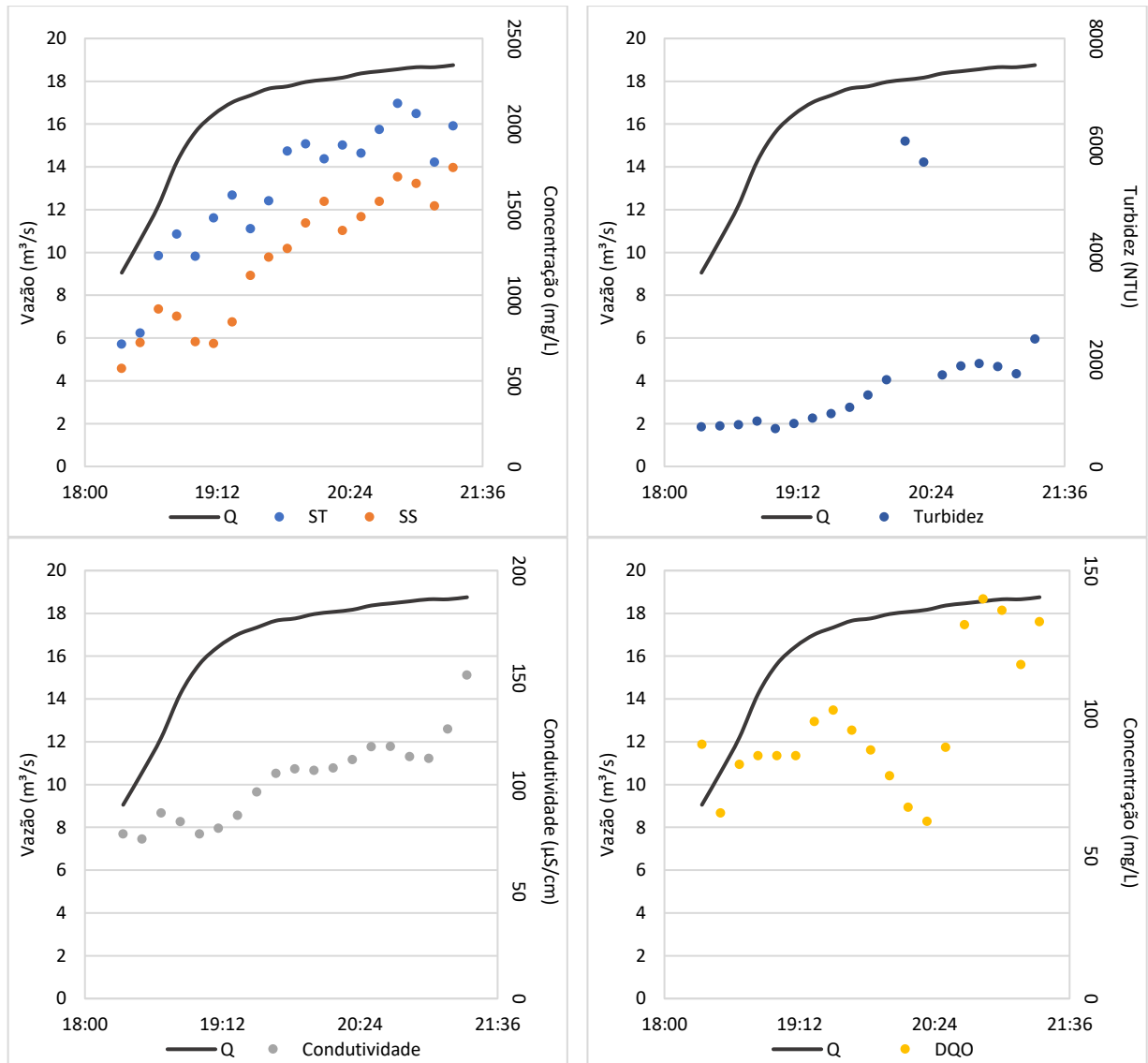


Figura A.4 – Polutogramas para o evento de 05/dez/19.

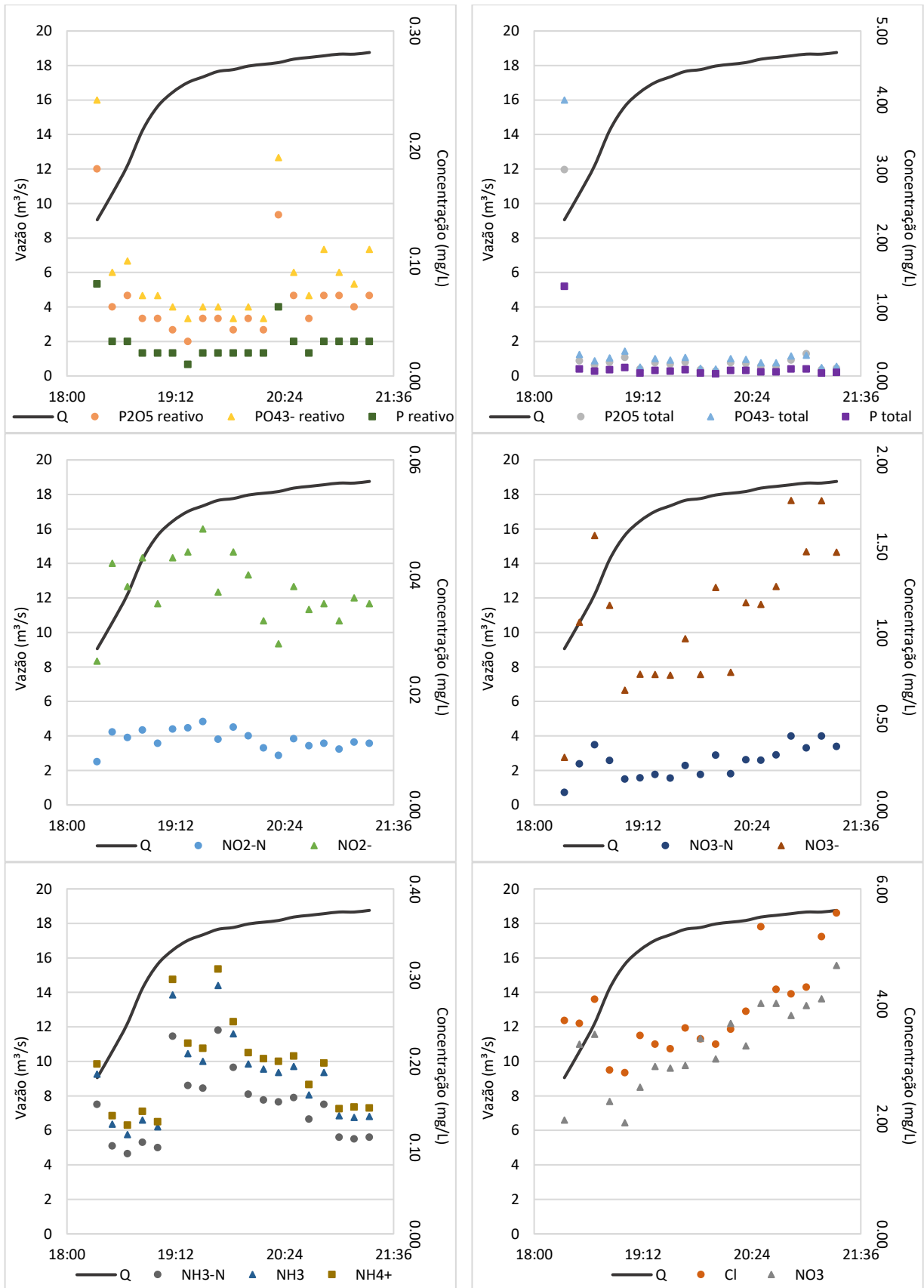


Figura A.4 (continuação) – Polutogramas para o evento de 07/nov/19.

18/dez/19:

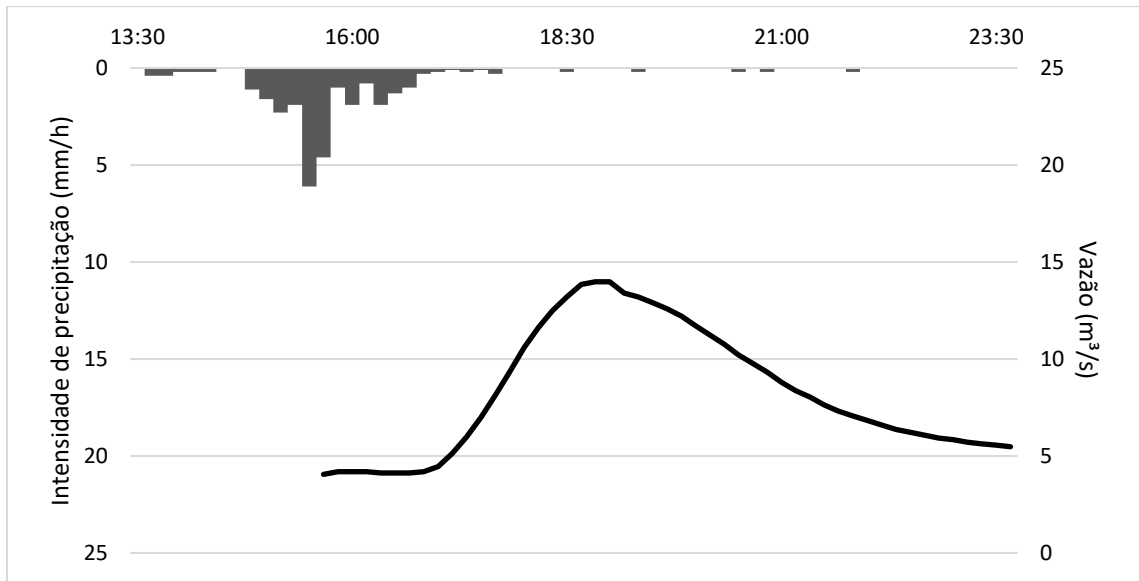


Figura A.5 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 18/dez/19.

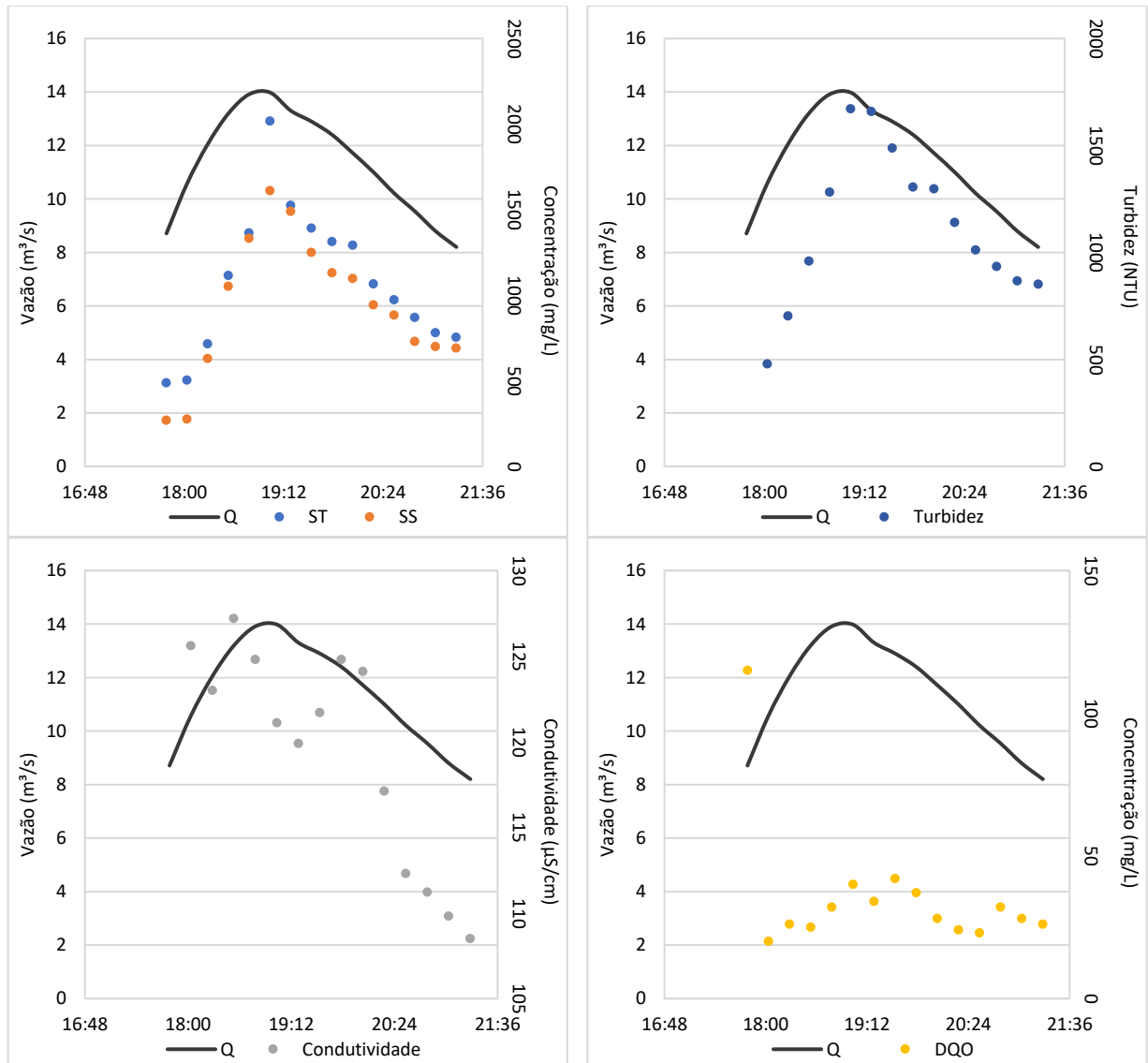


Figura A.6 – Polutogramas para o evento de 18/dez/19.

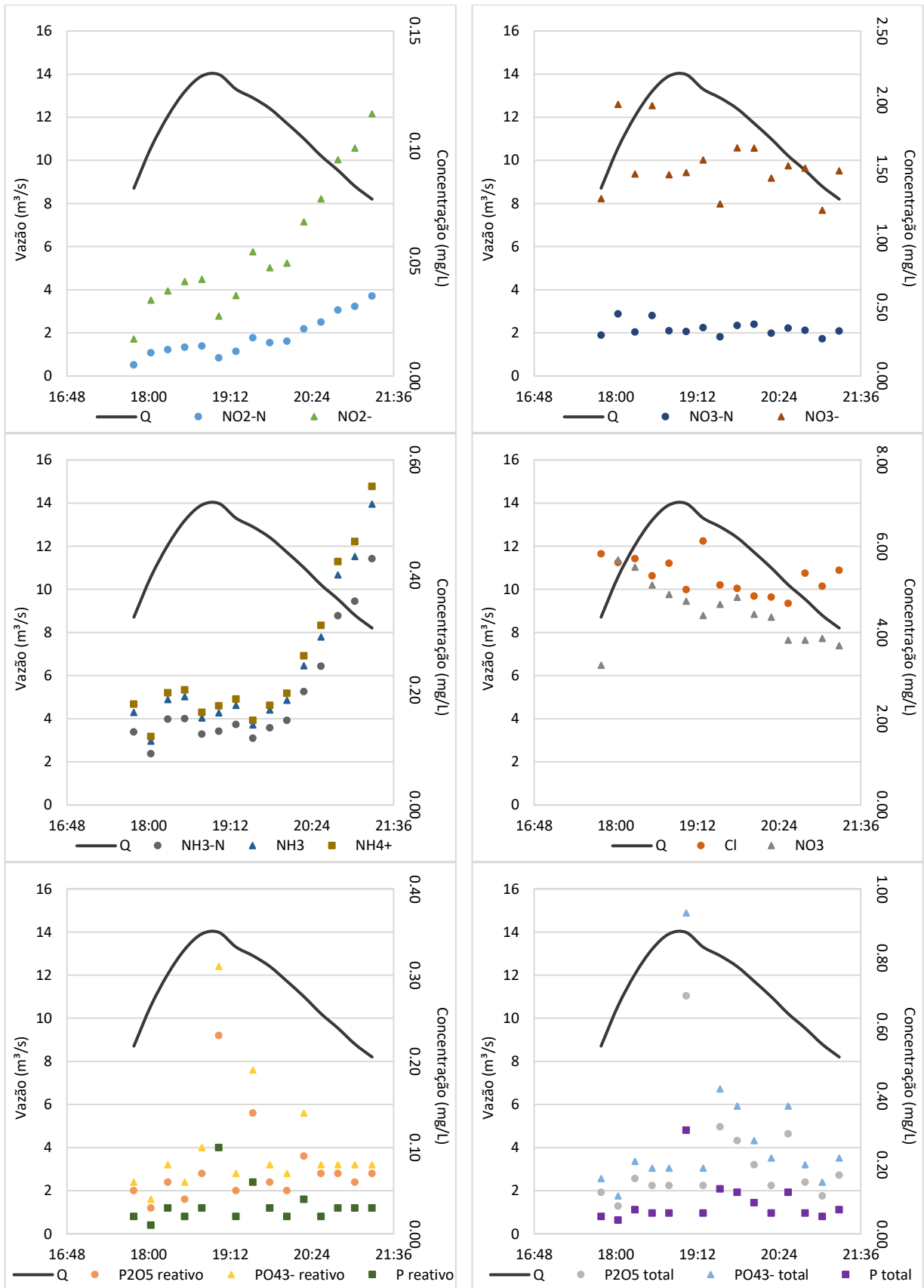


Figura A.6 (continuação) – Polutogramas para o evento de 18/dez/19.

22/dez/19:

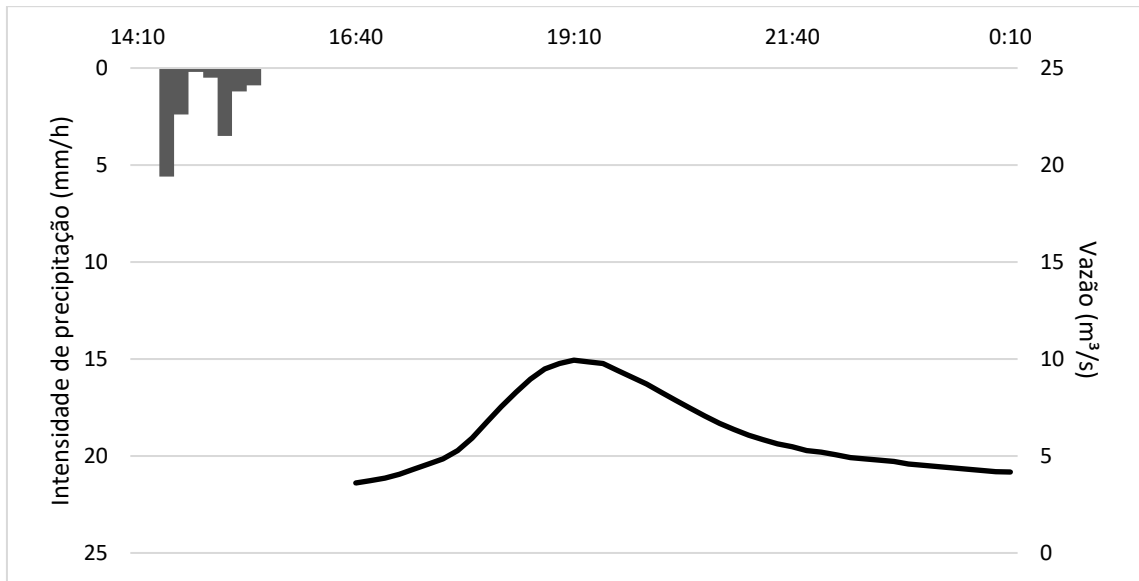


Figura A.7 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 22/dez/19.

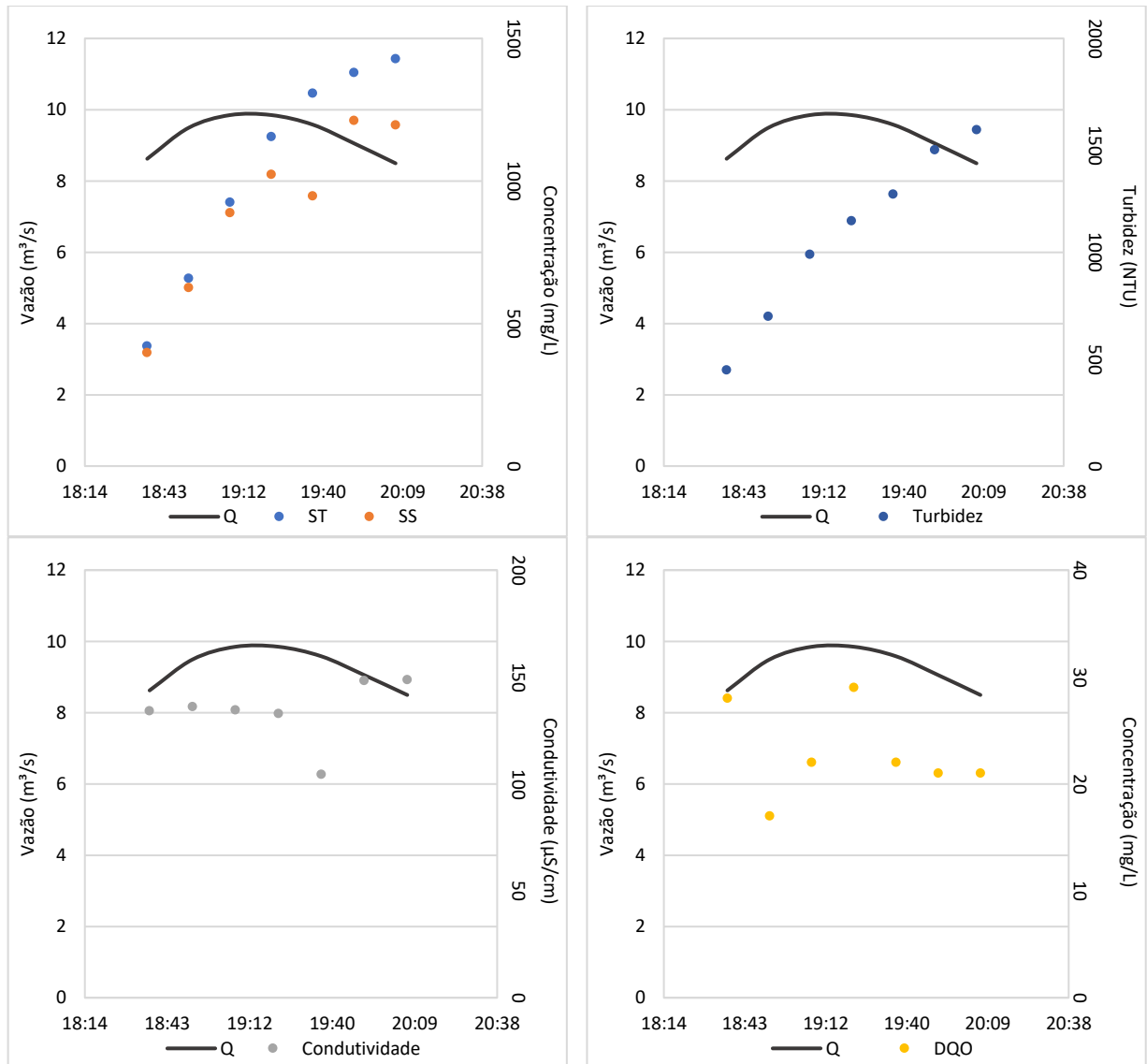


Figura A.8 – Polutogramas para o evento de 22/dez/19.

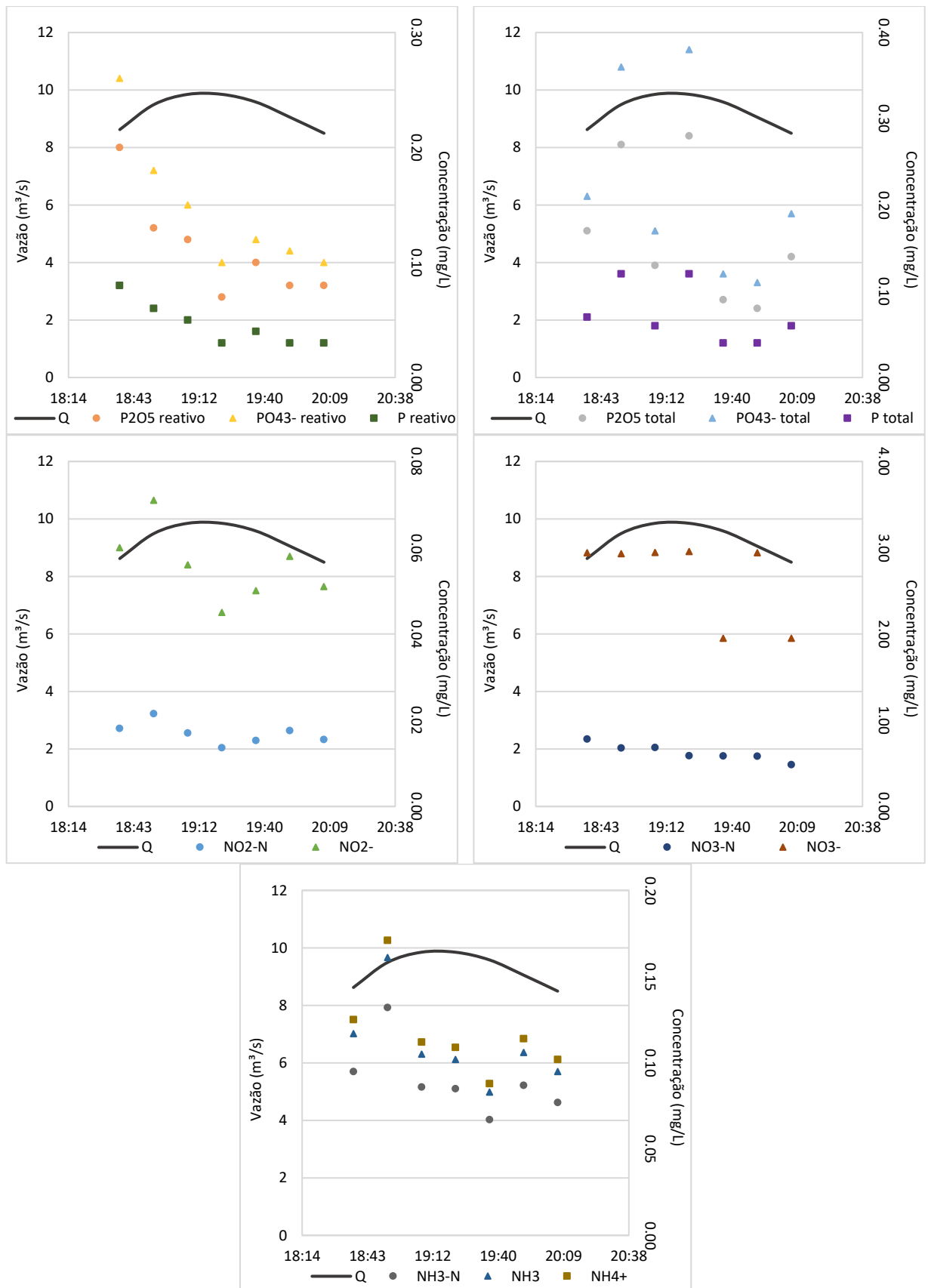


Figura A.8 (continuação) – Polutogramas para o evento de 22/dez/19.

23/dez/19:

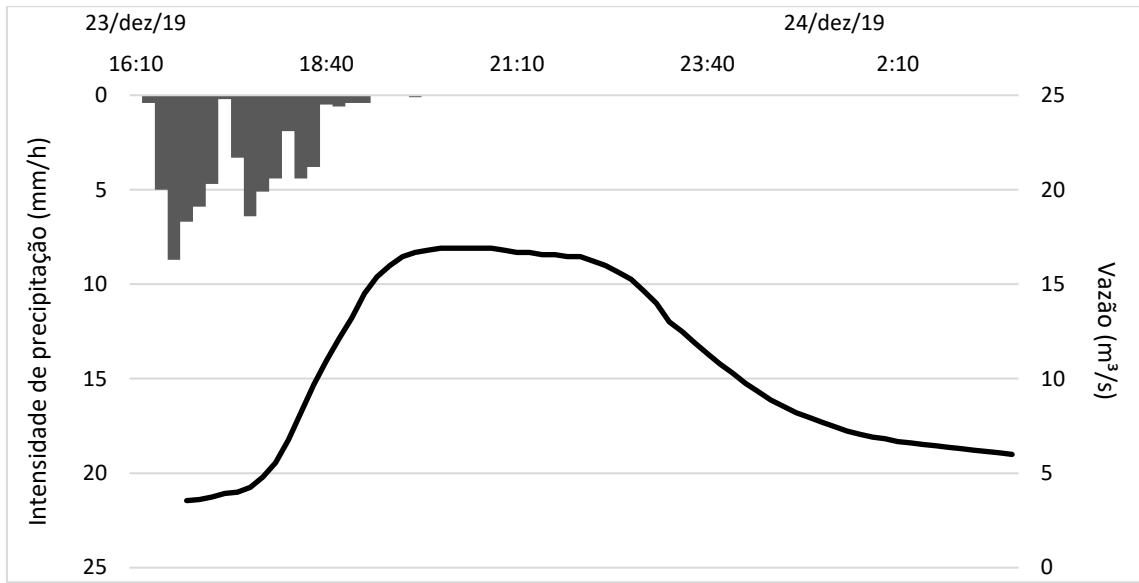


Figura A.9 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 23/dez/19.

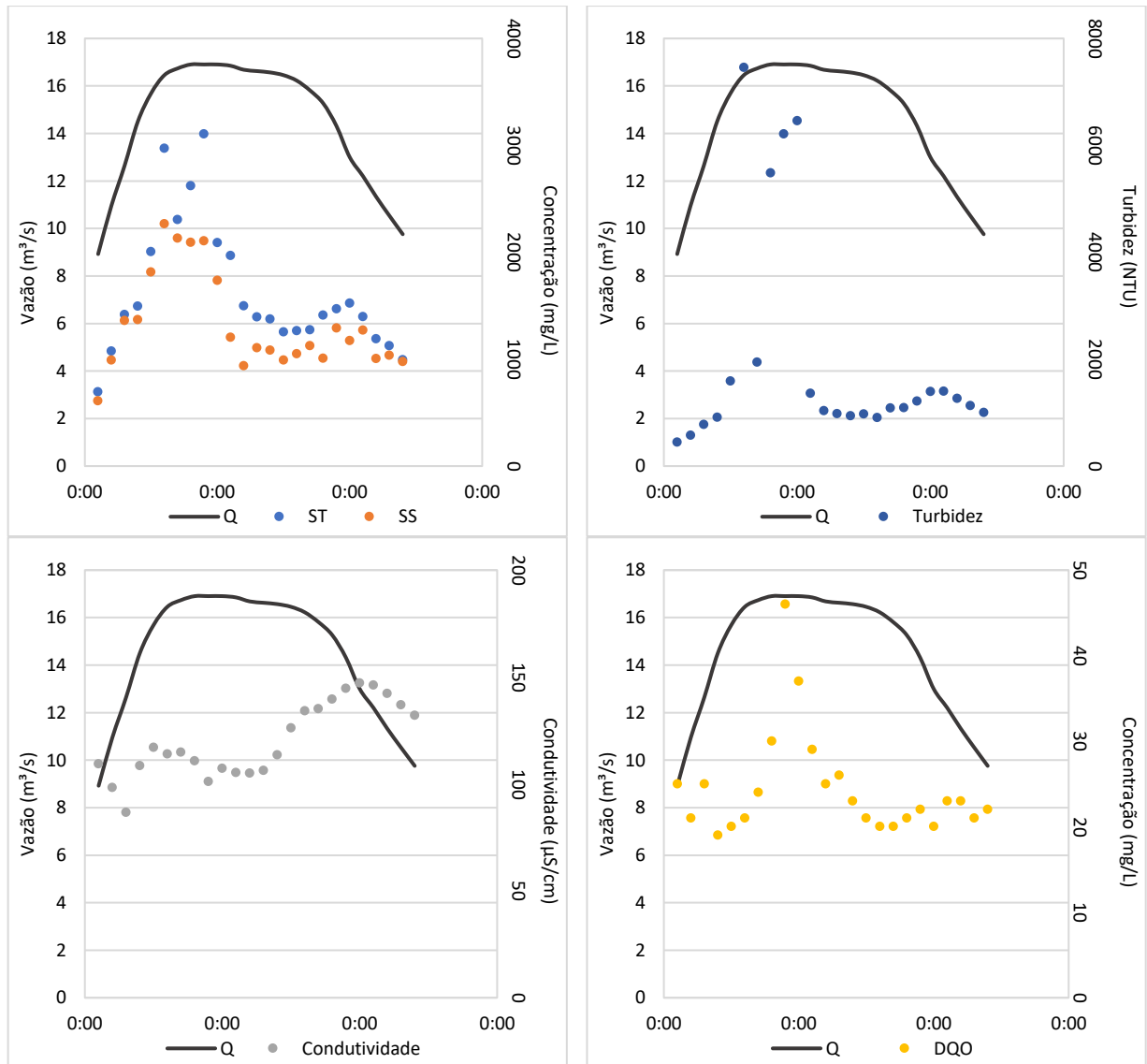


Figura A.10 – Polutogramas para o evento de 23/dez/19.

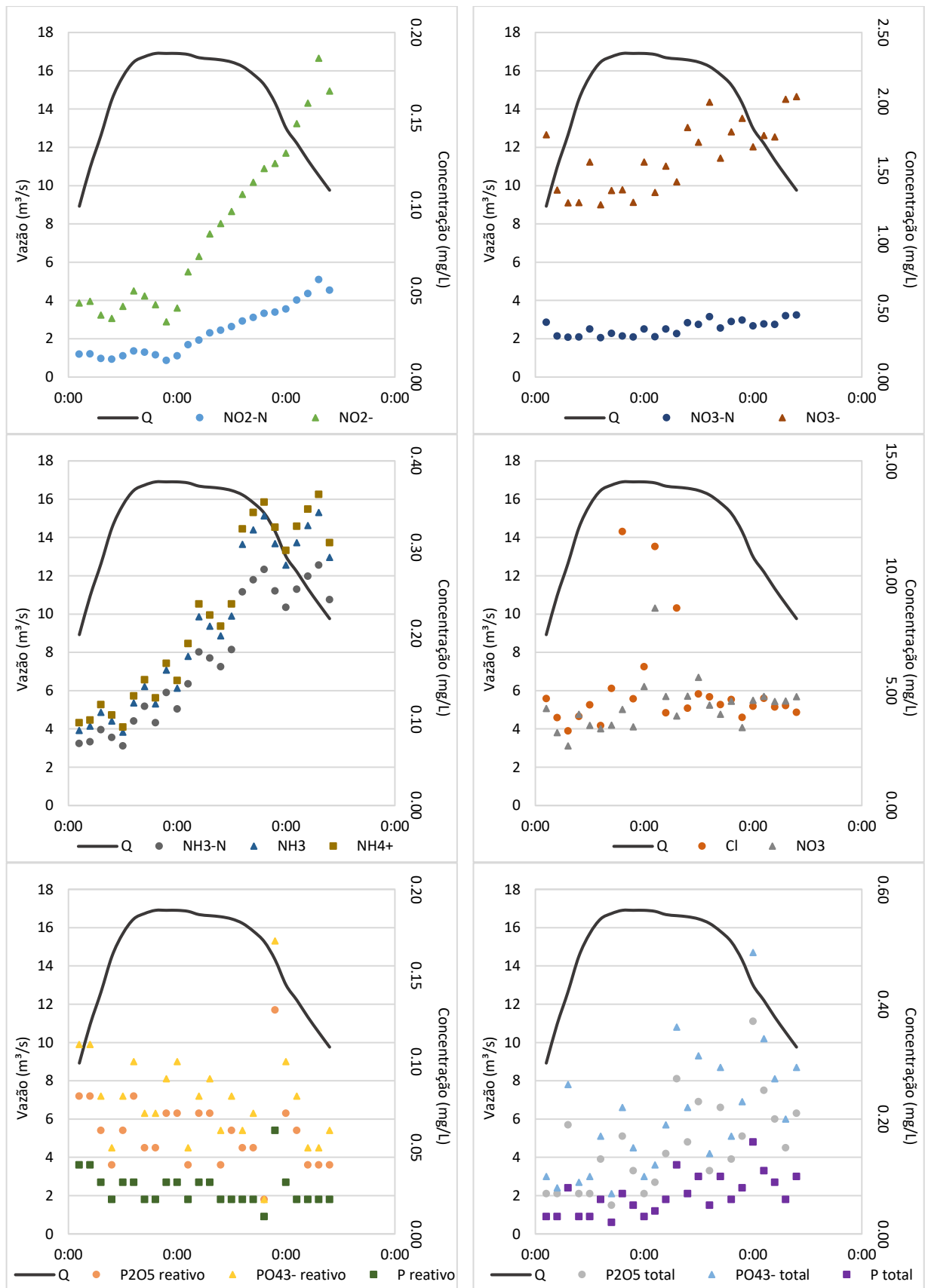


Figura A.10 – Polutogramas para o evento de 23/dez/19.

10/jan/20:

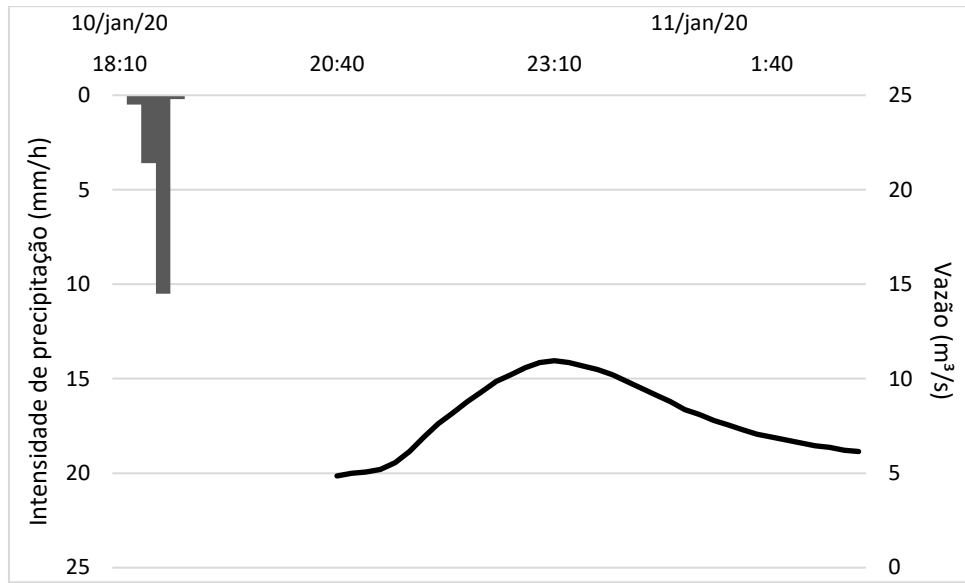


Figura A.11 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 10/jan/20.

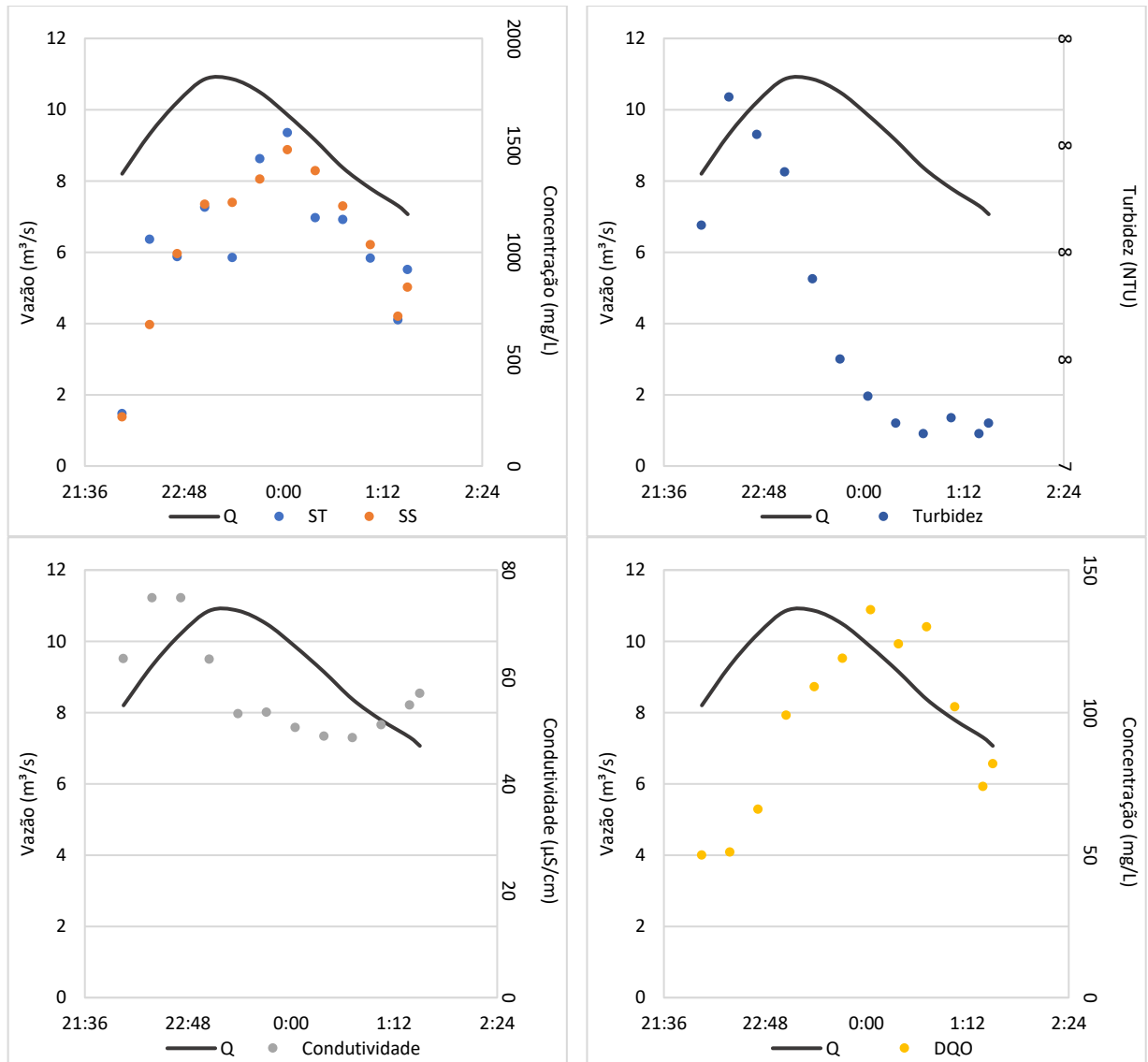


Figura A.12 – Polutogramas para o evento de 10/jan/20.

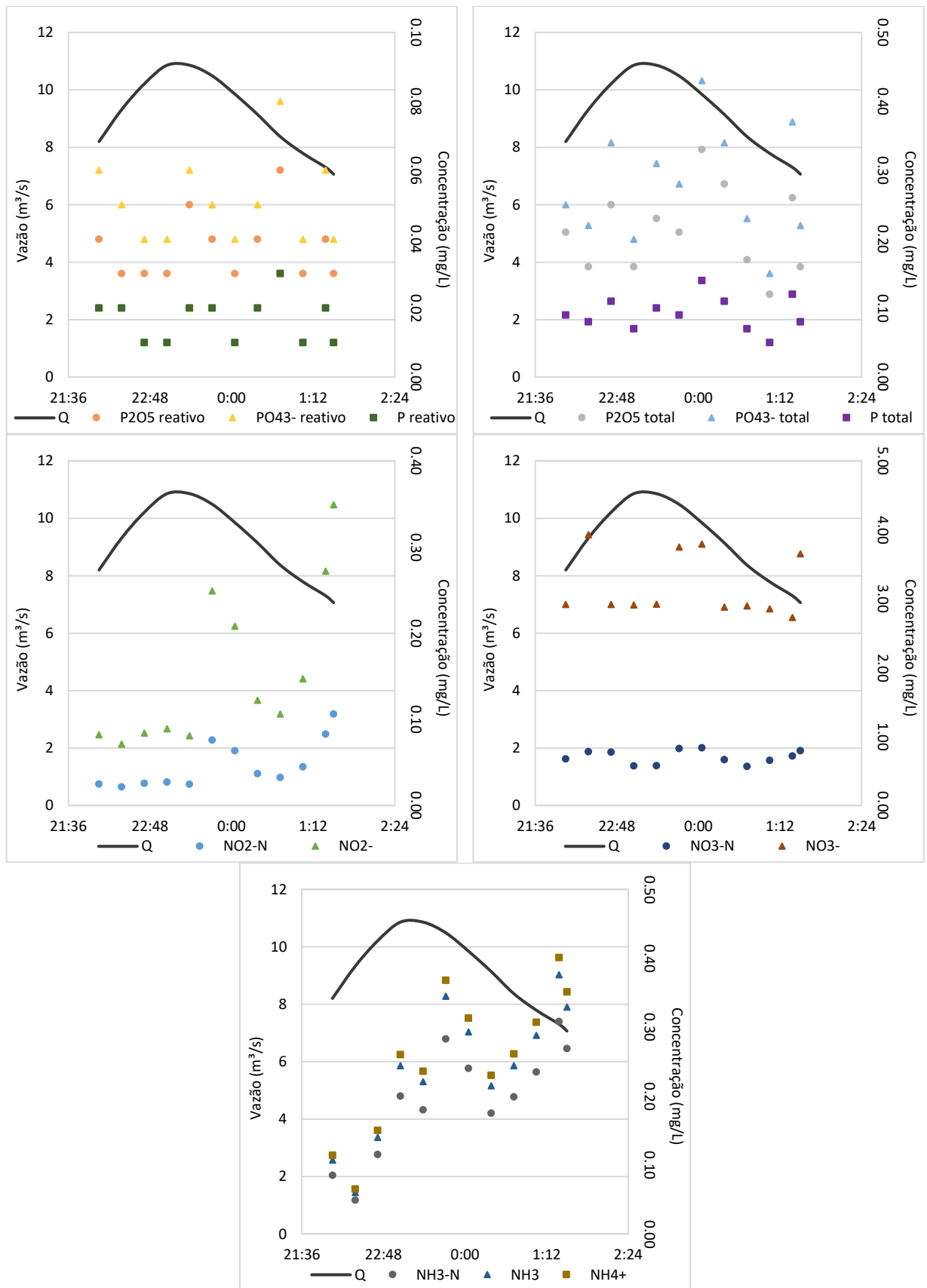


Figura A.12 – Polutogramas para o evento de 10/jan/20.

23/jan/20:

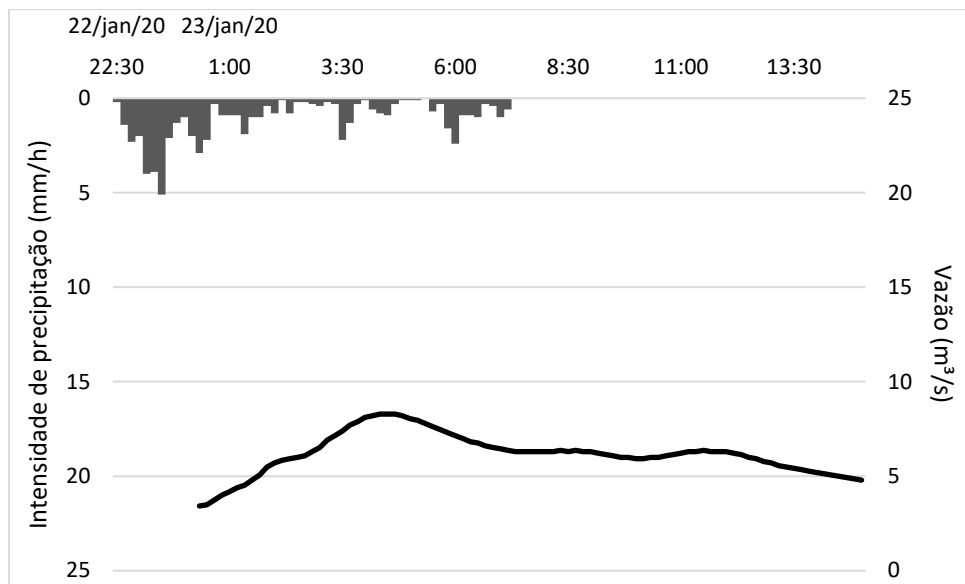


Figura A.13 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 23/jan/20.

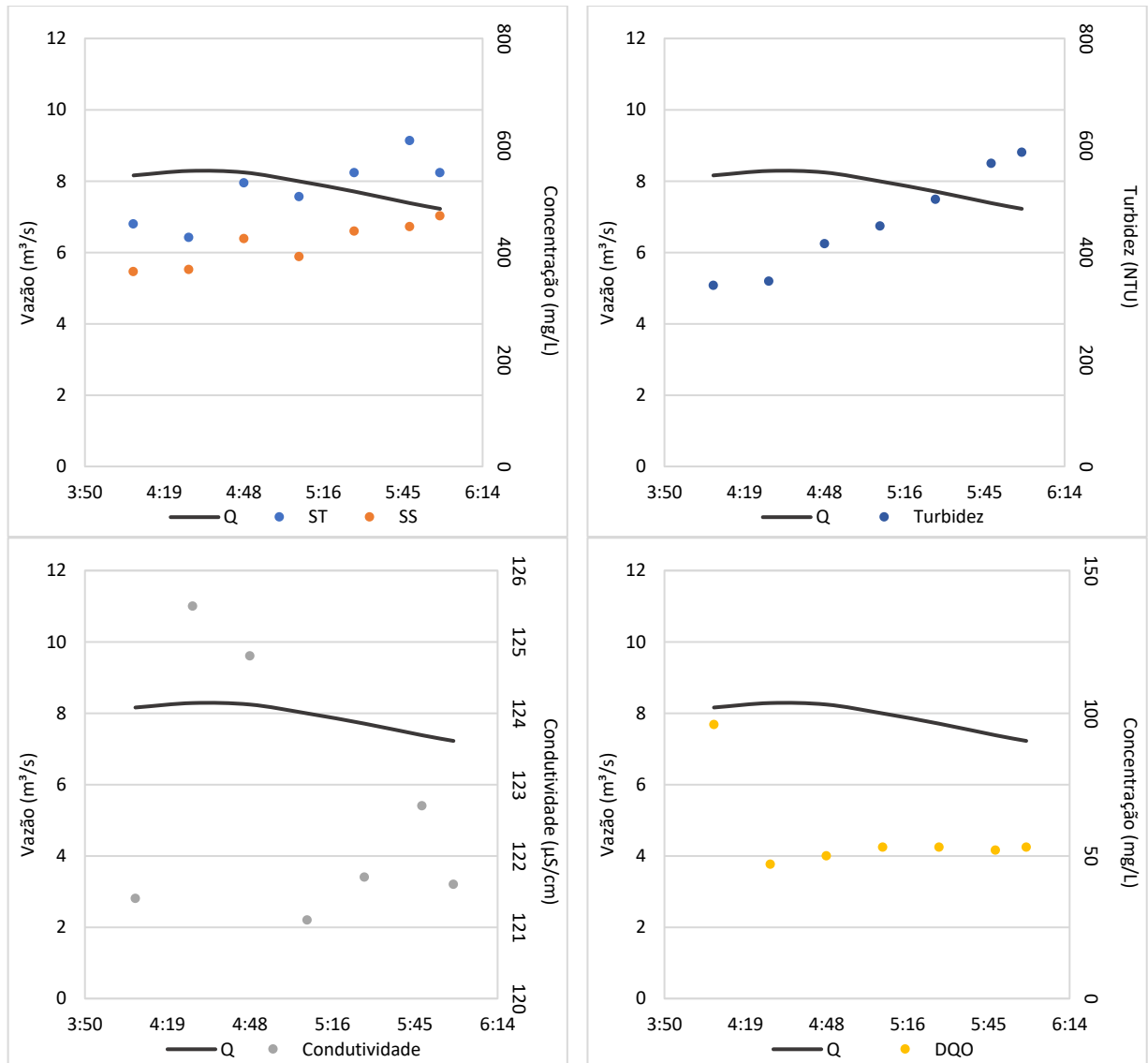


Figura A.14 – Polutogramas para o evento de 23/jan/20.

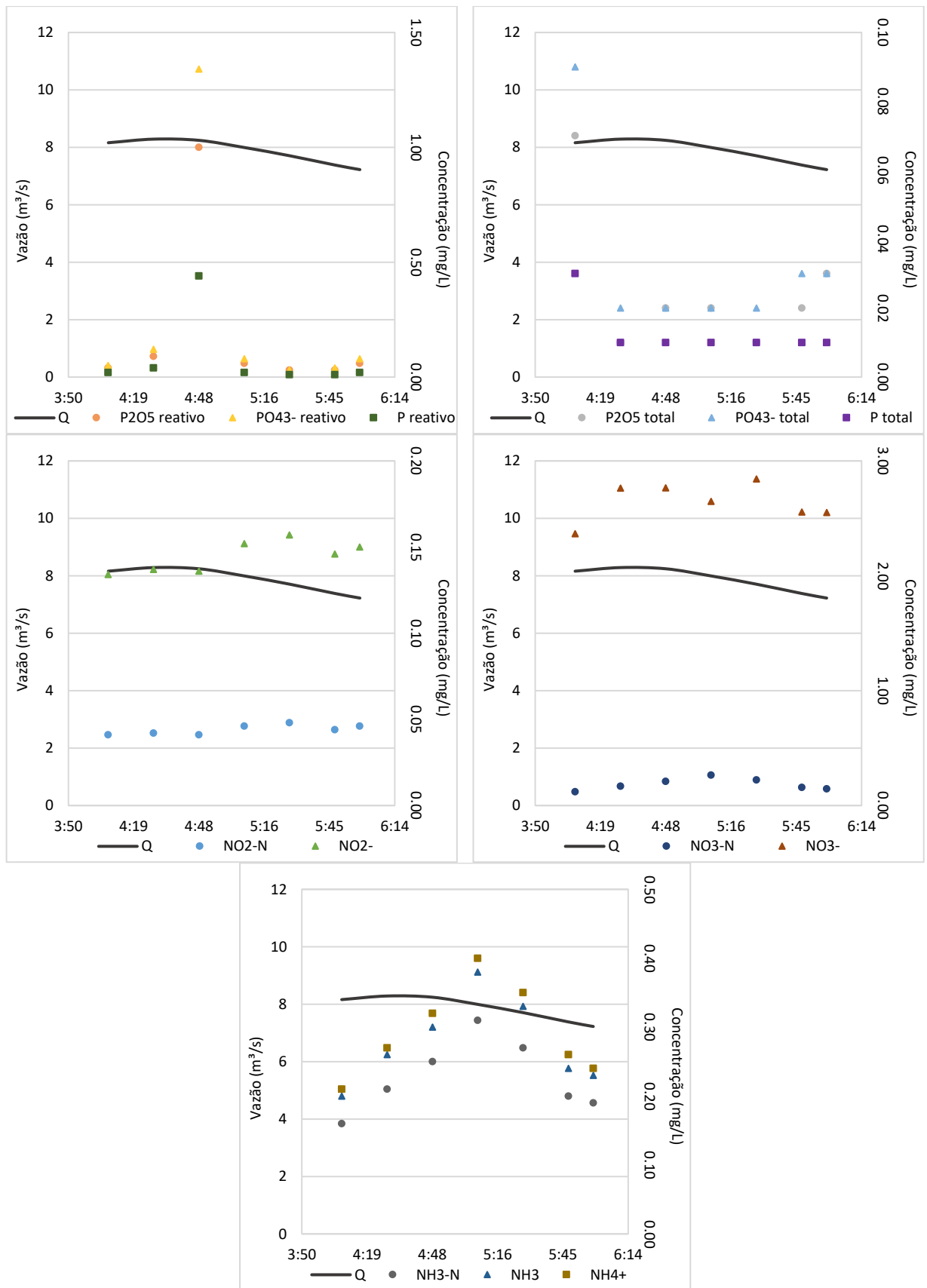


Figura A.14 – Polutogramas para o evento de 23/jan/20.

30/jan/20:

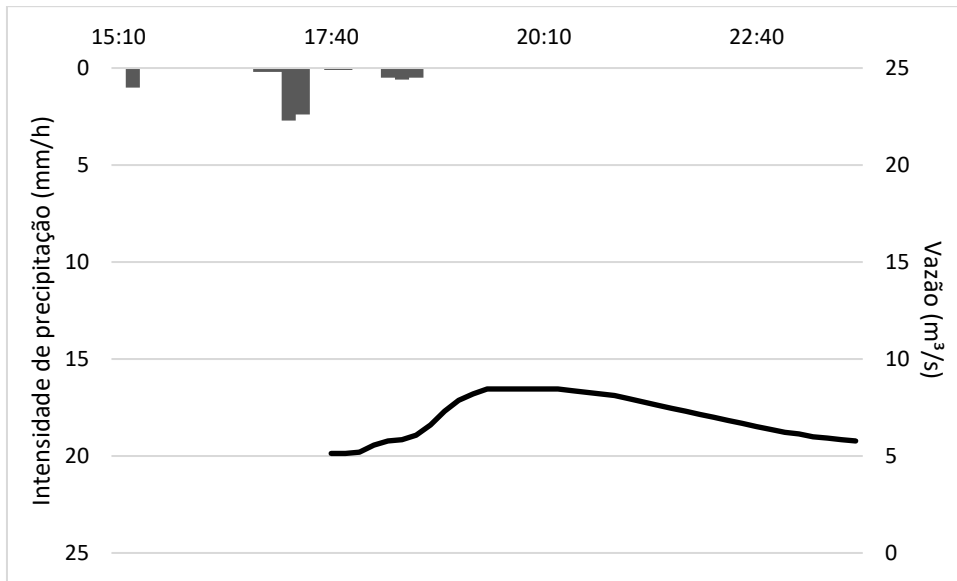


Figura A.15 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 30/jan/20.

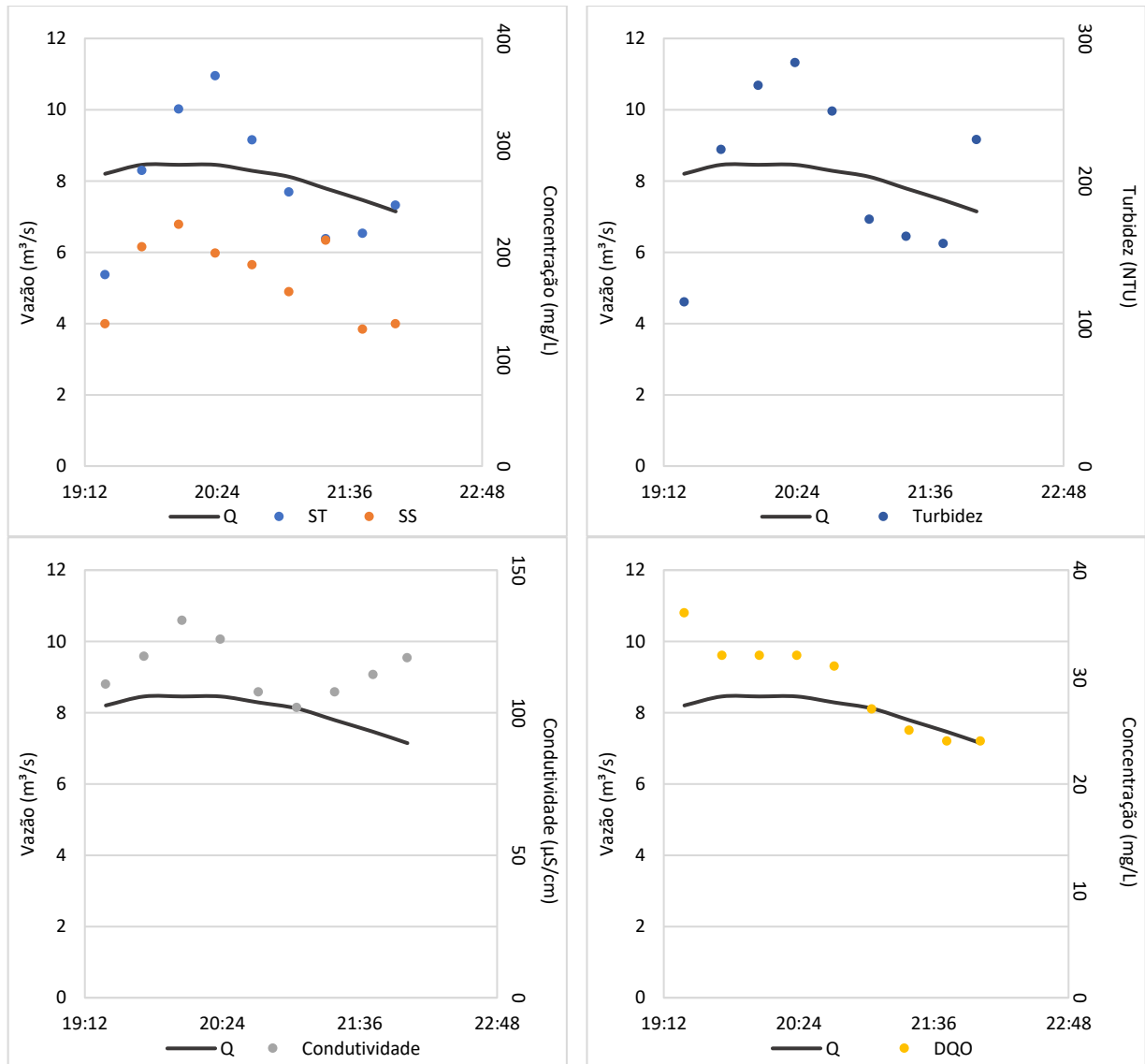


Figura A.16 – Polutogramas para o evento de 30/jan/20.

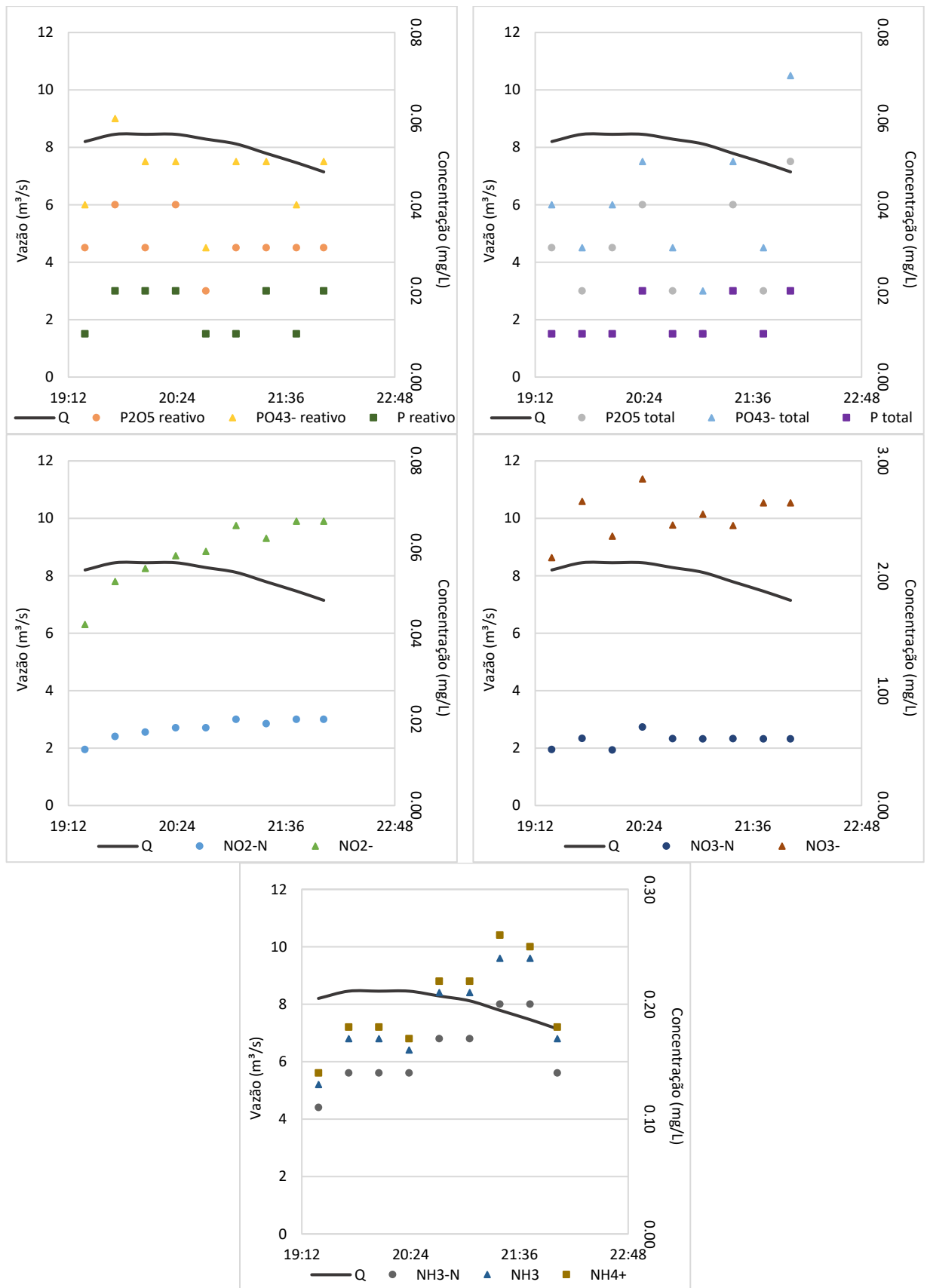


Figura A.16 – Polutogramas para o evento de 30/jan/20.

23/fev/20:

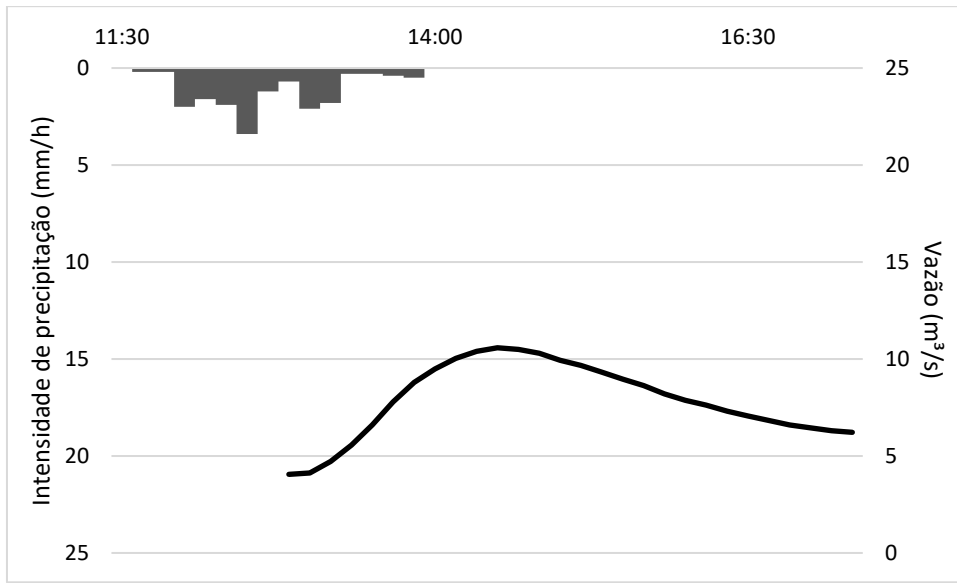


Figura A.17 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 23/fev/20.

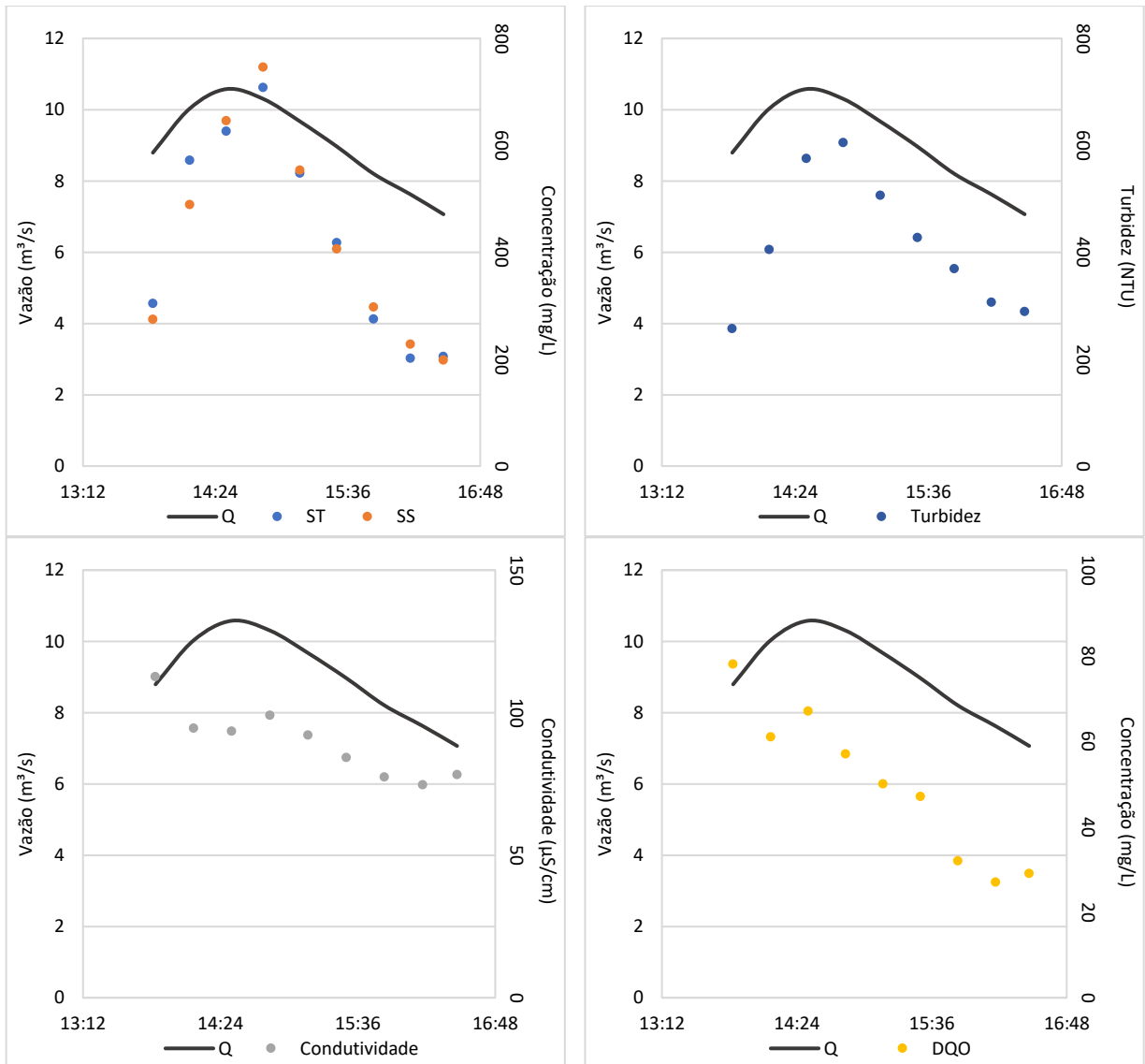


Figura A.18 – Polutogramas para o evento de 23/fev/20.

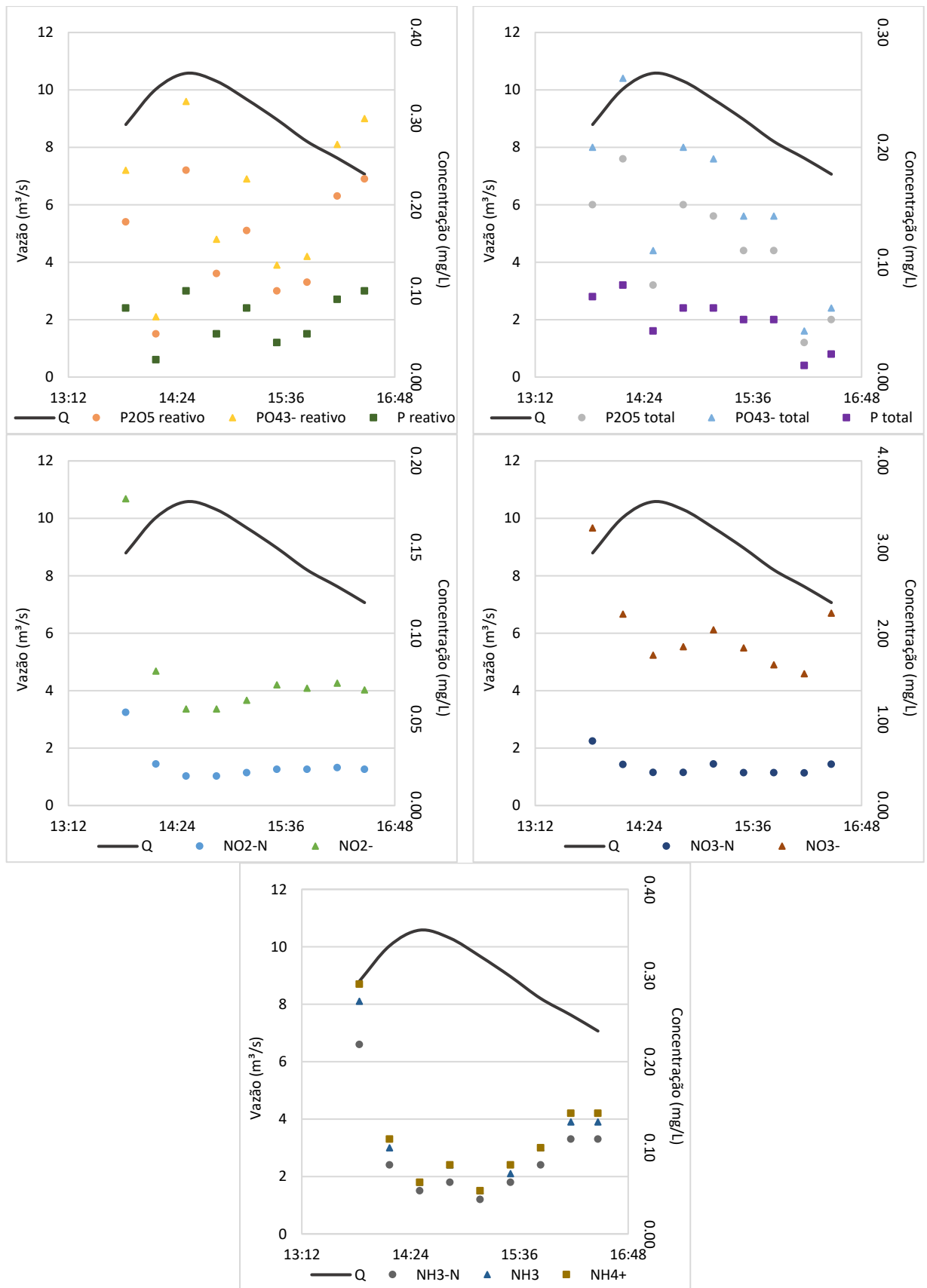


Figura A.18 – Polutogramas para o evento de 23/fev/20.

24/fev/20:

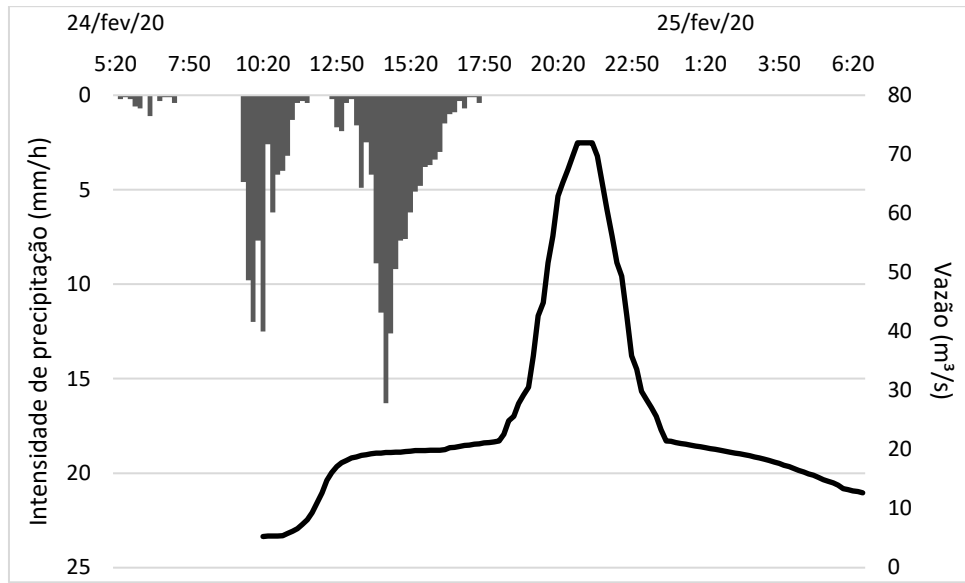


Figura A.19 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 24/fev/20.

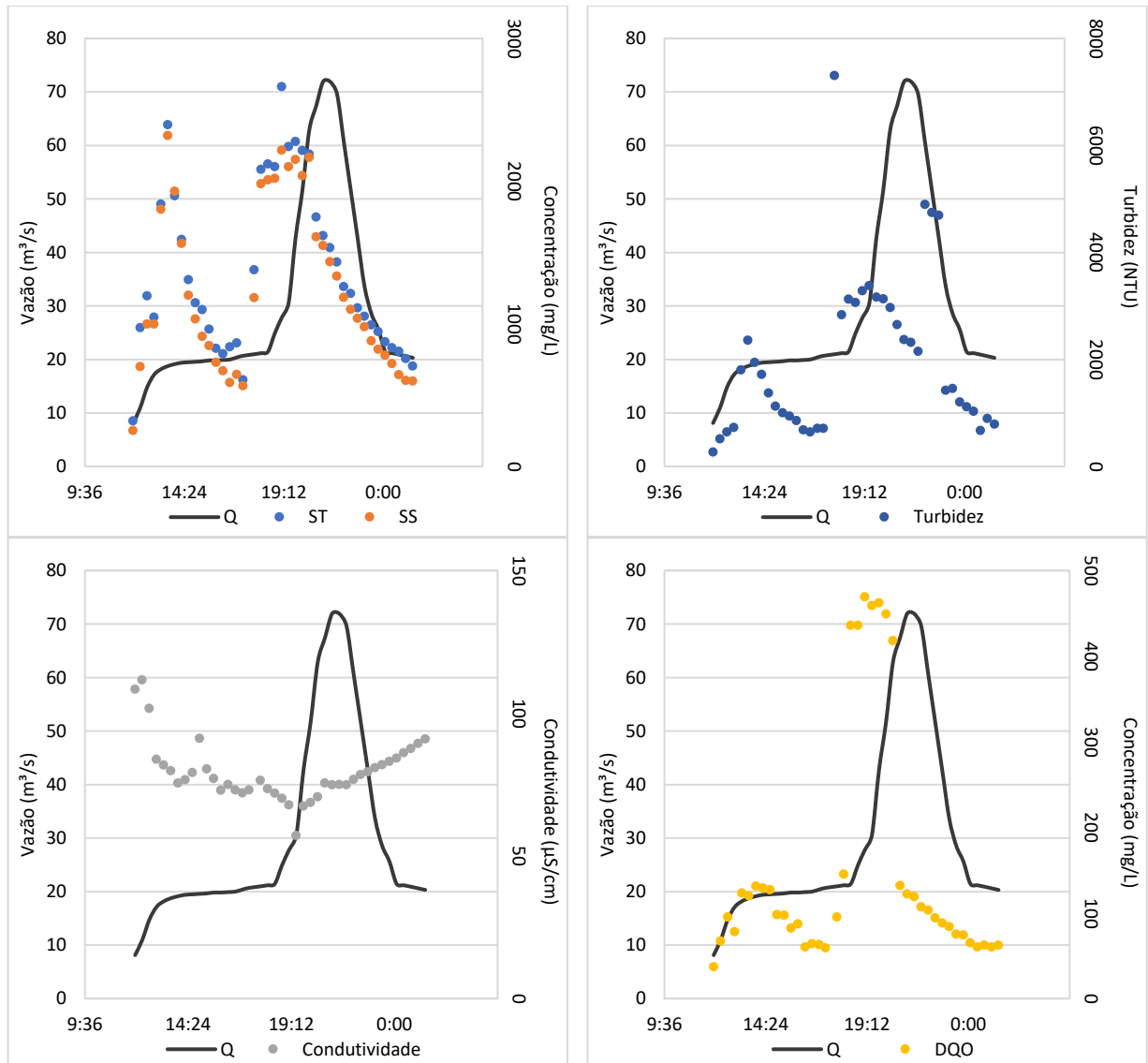


Figura A.20 – Polutogramas para o evento de 24/fev/20.

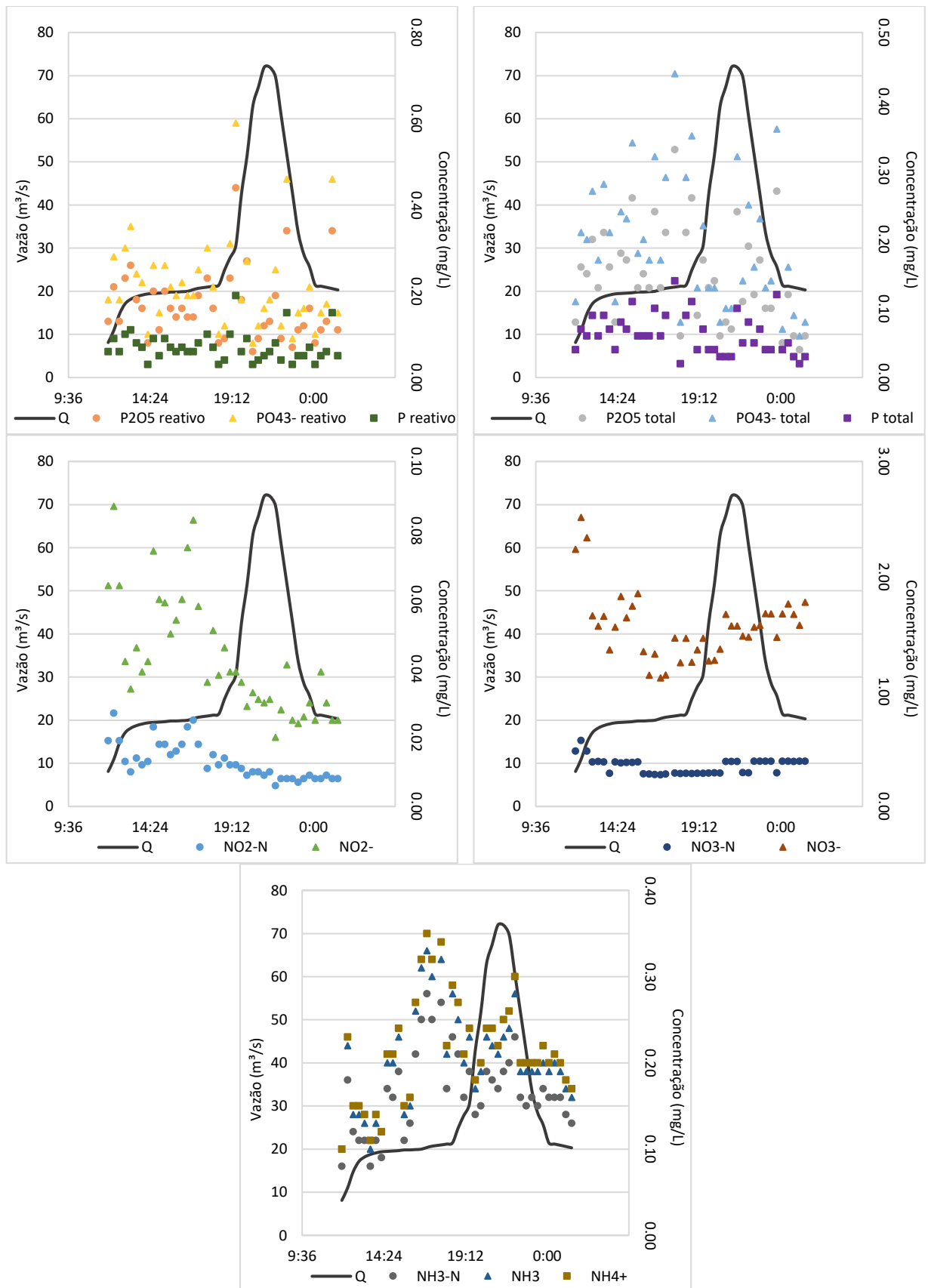


Figura A.20 – Polutogramas para o evento de 24/fev/20.

05/dez/20:

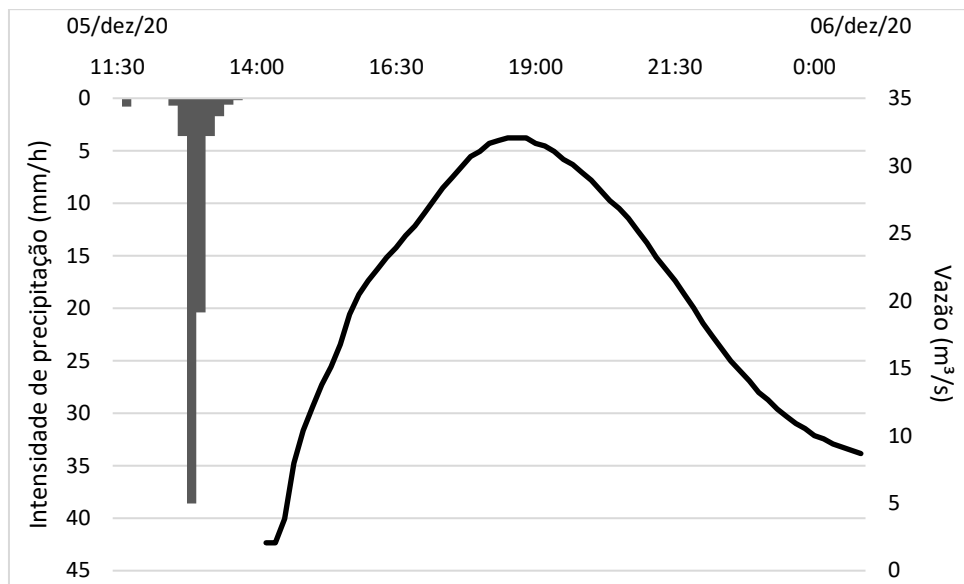


Figura A.21 – Hietograma médio na bacia do RF e hidrograma para o evento de 05/dez/20.

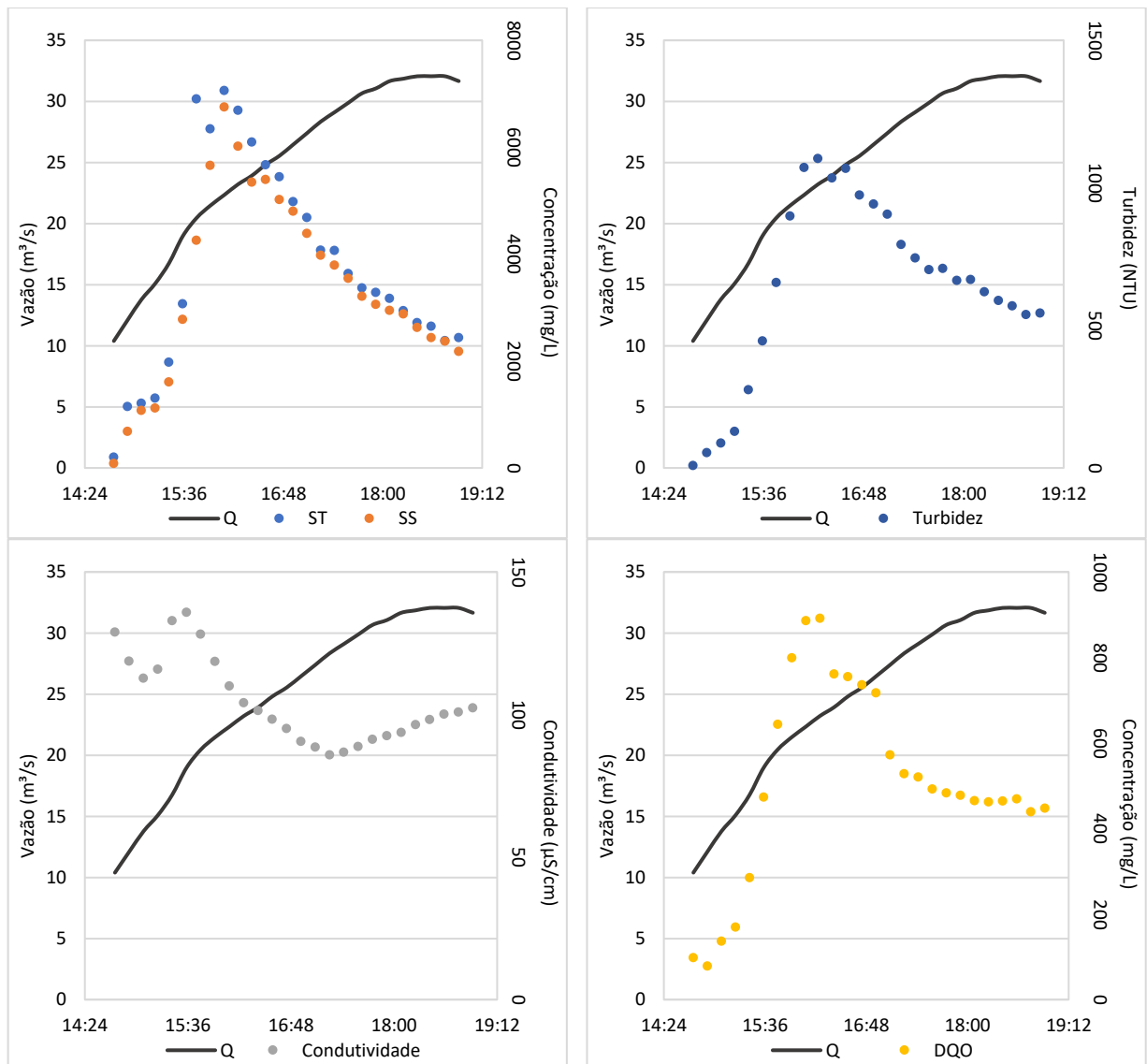


Figura A.22 – Polutogramas para o evento de 05/dez/20.

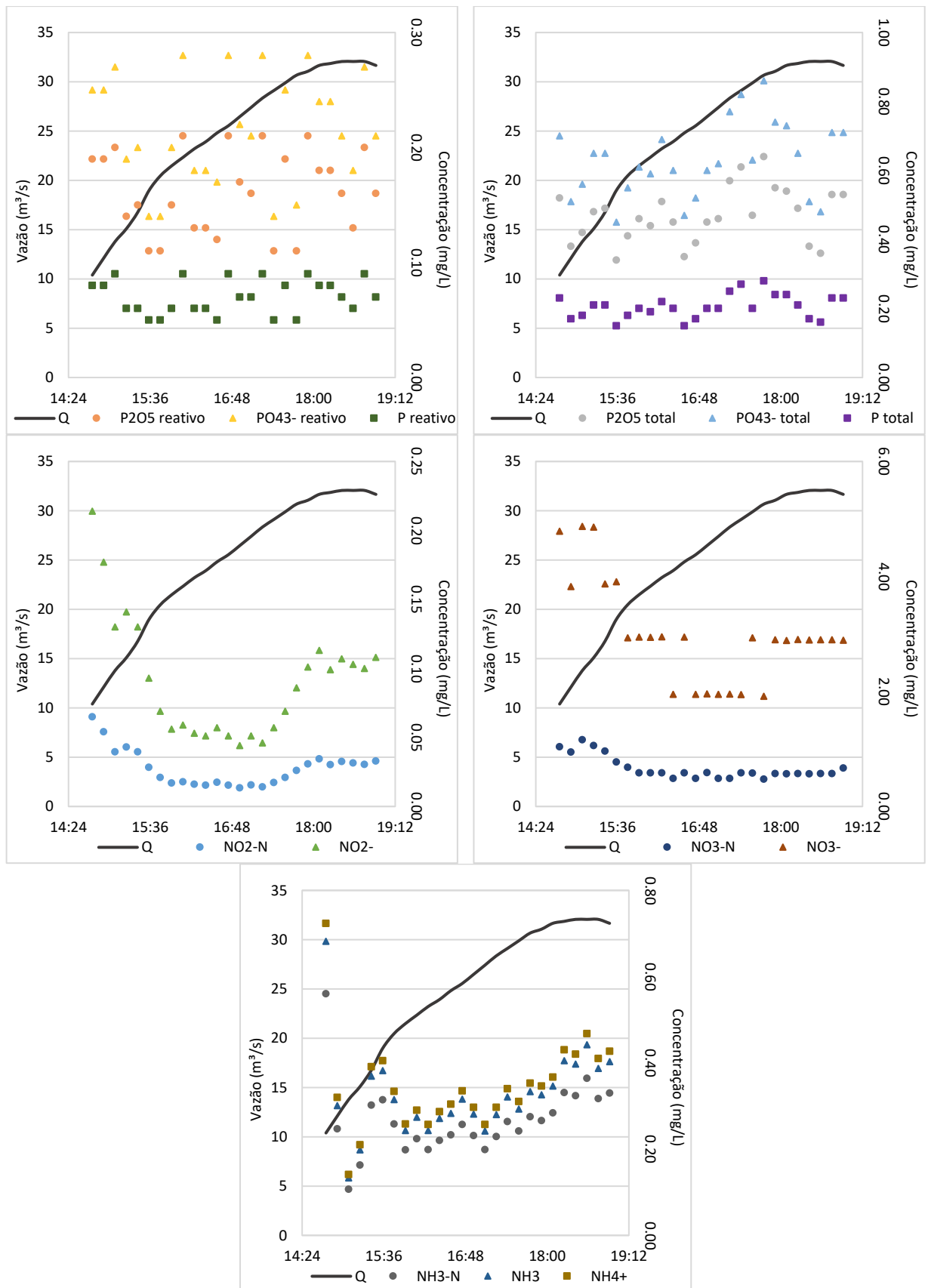


Figura A.22 – Polutogramas para o evento de 05/dez/20.

APÊNDICE B – COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO

Tabela B.1 – Coeficientes de correlação calculados entre características do evento de cheia e de chuva.

Característica de chuva	Característica da onda de cheia		
	Vazão média (m ³ /s)	Vazão máx (m ³ /s)	Duração da cheia (horas)
Lâmina média* >0 (mm)	0,83	0,83	0,84
Lâmina máxima (mm)	0,87	0,90	0,82
Lâmina mínima >0 (mm)	0,61	0,72	0,94
Duração média* (min)	0,21	0,30	0,86
Duração máxima (min)	0,32	0,45	0,86
Duração mínima (min)	0,01	0,08	0,75
Intensidade média* (mm/h)	0,17	-0,02	-0,36
Intensidade máxima (mm/h)	0,11	-0,08	-0,50
Intensidade mínima (mm/h)	0,27	0,22	-0,12
Nº médio* dias secos antecedentes	0,45	0,15	-0,12
Nº máximo dias secos antecedentes	0,48	0,20	0,04
Nº mínimo dias secos antecedentes	0,46	0,17	-0,09

* Entre estações pluviométricas

Legenda de cores:

1,00	Correlação positiva mais forte
0,00	Correlação mais fraca
-1,00	Correlação negativa mais forte

Tabela B.2 – Coeficientes de correlação calculados entre CMEs e características hidrológicas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.

Característica hidrológica	CMEs (mg/L)								
	DQO	ST	SS	NO2-N	NO3-N	NH3-N	N inorg.	P reativo	P total
Lâmina média* >0 (mm)	0,43	0,43	0,43	-0,32	-0,40	0,46	-0,26	0,32	0,43
Lâmina máxima (mm)	0,46	0,46	0,47	-0,37	-0,37	0,37	-0,26	0,45	0,34
Lâmina mínima >0 (mm)	0,11	0,15	0,13	-0,44	-0,57	0,13	-0,54	0,20	0,04
Duração média* (min)	-0,06	-0,03	-0,07	-0,12	-0,73	0,08	-0,71	0,25	-0,29
Duração máxima (min)	-0,06	-0,02	-0,05	-0,38	-0,71	0,00	-0,72	0,16	-0,29
Duração mínima (min)	-0,09	-0,11	-0,14	0,11	-0,71	0,17	-0,64	0,30	-0,27
Intensidade média* (mm/h)	0,52	0,46	0,53	0,49	0,72	0,40	0,87	-0,20	0,45
Intensidade máxima (mm/h)	0,39	0,45	0,51	0,38	0,73	0,31	0,85	-0,40	0,35
Intensidade mínima (mm/h)	0,28	0,34	0,41	0,42	0,55	0,26	0,65	-0,25	0,28
Nº médio* dias secos antecedentes	0,88	0,86	0,87	-0,02	0,36	0,41	0,49	0,29	0,45
Nº máximo dias secos antecedentes	0,88	0,81	0,83	0,12	0,12	0,62	0,34	0,47	0,48
Nº mínimo dias secos antecedentes	0,91	0,85	0,86	0,04	0,44	0,40	0,57	0,34	0,46
Vazão média (m³/s)	0,71	0,68	0,69	-0,34	-0,03	0,37	0,07	0,38	0,35
Vazão máx (m³/s)	0,44	0,41	0,43	-0,40	-0,14	0,19	-0,10	0,38	0,15
Duração da cheia (horas)	0,16	0,25	0,22	-0,35	-0,67	0,28	-0,59	0,23	0,12

* Entre estações pluviométricas

Legenda de cores:

1,00	Correlação positiva mais forte
0,00	Correlação mais fraca
-1,00	correlação negativa mais forte

Tabela B.3 – Coeficientes de correlação calculados entre cargas poluentes totais por evento e características hidrológicas para os eventos monitorados na bacia do Riacho Fundo.

Característica hidrológica	Cargas poluentes totais (ton/evento)								
	DQO	ST	SS	NO2-N	NO3-N	NH3-N	N inorg.	P reativo	P total
Lâmina média* >0 (mm)	0,72	0,76	0,75	0,73	0,73	0,82	0,76	0,76	0,85
Lâmina máxima (mm)	0,81	0,84	0,84	0,78	0,81	0,88	0,84	0,85	0,87
Lâmina mínima >0 (mm)	0,51	0,58	0,57	0,51	0,58	0,67	0,61	0,68	0,55
Duração média* (min)	0,15	0,20	0,19	0,13	0,17	0,26	0,20	0,30	0,10
Duração máxima (min)	0,27	0,33	0,31	0,22	0,31	0,40	0,34	0,44	0,20
Duração mínima (min)	-0,01	0,00	0,00	-0,05	-0,04	0,05	-0,01	0,09	-0,05
Intensidade média* (mm/h)	0,21	0,13	0,14	0,21	0,11	0,02	0,08	-0,08	0,24
Intensidade máxima (mm/h)	0,12	0,10	0,11	0,22	0,08	-0,02	0,05	-0,14	0,15
Intensidade mínima (mm/h)	0,27	0,28	0,29	0,45	0,33	0,26	0,31	0,19	0,30
Nº médio* dias secos antecedentes	0,50	0,40	0,41	0,26	0,21	0,15	0,20	0,06	0,46
Nº máximo dias secos antecedentes	0,53	0,44	0,45	0,32	0,24	0,22	0,24	0,13	0,53
Nº mínimo dias secos antecedentes	0,54	0,42	0,43	0,27	0,24	0,17	0,22	0,09	0,48
Vazão média (m³/s)	0,96	0,98	0,97	0,91	0,92	0,93	0,93	0,87	0,95
Vazão máx (m³/s)	0,91	0,95	0,95	0,92	0,98	0,99	0,98	0,98	0,86
Duração da cheia (horas)	0,42	0,48	0,47	0,40	0,43	0,54	0,46	0,52	0,50

* Entre estações pluviométricas

Legenda de cores:

1,00	Correlação positiva mais forte
0,00	Correlação mais fraca
-1,00	Correlação negativa mais forte