

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

Franciele de Bastos

**ESTRATÉGIAS PARA O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA
ÁGUA EM BACIAS RURAIS DE CABECEIRA**

Santa Maria, RS
2018

Franciele de Bastos

**ESTRATÉGIAS PARA O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM
BACIAS RURAIS DE CABECEIRA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Florestal**.

Orientador: Prof. Dr. José Miguel Reichert

Santa Maria, RS
2018

Ficha cartográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Bastos, Franciele de
ESTRATÉGIAS PARA O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA
EM BACIAS RURAIS DE CABECEIRA / Franciele de Bastos.-
2018.
131 p.; 30 cm

Orientador: José Miguel Reichert
Coorientadores: Fabricio Jaques Sutili, Miriam
Fernanda Rodrigues
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2018

1. monitoramento 2. efeito de escala 3. frequência de
amostragem I. Reichert, José Miguel II. Jaques Sutili,
Fabricio III. Rodrigues, Miriam Fernanda IV. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

© 2018

Todos os direitos autorais reservados a Franciele de Bastos. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

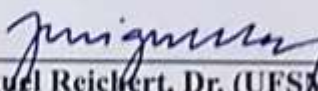
E-mail: francieledebastos@gmail.com

Franciele de Bastos

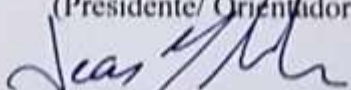
**ESTRATÉGIAS PARA O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM
BACIAS RURAIS DE CABECEIRA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Florestal**.

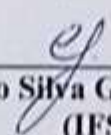
Aprovado em 28 de fevereiro de 2018:



José Miguel Reichert, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Jean Paolo Gomes Minella, Dr
(UFSM)



Celso Silva Gonçalves, Dr
(IFSul)

Santa Maria, RS
2018

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Maria, pelo ensino público de qualidade e pela oportunidade de desenvolvimento intelectual e espiritual que tem me proporcionado durante esses sete anos de caminhada acadêmica.

Aos professores Jean Paolo Gomes Minella e José Miguel Reichert, pelo conhecimento compartilhado, possibilidades e, principalmente, confiança em mim depositada durante o planejamento e desenvolvimento do estudo.

Aos meus pais Daniela e Valdeci, pela vida e dedicação em mim aplicada, e ao irmão Pedro, pela presença mesmo distante em todos os momentos de nosso desenvolvimento.

Agradeço aos meus amigos, pilares de minha evolução, em especial a Alana, Marcieli e Thaís, pelas alegrias e angústias compartilhadas durante esse processo. Aos amigos e colegas do Laboratório de Física do Solo, em especial à Miriam, pelo companheirismo e contribuições para o desenvolvimento do estudo. Aos colegas Danrlei, Tauris, Ana's, Luiza, Karina e Felipe, pelas boas energias compartilhadas durante viagens e análises.

Agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a conclusão deste estudo.

*Um homem
nunca se banha duas vezes no mesmo rio. Porque o
homem nunca é o mesmo. E nunca é o mesmo rio.*

Heráclito de Éfeso (470 d.C.)

RESUMO

ESTRATÉGIAS PARA O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS RURAIS DE CABECEIRA

AUTORA: Franciele de Bastos
ORIENTADOR: José Miguel Reichert

A qualidade das águas naturais é dependente das características geomorfológicas e edafoclimáticas de cada bacia hidrográfica. Essas características proporcionam um padrão de regularidade na qualidade da água ao longo do tempo, conforme as estações do ano e intensidades pluviiais. A variação na qualidade da água é influenciada, principalmente, por ações antrópicas. O desenvolvimento populacional é condicionado à presença de água, impactando de forma negativa a qualidade ambiental, devido às elevadas cargas poluentes que retornam ao curso hídrico. No ambiente agrícola, a aplicação de altas doses de insumos implica em deterioração da qualidade da água, pois esses insumos podem ser perdidos por lixiviação ou por escoamento superficial. Nesta dissertação, objetivou-se compreender os fatores e processos hidrossedimentológicos que influenciam na qualidade da água de uma pequena bacia hidrográfica rural com intensa alteração de uso e manejo do solo, para buscar técnicas de monitoramento capazes de melhor identificar as alterações espaço-temporais nos parâmetros avaliados. O monitoramento foi dividido três estratégias. O primeiro teve como objetivo avaliar as características de águas superficiais e subterrâneas provenientes do período intereventos pluviiais, com intervalo mensal durante aproximadamente um ano. Nesse período, também foram avaliadas a água que abastece a comunidade rural, comparando assim as características das três fontes com a legislação nacional. Considerando a influência do escoamento superficial sobre a qualidade da água, o segundo período teve como objetivo identificar as alterações de características de qualidade da água durante intraeventos pluviiais, caracterizando também o efeito de escala durante o monitoramento. O terceiro período objetivou avaliar os dados históricos do monitoramento de longo período e baixa frequência de amostragem realizado na bacia em estudo. Os parâmetros que mais interferiram na variação da qualidade da água superficial e subterrânea durante o escoamento de base foram os parâmetros biológicos, o fósforo e a turbidez, sendo esses acima do padrão estabelecido pela legislação vigente CONAMA n° 357 para a maior parte das análises. Em eventos de chuva, o comportamento de alguns parâmetros da qualidade da água sofre alteração significativa com o hidrograma e sedimentograma, variando também conforme a área de contribuição de cada ponto. Os principais parâmetros que aumentaram junto com a ascensão do hidrograma foram a turbidez, P total e solúvel, Fe e K; os parâmetros Cu e Zn não apresentaram variação durante o evento; enquanto os sólidos totais dissolvidos e o potencial de oxirredução apresentaram comportamento de diluição. A identificação das alterações da qualidade da água conforme as mudanças de uso e manejo do solo para a bacia estudada não foi possível por meio da utilização do monitoramento de baixa frequência. Estudos utilizando o monitoramento de escalas variáveis, com sondas multiparâmetros, discretização sub-diária e durante eventos devem ser estimulados por possibilitar a melhor caracterização do processo, permitindo a aplicação de modelagem para elaboração de cenários, indicando as principais fontes de poluição e auxiliando na definição de práticas capazes de amortizar o processo de degradação.

Palavras-chave: monitoramento, efeito de escala, frequência de amostragem.

ABSTRACT

STRATEGIES FOR MONITORING WATER QUALITY IN FIRST-ORDER RURAL CATCHMENT

AUTHOR: FRANCIELE DE BASTOS
ADVISOR: JOSÉ MIGUEL REICHERT

Quality of natural waters is dependent on geomorphological and edaphoclimatic characteristics of each watershed. These characteristics provide a pattern of regularity in water quality over time, affected by season and rain intensity. The variation in water quality is influenced, mainly, by anthropic actions. The population development is conditioned to the presence of water, negatively impacting the environmental quality, due to high polluting loads that return to water courses. In the agricultural environment, application of high doses of inputs may degrade water quality since these inputs can be lost by leaching or surface runoff. The objective of this dissertation was to understand hydrosedimentological factors and processes that influence water quality of a small rural watershed with intense changes in land use and management, to search for monitoring techniques capable of better identifying spatio-temporal changes in the evaluated parameters. Monitoring was divided into three strategies. The first one had the objective of evaluating surface and groundwater characteristics of the rainy season, with a monthly interval for approximately one year. During this period, water supplied to the rural community was also evaluated, comparing the characteristics of water from three sources with the national legislation standards. Considering the influence of surface runoff on water quality, the second period had the objective of identifying changes in water quality characteristics during rainfall events, also characterizing the scale effect during monitoring. The third period was to evaluate historical data of the long period, low sampling frequency monitoring in the watershed. The parameters that most interfere in the variation of the surface and ground water quality during the base flow were the biological parameters, phosphorus and the turbidity, which are above the standard established by the current legislation CONAMA 357 for most of the analyses. During rainfall events, the behavior of some parameters of water quality changes significantly with the hydrograph and sedimentograph, also varying according to the area of contribution for each sampling point. The main parameters that increased along with the hydrograph rise were turbidity, total and soluble P, Fe and K; Cu and Zn parameters showed no variation during the event; while total dissolved solids and oxidation potential presented a dilution behavior. The identification of changes in water quality according to changes in soil use and management for the studied basin was not possible through the use of low-frequency monitoring. Studies using the monitoring of variable scales, with multiparameter probes, sub-daily discretization and during events are stimulated by allowing the best characterization of the process, allowing modeling to propose scenarios indicating the main sources of pollution and helping in the definition of practices capable of reducing environmental degradation.

Keywords: monitoring, scaling effect, sampling frequency.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1 – Localização da área de estudo.....	29
Figura 3.2 – Delimitação da bacia hidrográfica estudada, e indicação dos pontos de coleta superficiais (a) e subterrâneos (b) com suas respectivas coordenadas.	38
Figura 3.3 – Delimitação da bacia e sub-bacias estudadas.....	42
Figura 3.4 – Distribuição das classes de solo na área de estudo.	42
Figura 3.5 – Evolução do uso do solo na bacia hidrográfica em estudo.	43
Figura 4.1.2 – Distribuição dos componentes em grupos de similaridade.	59
Figura 4.1.3 – Distribuição dos parâmetros diante dos pontos amostrados para caracterização das águas.....	60
Figura 4.1.4 – Distribuição dos componentes em grupos de similaridade para águas superficiais.....	61
Figura 4.1.5 – Distribuição dos parâmetros diante dos pontos amostrados para caracterização das águas superficiais.	62
Figura 4.1.6 – Distribuição dos componentes em grupos de similaridade para águas subterrâneas.	63
Figura 4.1.7 – Distribuição dos parâmetros diante dos pontos amostrados para caracterização das águas subterrâneas.....	63
Figura 4.2.1 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 07/06/17, na bacia hidrográfica rural.....	65
Figura 4.2.2 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 12/08/17, na bacia hidrográfica rural.....	65
Figura 4.2.3 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 11/10/17, na bacia hidrográfica rural.....	66
Figura 4.2.4 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 07/06/17.	68
Figura 4.2.5 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 12/08/17.	68
Figura 4.2.6 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 07/06/17.	69
Figura 4.2.7 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 12/08/17.	70
Figura 4.2.8 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 12/08/17.	71
Figura 4.2.9 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 11/10/17.	72

Figura 4.2.10 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 11/10/17.	73
Figura 4.2.10 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 11/10/17.	74
Figura 4.2.11 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 25/04/2017.	75
Figura 4.2.12 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 13/05/2017.	76
Figura 4.2.13 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 26/05/2017.	76
Figura 4.2.14 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 26/05/2017.	78
Figura 4.2.15 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 26/05/2017.	79
Figura 4.2.16 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 13/05/2017.	82
Figura 4.2.17 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 13/05/2017.	83
Figura 4.2.18 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 25/04/2017.	84
Figura 4.2.19 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 25/04/2017.	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Volume precipitado na localidade Cândido Brum, Arvorezinha – RS.....	31
Tabela 4.1 – Características dos períodos de coleta e precipitação anterior incidente.....	45
Tabela 4.1.1 – Parâmetros físico-químicos de qualidade na seção de monitoramento das bacias hidrográficas.	47
Tabela 4.1.2 – Parâmetros químicos de qualidade na seção de monitoramento das bacias hidrográficas.	49
Tabela 4.1.3 – Parâmetros químicos e/ou biológicos de qualidade na seção de monitoramento das bacias hidrográficas.....	50
Tabela 4.1.4 – Parâmetros físico-químicos de qualidade nas fontes de água subterrânea utilizadas para o consumo humano.....	51
Tabela 4.1.5 – Parâmetros químicos de qualidade nas fontes de água subterrânea utilizadas para o consumo humano.	53
Tabela 4.1.6 – Parâmetros químicos e/ou biológicos de qualidade nas fontes de água subterrânea utilizadas para o consumo humano.	55
Tabela 4.1.7 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade nas fontes da caixa de água utilizada para o abastecimento da comunidade.....	57
Tabela 4.1.8 – Correlação entre as variáveis dos componentes principais que representaram a maior variância, selecionados pela análise de componentes principais.	58
Tabela 4.2.1 - Variáveis hidrológicas dos eventos monitorados na bacia hidrográfica rural...	64

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

μS	Micro Siemens
ACP	Análise de Componentes Principais
Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional das Águas
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CE	Condutividade Elétrica
Cl	Cloro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Crômio
CSS	Concentração de Sedimentos em Suspensão
Ct	Coliformes Totais
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural
Fe	Ferro
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler - RS
Hg	Mercúrio
K	Potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
N	Nitrogênio
Na	Sódio
$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$	Amônia
Ni	Níquel
NO_2^-	Nitrito
NO_3^-	Nitrato
NTU	Unidades Nefelométricas de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
ORP	Potencial de Oxirredução
P	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNQA	Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
Ps	Fósforo Solúvel
Pt	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Polivinila

Q	Vazão
QUALIÁGUA	Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água
R	Precipitação
RNQA	Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas
SINDITABACO	Sindicato Interestadual da Indústria do Tabaco
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
Sub 1	Sub-Bacia Esquerda Pequena
Sub 1.2	Sub-Bacia Esquerda Intermediária
Sub 2	Sub-Bacia Direita
TDS	Sólidos Totais Dissolvidos
uT	Unidade de Turbidez
VIGIÁGUA	Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
Zn	Zinco

ANEXOS

ANEXO A – Gráficos de concentração de elementos em águas superficiais para o histórico monitorado.	111
ANEXO B – Gráficos de concentração de elementos em águas superficiais para o histórico monitorado.	112
ANEXO C – Gráficos de concentração de elementos em águas superficiais para o histórico monitorado.	113
ANEXO D – Gráficos de concentração de elementos em águas superficiais para o histórico monitorado.	114
ANEXO E – Gráficos de concentração de elementos em águas subterrâneas para o histórico monitorado.	115
ANEXO F – Gráficos de concentração de elementos em águas subterrâneas para o histórico monitorado.	116
ANEXO G– Gráficos de concentração de elementos em águas subterrâneas para o histórico monitorado.	117
ANEXO H – Gráficos de concentração de elementos em águas subterrâneas para o histórico monitorado.	118

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 HIPÓTESES.....	4
1.2 OBJETIVOS.....	4
1.2.1 Objetivo geral	4
1.2.2 Objetivos Específicos	4
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1 ÁGUAS NATURAIS	6
2.2 QUALIDADE DA ÁGUA	9
2.2.1 Monitoramento da qualidade da água	10
2.2.2 Parâmetros de qualidade da água	12
2.2.2.1 <i>Parâmetros físicos de qualidade da água</i>	13
2.2.2.2 <i>Parâmetros químicos de qualidade da água</i>	15
2.2.2.3 <i>Parâmetros biológicos de qualidade da água</i>	21
2.2.3 Enquadramento dos recursos hídricos com base nos parâmetros de qualidade da água	22
2.3 EFEITO DO USO DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA	24
3 MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1 ESTRATÉGIA DE ABORDAGEM	27
3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	29
3.2.1 Clima	30
3.2.2 Geomorfologia	31
3.2.3 Solo	32
3.2.4 Rede de drenagem	32
3.2.5 Vegetação	33
3.2.6 Histórico da área e dinâmica de uso e ocupação	34
3.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS.....	36
3.3.1 Localização dos pontos de coleta	36
3.3.2 Definição dos parâmetros de qualidade físico-químicos e biológicos	38
3.3.3 Coleta de amostras	39
3.3.4 Processamento das análises	40
3.3.5 Análises estatísticas	40
3.3.6 Uso do solo	41
3.3.7 Monitoramento histórico da qualidade da água	43
4 RESULTADOS	45
4.1 QUALIDADE DA ÁGUA INTEREVENTOS	46
4.1.1 Qualidade da água intereventos nas seções de monitoramento das sub-bacias	36
4.1.2 Qualidade da água intereventos nas fontes de água subterrânea utilizadas para consumo humano	50
4.1.3 Qualidade da água do reservatório de abastecimento da comunidade	55
4.1.4 Identificação de parâmetros relevantes para a qualidade da água	57
4.2 QUALIDADE DA ÁGUA INTRAEVENTOS	64
4.2.1 Eventos monitorados durante o período de automatização da avaliação da qualidade da água na área de estudo	64

4.2.2 Efeito de escala dos parâmetros de qualidade da água intraeventos	75
4.3 QUALIDADE DA ÁGUA DURANTE MONITORAMENTO HISTÓRICO.....	86
5 DISCUSSÃO	87
5.1 QUALIDADE DA ÁGUA INTEREVENTOS	87
5.2 QUALIDADE DA ÁGUA INTRAEVENTOS	92
5.3 QUALIDADE DA ÁGUA DURANTE MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO (2001 – 2017).....	96
6 RECOMENDAÇÕES	99
7 CONCLUSÕES	100
REFERÊNCIAS	101
ANEXOS	111

1 INTRODUÇÃO

Áreas naturalmente frágeis, com declividade acentuada, predominância de solos rasos e pedregosos, quando submetidos a cultivos agrícolas intensivos, são ambientes potenciais para atenuar os processos erosivos (MERTEN; MINELLA, 2006). O cultivo do fumo no estado do RS insere-se nesses ambientes, caracterizados por processos erosivos intensos, com consequente degradação dos recursos hídricos (KAISER et al., 2015).

Práticas intensivas baseadas em técnicas de preparo do solo convencional, como aração, gradagem e escarificação, tornam os sistemas produtivos altamente vulneráveis à degradação, o que pode ser dependente das condições climáticas e físicas do solo (BURTON; LIM, 2005). O constante revolvimento do solo na agricultura tradicional tende a desagregá-lo, aumentando a quantidade de partículas disponíveis para o transporte via escoamento superficial e para que ocorra o selamento superficial. O escoamento superficial é um dos processos que mais contribui para o carreamento de nutrientes e sedimentos para as águas superficiais, sendo o material carreado uma fonte potencial de eutrofização e de comprometimento das fontes de água (PARK; ALE; TEAGUE, 2017).

Os processos erosivos interferem diretamente na qualidade da água e, por conseguinte, na saúde da população local. Dessa forma, a qualidade da água é de suma importância para a comunidade que a rodeia; e sua avaliação possibilita que práticas e políticas sejam desenvolvidas a fim de solucionar os problemas advindos das principais fontes de poluição. Conhecendo a área e respeitando as aptidões de cada ambiente, alternativas podem ser oferecidas para reduzir a pressão sobre essas áreas de elevada fragilidade ambiental, resultando em rendimento econômico satisfatório.

Esses processos erosivos tendem a diminuir o potencial produtivo, sendo a substituição de áreas agrícolas pelo cultivo de espécies florestais exóticas, como o *Eucalyptus* spp., uma alternativa devido a suas menores exigências físicas e químicas em comparação às áreas agrícolas, a diminuição da pressão exercida sobre o ambiente, e pelo aspecto econômico, ao considerar, por exemplo, a demanda energética para o processo de secagem do fumo.

O cultivo florestal em bacias hidrográficas costuma proporcionar bons indicadores de qualidade ambiental (BALBINOT et al., 2008). A mata ciliar, quando bem estruturada, atua na proteção dos rios como filtro de elementos químicos presente na água que chega à rede de drenagem (BERTOSSI et al., 2013; GIRARDI et al., 2016).

Espera-se que a qualidade da água em áreas de substituição gradual das áreas de agricultura intensiva por cultivo florestal seja adequada ao consumo; entretanto, o comportamento hidrológico e de qualidade de água nesse cenário ainda é pouco conhecido. Florestas são associadas a funções ambientais importantes como a regulação hidrológica e a manutenção da qualidade da água, mas as condições desta são determinantes para a garantia das funções ambientais. Essas também variam de acordo com a posição da floresta na paisagem, sendo a principal função da vegetação ripária a formação de uma barreira para nutrientes e contaminantes carregadas desde as áreas mais altas da bacia em direção aos cursos hídricos (BALBINOT et al., 2008; TAMBOSI et al., 2015). Nesse sentido, técnicas de conservação do solo devem ser amplamente difundidas, visto que o fluxo preferencial da água, ao incidir com elevada energia nessas áreas de deposição é capaz de tornar fonte potencial de poluição.

O monitoramento ambiental vem sendo incentivado e exigido por órgãos governamentais e empresas privadas para compreender os processos de manutenção ou degradação da qualidade ambiental e, assim, inferir sobre as melhores práticas de uso e manejo do solo (MALAGÓ et al., 2017). O Conselho Nacional do Meio Ambiente, por meio de suas resoluções, estabelece que o controle da poluição esteja diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e a melhoria da qualidade de vida (BRASIL, 2005).

A avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas é complexa devido aos diversos processos e parâmetros que interferem em sua dinâmica. O sucesso do monitoramento depende da definição dos principais objetivos, a fim de obter resultados robustos capazes de responder aos impasses que o objetivo pretende solucionar. Diante dessas variáveis, não existe uma padronização das técnicas para determinação da qualidade da água, tendências gerais de seleção de parâmetros e análises vem sendo amplamente difundidas. Entretanto, aspectos como a alocação de pontos, frequência de amostragem e parâmetros a serem amostrados e avaliados variam conforme o as características do ambiente e do estudo. Atualmente, a forma mais adequada de avaliar a qualidade da água é por meio de monitoramento em escala de bacia hidrográfica, sendo possível observar o comportamento dos agentes que influenciam na qualidade da água, como regimes hídricos e alterações de uso do solo e, diante disso, inferir sobre as principais fontes causadoras dessas condições.

Os parâmetros de qualidade da água são sensíveis às alterações espaço-temporais (KIM et al., 2016) e, por isso, são o reflexo das mais variadas características da bacia hidrográfica,

alterando-se conforme as variações climáticas e antrópicas. Compreender essas relações é um dos principais objetivos dos programas de monitoramento da qualidade da água; entretanto, a principal dificuldade nesse processo é a definição da frequência de amostragem capaz de abranger esses efeitos. A identificação desses efeitos também está diretamente relacionada com os diversos parâmetros disponíveis para avaliação, dada sua sensibilidade metodológica, alto custo laboral e financeiro para suas determinações, e análises muitas vezes realizadas com base nos parâmetros de maior frequência de amostragem, o que não quer dizer que esses sejam os principais influenciadores da alteração da qualidade da água no local estudado.

Essas abordagens são dependentes dos custos de coleta e análise, pois, de modo geral, os recursos disponíveis são escassos. Um exemplo disso é o monitoramento em nível federal, que é oneroso devido à extensão territorial do país, às dificuldades de deslocamento e à sensibilidade de alguns parâmetros, que exigem a realização das análises logo após o momento da coleta (CALAZANS, 2015; SOARES, 2001). Outro fator a ser considerado é a interferência do momento da coleta da amostra, diretamente afetado pelos fatores climáticos, sendo a precipitação a principal variável resposta.

A frequência de amostragem temporal deve abranger períodos de ocorrência de chuva ou outros fatores sazonais que proporcionam variabilidade da qualidade da água. Durante períodos secos, o nível do corpo hídrico apresenta pouca variação quando comparado a períodos de incidência de precipitação elevada, sendo influenciado pela água armazenada no solo por meio da infiltração que se reflete no escoamento de base, que ocorre de forma lenta, sem impactar o ambiente. Durante os períodos chuvosos, após a saturação do solo, o volume de água que excede a capacidade de infiltração de água no solo é propagada via escoamento superficial, sendo esse processo um dos principais determinantes da concentração de sedimentos e poluentes no corpo hídrico (SHI et al., 2017). Amostragens realizadas em períodos de altas vazões, apresentam cargas elevadas de poluição pontual e difusa, com altas concentrações de elementos aportados, que são transportados pelo escoamento superficial. Nesses períodos, ocorre a alteração abrupta da qualidade da água, sendo esses resultados muitas vezes interpretados como erros (*outliers*), quando não se conhece a dinâmica do processo, ou quando não se consideram as condições ambientais incidentes no período de coleta.

Meios para otimizar a avaliação da qualidade da água vêm sendo investigados para diminuir os esforços analíticos e reduzir os custos. O presente estudo buscou avaliar três estratégias de monitoramento da qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica rural

para identificar a eficiência de cada uma em inferir sobre os processos ambientais atuantes na bacia em estudo e, assim, sugerir uma base metodológica para estudos futuros. A primeira estratégia trata de um monitoramento de curto prazo, de alta intensidade e de definição de parâmetros pré-estabelecidos, com frequência de amostragem fixada em intervalos mensais, durante aproximadamente um ano. A segunda caracteriza-se pela discretização da qualidade da água durante eventos pluviais, a fim de avaliar a relação da escala sob os parâmetros e a eficiência do monitoramento intensivo com a utilização de sondas multiparâmetros. Por fim, a terceira estratégia caracteriza um monitoramento em longo prazo, porém com análises de parâmetros altamente variáveis no tempo, apresentando uma baixa frequência de amostragem.

1.1 HIPÓTESES

A variação espaço-temporal da qualidade da água é reflexo das mudanças do clima, uso e manejo do solo, onde somente a alta frequência de amostragem é capaz de representar o comportamento da qualidade da água diante dos processos de escoamento de base e escoamento superficial.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Descrever e entender os fatores e processos hidrológicos e sedimentológicos que influenciam na variação da qualidade da água dos cursos hídricos e de fontes em uma pequena bacia hidrográfica rural com intensa alteração de uso e manejo do solo, para buscar técnicas de monitoramento capazes de melhor identificar as alterações espaço-temporais nos parâmetros avaliados.

1.2.2 Objetivos Específicos

Inferir sobre os reflexos da alteração do uso do solo sobre os parâmetros de qualidade da água com base em dados provenientes de monitoramento com diferentes frequências de amostragem.

Identificar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, durante períodos intraeventos e intereventos pluviais, diante de características geomorfológicas, de processos de degradação na bacia e das principais fontes de poluição.

Avaliar a variação espacial da qualidade da água durante eventos pluviais.

Recomendar estratégias de monitoramento da qualidade da água, considerando a variabilidade espacial e temporal dos processos, da estratégia de amostragem e das medidas dos parâmetros de maior relevância para a caracterização da qualidade da água.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ÁGUAS NATURAIS

A maior parte dos cursos hídricos capazes de abastecer a população vem sofrendo significativos impactos antrópicos devido à agricultura intensiva e despejos indevidos, fatores que se agravam ao considerar que apenas 0,8% das águas naturais de nosso planeta são disponíveis para o abastecimento humano, sendo necessário tratamento para viabilizar a potabilidade das demais.

A manutenção de reservatórios hídricos para o abastecimento é dependente do movimento da água de forma cíclica, denominado de ciclo hidrológico, onde as principais variáveis atuantes são precipitação, infiltração, escoamentos, evapotranspiração e transpiração (LIBANIO, 2005). Os principais processos capazes de formar e abastecer rios e córregos são denominados de escoamento superficial e subsuperficial, também conhecido como escoamento de base, que consiste respectivamente no deslocamento da água sobre o solo e na infiltração e manutenção do nível normal dos rios, sendo este processo importante também para a manutenção do lençol freático (SPERLING, 2014).

Nesse contexto, a terminologia escoamento superficial deve ser bem definido devido aos diferentes conceitos a ela aplicados, considerando os variados profissionais que estudam sua dinâmica para diferentes fins. Para a interação hidrologia e uso do solo, é definido como a ocorrência e transporte da água na superfície terrestre, originado do excesso de precipitação após uma chuva de alta intensidade, sendo influenciado por dois fatores principais. Os fatores de natureza climática estão relacionados com a intensidade e duração da chuva, bem como o período seco antecedente, influenciando na capacidade de infiltração da água no solo, enquanto os fatores de natureza fisiográfica estão relacionados com as características da bacia hidrográfica, como a área de contribuição, permeabilidade do solo e declividade do terreno.

No presente estudo, períodos denominados como intraeventos, representam a influência de processos originados do escoamento superficial, com o monitoramento das características da qualidade da água relacionadas ao período de chuva, também denominado como evento pluviométrico.

A terminologia escoamento subsuperficial ou de base, diz respeito a água oriunda de precipitação que infiltra no solo, sendo as características desse processo influenciadas pelo tamanho das partículas e pelo conteúdo de material orgânico presente no solo. A

predominância da fração areia como constituinte do solo é responsável por uma maior proporção de macroporos, responsáveis por drenar a água infiltrada em um período de tempo menor. A maior predominância da fração argila e/ou de material orgânico, proporciona um aumento na área superficial específica, o que aumenta a capacidade de retenção da água no solo (HILLEL, 2004; VAN LIER, 2016).

Períodos denominados no presente estudo como intereventos representam a influência do processo de escoamento de base nas características da qualidade da água. Esse período representa os intervalos entre eventos pluviais, onde o curso hídrico se encontra em nível normal, o qual é mantido pelo escoamento de base.

A água tem a capacidade de modificar substâncias e ser modificada em função dessas. Ela também tem a capacidade de transportar elementos, via superficial ou subterrânea. As características das águas naturais são dependentes dos atributos da bacia hidrográfica, que imprimem na água propriedades dependentes da geologia, pedologia, morfologia, hidrologia, vegetação, clima e, principalmente, atividades antrópicas. Assim, aliando a capacidade de dissolução com a de transporte, as características da água se alteram de forma temporal e espacial (LIBANIO, 2005; SPERLING, 2014).

As principais alterações nas características de águas superficiais são advindas de fatores climáticos, sendo esses relacionados com o regime hidrológico. A variabilidade da precipitação é refletida no ciclo hidrológico por ser a principal entrada de água no sistema, onde o volume, a sazonalidade e a intensidade da chuva são fatores diretamente relacionados à qualidade ambiental (TUCCI, 2012). Do ponto de vista ambiental, quanto menor a precipitação, menor será a vazão, reduzindo a capacidade de dissolução de elementos, aumentando a concentração de contaminantes, como por exemplo o aumento das concentrações de fósforo e nitrogênio, ocasionando o desenvolvimento excessivo de algas e plantas aquáticas, processo que reflete na diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido e aumento da turbidez (LIBANIO, 2005).

Entretanto, as intensidades dos efeitos da precipitação nas características da água se manifestam em função das características da bacia hidrográfica (LIBANIO, 2005). Um dos fatores importantes para a qualidade da água são as características do solo, visto que quando submetidos a processos erosivos, quanto maior o teor de partículas grosseiras, como em solos arenosos, maior o potencial erosivo devido à maior facilidade de desestruturação de agregados do solo. Solos argilosos, com predominância de partículas menores e conseqüentemente maior área superficial específica, possuem uma maior capacidade de reter elementos aderidos às

suas cargas, aumentando a concentração de contaminantes retidos e dificultando a desagregação (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007).

O uso e o manejo do solo também exercem influência sobre as alterações na variabilidade espacial e temporal de águas superficiais (SHI et al., 2017). O desenvolvimento populacional e consequente expansão de áreas agrícolas levaram à substituição da vegetação original por pastagens e cultivos agrícolas, o que contribuiu para a modificação do regime hidrológico e da produção de sedimentos (GYAWALI et al., 2013; SINGH; MISHRA, 2014). As práticas de uso e manejo do solo quando em sistema de preparo convencional, desestruturam os agregados, ocasionando o selamento superficial que resulta em infiltração de água reduzida. Esse processo pode ser considerado um dos mais significativos contribuintes do carreamento de nutrientes e sedimentos para as águas superficiais, visto que as partículas desagregadas são carregadas pelo escoamento superficial, tornando-se fontes potenciais de eutrofização e comprometendo as fontes de água (PARK; ALE; TEAGUE, 2017).

Em 1980, a Environmental Protection Agency considerou as águas provenientes da lixiviação de solos agrícolas como o quarto principal fator de deterioração da qualidade da água, devido à sua capacidade de elevar significativamente a concentração de sólidos suspensos, matéria orgânica, agrotóxicos, nitrogênio, fósforo e metais pesados, principalmente cobre e zinco. Atualmente o problema da qualidade da água e da gestão dos recursos hídricos consiste em um dos mais graves da sociedade contemporânea (MENDONÇA; LEITÃO, 2008).

Quanto às características de águas subterrâneas, suas alterações apresentam alta correlação com o tipo de solo e principalmente com a profundidade do aquífero subterrâneo. Quanto maior a profundidade, menor será a susceptibilidade às alterações antrópicas. Características do solo como a capacidade de troca de cátions afetam diretamente a qualidade das águas subterrâneas, visto que estas são capazes de atuar como um filtro, atraindo íons e demais colóides presentes na água (LIBANIO, 2005). Como a renovação da água subterrânea é extremamente lenta, os efeitos nos parâmetros da qualidade da água podem ser manifestados em um maior período de tempo, sendo esse posterior ao final da incidência de determinada fonte de poluição. Um dos principais problemas relacionados à qualidade da água em poços subterrâneos é que, na maioria dos casos, estes se encontram em localidades isoladas, abastecendo comunidades rurais de pequeno porte, geralmente de uso exclusivo da propriedade rural (GOMES; MELO; VALE, 2005). Diante disso, a fiscalização é praticamente inexistente, favorecendo a falta de manutenção e construção muitas vezes

precária, proporcionando a entrada de águas do escoamento superficial, carreando consigo bactérias, agrotóxicos e altas quantidades de elementos químicos lixiviados de lavouras.

Para se conhecer a qualidade real da água de um corpo hídrico é imprescindível não somente a avaliação pontual de suas características físicas, químicas e microbiológicas, mas também do monitoramento de sua variabilidade espacial e sazonal (BARAKAT et al., 2016; BERTOSSI et al., 2013; SHI et al., 2017). A realização de um monitoramento espaço-temporal consistente envolve a determinação de muitas características da água em vários locais e períodos, o que gera um grande número de informações correlacionadas (KIM et al., 2016). Todavia, apenas uma pequena quantidade desses dados pode conter informações relevantes, enquanto a maioria das variáveis pouco pode adicionar em termos de informações importantes para caracterização da qualidade das águas (ANDRADE et al., 2007; SIMEONOV et al., 2003). Tal fato frequentemente torna difícil a interpretação dos dados coletados para adoção de medidas mitigadoras dos impactos ambientais sofridos pelas bacias hidrográficas (GUEDES et al., 2012).

Formas de direcionar os esforços do monitoramento, a fim de obter os dados de maior significância no processo que envolve a alteração da qualidade da água, são necessários para que ações de controle e melhoria da qualidade ambiental sejam propostas e promovidas de maneira eficiente.

2.2 QUALIDADE DA ÁGUA

A poluição das águas consiste em qualquer alteração físico-química ou biológica que venha a perturbar ou desequilibrar um ecossistema (MACEDO, 2006) e pode ser classificada como de origem sanitária, que torna a água imprópria para banho e diminui comunidades de flora e fauna, e de origem econômica-social, como a desvalorização de terras, elevação de custos de tratamento da água, danos estruturais e impedimento de pesca e de esportes aquáticos.

A qualidade da água é função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica (CHEN; LU, 2014; GYAWALI et al., 2013; RIBEIRO et al., 2014). As condições naturais influenciam a qualidade da água pelo contato da mesma durante o escoamento ou infiltração com as partículas e substâncias do solo, sendo dependente da composição do solo, capaz de contribuir com a quantidade de sólidos em suspensão e dissolvidos provenientes de partículas do solo e de íons oriundos do intemperismo (SPERLING, 2014). A ação antrópica influencia na

qualidade da água pela geração e despejos domésticos e industriais e pela aplicação de insumos agrícolas em lavouras (BORTOLUZZI et al., 2006; CAPOANE, 2011).

Os parâmetros de qualidade da água têm comportamento estocástico, com tendências temporais e espaciais em bacias hidrográficas, por serem influenciados por fatores como processos hidrológicos, relevo, uso e ocupação da terra (CALAZANS, 2015; PRADO, 2004). Esses fatores contribuem com a vazão e o aporte de sedimentos em suspensão, principais produtos do escoamento superficial, que carrega substâncias dissolvidas e suspensas, alterando a qualidade da água (TRINDADE et al., 2015).

2.2.1 Monitoramento da qualidade da água

O monitoramento da qualidade da água é uma ferramenta capaz de contribuir com o impasse da escassez quantitativa e perda de qualidade de águas naturais antropizadas. Por meio do monitoramento hidrológico de bacias hidrográficas, variáveis quantitativas e qualitativas da água são observadas para avaliar o nível de degradação em que a área se encontra, atuando diretamente sobre o agente poluidor. Com a modernização da agricultura, uso de maquinário pesado e principalmente aplicação de fertilizantes e agrotóxicos, a taxa de erosão aumentou e, junto a ela, a quantidade de produtos químicos lixiviados para os corpos hídricos (DANVI et al., 2017).

Países em desenvolvimento, que carecem de investimentos na área agrícola, tornam esses sistemas produtivos altamente vulneráveis (BURTON; LIM, 2005). Assim, o monitoramento hidrológico torna-se imprescindível para auxiliar na geração de informações para a gestão do uso do solo, tendo como unidade de planejamento principal a bacia hidrográfica.

O acompanhamento da qualidade ambiental vem sendo constantemente exigido por órgãos governamentais e empresas privadas, a fim de receber a certificação ambiental (MALAGÓ et al., 2017). Um bom sistema de monitoramento dos recursos hídricos tem se mostrado cada vez mais importante no cenário federal, visto que o monitoramento não é importante apenas para oferecer suporte a projetos públicos e privados, mas é por meio dele que os órgãos ambientais poderão definir e estabelecer sistema de cobrança pelo uso da água, para o desenvolvimento econômico e para otimizar os recursos e proporcionar a manutenção de mananciais (CALAZANS, 2015; SOARES, 2001; VASCO et al, 2011). Entretanto, a avaliação da qualidade da água em nível federal possui falta de padronização da coleta e de

procedimentos de análise dos principais indicadores de qualidade da água (TRINDADE et al., 2015).

Em nível federal, existe desde 2014, a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas (RNQA) (BRASIL, 2013), sendo esta um dos principais eixos do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas. Existem acordos de cooperação técnica assinados entre as 27 unidades federativas. O monitoramento da qualidade da água é realizado por diversos órgãos ambientais, estaduais, companhias de saneamento e empresas do setor elétrico. Um exemplo disto é o programa VIGIÁGUA (BRASIL, 2011), desenvolvido pelo Ministério da Saúde, e colocado em prática com o auxílio de companhias de saneamento a nível estadual. Por meio do projeto QUALIÁGUA (BRASIL, 2016), a Agência Nacional das Águas (ANA) estabelece metas mínimas a serem cumpridas por três grupos principais, onde cada um é composto pelos estados que se enquadram na situação vigente para aumentar a capacidade de operação do monitoramento, bem como a qualificação e capacitação de técnicos e de laboratórios credenciados.

A classificação das águas é feita por meio de protocolos, de acordo com suas características, e esses protocolos estabelecem os limites aceitáveis de detecção dos parâmetros para consumo humano, como a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) e da classificação dos corpos hídricos naturais, pela Resolução CONAMA, nº 357 (BRASIL, 2005).

As redes nacionais de monitoramento da qualidade da água muitas vezes não são capazes de atender às demandas exigidas. Os dados disponíveis pelas redes de monitoramento são escassos, reflexo da dificuldade de realização do mesmo em um país de tamanha extensão territorial como o Brasil, onde ocorrem dificuldades relacionadas ao gerenciamento, à equipe técnica, à gestão de recursos, à operação e à manutenção das seções de monitoramento. O monitoramento geralmente ocorre em rios de grande porte, o que dificulta a interpretação do processo em nível de cabeceira, tornando escassos os estudos que busquem a compreensão da interação do uso agrícola do solo, refletindo em nascentes como produtores de água.

Também são limitantes da qualidade da análise, os limites de detecção dos aparelhos utilizados, a amostragem correta e as condições externas, como o armazenamento e transporte (PRADO, 2004; SOARES, 2001). A diversidade de parâmetros de qualidade da água comumente analisados, a extensão territorial brasileira e a dificuldade de acesso aos pontos de amostragem demandam alto custo de análise e deslocamento. Diante disso, são necessárias estratégias para orientar a otimização da rede de monitoramento. Um projeto voltado à

inserção de uma rede de monitoramento qualitativo e quantitativo da água é alicerçado na definição de objetivos, partindo do mais claro e conciso, atingindo até o mais específico, a fim de proporcionar uma correta amostragem de dados (HAJIGHOLIZADEH; MELESSE, 2017).

A etapa seguinte deve ser baseada na escolha de um local adequado para alocação de pontos de coleta em macro e microescala, onde ao avaliar os objetivos do monitoramento definem-se também as variáveis a serem avaliadas e a frequência e duração de amostragem (SOARES, 2001). Ao realizar o planejamento de amostragem, é necessário considerar os períodos de intensa precipitação, pois esses proporcionam a maior variabilidade de dados, não representando as condições naturais locais.

2.2.2 Parâmetros de qualidade da água

Os parâmetros de qualidade da água nada mais são que a interpretação de características dos componentes presentes na água capazes de alterar seu grau de pureza, sendo assim divididos como características físicas, químicas e biológicas (SPERLING, 2014).

A Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011 (BRASIL, 2011) dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano, caracterizada como toda água potável destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem. Também dispõe sobre padrões de potabilidade, que são baseados num conjunto de valores permitidos como parâmetro da qualidade da água para consumo humano. Como controle da qualidade da água, são definidos conjuntos de atividades exercidas regularmente pelo responsável do sistema ou por solução coletiva de abastecimento de água, destinado a verificar se a água fornecida à população é potável, de forma a assegurar a manutenção desta condição. As competências dessa portaria são atribuídas à União, sendo exercidas pelo Ministério da Saúde e entidades a ele vinculadas, em articulação com as Secretarias de Saúde dos Estados, do Distrito Federal, dos Municípios e respectivos responsáveis pelo controle da qualidade da água.

A evolução nos padrões de potabilidade vem ocorrendo conforme as necessidades das comunidades. A forma mais antiga de tratamento da água surgiu devido a motivos estéticos, como a presença visível de impurezas, sendo esses resolvidos por meio da filtração e decantação. Posteriormente, devido aos surtos de doenças, foram estudados agentes patogênicos causadores de doenças de transmissão hídrica, como a febre tifóide (1880), cólera (1884), disenteria (1898) e febre paratifóide (1900). Dessa forma, revisões nos padrões de

potabilidade tendem a ser motivados por surtos de contaminação, que tendem a direcionar os esforços da comunidade científica (LIBANIO, 2005). No cenário atual, é constante o desenvolvimento de pesquisas englobando contaminantes relacionados com o desenvolvimento populacional e industrialização, como é o caso de nanopartículas de plástico, resíduos de medicamentos e agroquímicos. A seguir, os principais parâmetros serão apresentados de forma sucinta, bem como sua origem, importância e limites de detecção apresentados na legislação vigente.

2.2.2.1 Parâmetros físicos de qualidade da água

Os parâmetros físicos de qualidade da água, em sua maioria, estão associados a impurezas sólidas presentes na água, podendo estar em suspensão, na forma coloidal ou dissolvidas. De modo geral, são bem representados pela turbidez, pelos sólidos dissolvidos e suspensos, e pela temperatura (LIBANIO, 2005; PIVELI, 2006; SPERLING, 2014).

A determinação da turbidez é um método altamente difundido devido à sua praticidade, rapidez e baixo custo. A turbidez é uma propriedade óptica que faz a luz ser dispersa ou absorvida em vez de ser transmitida em linha reta através da amostra, sendo a alteração da penetração da luz ocasionada pelas partículas em suspensão que provocam sua difusão e absorção. É uma característica física, resultante da passagem de um feixe de luz na amostra e posterior contabilização do valor refletido, expressa por meio de unidades nefelométricas de turbidez (NTU), sendo a detecção da luz refletida, num ângulo de 90°, convertida em sinal elétrico (LIBANIO, 2005; PIVELI, 2006).

Embora apenas a turbidez se insira nos padrões de potabilidade nacional e internacional, os sólidos dissolvidos e suspensos indicam características semelhantes em termos de qualidade de água. O aumento da turbidez reduz a zona eutrófica, que é a zona de luz onde a fotossíntese ainda é possível ocorrer (MACEDO, 2006). As partículas que interferem na turbidez podem ser constituídas por plânctons, bactérias, argila, silte e outras fontes de poluição (MACEDO, 2006). As principais partículas em suspensão capazes de interferir diretamente no valor da turbidez de águas naturais são partículas oriundas da fração mineral do solo, como argila, silte, componentes oriundos da fração orgânica do solo, e da própria matéria orgânica, bem como de microrganismos. Em casos extremos, a turbidez também pode estar relacionada à precipitação de carbonatos de cálcio em ambientes com maior dureza (Ca + Mg), óxidos de ferro e compostos de alumínio. Além das origens naturais,

a turbidez também pode ser originada do lançamento de resíduos industriais e domésticos (LIBANIO, 2005). No Brasil, a turbidez das águas é alta em regiões com solos erodíveis, considerando a energia da chuva, que desagrega e transporta partículas de areia, silte, argila, roxas e óxidos. Variam com as características geológicas da bacia de drenagem, dos índices pluviométricos, do uso e do manejo do solo.

A turbidez também é utilizada como forma de estimar a medida indireta da concentração de sedimentos em suspensão (CSS), e é um parâmetro importante para estimar a vida útil de reservatórios, bem como compreender o fluxo de nutrientes disponibilizados para a biota aquática por meio dos sedimentos. A medida da CSS é realizada de forma esporádica devido às dificuldades da medição manual. O uso de turbidímetro como medida indireta dessa variável é capaz de representar de forma satisfatória a dinâmica de sedimentos, sendo utilizada uma curva de ajuste entre o sinal da turbidez e a CSS determinada in situ com base em metodologias padrão. Estimativas adequadas vêm sendo encontradas para uso em meio agrícola (MINELLA et al., 2017; TIECHER et al., 2014) e florestal (RODRIGUES et al., 2014).

A turbidez de águas superficiais quando em condições naturais encontra-se entre 3 a 500 NTU, enquanto para águas subterrâneas esse valor se aproxima de 1 NTU. Estabelecido pela Portaria 2.914 (BRASIL, 2011), o padrão brasileiro de potabilidade estabelece, para águas de consumo humano, o limite de 1,0 uT (uT: Unidade de Turbidez - unidade de Jackson ou nefelométrica) do efluente na estação de tratamento. Segundo a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005), o limite de turbidez para águas doces de classe 2 é 100 NTU.

A temperatura, conceitualmente abordada como a medição da intensidade de calor, é proveniente de origem natural, como a transferência de calor por radiação, condução e convecção entre a atmosfera e o solo. Quando de origem antropogênica, a variação na temperatura é comumente proveniente de despejos industriais. A temperatura, como parâmetro de qualidade da água, está relacionada às interações resultantes com os demais parâmetros, sendo capaz de proporcionar condições para as reações bioquímicas de remoção de poluentes. Elevações da temperatura aumentam as taxas de reação químicas e biológicas, diminuem a solubilidade de gases e aumentam as taxas de transferência dos mesmos (MACEDO, 2006; PIVELI, 2006; SPERLING, 2014).

2.2.2.2 Parâmetros químicos de qualidade da água

Os parâmetros químicos de qualidade da água, de modo geral, podem ser interpretados de acordo com a classificação de matéria orgânica ou inorgânica (SPERLING, 2014). Considerados os mais importantes para caracterizar a qualidade da água, os principais parâmetros químicos são o conteúdo iônico, avaliação da produtividade por nutrientes e conteúdo orgânico, sendo bem representados pelo pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio, fósforo, e metais pesados como cobre, zinco, ferro, manganês, magnésio e cálcio (MACEDO, 2006; PIVELI, 2006).

O potencial hidrogeniônico (pH) consiste na concentração de íons H^+ na água, e representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do ambiente aquático, sendo sua medição realizada por meio de um potenciômetro (LIBANIO, 2005). Esse parâmetro químico é monitorado com maior frequência pela facilidade de amostragem e pelas inferências a outros parâmetros, como o grau de solubilidade de algumas substâncias. O pH tem origem natural relacionada com a dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e processos fotossintéticos. A origem antropogênica do pH ocorre, principalmente, por meio de despejos domésticos, capazes de oxidar altas quantidades de matéria orgânica, e de despejos industriais dos mais variados fins (SPERLING, 2014). Águas naturais possuem pH variando aproximadamente de 6,0 a 8,5, sendo este intervalo o adequado para a vida aquática. Valores de pH não possuem efeitos significativos na saúde humana; dessa forma, os padrões de potabilidade nacionais da Portaria 2.914 e CONAMA nº 357 estabelecem respectivamente o intervalo de 6,0 a 9,5 e 6 a 9 (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011) a fim de diminuir a probabilidade de corrosão e incrustação das redes de distribuição. Altos teores de matéria orgânica podem ocorrer em valores de pH menores que 5, devido aos processos de fotossíntese e respiração, dissolução de rochas e minerais, e do lançamento de despejos industriais e domésticos (LIBANIO, 2005).

A condutividade elétrica (CE) representa a capacidade da água em transmitir corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam entre ânions e cátions, como íons de ferro, manganês, K^+ , Cl^- , Na^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2} , sendo diretamente proporcional à concentração iônica (LIBANIO, 2005; PIVELI, 2006). A condutividade elétrica (CE) também está diretamente relacionada ao teor de salinidade, sendo relevante em regiões onde ocorrem elevadas taxas de evaporação e baixas taxas de precipitação,

ocasionando balanço hídrico negativo. Águas naturais apresentam CE menor que $100 \mu\text{S cm}^{-1}$. A CE possui alta correlação com os sólidos totais dissolvidos (STD) (MACEDO, 2006).

O ferro e o manganês, originários da dissolução de rochas e do solo ou de origem antropogênica, resultante de despejos industriais, podem conferir à água cor avermelhada após a oxidação, causando rejeição por parte da população abastecida tanto pela sua cor, quanto pelo sabor e odor conferidos. O ferro é um dos elementos mais abundantes, encontrado em águas naturais, superficiais e subterrâneas, nas formas insolúvel (Fe^{+3}) e dissolvida (Fe^{+2}), sendo a forma solúvel frequentemente presente em águas subterrâneas de poços artesianos e no fundo de lagos, onde se encontram baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Em águas superficiais, é comum encontrar ferro complexado à matéria orgânica (LIBANIO, 2005; SPERLING, 2014). O ferro não possui inconveniente sanitário, mas é capaz de produzir manchas quando presente em concentrações superiores a $0,3 \text{ mg L}^{-1}$, sendo esse valor a concentração máxima adotada pela Portaria nº 2.914 (BRASIL, 2011) e pela Resolução nº 357 CONAMA (BRASIL, 2005), visto que em concentrações maiores pode conferir sabor à água.

O manganês, que é frequentemente associado ao ferro, também ocorre nas formas dissolvida (Mn^{+2}) e insolúvel (Mn^{+3} e Mn^{+4}), em menores concentrações quando comparado ao ferro. De modo geral, o conteúdo total de Mn pode ser um melhor indicador, já que o manganês adsorvido ao material sólido em suspensão pode exceder o manganês dissolvido em muitos sistemas (MACEDO, 2006). O Mn pode ocorrer na forma de óxidos, carbonatos ou hidróxidos pouco solúveis, as concentrações raramente excedem 1 mg L^{-1} , mas exceções podem ser aplicadas em águas subterrâneas com baixas concentrações de oxigênio dissolvido (SPERLING, 2014; LIBANIO, 2005). Em concentrações superiores a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, o Mn pode influenciar negativamente a natureza estética da água, conferindo cor capaz de causar rejeição por parte dos consumidores, e proporcionar sabor adstringente, sendo este o limite estabelecido pelo padrão de potabilidade brasileiro (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

O nitrogênio pode ser encontrado em cursos hídricos sob diversas formas, devido ao seu estado de oxidação e pode ser proveniente de origem natural ou antrópica. As principais fontes naturais da parcela dissolvida do nitrogênio constituem de resultados de compostos biológicos, da decomposição e excreção do fitoplâncton, das macrófitas, proteínas, clorofila e outros compostos orgânicos. Quanto à origem antrópica, grande parte é proveniente de despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes lixiviados pela chuva (LIBANIO, 2005; MACEDO, 2006; SPERLING, 2014). As formas de nitrogênio são

capazes de traduzir o estado do corpo hídrico. Concentrações de nitrato, nitrito e formas oxidadas indicam poluição remota, enquanto o nitrogênio orgânico e amoniacal representa um estágio de poluição recente (LIBANIO, 2005; MACEDO, 2006; PIVELI, 2006; SPERLING, 2014).

O nitrogênio consome oxigênio dissolvido ao realizar seus processos bioquímicos de conversão de amônia a nitrito, e de nitrito a nitrato, o que pode afetar a vida aquática. Altas concentrações de amônio resultam em redução do oxigênio dissolvido, sendo tóxico aos peixes e demais organismos vivos. Quando o amônio se encontra em águas com pH elevado, ocorre conversão no gás amônia. Diante disso, verificam-se diferentes limites de concentração de amônia, de acordo com a faixa de pH (BRASIL, 2005). O nitrogênio na forma de amônia livre é tóxico aos peixes e demais organismos vivos. A amônia (NH_3), presente em condições anaeróbicas, apresenta-se na forma não ionizada (NH_3) e/ou como íon amônio (NH_4^+). Como forma de nitrogênio intermediária, temos o nitrito (NO_2^-), encontrado em concentrações baixas sob condições aeróbicas em virtude da quase instantânea oxidação a nitrato. Por fim, como forma oxidada e nutriente essencial para a maioria dos organismos do corpo hídrico, temos o nitrato (NO_3^-).

O nitrogênio é um elemento essencial ao crescimento de algas, quando em elevadas concentrações contribui com o crescimento exagerado desses organismos, ocasionando a eutrofização do corpo hídrico. Em termos de potabilidade, a Portaria 2.914 (BRASIL, 2011) e a Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) limita em $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ a concentração máxima de amônia, 10 mg L^{-1} para nitrato e $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ para nitrito. A assimilação do nitrato pelas plantas, que converte o nitrogênio orgânico como integrante celular acaba por refletir em concentrações baixas em águas superficiais, de modo geral inferiores a 2 mg L^{-1} ; entretanto, aquíferos freáticos em regiões de vegetação mais escassa passíveis de contaminação por esgotos ou fertilizantes podem apresentar concentrações elevadas (KAISER et al., 2010; MACEDO, 2006).

O fósforo (P) é um dos principais elementos essenciais para o crescimento e reprodução de plantas; entretanto, mesmo que seu conteúdo esteja presente no solo em quantidades maiores que as necessárias para as plantas, apenas uma pequena fração do mesmo se encontra disponível para absorção (BONUMÁ, 2011). Isso ocorre devido à sua alta capacidade de adsorção em íons óxidos, consequência da sua alta capacidade em formar ligações de alta energia entre os coloides do solo, tornando-se um elemento estável. O P é encontrado, geralmente, na forma de fosfato, na forma orgânica e inorgânica e particulada ou

dissolvida, com o fosfato total sendo o somatório destas quatro frações (MACEDO, 2006). A parcela orgânica, particulada ou dissolvida se encontra complexada à matéria orgânica. O fosfato inorgânico origina-se da lixiviação das rochas fosfatadas. O fósforo não possui inconveniente de ordem econômica ou significado sanitário para águas de consumo humano, não integrando os padrões de potabilidade nacional (LIBANIO, 2005).

As entradas de fósforo no sistema podem ocorrer natural ou antropogênica, por meio de adições de fertilizantes orgânicos e inorgânicos ou por meio de excretos animais (BONUMÁ, 2011; TIECHER et al., 2017a). Cargas excessivas desse elemento em águas naturais podem causar crescimento excessivo da biota aquática, o que pode resultar em acelerada eutrofização, limitando os usos da água (LIBANIO, 2005). O transporte do fósforo em bacias hidrográficas sofre influências climáticas, geológicas, topográficas e antropogênica, sendo essa altamente afetada pela poluição pontual, como no caso de indústrias e resíduos provenientes de criatórios de animais, quanto pela poluição difusa, proveniente principalmente do escoamento superficial agrícola (DING et al., 2016; ZAFAR et al., 2016).

O escoamento superficial transporta principalmente o fósforo dissolvido, enquanto a erosão é o principal mecanismo de transporte de fósforo, sendo adsorvido ao sedimento. Entretanto, esse processo não ocorre igualmente em bacias hidrográficas, cada uma terá seu processo regente proveniente das características da bacia (DOS SANTOS; GASTALDINI, 2016). Áreas que apresentam uma combinação de fatores como altos níveis de fósforo no solo, alta susceptibilidade à erosão e proximidade aos cursos hídricos são as de maior susceptibilidade a perdas desse elemento. A identificação dessas áreas na paisagem é importante para otimizar as técnicas de planejamento e manejo, atuando diretamente na perda de nutrientes do solo agrícola e no controle da qualidade da água (BONUMÁ, 2011; CAPOANE et al., 2016b).

As principais perdas de sedimentos e fósforo são ocasionadas durante eventos extremos de chuva, o que torna a delimitação espacial de áreas com maior fragilidade de difícil execução, visto que os processos de transferência de solo para o canal são altamente variáveis no tempo e espaço (MINELLA et al., 2007; PAGE et al., 2005). A relevância do P na compreensão da dinâmica da qualidade da água também é afirmada devido ao elevado número de modelos e estudos que buscam prever o transporte do elemento no solo e na água (CHEN et al., 2017; MILLER et al., 2009).

Os metais pesados são considerados aqueles capazes de causar algum dano à saúde humana. Metais pesados são elementos com densidade mínima variando de 4,5 a 6,5, ou que

possuem número atômico maior que 20. Os metais pesados mais comuns são Cu, Fe, Mn, Mg, Zn, Ca, Ni e Al. Os metais pesados necessários em pequenas doses, como o Zn, Mg, Co e Fe, são denominados micronutrientes. Caso suas concentrações limite forem ultrapassadas, eles se tornam tóxicos causando risco à saúde (MALLMANN et al., 2017; CAPOANE, 2016a; RAKOTONDRABE et al., 2018). Assim, são considerados essenciais o Cu, Fe, Mn, Mo e Zn; benéficos o Co e Ni; e não essenciais, tóxicos, o Al, Cd, Cr, Hg e Pb (MACEDO, 2006). A legislação controladora dos níveis de metais em águas naturais é a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005). A Portaria nº 2.914 (BRASIL, 2011) também define os padrões de aceitação de consumo humano para metais (MACEDO, 2006).

Quando o aporte advém de fontes naturais em razão do intemperismo das rochas, apresentam-se usualmente complexados à matéria orgânica, maximizando a sedimentação e reduzindo a cor e turbidez das águas superficiais. Os principais íons caracterizados em águas são cálcio, magnésio, sódio, potássio, silicatos, sulfatos, cloretos, carbonatos e bicarbonatos (LIBANIO, 2005; MACEDO, 2006). Quando o pH é menor que 5, aumenta a solubilidade dos metais e a consequente possibilidade de toxidez. É o pH que coordena a caracterização química das águas (MACEDO, 2006). Numa análise completa e correta, a concentração total dos cátions deve ser igual à concentração total dos ânions.

A concentração de metais pesados nos sedimentos é variável conforme a geologia e alterações antropogênicas. No meio rural, os efluentes domésticos são uma das principais fontes de metais pesados, enquanto que, de modo geral, as principais fontes de contaminação são indústrias metalúrgicas, de tintas, de cloro e de plástico PVC (MACEDO, 2006). Elementos como Ca, Mg e K, comumente estão presentes em águas naturais, pois são constituintes de alguns tipos de solo, variam de acordo com a geologia e ações antrópicas (BERTOSSO et al., 2013; BRITZKE; SOUZA; MOTERLE, 2011; RAKOTONDRABE et al., 2018). Entretanto, por se tratarem de elementos sem grandes significâncias do ponto de vista sanitário, não são abordados na legislação vigente.

O zinco (Zn) ocorre no meio ambiente principalmente no estado de oxidação $+2$, como íon hidratado ou como complexos e compostos dissolvidos insolúveis. No ambiente aquático, o Zn liga-se predominantemente ao material suspenso antes de se acumular no sedimento (MACEDO, 2006). Seu limite de detecção é estipulado em 5 mg L^{-1} segundo a Portaria 2.914 (BRASIL, 2011). O cobre (Cu) apresenta limite de detecção de 2 mg L^{-1} . O potencial redox constitui a medida em volts da prevalência entre forças redutoras e oxidantes. Dessa forma,

valores negativos indicam ambiente propício à redução, por exemplo Fe^{+3} para Fe^{+2} , formas mais facilmente assimiláveis por bactérias (LIBANIO, 2005).

O oxigênio dissolvido (OD) tem sua origem da dissolução do oxigênio atmosférico e da produção dos organismos fotossintéticos, sendo vital para os seres aquáticos aeróbios. Considerado o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos, sua determinação é importante para a caracterização de corpos d'água e controle operacional de estações de tratamento de esgotos (PIVELI, 2006; SPERLING, 2014). Um dos principais causadores da poluição da água pode ser considerado o consumo de oxigênio dissolvido, que se dá por meio de processos metabólicos de microrganismos durante o consumo da matéria orgânica. A Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) atribui o limite de detecção para a Classe 2 de 5 mg L^{-1} de O_2 . Devido à sua complexidade, existe uma grande dificuldade de determinação dos componentes da matéria orgânica, utilizando-se métodos indiretos para sua quantificação.

Uma das principais categorias é a medição do consumo de oxigênio, representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e pela demanda química de oxigênio (DQO). A DBO é um parâmetro de fundamental importância na caracterização do grau de poluição de um corpo hídrico, pois retrata de forma indireta o teor de matéria orgânica presente no corpo hídrico, indicando o potencial consumo de OD (PIVELI, 2006; SPERLING, 2014). Indica a intensidade de consumo do oxigênio (mg L^{-1}) necessário às bactérias na estabilização da matéria orgânica carbonácea, sugerindo, dessa forma, a concentração de carbono biodegradável. Sua determinação é feita por meio de teste realizado durante 5 dias, sob temperatura constante de 20°C , baseando-se na diferença da concentração de OD na amostra de água, sendo seu limite de detecção para a classe 2 do CONAMA (BRASIL, 2005), 5 mg L^{-1} de O_2 (BRASIL, 2005; LIBANIO, 2005; PIVELI, 2006). A DQO considera toda a matéria orgânica, passível ou não de degradação pela ação bacteriana; assim, a DBO refere-se à matéria orgânica passível de ser estabilizada biologicamente, enquanto a DQO engloba a parcela estabilizada quimicamente. Sendo assim, a DQO tende a sempre ser maior que a DBO; entretanto, esse comportamento é mais expressivo em cursos hídricos urbanos.

Atualmente, o processo de urbanização e desenvolvimento industrial vem ocasionando a necessidade de compreender a interação dos recursos hídricos com os resíduos oriundos dessas atividades. Com dinâmica pouco conhecida, recebem a terminologia de contaminantes emergentes, sendo constituídos por nanopartículas de plástico, resíduos de medicamentos como hormônios, antibióticos, anti-inflamatórios, metabloqueadores e corticoides,

agroquímicos e pesticidas. O comportamento desses poluentes é extremamente variável, dada suas características químicas e a interação destas com a carga poluidora do curso hídrico. Diante disso, quando submetidos ao tratamento convencional, parte pode ser removida, enquanto outros são apenas parcialmente removidos ou transformados (BALDWIN; CORSI; MASON, 2016; DALLEGRAVE et al., 2018; MASON et al., 2016; SOUZA et al., 2018). Dada à ordem de diluição desses elementos, apresentam significância em ambientes populosos, visto que em ambientes agrícolas e de menor densidade populacional ocorre o efeito de diluição. Considerando que os estudos estão em desenvolvimento, pouco se sabe sobre a interferência destes na saúde humana, mas possivelmente apresentam efeitos tóxicos para a base da cadeia alimentar da fauna e da flora aquática, podendo desencadear o colapso de espécies. Em alguns casos, também pode haver a adaptação e resistência de organismos, como ocorre com bactérias a antibióticos (BALDWIN; CORSI; MASON, 2016).

A pesquisa desses contaminantes emergentes é recente. Com exceção dos agrotóxicos mais comuns utilizados, não existe ainda em nenhum país do mundo legislação que regule a presença e limites toleráveis nos cursos hídricos. Isso ocorre devido à infinidade de fatores que influenciam na dinâmica, bem como no reflexo da incidência destes não apenas para a população humana, mas para toda a biodiversidade que interage nesse ecossistema (BALDWIN; CORSI; MASON, 2016; MASON et al., 2016).

2.2.2.3 Parâmetros biológicos de qualidade da água

Os parâmetros biológicos de qualidade da água referem-se aos microrganismos - animal, vegetal ou protistas - que habitam a água natural, que degradam a matéria orgânica e alteram o ciclo biogeoquímico. Alguns desses parâmetros podem transmitir doenças, fundamentando-se no emprego de organismos indicadores.

As bactérias coliformes são as principais indicadoras de poluição fecal. A maioria das doenças de veiculação hídrica é transmitida por via fecal, em que os organismos patogênicos eliminados pelas fezes atingem o ambiente aquático. As bactérias do grupo coliforme, presentes no trato intestinal de animais de sangue quente, servem como indicadoras da contaminação microbiológica da qualidade da água de uma amostra de água por fezes. Essas bactérias são consideradas bons indicadores, pois possuem diversas características correlacionáveis, como por exemplo a alta quantidade eliminada diariamente por indivíduo, o que aumenta a probabilidade de detecção (LIBANIO, 2005; PIVELI, 2006).

Os coliformes totais englobam grande quantidade de bactérias de origem fecal capazes de sobreviver no meio aquático, fermentar a lactose e produzir ácido ou aldeído em 24 horas, à temperatura de 35 a 37 °C. Os coliformes termotolerantes, por sua vez, são capazes de fermentar a lactose em temperaturas de até 44,5° C, sendo a *Escherichia coli* o principal representante desse grupo (LIBANIO, 2005; MACEDO, 2006; PIVELI, 2006). Coliformes fecais e termotolerantes são utilizados para verificar a balneabilidade de corpos hídricos, segundo a Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005), sendo o limite estabelecido de 2000 coliformes fecais termotolerantes. Os limites estabelecidos na Portaria 2.914 (BRASIL, 2011), recomendam a ausência em 100 mL de coliformes totais e *E. coli* na água tratada; nos reservatórios é requerida a ausência de *E. coli* em 100 mL, e para coliformes totais a ausência em 100 mL em 95% das amostras examinadas no mês.

O método de quantificação de *E. coli* não garante a ausência de outros patogênicos, como protozoários *Giardia* e *Crypto* e bactérias *Campylobacter* e *Aeromonas*, *Legionella pneumophila*, *Clostridium perfringens*, que possuem grande resistência ao tratamento (LIBANIO, 2005). Entretanto, a avaliação de *E. coli* é considerada um dos principais parâmetros biológicos devido a sua capacidade patogênica. Faz parte da microbiota intestinal de organismos de sangue quente, sendo intimamente associado a cerca de 80 a 90% dos casos de infecção bacteriana em humanos, o que ocorre quando este entra em contato com as vias urinárias (DUQUE, 2013). Quando mais de um indicador microbiológico for utilizado, as águas terão suas condições avaliadas de acordo com o critério mais restritivo (MACEDO, 2006; PIVELI, 2006).

2.2.3 Enquadramento dos recursos hídricos com base nos parâmetros de qualidade da água

A segurança jurídica para tratar de questões referentes à gestão de recursos hídricos no país teve início em 1997, por meio da Lei 9.433 de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997). A água é um recurso natural renovável, porém limitado, que possui valor econômico, visto que seu uso acarreta em custo ambiental, devendo assim racionalizar o consumo, sem privar a população carente do mínimo necessário à sua dignidade. O uso múltiplo das águas abrange o consumo humano para atender às necessidades básicas e de recreação, o consumo dos animais, da indústria, da agricultura e da geração de energia. Em casos de escassez, o artigo 7º, VIII, da Lei 9.433 (BRASIL, 1997) define como uso prioritário utilização da água para

consumo humano e para a dessedentação de animais. Um dos fundamentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) trata da gestão descentralizada dos recursos hídricos, atribuindo um sistema tripartite, com a participação do poder público, das comunidades e dos usuários.

A unidade territorial pela qual é constituída a PNRH é a Bacia Hidrográfica, assim pautando a atuação dos órgãos e entidades responsáveis pela sua gestão. O Plano de Recursos Hídricos é o instrumento utilizado para implementar e orientar a PNRH, devendo estes serem elaborados por bacia hidrográfica, por estado e nacionalidade, tendo como objetivo principal elaborar um diagnóstico da atual situação de utilização das águas, traçando cenários futuros de consumo e disponibilidade, assim proporcionando o planejamento hídrico. Outro instrumento compatível para efetuar uma melhor gestão é, por exemplo, o Enquadramento dos Corpos de Água em Classes, segundo os usos preponderantes (BRASIL, 2005), que visa assegurar águas com qualidade mais compatível com os usos exigentes, diminuindo custos de combate à poluição, por meio da adoção de ações preventivas permanentes. Um instrumento indispensável é a Outorga dos Direitos de Uso dos Recursos Hídricos, que visa assegurar o controle qualitativo e quantitativo do uso da água. Se a água for bem da União, competirá à ANA outorgar seu uso mediante autorização. Caso a água seja estadual ou distrital, caberá aos referidos entes exercer esta competência.

A Cobrança do Uso de Recursos Hídricos é um instrumento que visa reconhecer a água como bem econômico, dando notoriedade ao seu real valor, e também busca incentivar a racionalização e obter recursos financeiros para o financiamento de programas contemplados nos Planos de Recursos Hídricos.

O último instrumento, denominado Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos, visa a coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos, bem como fatores que intervêm na sua gestão em território nacional. Aponta em seu artigo 27, da Lei 9.433 (BRASIL, 1997), os principais objetivos de reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos, atualizando permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda dos recursos hídricos, fornecendo subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

Esse último instrumento baseia-se na descentralização da obtenção e produção de dados e informações, unificação do sistema de acesso e garantia do acesso à informação a toda sociedade. As informações obtidas servem como ferramenta para tomada de decisão nas principais esferas ambientais, sendo a base do Sistema Nacional de Gerenciamento de

Recursos Hídricos (SINGREH), que apresenta como principais objetivos a gestão integrada das águas, arbitragem de conflitos referentes a uso das águas, o planejamento, controle e regulação do uso, a fim de preservar e recuperar os recursos hídricos e, por fim, promover a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

De modo geral, as metas e as diretrizes são firmadas por meio de ações prioritárias, estas definidas pelo Comitê de Bacia Hidrográfica e Conselho Estadual do Meio Ambiente. A legislação está baseada em princípios que contemplam o gerenciamento da água, tanto em quantidade quanto em qualidade, considerando as águas superficiais, subterrâneas e o uso da água e do solo. Em termos gerais, é a resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) que classifica as águas como doces, salobras e salinas, sendo essas assim classificadas segundo a qualidade requerida para seu uso, totalizando 13 classes de qualidade. Quanto às classes de águas doces, a classe I especial se encontra como o melhor nível de qualidade (MACEDO, 2006).

Considerando o sistema legislativo vigente, apesar de seu embasamento, possui poucas ações práticas evidenciadas nas bacias hidrográficas da região de estudo. Isso indica que é necessária uma readequação do sistema, partindo de ações prioritárias e objetivos concisos. Para tanto, é de extrema importância o conhecimento dos processos que envolvem a qualidade da água, bem como a relação das ações antrópicas em nível de bacia hidrográfica diante das características da mesma. O conhecimento das melhores estratégias de monitoramento também é imprescindível, visto que dessa forma, a diminuição dos esforços laborais seria atingida, direcionando os esforços para ações emergenciais.

2.3 EFEITO DO USO DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA

O tipo de vegetação presente na área da bacia hidrográfica influencia as características da água. Isso ocorre devido à capacidade de alguns tipos de vegetação, principalmente aqueles com sistema radicular e cobertura vegetal densa, de aportar sólidos e contaminantes, atuando como um filtro capaz de minimizar efeitos erosivos (GUIMARAES, 2012). A desconsideração da aptidão do solo e o manejo inadequado de práticas agrícolas refletem em efeitos negativos na qualidade da água. O cultivo em áreas demasiadamente íngremes, em encostas de cursos hídricos, combinados com o revolvimento frequente do solo e baixos níveis de cobertura, vem tornando a agricultura atual uma fonte de poluição, gerando desequilíbrio ambiental (BONUMÁ, 2011; KÄNDLER et al., 2017; MINELLA et al., 2017).

A agricultura convencional, buscando um aumento na produtividade, aumentou o uso da fertilização orgânica e inorgânica, e da aplicação de pesticidas e demais insumos, mesmo sem a devida especificação técnica (ALVAREZ et al., 2014; BORTOLUZZI et al., 2006; KAISER et al., 2010; MITRA et al., 2017). Esse excesso de insumos aplicados pode ser perdido via escoamento superficial, visto que estes se encontram solúveis na superfície ou aderidos às partículas da camada superficial do solo, perdida pela erosão, resultando na poluição difusa.

As pastagens e florestas têm efeitos positivos para o ambiente (LI et al., 2008; SHI et al., 2017; SINGH; MISHRA, 2014; TIECHER et al., 2017b). Isso ocorre devido à capacidade da vegetação de filtrar parte do escoamento superficial, diminuindo o processo erosivo com perda de solo e de elementos químicos, diminuindo a quantidade de sedimentos e nutrientes nas águas superficiais. Por isso, a melhor qualidade da água pode ser associada com a dominância de fragmentos florestais em seu entorno (DE F. FERNANDES; DE SOUZA; TANAKA, 2014). Mesmo em áreas agrícolas degradadas, a conservação das áreas de preservação permanente em torno dos rios é imprescindível para a manutenção do nível hidrológico e da qualidade da água (SHI et al., 2017). Entretanto, a tipologia florestal influencia diretamente a capacidade de retenção desses elementos. Áreas florestais degradadas, com vegetação desestruturada, podem atenuar o fluxo preferencial da água. De modo geral, os fragmentos florestais em áreas de produção agrícola se encontram próximas às áreas ripárias, no ponto de menor declividade da paisagem.

A intensidade da chuva, aliada ao comprimento, declividade de rampa e rugosidade do terreno resulta num determinado nível de energia do escoamento superficial. Essa solução água + sedimentos incide sobre o dossel florestal, que pode atuar como filtro, quando a mesma se deposita e o solo/serapilheira apresenta condições de reter e drenar, ou, quando incide com elevada energia, ocorrendo a desagregação de parte do material já depositado, formando um caminho de fluxo preferencial da água, que tende a atenuar o processo erosivo, visto que transporta os elementos depositados de chuvas anteriores de menor intensidade (BALBINOT et al., 2008; TAMBOSI et al., 2015).

As principais fontes de poluição têm origem antrópica, na maioria das vezes de indústrias. No meio rural, os processos relacionados à poluição decorrente das atividades agrícola e pecuária são os mais significativas (DONADIO; GALBIATTI; PAULA, 2005; LIU et al., 2016). Alguns dos elementos que recebem maior significância durante a geração de índices de qualidade da água para avaliação ambiental são o nitrogênio e o fósforo, o que ocorre devido à sua frequente aplicação no meio agrícola, e sua capacidade de causar eutrofização,

diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido que gera desordem de funções ambientais (LIU et al., 2016).

Uma forma de diminuir os efeitos negativos sobre a qualidade da água provenientes da agricultura intensiva é a definição de fontes e áreas críticas de poluição, baseada na identificação de múltiplos fatores, como a densidade populacional, presença de indústrias e cargas significativas de sedimentos e de nutrientes (CAPOANE, 2011; LIU et al., 2016). A identificação dessas áreas será mais efetiva quanto maior o número de fatores avaliados, tendo maior precisão e concordando as demandas econômicas e sociais. O monitoramento hidrológico é uma ferramenta capaz de auxiliar no controle da poluição difusa, que deve ser planejado em grande escala, como no nível de bacia hidrográfica, com práticas de manejo e conservação do solo. As relações entre as características da paisagem e a qualidade da água são importantes para a predição da contaminação da água em bacias não monitoradas, e aprimorar as diretrizes de planejamento do uso do solo na escala de bacia hidrográfica (SHI et al., 2017).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ESTRATÉGIA DE ABORDAGEM

A bacia do Arroio Lajeado Ferreira vem sendo monitorada desde 2001, sendo sua implantação oriunda do projeto RS-Rural, denominado Gerenciamento de Recursos Naturais e Alívio da Pobreza Rural, financiado pelo Banco Mundial e executado pelo serviço de extensão estadual (EMATER) com apoio da SINDITABACO. O projeto teve como um dos seus objetivos avaliar os processos erosivos e impactos ambientais em uma pequena bacia hidrográfica rural, com elevada fragilidade ambiental sob cultivo agrícola intensivo, por meio do monitoramento hidrológico. O monitoramento ambiental foi realizado com o intuito de melhorar a gestão dos recursos naturais e aumentar a sustentabilidade, resultando no aumento das receitas da comunidade local de baixa renda. A escolha da bacia ocorreu pelas características socioeconômicas e fisiográficas, representativas da região.

Nesse contexto, amostras de águas foram coletadas a fim de obter uma visão geral da qualidade da mesma. A frequência de amostragem e os parâmetros avaliados não foram fixados para o estudo; diante disso, o banco de dados apresenta dados dispersos, de frequência irregular tanto no tempo quanto aos parâmetros avaliados. Até o presente estudo, não havia sido feita a compilação desses dados para avaliação espaço-temporal da qualidade da água da bacia monitorada.

O principal fator estimulante de realizar essa abordagem foi a significativa alteração do uso e manejo do solo, bem como a melhoria da infraestrutura e do saneamento rural durante o período estudado, de modo que pode-se dividir o período de amostragem (2001-2017) em três períodos distintos:

- 1) O primeiro é caracterizado pela agricultura convencional e cultivo predominante do fumo.
- 2) Com o incentivo de práticas conservacionistas durante a vigência do projeto, o manejo do solo foi consideravelmente substituído para conservacionista, aliado a culturas de cobertura de inverno, caracterizando assim o segundo período.
- 3) O terceiro é caracterizado pelo final da vigência do projeto, retorno de práticas convencionais e substituição dos cultivos do fumo por milho, soja e florestas comerciais.

As análises da qualidade da água não vinham sendo realizadas desde 2015 e, durante o desenvolvimento do presente estudo, as coletas foram retomadas a fim de continuar a caracterização. Assim, buscou-se estabelecer um monitoramento com uma maior intensidade de amostragem, capaz de caracterizar a dinâmica da qualidade da água de forma anual.

Durante a definição das estratégias de monitoramento, houve grande dificuldade na escolha dos parâmetros a serem analisados, visto que uma ampla variabilidade de parâmetros vinha sendo analisado desde o início do monitoramento, sem que houvesse a determinação contínua do mesmo conjunto de parâmetros. Assim, foram selecionados os parâmetros de maior frequência de amostragem, visto que não havia o conhecimento de quais parâmetros eram de maior relevância para a compreensão dos processos contaminantes e consequente deterioração da qualidade da água local. Diante disso, técnicas estatísticas de análises de componentes principais foram aplicadas aos dados obtidos no período intereventos, a partir da retomada das análises com elevada intensidade amostral (2016 – 2017), visto que essa técnica possibilita a identificação dos parâmetros de maior significância na qualidade da água, identificando quais os de maior relevância para dar continuidade de análise. Essa análise possibilita a redução do número de parâmetros avaliados, refletindo na diminuição dos custos analíticos e do tempo laboral.

A fim de identificar o efeito dos eventos pluviais diante da qualidade da água, o monitoramento intereventos foi realizado durante o período de amostragem, sendo coletados seis eventos, com a avaliação das características físico-químicas. Dada a sensibilidade dos parâmetros biológicos, que necessitam de refrigeração imediata e análise em curto período de tempo, esses foram avaliados durante os eventos pluviais, visto que um evento tem duração variável, extrapolando os prazos analíticos definidos nas metodologias.

O monitoramento dos eventos pode ser dividido em dois períodos distintos:

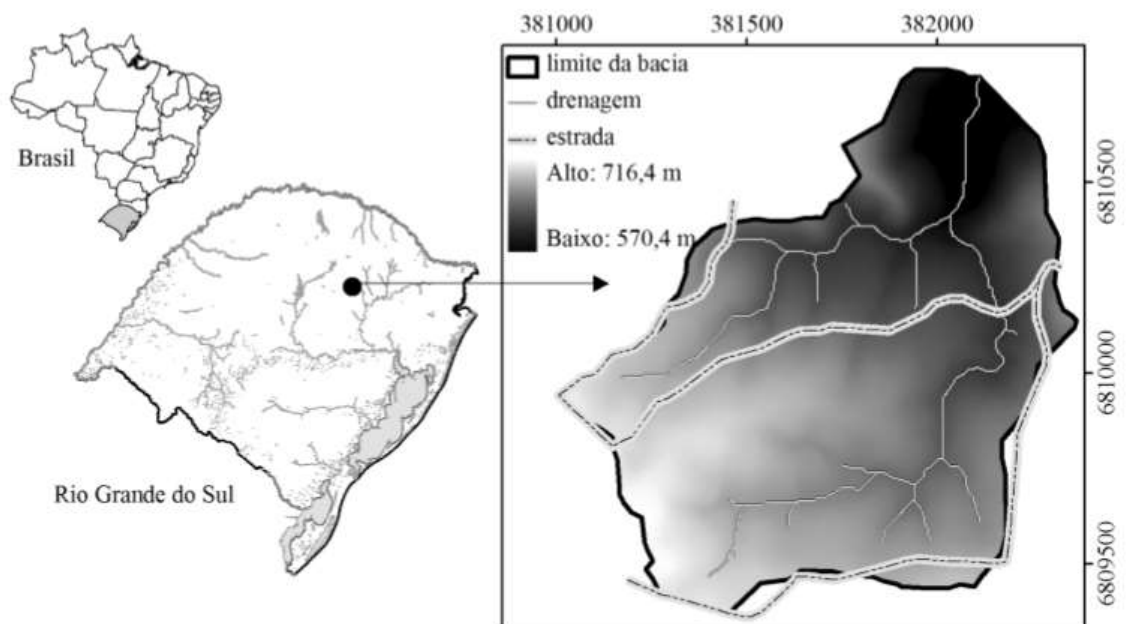
- 1) O primeiro, realizado nos meses de abril a maio, buscou identificar as variações da qualidade da água diante do efeito de escala. Para tanto, foram realizadas coletas nos pontos Exutório, que representa a área de contribuição total da bacia em estudo (Exutório), sub-bacia esquerda pequena (Sub 1), e sub-bacia esquerda intermediária (Sub 1.2).
- 2) O segundo período está associado à automatização do monitoramento qualitativo na bacia hidrográfica. Entre agosto e outubro, eventos foram monitorados com maior discretização, devido ao auxílio da sonda multiparâmetros alocada no ponto Exutório.

Dessa forma, pode-se analisar os resultados gerados por estratégias diferentes de amostragem, considerando a variabilidade espacial e temporal dos processos inferindo sobre as melhores técnicas de amostragem e determinação.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em uma pequena bacia hidrográfica rural (Figura 3.1) denominada Arroio Lajeado Ferreira, com área total de drenagem equivalente a 1,24 km², localizada na comunidade rural Cândido Brum no município de Arvorezinha, sob latitude - 28° 52' 20" S e longitude -52° 10' 31" O, com altitude variando de 560 a 740 m. A localidade está inserida na região centro-norte do estado do Rio Grande do Sul e situa-se nas cabeceiras de um afluente da margem esquerda do rio Guaporé, pertencente ao sistema fluvial Taquari-Antas, um tributário do rio Jacuí, o maior rio do estado que abastece grande parte da região central do estado, principalmente a capital, Porto Alegre, localizada a aproximadamente 160 km da área de estudo.

Figura 3.1 – Localização da área de estudo.



A região da Bacia do rio Taquari-Antas é ocupada por uma variedade de cultivos agrícolas, que totalizam mais de um milhão de hectares. Entretanto, análises de solo da bacia indicam fortes limitações quanto aos aspectos pedológicos, como variações de profundidade do perfil, restrições quanto à fertilidade, limitações de relevo e drenagem, e alto risco de erosão. Em busca de um desenvolvimento intenso da agricultura, a comunidade agrícola buscou corrigir essas limitações com a aplicação de agrotóxicos e adubos químicos, gerando um revolvimento contínuo do solo, que proporcionou um agravamento dos processos erosivos, ocasionando conseqüentemente um aumento da turbidez e do assoreamento de cursos hídricos (FEPAM, 2017).

A área de estudo localiza-se em uma região que apresenta predomínio de relevo declivoso, solos rasos e frequentemente arados. Como alternativa econômica, a cultura do tabaco (*Nicotina tabacum* L.) é um dos usos do solo mais representativos da área, considerando principalmente a mão de obra familiar utilizada na comunidade. Entretanto, na última década, considerando o aumento ao acesso de jovens à educação tecnológica e profissional, grande parte da parcela jovem da comunidade partiu para a zona urbana em busca de qualificação técnica. Esse processo ocasionou um cenário relevante de êxodo rural, considerando o envelhecimento da população da comunidade e saída das novas gerações.

Uma alternativa à falta de mão de obra familiar foi a plantação de espécies arbóreas do gênero *Eucalyptus* spp., considerando a diminuta exigência de mão de obra para tratamentos silviculturais, e o desenvolvimento das indústrias produtoras de erva-mate (*Ilex paraguariensis*), indústria esta que necessita de elevadas quantidades de madeira para geração de energia. Durante o período de estudo, a cultura da erva-mate também apresentou avanço significativo, estando intimamente relacionada com o preço de mercado.

3.2.1 Clima

O clima da região é classificado como subtropical superúmido mesotérmico sem estação seca definida (Cfb), de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013). A erosividade anual da chuva é de $6.540 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, classificada como moderada a forte, sendo que a maior erosividade ocorre entre os meses de setembro e outubro (ARGENTA et al., 2001). A Tabela 3.1 indica de forma mensal, o volume precipitado nos últimos sete anos.

Tabela 3.1 – Volume de chuva precipitado na localidade Cândido Brum, Arvorezinha – RS.

Ano	Precipitação pluvial (mm)												
	Mês											Anual	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11		12
2017	156,5	148,6	204,6	212,9	326	159	25	133	89	200	114		1769
2016	86,8	150,2	311,0	245,9	61,7	11,5	176,2	85,9	62,8	415,8	113,0	152,6	1873,4
2015	218,5	124,2	103,4	154,3	158,4	264,0	294,5	70,6	271,7	329,0	145,1	364,8	2498,5
2014	239,3	60,9	77,1	183,5	203,7	388,9	187,3	117,2	303,3	58,1	59,0	259,7	2137,9
2013	102,1	42,3	85,7	95,9	98,4	108,2	77,3	278,3	212,3	150,0	274,4	173,5	1596,4
2012	109,8	194,3	65,4	71,2	34,1	79,1	223,1	61,8	230,9	186,8	111,7	338,2	1706,5
2011	213,7	91,5	330,8	235,0	81,1	210,6	297,8	305,5	67,9	85,3	0,0	28,5	1947,6
2010	299,3	129,3	97,8	184,3	167,7	132,5	280,3	26,0	98,5	87,3	195,0	144,8	1842,8

Podemos classificar, de modo geral, a variabilidade dos processos hidrológicos e erosivos na bacia em três períodos (MINELLA et al., 2007):

- 1) O primeiro se refere aos meses de setembro e outubro, onde os volumes precipitados e a erosividade são ligeiramente maiores. Esse período coincide com as atividades de preparo do solo para plantio do fumo, constituindo-se no momento mais propício para o processo erosivo, visto que o solo se encontra desprotegido e recebe maior energia proporcionada pelo impacto das gotas da chuva.
- 2) O segundo período é caracterizado pelos meses úmidos e frios, de junho a agosto, período onde a evapotranspiração é baixa, mantendo altos teores de água no solo, estando este ligeiramente encharcado, facilita a incidência de escoamento superficial.
- 3) O terceiro período é caracterizado pelos meses quentes, onde a evapotranspiração é alta, proporcionando maior infiltração e armazenamento de água, com escoamento superficial menos frequente.

3.2.2 Geomorfologia

A geologia da região é caracterizada por derramamentos basálticos da formação Serra Geral. A declividade média da bacia encontra-se em torno de 7% no terço superior, apresentando relevo ondulado, enquanto, no terço médio e inferior, o relevo é acentuado, sendo forte ondulado (>15%) com vertentes curtas e vales encaixados. O canal principal possui declividade média de 8,2% (MINELLA et al., 2007).

3.2.3 Solo

As classes de solos existentes na bacia são Argissolos, Cambissolos e Neossolos. Como as características dos solos são intimamente relacionadas com o relevo e geomorfologia, verifica-se no terço superior da bacia a predominância de Argissolos, visto que são solos mais profundos. No terço médio e inferior da bacia, ocorre a predominância de Neossolos, principalmente em locais montanhosos onde o solo é mais raso. Em áreas menos declivosas, é verificada a presença de Cambissolos.

No Argissolo, há presença de horizonte B textural, iluviação de argilas no horizonte B (EMBRAPA, 1999; STRECK et al, 2002). Nos Cambissolos, é comum a presença de fragmentos rochosos, indicando um baixo grau de intemperismo. Os Neossolos apresentam elevada pedregosidade até mesmo no horizonte A, desse modo sendo altamente susceptíveis à erosão hídrica, apresentando baixa capacidade de infiltração e armazenamento de água no perfil, que por sua vez é extremamente raso.

3.2.4 Rede de drenagem

A área de estudo encontra-se nas cabeceiras de um afluente da margem direita do rio Guaporé, que pertence ao sistema fluvial Taquari-Antas, faz parte da Região Hidrográfica do Guaíba, sendo o principal afluente do rio Jacuí. As nascentes da bacia Taquari-Antas localizam-se no Planalto, denominada de rio das Antas até a confluência com o rio Guaporé, onde a partir deste ponto é denominado rio Taquari, até desembocar no rio Jacuí. Este é o principal rio da bacia da Região Hidrográfica do Atlântico Sul, segundo a divisão hidrográfica nacional (Brasil, 2003). Ocupa uma área de 26.428 km², que corresponde a 9% do território estadual. Sua extensão total é de 530 km, sendo 390 km no rio das Antas, e 140 km do rio Taquari. Apresenta características diferenciadas quanto à topografia devido à variação da altitude, que parte de 1.000 m nos afluentes, e chega a aproximadamente 5 m na foz (FEPAM, 2017).

Hidrologicamente, a bacia Taquari-Antas pode ser caracterizada por regimes torrenciais, de escoamentos superficiais rápidos e bruscas variações de descargas, por apresentar declividade média elevada, rede de drenagem densa com tendência radial, pouca cobertura vegetal, pouca profundidade e baixa permeabilidade dos solos (FEPAM, 2017).

Na área de estudo, a declividade média do canal principal é de aproximadamente 8,2%, considerado íngreme (declividade entre 4 e 10%) com cascatas, e pedregulhos ao longo do trecho, fundo e margens (ROSGEN, 1994). O canal é enquadrado como A3, com densidade de drenagem de 2,395 km km⁻² aproximadamente (MINELLA, 2003).

3.2.5 Vegetação

A vegetação original da região de estudo é a floresta subtropical da Mata Atlântica, apresentando quatro regiões fitoecológicas associadas à Mata Atlântica e consideradas como zona de transição: Savana (Campos), Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), Floresta Estacional Decidual e Áreas de Tensão Ecológica (FEPAM, 2017).

Na área de estudo, o principal tipo vegetacional encontrado é a Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), caracterizada por araucárias (*Araucaria angustifolia*), erva-mate (*Ilex paraguariensis*), cedro (*Cedrela fissilis*), camboatá-vermelho (*Cupania vernalis*), imbúia (*Ocotea porosa*), canela (*Ocotea diospyrifolia*), aroeira-brava (*Lithraea brasiliensis*), tarumã (*Vitex megapotamica*), mamica-de-cadela (*Zanthoxylum rhoifolium*), branquilho (*Sebastiania commersoniana*), goiaba-da-serra (*Acca sellowiana*) e espinheira-santa (*Maytenus muelleri*). A presença de *Araucaria angustifolia*, o pinheiro-brasileiro, que deveria ser predominante na área, é considerada escassa apresentando poucos indivíduos adultos.

A bacia apresenta significativa riqueza de espécies, sendo assim capaz de aumentar a resiliência de áreas perturbadas, possibilitando recuperação com altos valores de número de espécies. Segundo Liesenfeld e Corbellini (2002), foram verificadas na bacia 95 espécies de árvores, arvoretas e arbustos. Ao avaliar a classe ecológica sucessional das espécies encontradas na microbacia, de maneira geral, as florestas analisadas apresentam uma composição que indica um processo de sucessão secundária e confirma o caráter jovem das formações (LIESENFELD; CORBELLINI, 2002). Entretanto, é comum a ocorrência de indivíduos únicos de classe sucessional tardia. Isso evidencia o corte seletivo e o processo natural de rebrote, mesmo que de baixa ocorrência.

Os fragmentos florestais encontrados na microbacia, de modo geral, estão seguindo cursos sucessionais independentes, visto que não apresentam uma tendência geral de sucessão. As florestas são heterogêneas e se encontram em diferentes estágios de regeneração, fator que pode ter ocorrido devido ao manejo seletivo. Esse tipo de atividade é comum na

localidade, visto que se baseia na pequena propriedade rural, onde seus usuários dependem intensivamente dos recursos naturais existentes na área (FEPAM, 2017).

Considerando a baixa ocorrência de rebrote, podemos inferir que algum tipo de perturbação tem causado interferência no processo natural de polinização e dispersão de sementes. A intensa utilização de agroquímicos é capaz de causar a redução do número de polinizadores e dispersores, como insetos e pássaros, e também das plantas epífitas, processo intimamente relacionado com a fragmentação e isolamento de populações. Alguns fatores climáticos também devem ser considerados, como os períodos de severidade climática, que podem estar provocando o fenômeno de diluição florística na área (LIESENFELD; CORBELLINI, 2002; RAMBO, 1961).

Assim, apesar da grande biodiversidade da área de estudo, a mesma se encontra sensivelmente alterada pela agricultura, atividade responsável pela supressão de grande parte da vegetação, restando apenas fragmentos florestais nas áreas de maior declividade, onde o acesso e alteração são difíceis, tornando assim impróprias para agricultura e protegidas pelo Código Florestal, Lei 12.961 (BRASIL, 2012) devido à sua fragilidade ambiental.

3.2.6 Histórico da área e dinâmica de uso e ocupação

A região de estudo é composta por áreas íngremes, sendo as propriedades rurais bem distribuída entre as famílias, variando de 4 a 20 ha. A produção agrícola baseia-se principalmente na agricultura intensiva, com o cultivo de tabaco (*Nicotiana tabacum*), milho (*Zea mays*), trigo (*Triticum aestivum*), soja (*Glicine max.*), feijão (*Phaseolus vulgaris*) e eucalipto (*Eucalyptus sp.*). Os ciclos das culturas podem ser divididos em culturas de inverno (abril a junho), preparo do solo (agosto a setembro), plantio (outubro) e colheita (março).

Quanto aos períodos marcantes que incidiram em diferentes atividades na bacia de estudo, podemos dividi-los em três:

- 1) O primeiro (2001-2003) caracteriza-se pela agricultura convencional, com o uso do solo predominante do cultivo do tabaco, cobrindo aproximadamente 55 ha. A pobreza rural era evidenciada, por exemplo, pelas condições sanitárias da população, que consumia água de fontes sem as devidas condições estruturais e não provinha de sanitários residenciais.
- 2) Durante o segundo período (200-2009), o programa RS Rural iniciou sua vigência, desenvolvendo atividades de acompanhamento técnico para os produtores rurais a

partir de 2003, a fim de incentivar as práticas conservacionistas do solo, e o cultivo mínimo. As práticas conservacionistas atingiram seu percentual máximo na bacia em estudo no ano de 2007, abrangendo 80% da área cultivada. A estratégia conservacionista se baseou na inserção de culturas de inverno, com plantas de cobertura como a aveia preta (*Avena strigosa*) e ervilhaca (*Vicia sativa*), responsáveis pela proteção do solo dos impactos da chuva, aumentando a capacidade de infiltração, conseqüentemente reduzindo o escoamento superficial e melhorando a agregação do solo.

- 3) Com o término do projeto, a comunidade não seguiu realizando as práticas recomendadas, havendo um retorno gradual do cultivo convencional, predominando na área de estudo. A partir de 2013-2017, o terceiro período, portanto, pode ser evidenciado pelo retorno das práticas convencionais de manejo do solo e alteração do uso do solo, sendo parte dos cultivos de fumo substituídos por soja, milho e florestas comerciais de rápido crescimento, sendo o eucalipto a espécie predominante. Essas florestas foram inseridas majoritariamente em ambientes de declividade acentuada. Esse momento está associado também ao envelhecimento da população e ao êxodo rural por parte dos jovens, que partiram para a cidade buscando melhores condições de escolarização.

Principalmente no caso do tabaco, a erosão hídrica gera severos impactos sociais e econômicos, refletindo na degradação dos recursos hídricos e perda de fertilidade do solo (KAISER et al., 2010). O sistema produtivo é baseado na mão-de-obra familiar, com grande impacto natural, social e econômico, proveniente do revolvimento intensivo do solo, que provoca a diminuição da fertilidade, alteração do equilíbrio do carbono, das condições físicas, químicas, biológicas, diminuição da capacidade de armazenamento de água no solo e aumento da propensão à erosão hídrica. Como resposta à diminuição do equilíbrio do sistema e, conseqüentemente, da fertilidade, os agricultores aumentam a utilização de insumos e o desmatamento de áreas sem aptidão agrícola agrícola (encostas de alta declividade e margens dos rios). Dessa forma, geram como resultado um ciclo de degradação dos solos, dos recursos hídricos, da biodiversidade e do empobrecimento da comunidade rural cada vez mais intensos (KAISER et al., 2015; MINELLA et al., 2017).

A cultura de maior importância, tradicional na região, é o tabaco (*N. tabacum L.*), caracterizado por cultivos intensivos capazes de alterar o balanço hídrico da região, tornando-se fontes de contaminação (KAISER; REINERT; MIGUEL, 2010; MINELLA et al., 2017). A

maioria das plantações de tabaco no sul do Brasil é cultivada por pequenos produtores rurais com pequenas áreas de baixo potencial agrícola (MERTEN; MINELLA, 2006). Os produtores devastam a floresta a fim de obter uma maior área para cultivo, com práticas de manejo majoritariamente realizadas por meio do cultivo intensivo, emprego de camalhão e uso generalizado de agroquímicos e fertilizantes (MERTEN; MINELLA, 2013; PELLEGRINI, 2009).

O camalhão contribui com a formação de um canal de escoamento da água da chuva, sendo essa concentração de água no canal fonte de transporte para a perda de solo, que se encontra desagregado devido ao constante revolvimento (BONUMÁ, 2011). Quanto aos fertilizantes e agroquímicos, de modo geral, o sistema de produção integrado da indústria do tabaco não utiliza técnicas agronômicas para as recomendações dos fertilizantes, sendo as doses recomendadas as mesmas para todos os produtores da região sul do Brasil, independentemente do tipo de solo, conteúdo de argila ou histórico de adubações anteriores (PELLEGRINI, 2009). Esse processo reflete na aplicação de altas quantidades de fertilizantes minerais, que são perdidos por meio do processo erosivo.

3.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS

3.3.1 Localização dos pontos de coleta

Após delimitação da bacia hidrográfica, três pontos de coleta de água superficial foram inicialmente selecionados para determinação da qualidade da água proveniente de períodos intereventos, denominados Exutório, sub-bacia esquerda pequena (Sub 1) e sub-bacia direita (Sub 2). Durante o ano de 2017, iniciou o planejamento e construção de uma nova calha de monitoramento, localizada em um ponto denominado sub-bacia esquerda intermediária (Sub 1.2). Para a determinação da qualidade da água durante períodos intraeventos, foram monitorados os pontos Exutório, Sub 1 e Sub 1.2. Destes, o Exutório é o ponto que representa a contribuição de toda a área da bacia, a Sub 1 representa a menor área de contribuição, visto que é o ponto que se encontra mais a montante da bacia. O ponto Sub 1.2 representa a continuidade do curso hídrico da Sub 1, mas apresenta uma maior área de contribuição. Esses pontos foram selecionados devido à instrumentalização dos mesmos, visto que são os pontos automatizados com amostradores automáticos, que possibilitaram a programação dos

intervalos de coleta para o mesmo intervalo de tempo, podendo assim visualizar o efeito de escala diante da qualidade da água.

Quanto aos pontos de coleta de água subsuperficial, fontes localizadas na residência de quatro moradores da bacia hidrográfica foram selecionadas, assim denominados como Pedro (1), João (2), Orestes (3) e Albertino (4). As fontes 1 e 3 se encontram na porção à montante da bacia, enquanto as fontes 2 e 4 se aproximam da feição à jusante. Todas as fontes apresentam cobertura com tampo de concreto, niveladas a aproximadamente 10 cm do solo, com exceção da fonte 2, que apresenta altura aproximada de 1 m e cobertura com telhas de fibrocimento, cobertura essa que permite a entrada de material orgânico senescente das árvores que a rodeiam. A fonte 3 apresentou durante todo o período de monitoramento (2016 – 2017) o melhor tipo de cobertura, com acesso restrito devido às camadas de concreto e lona que a protegiam. O mesmo sistema foi implantado na fonte 1 em meados de julho/2017, dada a elevada quantidade de cadáveres de animais como lagartos e sapos encontradas na mesma. Todas as fontes estão localizadas próximas à sede da propriedade rural. Ocorre a presença de poluição pontual proveniente de dejetos domésticos e de criatório de animais para o consumo familiar nos arredores das fontes 1, 2 e 3. Também ocorre a presença de açudes ou córregos próximos às fontes 1, 2 e 3, sendo o açude próximo a fonte 1 com elevada quantidade de plantas aquáticas, o que pode ser um sinal de eutrofização. Apesar de não apresentar criatórios nem cursos hídricos próximos, a fonte 4 está localizada a poucos metros de uma fossa séptica proveniente da sede de propriedade.

Concomitantemente às análises superficiais e subterrâneas, foram analisadas amostras provenientes da nova caixa d'água comunitária instalada na localidade pelo município, a fim de prover água potável de qualidade para a população. A Figura 3.2 indica os pontos de coleta citados na microbacia, bem como suas coordenadas de localização.

Figura 3.2 – Delimitação da bacia hidrográfica estudada, e indicação dos pontos de coleta superficiais (a) e subterrâneos (b) com suas respectivas coordenadas.



Fonte: do autor.

3.3.2 Definição dos parâmetros de qualidade físico-químicos e biológicos

Considerando que o monitoramento ambiental da área de estudo vem sendo realizado desde 2001, buscou-se definir os parâmetros a serem analisados. Isso foi realizado por meio de uma revisão bibliográfica a fim de identificar parâmetros analisados com maior frequência e de maior relevância para a temática do estudo. Também se levou em consideração o tipo de uso do solo e as fontes de poluição, destacando-se o deflúvio superficial agrícola e o despejo de efluentes domésticos. Durante o estudo, houve o processo de automatização do monitoramento da qualidade da água. Em meados de agosto, uma sonda multiparâmetros foi instalada no exutório, provendo um conjunto de novos parâmetros para o monitoramento. Com o auxílio da sonda, os demais pontos de monitoramento também foram avaliados a partir do início do funcionamento.

Os parâmetros analisados durante o estudo foram: temperatura, oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), turbidez, sólidos totais dissolvidos (TDS), potencial de oxi-redução (ORP), coliformes totais (CT), *Escherichia coli* (*E. coli*), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), fósforo total (Pt), fósforo solúvel (Ps), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), potássio (K), ferro (Fe), amônia (NH₃) e nitrato (NO₃⁻). Esses parâmetros foram analisados no Laboratório de Análise de Águas Rurais (LAAR) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). A análise desses parâmetros ocorreu de forma mensal, de novembro de 2016 a novembro de 2017. Também foram coletadas amostras durante eventos pluviais, a fim de analisar o comportamento dos parâmetros físico-químicos diante da variável vazão. Após as análises, os resultados obtidos foram interpretados de acordo com a legislação vigente (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

Alguns parâmetros apresentam falhas de monitoramento ou avaliação. Falhas no monitoramento ocorreram para parâmetros avaliados pela sonda multiparâmetros, visto que, no período anterior à aquisição da mesma, a análise dos mesmos não era realizada devido à falta de equipamentos capazes de determinar as variáveis. As falhas de avaliação, por sua vez, ocorreram devido à disponibilidade dos equipamentos necessários para a determinação. Muitos deles estragaram durante o estudo. Assim, considerando o orçamento limitado disponível para a pesquisa, amostras foram guardadas para posterior análise de acordo com as recomendações do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

3.3.3 Coleta de amostras

A metodologia de coleta foi realizada segundo as recomendações do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Foram utilizados recipientes esterilizados para a coleta das amostras, que logo após a coleta foram acondicionadas em caixa térmica resfriada para o transporte até o laboratório. Após a chegada das amostras do campo, buscou-se realizar as análises com a maior agilidade possível, a fim de reduzir os erros relacionados ao tempo de determinação.

3.3.4 Processamento das análises

Considerando que os parâmetros biológicos e indicadores e matéria orgânica são os mais sensíveis às alterações temporais, após a chegada das amostras ao laboratório foram imediatamente determinados os parâmetros coliformes totais (CT), *Escherichia coli* (*E. coli*), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), todos conforme as recomendações do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Posteriormente o pH, a CE e turbidez foram determinados por meio de pHmetro, condutivímetro e turbidímetro respectivamente. A etapa seguinte foi a separação de uma fração constituinte da solução total (água + sedimentos) para a determinação do fósforo total, e filtragem em membrana celulósica com porosidade de 0,45 µm para a determinação dos parâmetros químicos presentes na forma solúvel. As amostras foram identificadas e acondicionadas em geladeira e congelador, para posterior determinação dos parâmetros químicos.

A determinação do Ca, Mg, Fe, Cu, Zn e Mn foi realizada por meio de espectrofotometria de absorção atômica. A determinação do K foi feita por espectrofotometria de emissão de chama. A determinação do fósforo total e solúvel foi realizada segundo procedimento padrão de Murphy e Riley (1962). Amônia e nitrato foram determinados por meio de analisador de fluxo contínuo.

3.3.5 Análises estatísticas

A fim de identificar a relevância de cada parâmetro na qualidade da água proveniente do monitoramento intereventos na bacia estudada e assim otimizar o processamento de análise, a análise multivariada - Análise de Componentes Principais (ACP) - foi aplicada no conjunto de dados provenientes do monitoramento mensal. Segundo Hair et al. (2005), a análise multivariada refere-se a todos os métodos estatísticos que simultaneamente analisam múltiplas medidas sobre cada indivíduo ou objeto sob investigação. Para ser considerada multivariada, todas as variáveis devem ser aleatórias e inter-relacionadas de maneira que seus diferentes efeitos não podem ser significativamente interpretados de forma separada. A análise de componentes principais é uma abordagem estatística que pode ser usada para analisar inter-relações entre um grande número de variáveis e explicar essas variáveis em termos de suas dimensões inerentes comuns (fatores), onde o objetivo é encontrar um meio de condensar a informação contida em um número de variáveis originais em um conjunto menor

de variáveis estatísticas (fatores) com uma perda mínima de informação. Diante disso, técnicas de análise multivariada são capazes de influenciar não apenas os aspectos analíticos da pesquisa, mas também o planejamento e abordagem de coleta de dados para decisões e resoluções de problemas.

A análise foi realizada no programa “R” versão 3.4.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017). Devido ao efeito significativo da escala entre as unidades de cada parâmetro, foi realizada a padronização dos dados com a conversão das variáveis para escores padrão, o que corresponde a deslocar o centro do conjunto de dados para a origem do sistema cartesiano.

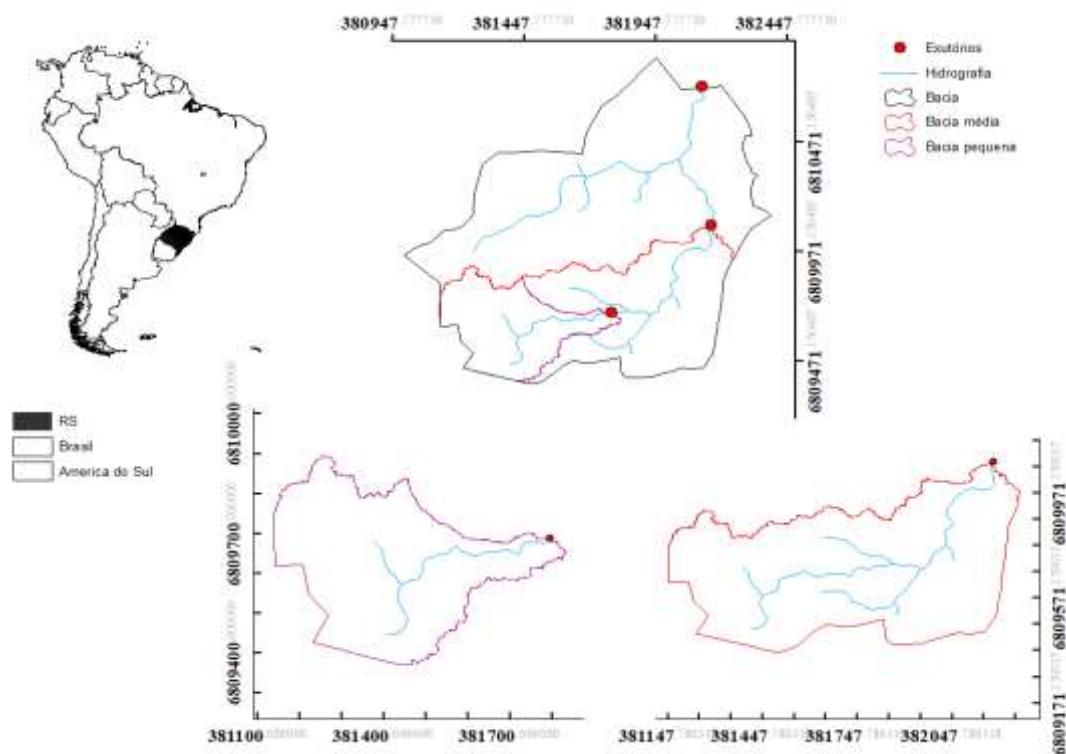
A ACP pode ser dividida em três etapas, sendo a primeira a geração de uma matriz de correlação, e a segunda, a extração de fatores a fim de reduzir o número de variáveis explicativas. A seleção do número de componentes principais se deu de acordo com a representatividade dos mesmos, que é verificada por meio de seus valores de variância. Segundo Hair et al. (2005), a eficiência dos componentes principais em descrever os dados depende da porcentagem da variação de cada componente. Destes componentes, foram selecionadas as variáveis que apresentaram correlação maior que 0,7 a fim de aumentar a significância dos parâmetros, visto que Hair et al. (2005) recomenda a utilização de coeficientes maiores ou iguais a 0,5. Foi realizada nova análise de ACP utilizando apenas as variáveis de maior peso, de onde se partiu para a terceira etapa, que se caracteriza pela rotação dos eixos relativos aos fatores, a fim de tornar o resultado mais simples de ser interpretado. As variáveis selecionadas foram submetidas à análise de agrupamentos, a fim de identificar a semelhança entre os pontos de coleta durante o período anual.

A análise de agrupamentos busca classificar a amostra em um pequeno número de grupos, com base na similaridade entre as amostras. Essa análise se baseia em três passos, onde o primeiro é a medida da similaridade entre as amostras para definir quantos grupos irão ser criados. O segundo passo se baseia no agrupamento, e o último estabelece os perfis das variáveis agrupadas (Hair et al., 2005).

3.3.6 Uso do solo

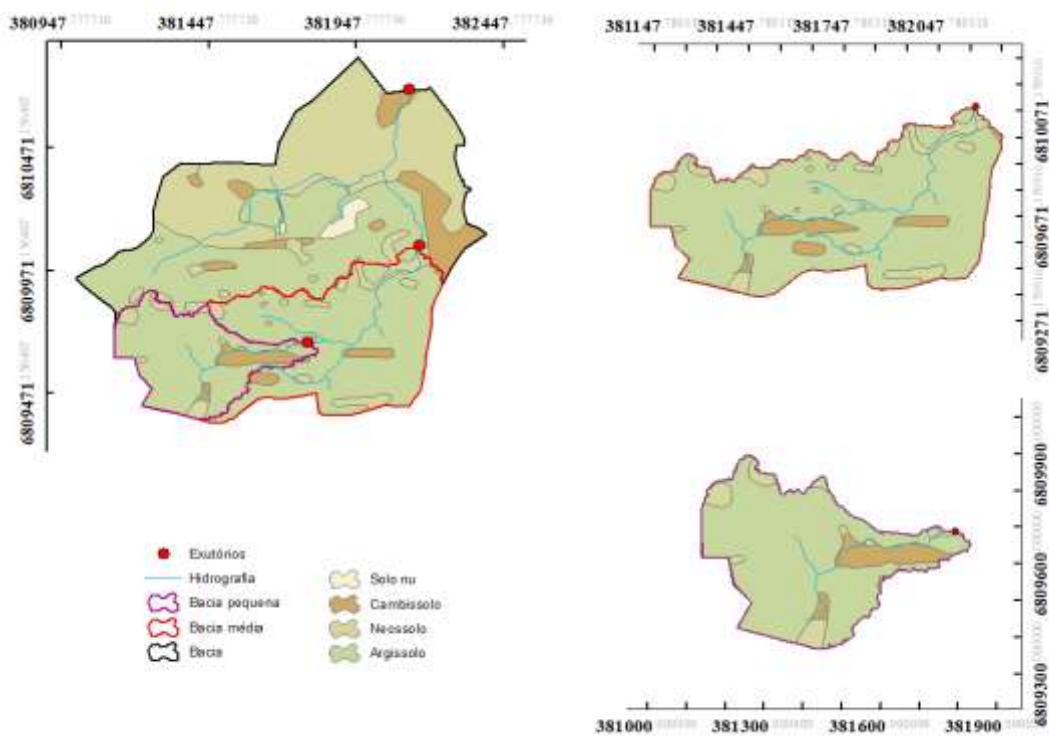
O uso do solo foi dividido em três períodos para avaliar as possíveis respostas dos parâmetros de qualidade da água medidos conforme os usos distintos do solo.

Figura 3.3 – Delimitação da bacia e sub-bacias estudadas.



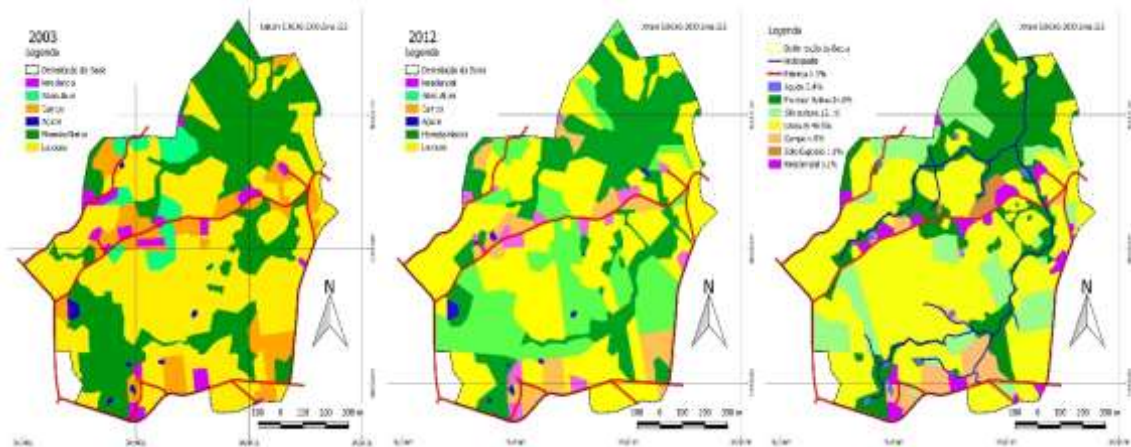
Fonte: do autor.

Figura 3.4 – Distribuição das classes de solo na área de estudo.



Fonte: do autor.

Figura 3.5 – Evolução do uso do solo na bacia hidrográfica em estudo.



Fonte: do autor.

3.3.7 Monitoramento histórico da qualidade da água

Buscando compreender a dinâmica espaço-temporal da qualidade da água durante o período 2001 – 2017, o presente estudo iniciou com a pesquisa de banco de dados antigos, a fim de compilar as informações e dados referentes ao monitoramento. A plotagem dos dados foi realizada a fim de compreender o comportamento dos parâmetros superficiais e subterrâneos no decorrer do período amostrado. Box plot são empregados por serem uma importante ferramenta exploratória, capaz de identificar as características básicas estatísticas como as tendências causadas pela variação sazonal (MCLEOD; HIPEL; COMANCHO, 1983). Nesse momento, percebeu-se que não havia a padronização dos parâmetros monitorados, nem dos intervalos de amostragem, visto que o volume de falhas durante o monitoramento era superior ao esperado.

Procedimentos estatísticos vem sendo desenvolvidos para atender conjuntos de dados com elevado volume de falha e *outliers*, características comuns de dados provenientes do monitoramento da qualidade da água. Técnicas para correção de falhas de dados com intervalos irregulares, utilizando procedimentos de ajuste sazonal (MCLEOD; HIPEL; COMANCHO, 1983), com covariáveis que variam conforme o principal objetivo de estudo, sendo comumente utilizadas a vazão e a temperatura, apresentam respostas satisfatórias a esse tipo de estudo. Essas são avaliadas de acordo com as mudanças de uso e ocupação do solo, desde que apresentem algumas condicionantes, como a distribuição normal, possibilitando o diagnóstico temporal de tendências (BODO, 1989). As características dos dados disponíveis

para o estudo não foram capazes de atender às condicionantes metodológicas para a aplicação das técnicas estatísticas.

4 RESULTADOS

Os resultados obtidos por meio do monitoramento hidrológico e de qualidade da água na bacia hidrográfica rural serão apresentados de forma a abranger (i) as características da qualidade das águas provenientes de períodos intereventos, (ii) as características da qualidade das águas provenientes de períodos intraeventos e (iii) uma abordagem sobre o monitoramento de baixa frequência em um longo período de tempo e sua relação com a representatividade realística da qualidade da água.

Os parâmetros de qualidade das águas provenientes do monitoramento intereventos, influenciados pelo escoamento de base, estão elencados neste documento para abranger a discretização do comportamento pontual mensal ao longo de um ano de avaliação das águas superficiais, das subterrâneas e da água que abastece a comunidade local; o abastecedor comunitário fora instalado recentemente pelo município para suprir a demanda por água potável. A Tabela 4.1 apresenta as datas de coleta, bem como o período seco antecedente e a precipitação incidente no último dia de chuva anterior à coleta. Nesse sentido, foram consideradas chuvas apenas com precipitação superior a 10 mm/dia, visto que valores inferiores pouco interferem no comportamento estudado. Também é exposto o total precipitado entre coletas, a fim de compreender a influência da chuva antecedente na qualidade da água.

Tabela 4.1 – Características dos períodos de coleta e precipitação anterior incidente

Data da coleta	Período seco antecedente (dias)	Chuva (mm)	Total precipitado no intervalo de coletas (mm)
16/10/2016	3	29,8	-
16/12/2016	13	20,2	417,9
16/01/2017	7	25,7	119,9
21/02/2017	2	10,2	172,1
22/03/2017	6	44,2	219,3
10/05/2017	6	10,4	227,8
23/06/2017	9	10,2	468,5
31/07/2017	14	13	28,6
26/08/2017	13	25,1	128,5
21/09/2017	5	16,8	79,1
28/10/2017	10	24,4	205,02
15/11/2017	4	12,2	124

As características da qualidade das águas durante o monitoramento intraeventos, provenientes do escoamento superficial durante eventos pluviais, foram apresentadas de forma a facilitar a compreensão de como as variáveis qualitativas da água se comportam com o aumento da vazão, e consequente incidência de escoamento superficial, considerando o efeito de escala de cada bacia.

Por fim, uma abordagem sobre o monitoramento de baixa frequência em um longo período de tempo e sua relação com a representatividade realística da qualidade da água foi apresentado por meio da interpretação de dados históricos do monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica. Essa abordagem auxilia na compreensão do efeito de escala espacial e temporal, diante da representatividade amostral, capaz de caracterizar os processos ocorridos na bacia hidrográfica.

4.1 QUALIDADE DA ÁGUA INTEREVENTOS

4.1.1 Qualidade da água intereventos nas seções de monitoramento das sub-bacias

Os parâmetros físico-químicos de qualidade da água avaliados mensalmente (Tabela 4.1.1) tiveram variação distinta com base no coeficiente de variação, em que alguns tiveram ampla e outros tiveram pouca variação.

O pH variou de 5,1 a 7,6 e, de maneira geral, junto com a temperatura teve os menores coeficientes de variação dentre os demais parâmetros avaliados. A maior variabilidade dos valores de pH ocorreu no ponto Sub 2, onde também foi observado pH abaixo do valor padrão estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2005). A temperatura foi um parâmetro de baixa variabilidade em comparação aos demais parâmetros, com amplitude entre 13,4 e 19,3 °C. A condutividade elétrica teve menor variabilidade no Exutório e maior variabilidade na Sub 1 e Sub 2, principalmente, devido aos baixos valores observados na Sub 1 de outubro/16 a janeiro/17 e a amplitude de valores de junho a setembro/17. A turbidez foi o parâmetro que teve maior variação entre os parâmetros avaliados, sendo a maior variabilidade observada na Sub 2, ponto este que também teve a turbidez (98,7 em novembro/2017) ligeiramente menor que o valor padrão estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2005). Os sólidos totais dissolvidos variaram de 27 a 55 mg L⁻¹, sendo a menor variabilidade observada no Exutório e a menor variabilidade observada na Sub 2. O oxigênio dissolvido teve menor variabilidade na Sub 1, enquanto a variabilidade de valores foi similar entre as outras bacias. Exceto na Sub 1,

no mês de setembro, o oxigênio dissolvido foi maior do que o valor padrão estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2005).

Tabela 4.1.1 – Parâmetros físico-químicos, avaliados mensalmente, de qualidade na seção de monitoramento das bacias hidrográficas.

Parâmetro	Padrão	Ponto	2016			2017							CV (%)		
			Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Mai	Jun	Jul	Ago	Set		Out	Nov
pH	6 a 9	Exutório	7.1	6.9	6.8	7.0	6.7	6.3	6.1	7.6	6.9	7.2	6.7	6.8	5
		Sub 1	7.0	6.7	6.4	7.1	6.7	6.9	6.3	7.5	7.4	7.1	6.9	7.1	5
		Sub 2	7.0	6.9	6.5	7.2	6.8	7.0	6.4	6.8	6.8	5.1	6.4	6.5	8
		Média	7.0	6.8	6.6	7.1	6.7	6.8	6.3	7.3	7.0	6.5	6.7	6.8	-
Condutividade elétrica (µS)	-	Exutório	40	50	50	-	-	-	43	68	69	63	61	56	18
		Sub 1	20	30	20	-	-	-	53	53	59	42	42	50	39
		Sub 2	60	60	60	-	-	-	29	82	86	46	79	66	33
		Média	40.0	46.7	43.3	-	-	-	41.7	67.7	71.3	50.3	60.7	57.3	-
Turbidez (NTU)	40	Exutório	-	-	-	-	10.4	6.9	7.5	20.6	3.8	10.8	17.8	9.2	52
		Sub 1	-	-	-	-	22.1	12.7	6.0	12.7	13.4	34.8	2.0	20.8	66
		Sub 2	-	-	-	-	8.8	2.3	16.5	18.8	1.3	5.2	25.3	98.7	145
		Média	-	-	-	-	13.8	7.3	10.0	17.4	6.2	16.9	15.0	42.9	-
Sólidos totais dissolvidos (mg L ⁻¹)	-	Exutório	-	-	-	-	-	-	-	44	44	40	39	36	8
		Sub 1	-	-	-	-	-	-	-	34	38	27	27	32	14
		Sub 2	-	-	-	-	-	-	-	53	55	29	51	42	23
		Média	-	-	-	-	-	-	-	43.7	45.7	32.0	39.0	36.7	-
Temperatura (°C)	-	Exutório	-	-	-	-	-	-	-	13.4	17.3	19.3	16.4	16.0	13
		Sub 1	-	-	-	-	-	-	-	15.5	17.7	19.4	17.0	18.3	8
		Sub 2	-	-	-	-	-	-	-	14.1	16.3	18.1	16.8	19.3	11
		Média	-	-	-	-	-	-	-	14.3	17.1	18.9	16.7	17.9	-
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	6	Exutório	-	-	-	-	-	-	-	11.1	7.0	5.4	-	-	37
		Sub 1	-	-	-	-	-	-	-	6.8	6.7	5.0	7.4	-	15
		Sub 2	-	-	-	-	-	-	-	8.3	6.8	3.9	-	-	35
		Média	-	-	-	-	-	-	-	8.7	6.8	4.8	7.4	-	-

* Não monitorado ou não avaliado (-).

Os parâmetros químicos (Tabela 4.1.2) com menor variabilidade foram o Ca e o K, enquanto os com maior variabilidade foram P total e solúvel, Cu e Fe. A concentração máxima de Ca e de Mg foi maior nas bacias maiores (Exutório e Sub 2), enquanto o Fe e o Mn tiveram menor concentração máxima no Exutório e Sub 2. Todas as bacias tiveram a concentração máxima de Cu e Fe com valores superiores ao estabelecido como padrão pelo CONAMA (BRASIL, 2005). O P solúvel e o P total tiveram ampla variabilidade em sua

concentração em todas as bacias avaliadas e a concentração máxima de P total foi superior ao valor padrão estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2005). A concentração de NO^{-3} esteve adequada para o consumo nas três bacias estudadas, com variação de 0,4 a 2,4 mg L^{-1} .

Os parâmetros químicos e/ou biológicos de qualidade da água (Tabela 4.1.3), avaliados mensalmente, de maneira geral, tiveram alta variabilidade e os valores foram muito superiores aos valores limites estabelecidos pelo CONAMA (BRASIL, 2005).

A DBO variou de 7 a 59 no Exutório, de 3 a 54 na Sub 1 e de 0 a 48 na Sub 2. A DBO das sub-bacias Sub 1 e Sub 2, embora com valor mínimo dentro do valor limite de DBO estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2005), este enquadramento ocorreu somente em agosto/17; nos demais meses, os valores foram superiores a 3 – padrão do CONAMA (BRASIL, 2005). Os coliformes totais foram superiores ao padrão (2000) do CONAMA (BRASIL, 2005) em todos os meses de avaliação e em todas as bacias avaliadas, com maior amplitude de valores na Sub 2 (de 2300 a 160000). Cabe salientar que segundo a metodologia utilizada, valores de NMP equivalentes a <180 indicam a ausência de coliformes diante do limite detectável pela técnica analítica.

Tabela 4.1.2 – Parâmetros químicos, avaliados mensalmente, de qualidade na seção de monitoramento das bacias hidrográficas.

Parâmetro (mg L ⁻¹)	Padrão	Ponto	2016		2017									CV (%)
			Dez	Jan	Fev	Mar	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	
Ca	-	Exutório	7.266	5.320	5.408	4.194	4.458	-	-	-	-	-	-	22
		Sub 1	4.556	4.088	4.260	3.288	4.456	-	-	-	-	-	-	12
		Sub 2	7.008	6.010	6.668	6.394	6.408	-	-	-	-	-	-	5
		Média	6.277	5.139	5.445	4.625	5.107	-	-	-	-	-	-	-
Mg	-	Exutório	2.732	2.112	2.194	1.780	1.876	1.340	1.503	1.427	1.428	1.527	-	24
		Sub 1	1.966	1.790	2.054	1.562	1.758	1.689	1.352	1.337	0.790	1.255	-	24
		Sub 2	2.666	2.572	2.648	2.706	2.720	1.114	1.862	1.943	1.958	1.924	-	24
		Média	2.455	2.158	2.299	2.016	2.118	1.381	1.572	1.569	1.392	1.569	-	-
Cu	0.009	Exutório	0.016	0.030	0.053	0.055	0.069	0.111	0.120	0.129	0.127	0.137	0.173	54
		Sub 1	0.012	0.035	0.050	0.057	0.070	0.122	0.128	0.131	0.124	0.139	0.172	54
		Sub 2	0.012	0.037	0.051	0.055	0.071	0.115	0.122	0.132	0.119	0.137	0.176	54
		Média	0.013	0.034	0.051	0.056	0.070	0.116	0.123	0.131	0.123	0.138	0.174	-
Zn	-	Exutório	0.006	0.050	0.039	0.031	0.033	0.025	0.023	0.027	0.023	0.027	0.024	39
		Sub 1	0.002	0.043	0.041	0.047	0.088	0.026	0.024	0.037	0.053	0.017	0.019	63
		Sub 2	0.010	0.038	0.028	0.038	0.038	0.027	0.023	0.037	0.045	0.027	0.012	38
		Média	0.006	0.044	0.036	0.039	0.053	0.026	0.023	0.034	0.040	0.024	0.018	-
Mn	-	Exutório	0.030	0.040	0.035	0.033	0.049	-	-	-	-	-	-	19
		Sub 1	0.030	0.033	0.025	0.042	0.052	-	-	-	-	-	-	29
		Sub 2	0.029	0.037	0.044	0.043	0.045	-	-	-	-	-	-	16
		Média	0.030	0.037	0.035	0.039	0.049	-	-	-	-	-	-	-
Fe	0.3	Exutório	0.197	0.146	0.202	0.205	0.532	0.043	0.000	0.019	0.056	0.109	-	102
		Sub 1	0.410	0.172	0.195	0.234	0.742	0.004	0.154	0.342	0.000	0.916	-	95
		Sub 2	0.114	0.158	0.200	0.226	0.496	0.343	0.000	0.000	0.000	0.000	-	109
		Média	0.240	0.159	0.199	0.222	0.590	0.130	0.051	0.120	0.019	0.342	-	-
K	-	Exutório	3.7	3.8	4.1	3.7	3.5	4.0	4.4	4.3	4.6	4.8	-	10
		Sub 1	2.5	2.7	2.9	2.7	2.8	4.5	3.9	3.7	3.2	3.4	-	19
		Sub 2	4.5	4.8	4.9	4.8	4.4	3.0	5.1	5.2	3.4	5.2	-	16
		Média	3.6	3.8	4.0	3.7	3.6	3.8	4.5	4.4	3.7	4.5	-	-
P solúvel	-	Exutório	0.007	0.003	0.010	0.002	0.000	0.013	0.003	0.001	0.068	0.056	-	151
		Sub 1	0.007	0.001	0.002	0.000	0.002	0.013	0.012	0.000	0.056	0.075	-	157
		Sub 2	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.013	0.012	0.005	0.153	0.056	-	194
		Média	0.004	0.001	0.005	0.002	0.001	0.013	0.009	0.002	0.093	0.063	-	-
P total	0.1	Exutório	-	-	-	-	1.533	1.134	1.899	0.032	0.032	0.000	0.000	126
		Sub 1	-	-	-	-	1.927	1.851	0.000	0.100	0.000	0.000	2.391	122
		Sub 2	-	-	-	-	0.000	1.404	0.229	0.163	0.732	0.000	0.429	129
		Média	-	-	-	-	-	1.463	0.709	0.098	0.255	0.000	0.940	-
NO ₃	10	Exutório	1.360	1.540	1.180	0.940	0.980	-	-	-	-	-	-	21
		Sub 1	0.430	0.770	0.600	0.360	0.500	-	-	-	-	-	-	30
		Sub 2	1.690	2.400	1.880	2.390	1.750	-	-	-	-	-	-	17
		Média	1.160	1.570	1.220	1.230	1.076	-	-	-	-	-	-	-
NH ₃	1.5	Exutório	0.120	0.150	0.200	0.160	0.110	-	-	-	-	-	-	24
		Sub 1	0.120	0.120	0.210	0.190	0.130	-	-	-	-	-	-	27
		Sub 2	0.100	0.110	0.140	0.150	0.100	-	-	-	-	-	-	19
		Média	0.113	0.126	0.183	0.166	0.113	-	-	-	-	-	-	-

* Não monitorado ou não avaliado (-).

Tabela 4.1.3 – Parâmetros químicos e/ou biológicos, avaliados mensalmente, de qualidade na seção de monitoramento das bacias hidrográficas.

Parâmetro	Padrão	Ponto	2016					2017					CV (%)		
			Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Mai	Jun	Jul	Ago	Set		Out	Nov
DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	Até 3	Exutório	50	59	20	40	-	32	18	-	7	-	-	-	63
		Sub 1	-	54	7	23	-	26	15	-	3	-	-	-	86
		Sub 2	-	48	6	8	-	28	17	-	0	-	-	-	99
		Média	50	54	11	24	-	29	17	-	3	-	-	-	-
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	-	Exutório	0	0	0	17	18	0	0	-	20	-	-	0	139
		Sub 1	0	0	61	0	23	0	0	-	20	-	-	0	167
		Sub 2	0	0	0	12	18	2	0	-	20	-	-	0	136
		Média	0	0	20	9	19	1	0	-	20	-	-	0	-
Coliformes totais (NMP)	2.000	Exutório	92000	7900	24000	>160000	54000	24000	2300	17000	4900	7900	-	35000	85
		Sub 1	92000	>160000	35000	>160000	7900	24000	17000	13000	4900	35000	-	17000	59
		Sub 2	160000	92000	160000	>160000	35000	28000	6300	24000	54000	2300	-	54000	97
		Média	114667	86633	73000	160000	32300	25333	8533	18000	21267	15067	-	35333	-
<i>E. coli</i> (NMP)		Exutório	450	680	680	<180	780	450	680	<180	<180	<180	-	2300	73
		Sub 1	780	1000	1100	1400	400	1300	180	200	<180	200	-	<180	73
		Sub 2	680	450	680	200	920	400	780	<180	200	<180	-	680	50
		Média	637	710	820	593	700	717	547	187	187	187	-	1053	-

* Não monitorado ou não avaliado (-).

4.1.2 Qualidade da água intereventos nas fontes de água subterrânea utilizadas para o consumo humano

Os parâmetros físico-químicos de qualidade da água (Tabela 4.1.4), provenientes de fontes de águas subterrâneas utilizadas para o consumo humano, tiveram variação distinta. Em que alguns tiveram ampla variação e outros tiveram pouca variação, indicados pelo coeficiente de variação.

O pH variou de 4,9 a 7,5, com baixos coeficientes de variação em comparação aos demais parâmetros avaliados (Tabela 4.1.4). Os valores de pH foram baixos em todas as fontes e, na maioria dos meses avaliados, estiveram abaixo do valor padrão mínimo estabelecido pela Portaria 2.914 (BRASIL, 2011). A condutividade elétrica variou de 20 a 65 µS entre as fontes, mas teve menor amplitude de valores na fonte 4. A turbidez teve alta variabilidade, com valores maiores do que limite de 5 NTU estabelecido pela Portaria 2.914 (BRASIL, 2011) em todas as fontes. Os sólidos totais dissolvidos variaram de 22 a 42 mg L⁻¹ e tiveram baixa variabilidade. A temperatura foi um parâmetro de baixa variabilidade em

comparação aos demais parâmetros, com amplitude entre 15,9 e 21,0 °C entre as fontes. O oxigênio dissolvido teve alta variabilidade na maioria das fontes.

Tabela 4.1.4 – Parâmetros físico-químicos de qualidade nas fontes de água subterrânea utilizadas para o consumo humano.

Parâmetro	Padrão	Fonte	2016					2017					CV (%)		
			Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Mai	Jun	Jul	Ago	Set		Out	Nov
pH	6 a 9.5	1	6.6	5.3	5.9	6.5	5.8	6.2	5.8	5.9	5.3	6.5	5.3	5.3	9
		2	6.9	5.3	5.3	6.2	5.2	5.9	5.4	7.5	5.6	5.3	5.0	4.9	14
		3	7.1	5.9	5.5	6.4	5.7	6.0	5.5	5.6	6.0	5.7	5.7	5.4	8
		4	6.9	5.7	6.0	6.3	6.6	6.0	5.5	5.6	5.8	5.5	5.6	5.3	8
		Média	6.9	5.6	5.7	6.3	5.8	6.0	5.6	6.1	5.7	5.7	5.4	5.2	-
Condutividade elétrica (µS)	-	1	20	30	40	-	-	-	44	57	59	65	51	52	31
		2	40	30	20	-	-	-	28	45	44	38	56	49	29
		3	20	20	20	-	-	-	27	44	59	38	36	35	39
		4	50	40	50	-	-	-	41	56	62	61	60	62	16
		Média	33	30	33	-	-	-	35	51	56	51	51	50	-
Turbidez (NTU)	5	1	-	-	-	-	0	0	0	23.8	8.1	16.1	25.4	2.3	115
		2	-	-	-	-	1.8	4.3	6.9	12.3	6.6	23.5	30.8	5.6	90
		3	-	-	-	-	0.0	0.0	0.0	20.8	5.5	6.9	22.6	8.7	113
		4	-	-	-	-	16.2	3.5	11.0	12.5	2.4	15.0	22.5	8.2	59
		Média	-	-	-	-	4.5	1.9	4.5	17.4	5.7	15.4	25.3	6.2	-
Sólidos totais dissolvidos (mg L ⁻¹)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	37	38	42	33	33	10
		2	-	-	-	-	-	-	-	29	28	24	36	31	15
		3	-	-	-	-	-	-	-	28	38	24	23	22	24
		4	-	-	-	-	-	-	-	36	40	39	39	40	4
		Média	-	-	-	-	-	-	-	33	36	32	33	32	-
Temperatura (°C)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	17.5	17.4	18.3	18.2	18.6	3
		2	-	-	-	-	-	-	-	14.4	15.3	17.0	16.7	17.8	8
		3	-	-	-	-	-	-	-	17.5	19.9	19.6	18.3	21.0	7
		4	-	-	-	-	-	-	-	15.9	16.7	17.4	18.5	18.5	7
		Média	-	-	-	-	-	-	-	16.3	17.3	18.1	17.9	19.0	-
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	6.8	4.9	5.3	-	-	18
		2	-	-	-	-	-	-	-	2.3	0.4	1.6	-	-	66
		3	-	-	-	-	-	-	-	3.8	5.6	3.4	10.7	-	57
		4	-	-	-	-	-	-	-	9.4	3.0	3.8	-	-	65
		Média	-	-	-	-	-	-	-	5.6	3.5	3.5	10.7	-	-

* Não monitorado ou não avaliado (-).

Os parâmetros químicos tiveram ampla variabilidade (Tabela 4.1.5), com coeficiente de variação entre 6,1 e 226,5%. A menor variabilidade foi observada para o Ca na fonte 3 e a maior foi observada para o Zn na fonte 1. As maiores concentrações máximas de Ca e de Mg

foram observadas nas fontes 1 e 4, e de Zn e de Fe na fonte 1. Todas as fontes tiveram a concentração mínima de Cu inferior ao limite máximo estabelecido pela Portaria 2.914 (BRASIL, 2011). Para a concentração de Fe, todas as fontes tiveram valores superiores ao estabelecido como padrão máximo pela Portaria 2.914 (BRASIL, 2011); entretanto, esses valores superiores ocorreram em diferentes meses, e com baixa frequência. Nas fontes 1 e 4, a concentração de Fe superior ao limite estabelecido pela Portaria 2.914 (BRASIL, 2011) foi observada somente em setembro/17 e nas fontes 2 e 3, em maio/17. O P (solúvel e total) teve ampla variabilidade em sua concentração em todas as fontes avaliadas. A concentração de NO^{-3} esteve adequada para o consumo em todas as fontes, com variação de 0,02 a 0,24 mg L⁻¹.

Tabela 4.1.5 – Parâmetros químicos de qualidade nas fontes de água subterrânea utilizadas para o consumo humano.

Parâmetro (mg L ⁻¹)	Padrão	Fonte	2016					2017					CV (%)	
			Dez	Jan	Fev	Mar	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out		Nov
Ca	-	1	2.836	6.256	4.602	4.602	3.694	-	-	-	-	-	-	29
		2	2.474	1.656	1.534	2.318	1.066	-	-	-	-	-	-	32
		3	2.826	2.688	2.824	2.466	2.544	-	-	-	-	-	-	6
		4	4.918	6.942	5.238	4.458	3.988	-	-	-	-	-	-	22
		Média	3.264	4.386	3.550	3.461	2.823	-	-	-	-	-	-	-
Mg	-	1	2.076	2.286	1.940	2.330	2.120	1.603	1.401	0.206	1.279	1.567	-	38
		2	1.204	0.798	0.748	1.070	0.564	0.631	0.730	0.563	1.282	1.204	-	32
		3	1.168	1.114	1.114	1.044	1.122	0.823	0.789	0.793	1.254	0.771	-	18
		4	1.720	1.318	1.600	1.568	1.624	1.099	1.217	1.162	0.540	1.400	-	26
		Média	1.542	1.379	1.351	1.503	1.358	1.039	1.034	0.681	1.089	1.236	-	-
Cu	2	1	0.010	0.040	0.054	0.062	0.072	0.123	0.121	0.130	0.134	0.133	0.175	53
		2	0.011	0.038	0.056	0.059	0.075	0.109	0.128	0.128	0.128	0.131	0.180	53
		3	0.008	0.042	0.049	0.061	0.074	0.119	0.128	0.135	0.133	0.131	0.171	53
		4	0.009	0.045	0.054	0.066	0.078	0.116	0.122	0.125	0.137	0.136	0.173	51
		Média	0.010	0.041	0.053	0.062	0.075	0.117	0.125	0.130	0.133	0.133	0.175	-
Zn	5	1	0.002	0.050	0.042	0.031	0.038	0.022	0.038	0.798	0.016	0.036	0.022	227
		2	0.006	0.044	0.031	0.049	0.043	0.015	0.026	0.235	0.035	0.045	0.029	123
		3	0.000	0.028	0.028	0.029	0.025	0.013	0.024	0.073	0.024	0.029	0.017	68
		4	0.000	0.034	0.071	0.029	0.041	0.028	0.041	0.041	0.018	0.035	0.032	51
		Média	0.002	0.039	0.043	0.035	0.037	0.019	0.032	0.287	0.023	0.036	0.025	-
Mn	0.1	1	0.019	0.044	0.045	0.043	0.043	-	-	-	-	-	-	29
		2	0.087	0.123	0.033	0.090	0.092	-	-	-	-	-	-	38
		3	0.025	0.042	0.049	0.050	0.049	-	-	-	-	-	-	25
		4	0.014	0.038	0.043	0.038	0.050	-	-	-	-	-	-	37
		Média	0.036	0.062	0.043	0.055	0.059	-	-	-	-	-	-	-
Fe	0.3	1	0.000	0.171	0.193	0.224	0.253	0.000	0.000	0.000	0.762	0.000	-	148
		2	0.000	0.174	0.206	0.221	0.486	0.045	0.055	0.133	0.089	0.000	-	103
		3	0.008	0.201	0.229	0.240	0.313	0.000	0.000	0.000	0.273	0.000	-	107
		4	0.072	0.181	0.190	0.240	0.266	0.000	0.000	0.000	0.377	0.000	-	103
		Média	0.020	0.182	0.205	0.231	0.330	0.011	0.014	0.033	0.375	0.000	-	-
K	-	1	2.5	3.0	3.1	3.0	3.0	3.7	3.7	0.8	3.6	3.6	-	29
		2	2.9	2.4	2.3	2.9	2.7	2.9	3.4	2.9	4.0	4.1	-	20
		3	2.4	2.4	2.4	2.2	2.4	2.9	3.2	3.2	4.3	3.2	-	22
		4	3.3	4.0	3.8	3.3	3.0	4.2	4.1	3.7	3.1	4.4	-	13
		Média	2.8	3.0	2.9	2.9	2.8	3.4	3.6	2.7	3.8	3.8	-	-
P solúvel	-	1	0.003	0.006	0.001	0.002	0.005	0.025	0.013	0.032	0.056	0.056	-	109
		2	0.001	0.002	0.003	0.004	0.005	0.008	0.012	0.056	0.056	0.067	-	125
		3	0.009	0.003	0.000	0.000	0.007	0.009	0.026	0.013	0.056	0.070	-	127
		4	0.003	0.010	0.007	0.010	0.001	0.013	0.035	0.035	0.056	0.056	-	94
		Média	0.004	0.005	0.003	0.004	0.005	-	-	-	-	-	-	-

P total	-	1	-	-	-	-	0.000	0.518	0.033	0.276	0.166	0.000	0.786	118
		2	-	-	-	-	0.000	1.660	0.166	0.033	0.000	0.000	0.858	165
		3	-	-	-	-	0.000	0.000	0.000	0.232	0.000	0.033	0.061	182
		4	-	-	-	-	0.000	2.520	0.000	0.556	0.095	0.229	0.797	150
		Média	-	-	-	-	0.000	1.174	0.050	0.274	0.065	0.065	-	-
NO ₃	10	1	3.100	3.120	2.680	3.170	2.170	-	-	-	-	-	-	15
		2	2.120	0.700	1.080	1.640	0.470	-	-	-	-	-	-	56
		3	0.650	0.820	0.600	0.740	0.700	-	-	-	-	-	-	12
		4	2.510	1.820	2.300	1.440	1.050	-	-	-	-	-	-	33
		Média	2.095	1.615	1.665	1.748	1.098	-	-	-	-	-	-	-
NH ₃	1.5	1	0.110	0.130	0.240	0.150	0.130	-	-	-	-	-	-	34
		2	0.110	0.140	0.170	0.180	0.140	-	-	-	-	-	-	19
		3	0.090	0.120	0.170	0.100	0.020	-	-	-	-	-	-	54
		4	0.120	0.130	0.220	0.150	0.110	-	-	-	-	-	-	30
		Média	0.108	0.130	0.200	0.145	0.100	-	-	-	-	-	-	-

* Não monitorado ou não avaliado (-).

Os parâmetros químicos e/ou biológicos de qualidade da água (Tabela 4.1.6), avaliados mensalmente, de maneira geral, tiveram alta variabilidade e os valores foram muito superiores aos valores limites estabelecidos pela Portaria 2.914 (BRASIL, 2011).

A DBO variou de 0 a 51 entre as fontes. Os coliformes totais tiveram alta variabilidade dentre os valores mensais e o valor mínimo observado nas fontes 1, 2 e 3 (2000) foi menor que o limite máximo padrão da Portaria 2.914 (BRASIL, 2011), sendo o máximo > 160000, que representa o limite superior detectável pela técnica de análise utilizada. Na fonte 4, os coliformes fecais foram superiores ao limite máximo padrão da Portaria 2.914 (BRASIL, 2011). Embora considerados fora do padrão da Portaria 2.914 (BRASIL, 2011) para a maioria das observações, os coliformes fecais tiveram menor amplitude de valores fonte 3, variando de 200 a 17000.

Tabela 4.1.6 – Parâmetros químicos e/ou biológicos de qualidade nas fontes de água subterrânea utilizadas para o consumo humano.

Parâmetro	Padrão	Fonte	2016					2017					CV (%)		
			Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Mai	Jun	Jul	Ago	Set		Out	Nov
DBO (mgO ₂ L ⁻¹)		1	25	51	0	26	-	34	18	-	0	-	-	-	93
		2	56	50	12	17	-	35	-	-	0	-	-	-	87
		3	24	-	9	32	-	37	-	-	0	-	-	-	91
		4	56	-	9	45	-	40	-	-	0	-	-	-	95
		Média	40	51	8	30	-	37	18	-	0	-	-	-	-
DQO (mgO ₂ L ⁻¹)		1	82	0	27	4	18	0	0	-	13	-	-	0	134
		2	0.0	0	0	17	27	0	0	-	3	-	-	0	177
		3	0	0	0	32	8	0	0	-	15	-	-	0	170
		4	0	0	13	0	18	0	0	-	10	-	-	0	144
		Média	20	-	10	13	18	0	0	-	10	-	-	0	-
Coliformes totais (NMP)		1	92000	7000	>160000	92000	1700	3300	1300	2300	1300	200	2300	3300	247
		2	1300	7900	7000	13000	11000	4900	3300	7900	780	200	92000	610	195
		3	1100	200	450	200	450	200	17000	200	1300	780	450	450	253
		4	4900	4600	92000	54000	3300	160000	450	2300	2600	1400	24000	2600	163
		Média	24825	4925	64863	39800	4113	42100	5513	3175	1495	645	29688	1740	-
<i>E. coli</i> (NMP)		1	400	<180	1100	780	<180	200	<180	<180	<180	<180	<180	<180	65
		2	<180	<180	450	<180	<180	<180	<180	<180	<180	<180	400	<180	8
		3	<180	<180	200	<180	<180	<180	<180	<180	<180	200	<180	<180	0
		4	450	<180	200	<180	200	400	<180	<180	<180	200	200	<180	37
		Média	303	180	488	330	185	240	180	180	180	190	240	180	-

* Não monitorado ou não avaliado (-).

4.1.3 Qualidade da água do reservatório de abastecimento da comunidade

Os parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água (Tabela 4.1.7), provenientes do reservatório com água tratada utilizada para abastecimento local tiveram variação distinta. O pH variou de 6,1 a 7,5, com baixos coeficientes de variação em comparação aos demais parâmetros avaliados (Tabela 4.1.7). Os valores de pH estiveram dentro do limite estabelecido pela Portaria 2.914 (BRASIL, 2011) durante todo o período avaliado. A turbidez foi baixa em todo o período monitorado, com valores acima do limite estabelecido na Portaria 2.914 (BRASIL, 2011) nos meses de julho, outubro e novembro.

Os parâmetros de qualidade da água condutividade elétrica (110 a 132 µS), sólidos totais dissolvidos (74 a 85 mg L⁻¹), temperatura (19,2 a 23,1 °C) e oxigênio dissolvido (4,01 a 5,68 mg L⁻¹) tiveram baixa variabilidade.

Os parâmetros químicos, de modo geral, tiveram as maiores concentrações na água advinda de tratamento e a variabilidade ao longo do período de estudo foi distinta entre parâmetros (Tabela 4.1.7), com coeficiente de variação entre 6,1 e 187,1%. A menor variabilidade foi observada para *E. coli*, e a maior foi observada para o NH_3 .

As concentrações de Cu foram inferiores ao limite máximo estabelecido pela Portaria 2.914 (BRASIL, 2011) durante todo o período monitorado. As concentrações de Fe foram menores que o padrão estabelecido pela legislação para todo o período analisado. O P total teve concentrações muito altas, com exceção dos meses de junho e agosto/17. Mesmo com a maior variabilidade, o NH_3 manteve-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação.

Os parâmetros DBO e DQO tiveram alta variabilidade. Não houve grande variabilidade para os coliformes totais, sendo estes dentro dos padrões estabelecidos pela legislação, considerando que o NMP <180 indica o valor mínimo tabelado, nesse caso representando a ausência do parâmetro. Comportamento semelhante ocorreu com *E. coli*, que teve pequena variabilidade e valores baixos (<180).

Os maiores valores dos parâmetros pH, CE, sólidos totais dissolvidos, T°, Ca, Mg, Cu, K e NH_3 foram observados no reservatório em comparação aos demais pontos de coleta. As águas superficiais tiveram os maiores valores de turbidez, OD, Fe, Psol, DBO, coliformes totais e fecais. Enquanto, as fontes tiveram maiores concentrações de Zn, Mn, Ptot, NO_3 , DQO e coliformes totais.

Tabela 4.1.7 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade nas fontes da caixa de água utilizada para o abastecimento da comunidade.

Parâmetro	Padrão	2016											CV (%)	
		Out	Dez	Jan	Fev	Mar	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out		Nov
pH	6 a 9.5	7.5	6.40	6.68	7.08	6.64	7.09	6.2	6.37	6.39	6.24	6.16	6.16	6
CE (µS)	-	110	120	130	-	-	-	117	131	132	115	125	119	6
Turbidez (NTU)	5	-	-	-	-	4.8	3.17	0	18.4	2	1.4	23.7	8.2	113
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	85	85	74	81	77	6
T (°C)	-	-	-	-	-	-	-	-	19.2	20.2	21.8	19.1	23.1	8
OD (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	5.68	4.01	4.26	-	-	19
Ca	-	15.20	7.26	13.94	14.22	14.71	-	-	-	-	-	-	-	25
Mg	-	3.392	2.81	3.26	3.322	3.234	2.027	2.035	1.992	1.821	1.925	-	-	26
Cu	2	0.006	0.049	0.560	0.068	0.075	0.122	0.126	0.126	0.135	0.14	0.172	-	102
Zn	5	0.059	0.024	0.041	0.019	0.048	0.035	0.047	0.041	0.018	0.023	0.023	-	40
Mn	0,1	0.021	0.038	0.038	0.060	0.047	-	-	-	-	-	-	-	35
Fe	0.3	0.000	0.179	0.213	0.240	0.297	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	133
K	-	2.6	7.3	2.6	2.6	2.7	3.5	3.5	3.3	5.8	3.4	-	-	42
P solúvel	-	0.011	0.010	0.051	0.064	0.000	0.106	0.121	0.098	0.055	0.056	-	-	73
P total	-	-	-	-	-	1.512	1.703	0.000	0.817	0.032	0.742	1.410	-	78
NO ₃	10	2.89	2.17	1.61	1.27	1.62	-	-	-	-	-	-	-	33
NH ₃	1.5	0.11	3.59	0.12	0.11	0.2	-	-	-	-	-	-	-	187
DBO (mgO ₂ L ⁻¹)	-	23.5	-	0	29	-	45	-	-	-	-	-	-	76
DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	-	0.06	0	14.9	47	55	0.00	-	-	20.83	-	-	45	101
Coliformes totais (NMP)	-	<180	<180	<180	<180	<180	200	200	<180	<180	<180	200	<180	5
<i>E. coli</i> (NMP)	-	<180	<180	<180	<180	<180	<180	<180	<180	<180	<180	200	<180	3

* Não monitorado ou não avaliado (-).

4.1.4 Identificação de parâmetros relevantes para a qualidade da água

Os parâmetros de qualidade da água, que possuem maior ou menor amplitude, foram agrupados de forma a facilitar a seleção daqueles mais relevantes para o monitoramento, por meio da análise de componentes principais (ACP), e para reduzir esforço em análises que tem menor importância na compreensão dos processos que regem a qualidade da água.

A ACP, com a média de todos os pontos amostrados, durante o período de 2016 a 2017, distribuiu os 20 parâmetros de qualidade da água em oito componentes. Dois componentes (PC1 e PC2) foram selecionados por representar a maior variância (69,92%). Dentro desses dois componentes, os parâmetros que tiveram correlação entre si menor do que 0,7 foram excluídos, o que reduziu os parâmetros de 20 para 12 (Tabela 4.1.8).

A partir dessa redução, os 12 parâmetros em dois componentes foram capazes de explicar 94,28% da variância total. A primeira componente principal representou 67,34%, enquanto a segunda representou 26,94% da variância total (Tabela 4.1.8).

Tabela 4.1.8 – Correlação entre as variáveis dos componentes principais que representaram a maior variância, selecionados pela análise de componentes principais.

Parâmetros	ACP com 20 parâmetros		ACP com 12 parâmetros	
	PC1	PC2	PC1	PC2
CE	0.963	0.121	0.953	-0.262
T°	0.737	-0.288	0.774	0.246
Sólidos Totais	0.962	0.155	0.945	-0.299
<i>E.coli</i>	-0.316	0.863	-0.418	-0.757
P total	0.524	0.567	-	-
C.totais	-0.394	0.875	-0.493	-0.86
P solúvel	0.97	-0.04	0.982	-0.094
K	0.207	0.637	-	-
DQO	0.621	0.245	-	-
DBO	-0.159	-0.578	-	-
NO⁻³	0.362	0.046	-	-
Fe	-0.399	0.61	-	-
NH ₃	0.984	-0.063	0.989	-0.03
Zn	-0.01	-0.132	-	-
Mn	-0.2	-0.519	-	-
Cu	0.977	-0.129	0.993	0.031
Mg	0.752	0.572	0.68	-0.696
Ca	0.942	0.248	0.916	-0.374
Turbidez	-0.351	0.73	-0.398	-0.777
Variância	47,93	21,99	67,34	26,94

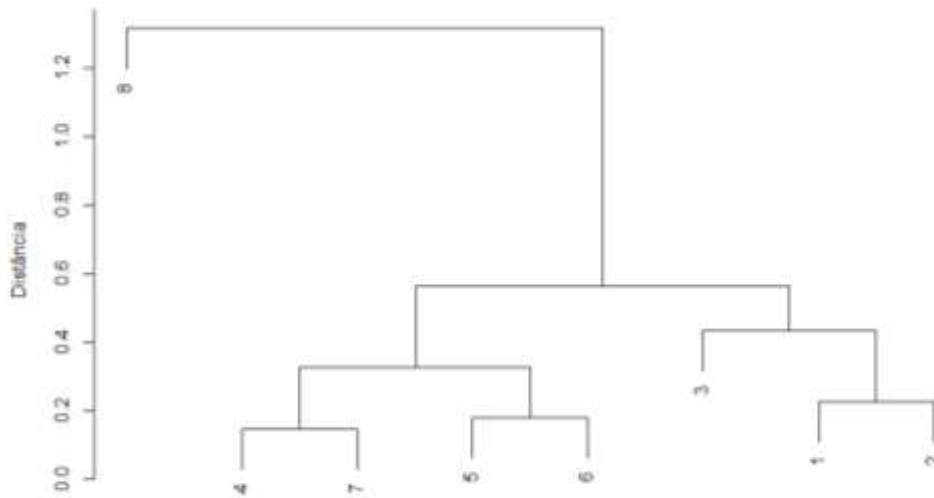
* Valores em vermelho indicam os parâmetros que tiveram correlação menor do que 0,7 e foram excluídos do conjunto de parâmetros de qualidade da água.

*PC1: Componente principal 1; PC2: Componente principal 2;

Os dados dos 12 parâmetros selecionados na ACP foram agrupados em três grupos, com padrão qualitativo similar em cada grupo (Figura 4.1.2). O grupo representado pelos componentes 1, 2 e 3 abrange as águas superficiais; o grupo representado pelos componentes

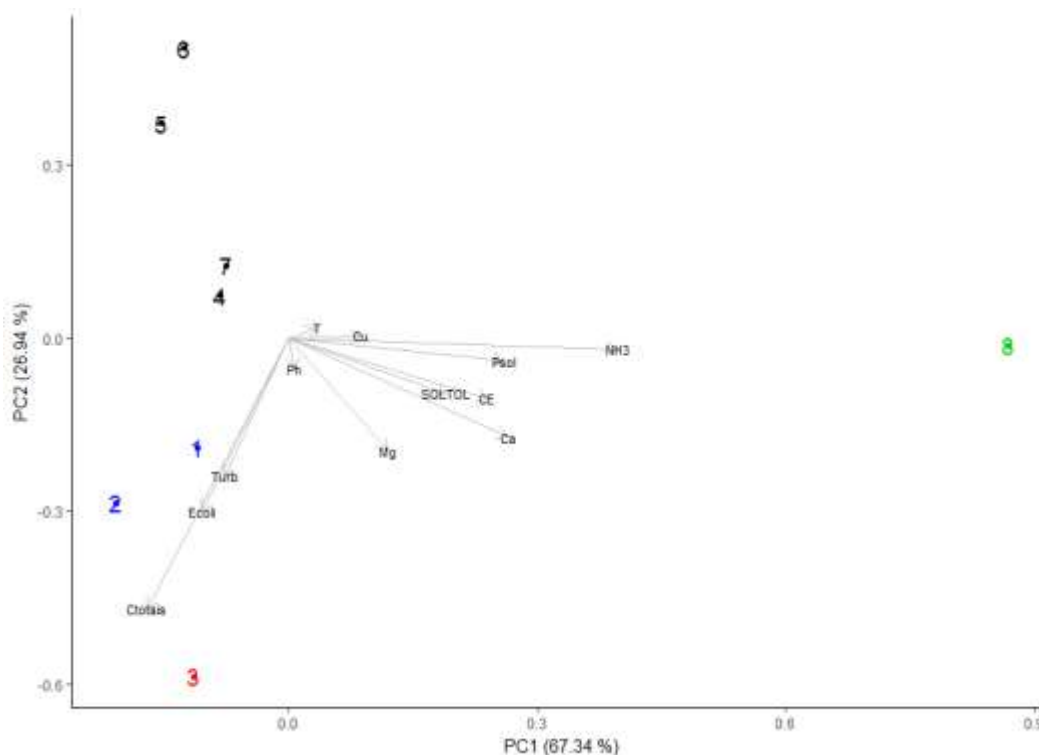
5, 6, 7 e 4, as subterrâneas; e o grupo representado pelo componente 8, a água de abastecimento da comunidade.

Figura 4.1.2 – Distribuição dos componentes em grupos de similaridade.



Os parâmetros mais significativos para a análise da qualidade da água superficial da bacia, evidenciados pelos grupos (Figura 4.1.3) integram os parâmetros biológicos, como os coliformes totais e *E. coli*, e aqueles provenientes dos processos erosivos, como a turbidez. Os parâmetros físico-químicos caracterizam melhor as águas subterrâneas e as águas tratadas, sendo essas as que tiveram maiores concentrações da maior parte dos parâmetros físico-químicos.

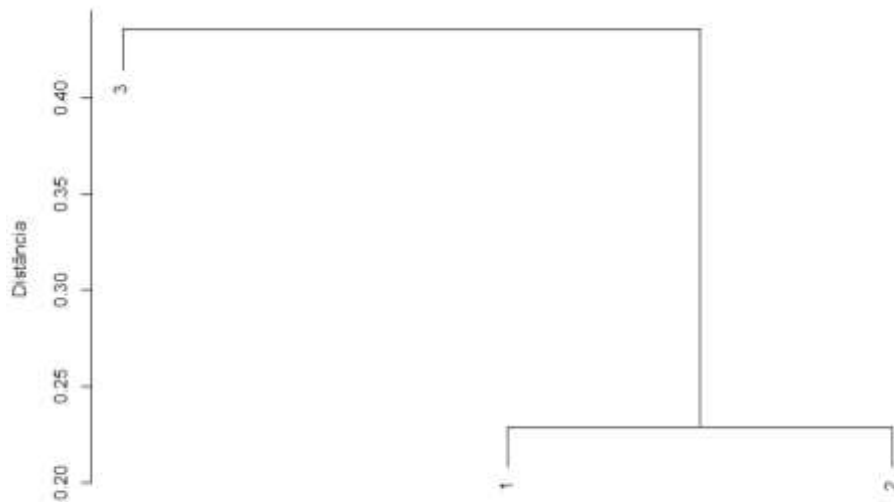
Figura 4.1.3 – Distribuição dos parâmetros diante dos pontos amostrados para caracterização das águas.



Os parâmetros de qualidade das águas superficiais, analisados de forma individual por meio da técnica de ACP, foram agrupados em três componentes com características muito semelhantes durante o período influenciado pelo escoamento de base. Desses, dois componentes foram capazes de explicar 100% da variância total. O CP1 representou 84,61% da variância, enquanto o CP2 explicou 15,39% da variância. Assim, visto que todas as correlações tiveram valor maior que 0,7, todas variáveis foram mantidas.

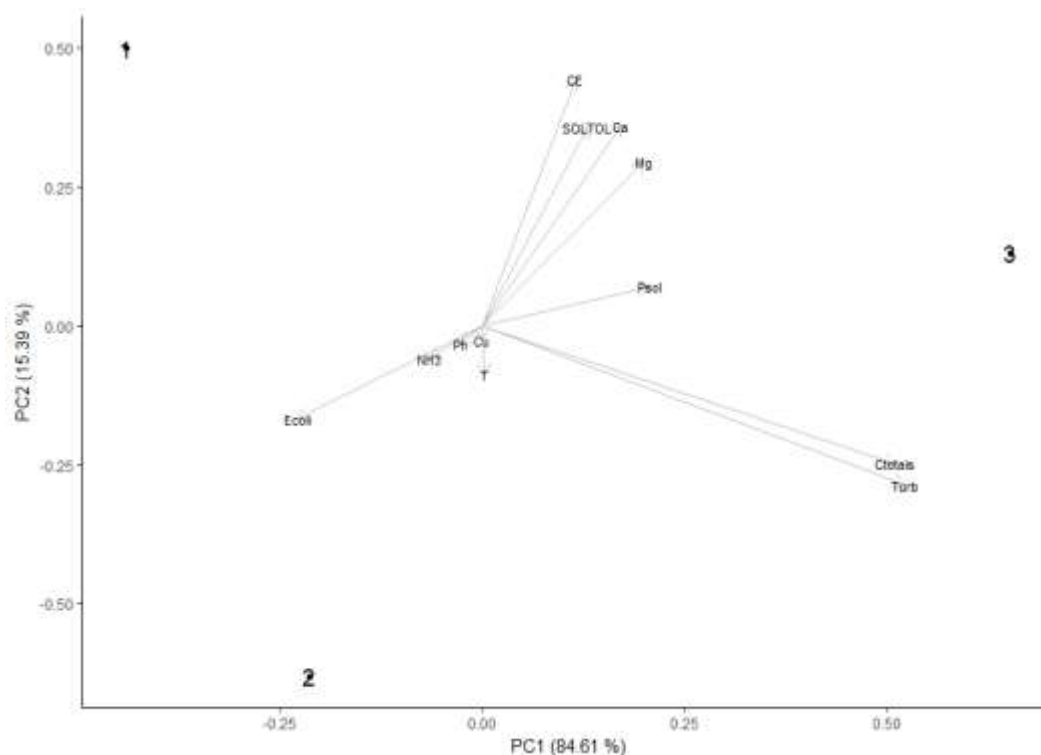
Para as águas superficiais, o conjunto de dados foi arranjado em dois grupos (Figura 4.1.4) abrangendo os três componentes, sendo o primeiro representativo das águas localizadas no Exutório e na sub-bacia esquerda menor (Sub 1), e o segundo formado pelas águas da sub-bacia direita (Sub 2).

Figura 4.1.4 – Distribuição dos componentes em grupos de similaridade para águas superficiais.



A utilização de todos os locais de monitoramento (bacias, fontes e água tratada), que indicou que a qualidade das águas superficiais é mais influenciada pelos parâmetros biológicos. Quando a análise é aplicada apenas para as águas superficiais, indica uma maior contribuição de distintos elementos em cada ponto avaliado, o que implica que a qualidade das águas superficiais foi dependente do local de análise. Para o Exutório (1), os parâmetros que melhor representaram a qualidade da água foram os parâmetros químicos, como as concentrações de Ca e Mg, e pela condutividade elétrica, que é função da concentração iônica. Para a sub-bacia Sub 1 (2), o parâmetro biológico *E. coli* teve maior contribuição para a alteração da qualidade da água, enquanto para a sub-bacia Sub 2 (3) a maior contribuição é proveniente dos parâmetros coliformes totais e turbidez.

Figura 4.1.5 – Distribuição dos parâmetros diante dos pontos amostrados para caracterização das águas superficiais.



A qualidade das águas subterrâneas teve dois componentes que foram capazes de explicar 92,23% da variância total, sendo 80,96% representado pelo CP1, e 11,27% representado pelo CP2 (Figura 4.1.7).

A correlação entre as variáveis dos CP possibilitou excluir apenas uma delas, reduzindo o número de variáveis de 20 para 19. O conjunto de dados foi arranjado em dois grupos (Figura 4.1.6), onde o primeiro enquadra as águas das fontes 1 (4) e 4 (7), e o segundo representa as águas das fontes 2 (5) e 3 (6). Conforme o indicado pela ACP para todos os locais de monitoramento (bacias, fontes e água tratada), as fontes 1 (4) e 4 (7) possuem a contribuição de grande parte dos parâmetros amostrados, provenientes de poluição biológica, como coliformes fecais e *E. coli*, e poluição oriunda de processos erosivos, como a turbidez, os sólidos, e a condutividade elétrica, essa que se relaciona com a concentração iônica.

Figura 4.1.6 – Distribuição dos componentes em grupos de similaridade para águas subterrâneas.

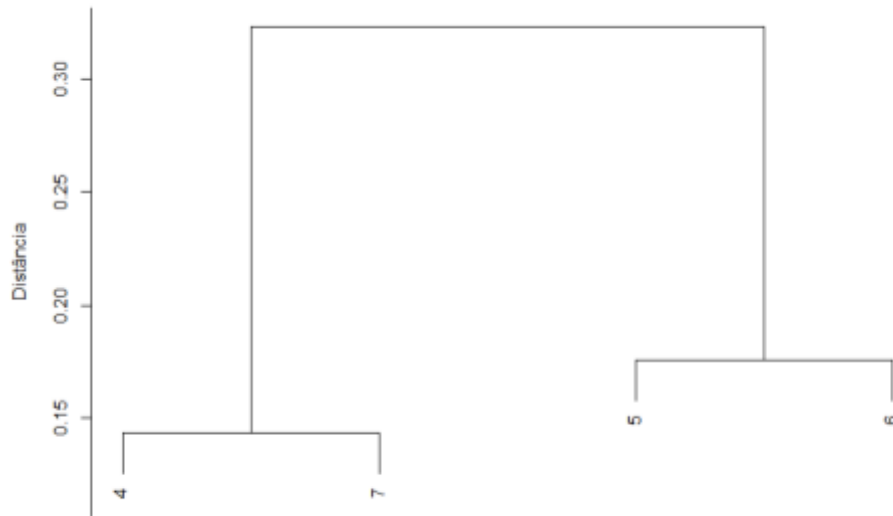
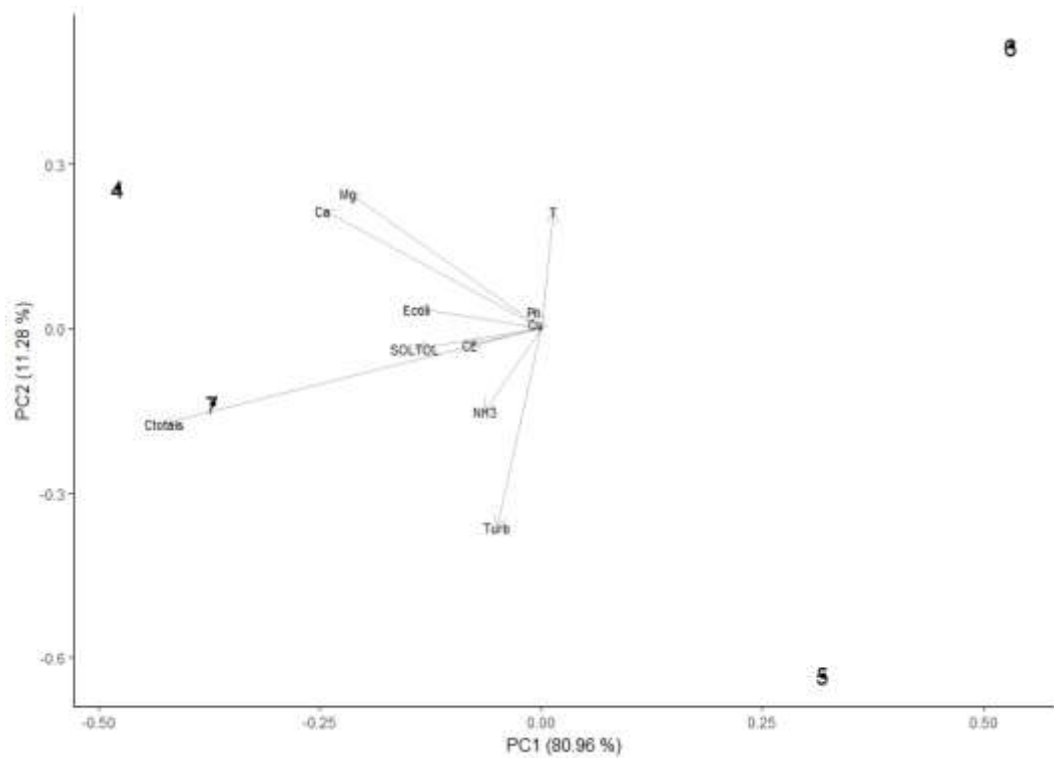


Figura 4.1.7 – Distribuição dos parâmetros diante dos pontos amostrados para caracterização das águas subterrâneas.



4.2 QUALIDADE DA ÁGUA INTRAEVENTOS

A qualidade da água durante eventos de chuva-vazão-sedimentos foi avaliada nos eventos ocorridos em 25/04, 13/05, 26/05, 07/06, 12/08 e 11/10/2017. Os eventos monitorados geraram escoamento superficial na bacia e nas sub-bacias monitoradas (Tabela 4.2.1), proporcionaram o aumento da vazão e da concentração de sedimentos e, por consequência, o aumento na concentração de alguns parâmetros e a diminuição de outros, de acordo com o comportamento de cada elemento. Esses podem ser divididos em dois períodos amostrais, o primeiro relativo ao efeito de escala sobre a qualidade da água e o segundo relativo à qualidade da água em alta frequência de amostragem.

Tabela 4.2.1 - Variáveis hidrológicas dos eventos monitorados na bacia hidrográfica rural.

Parâmetro	Evento					
	10/10/17	12/08/17	07/06/17	26/05/17	13/05/17	26/04/17
Duração (min)	660	970	1070	2080	1410	1480
Q_{\max} (L s ⁻¹)	687.4	526.5	2373.7	1592.3	148.9	2765.0
Q_{\min} (L s ⁻¹)	60.3	23.8	14.2	21.4	0.5	0.1
Q_{med} (L s ⁻¹)	245.9	157.5	541.5	423.8	37.2	350.3
CSS_{\max} (mg L ⁻¹)	687.4	1255.3	3791.8	2517.1	809.4	2062.5
CSS_{\min} (mg L ⁻¹)	60.3	0.0	29.1	45.2	29.1	93.6
CSS_{med} (mg L ⁻¹)	245.9	201.7	289.6	265.5	275.4	436.4
P (mm)	59.3	80.0	97.4	128.4	31.3	136.0
I_{30} (mm h ⁻¹)	10	8	6	5	5	4
Esc.total (m ³)	18895.6	15298.8	65934.7	82956.9	4058.5	60032.8
Esc.sup (m ³)	12766.7	11301.3	34135.8	50374.1	2239.2	43208.8

Onde: Q_{\max} : Vazão máxima; Q_{\min} : Vazão mínima; Q_{med} : Vazão média; CSS_{\max} : Concentração de sedimentos em suspensão máxima; CSS_{\min} : Concentração de sedimentos em suspensão mínima; CSS_{med} : Concentração de sedimentos em suspensão média; P: precipitação; I_{30} : Intensidade máxima precipitada em um intervalo de 30 min; Esc.total: Escoamento total; Esc.sup: Escoamento superficial.

4.2.1 Eventos monitorados durante o período de automatização da avaliação da qualidade da água na área de estudo

Os eventos de chuva ocorridos em 07/06 e em 12/08/17 tiveram a distribuição temporal com variação na intensidade de chuva, o que proporcionou hidrogramas e sedimentogramas compostos (Figuras 4.2.1 e 4.2.2).

Figura 4.2.1 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 07/06/17, na bacia hidrográfica rural.

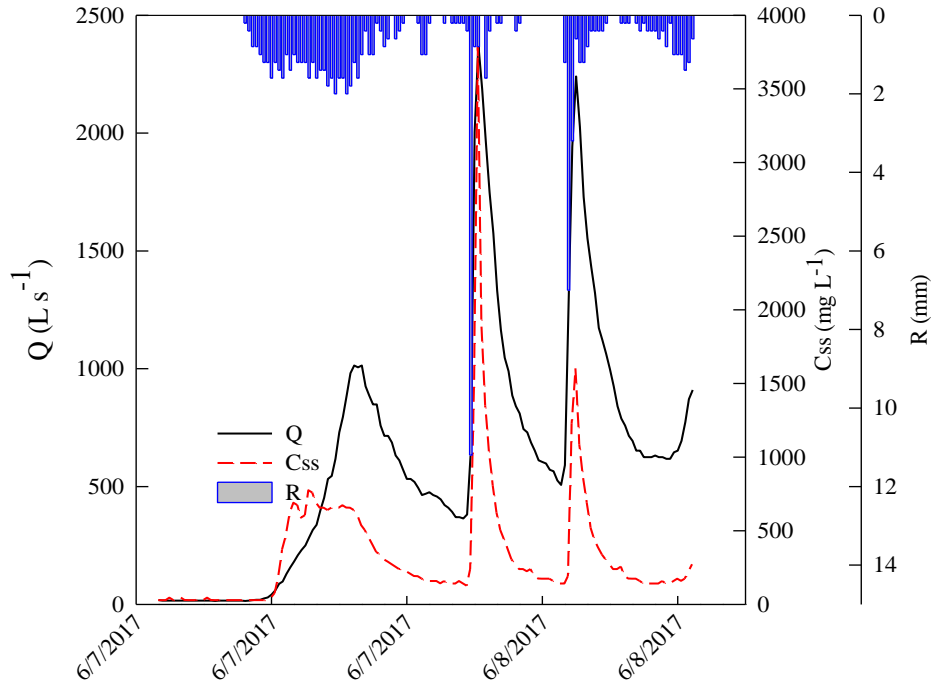
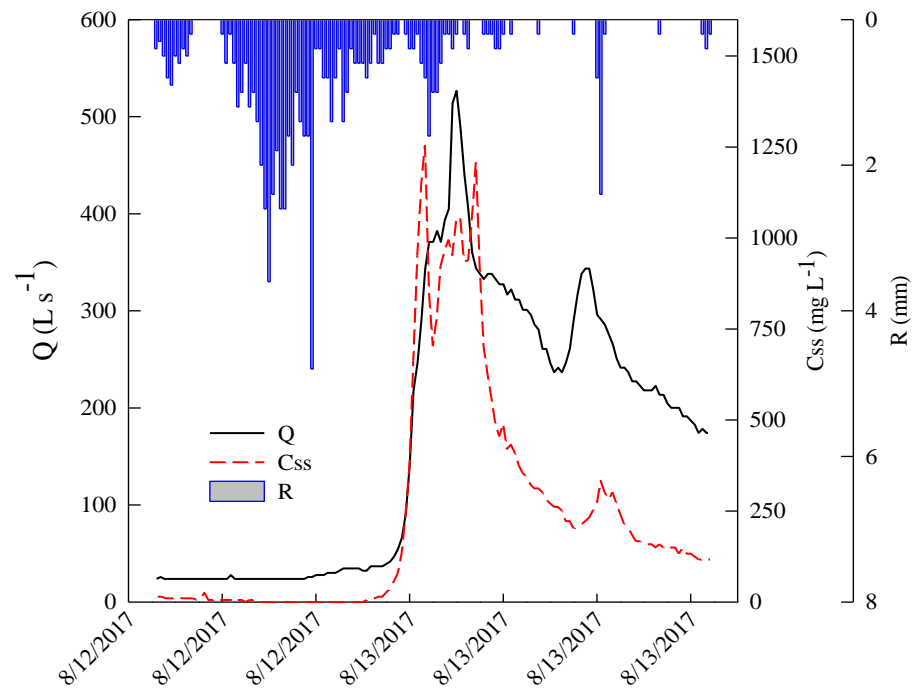


Figura 4.2.2 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 12/08/17, na bacia hidrográfica rural.



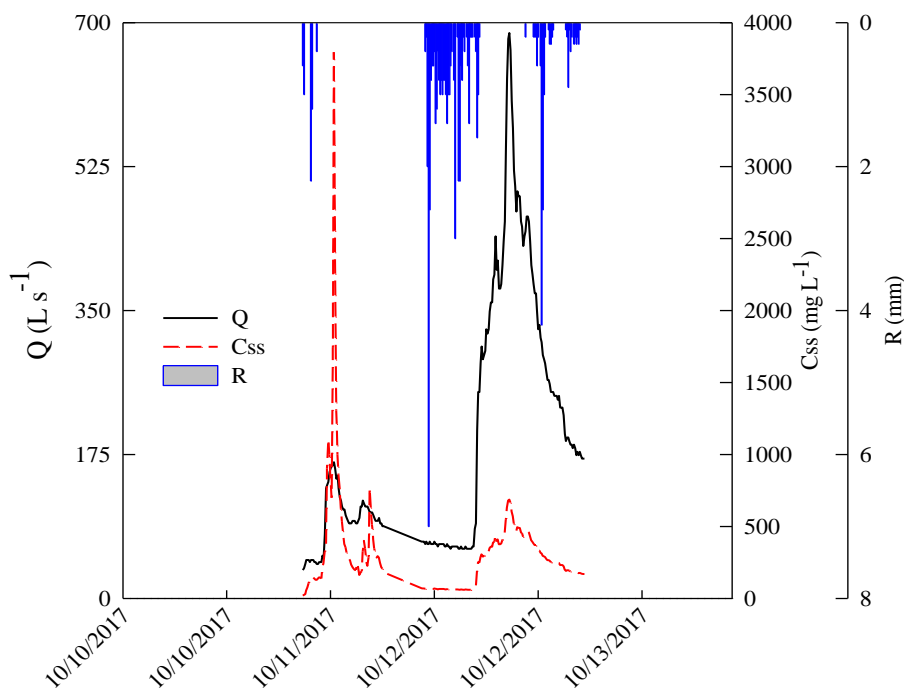
O evento ocorrido em 11/10/17 teve hidrograma e sedimentograma compostos, gerados pela

distribuição temporal da chuva. O sedimentograma teve comportamento diferente dos demais eventos (Figura 4.2.3). No início do evento, uma baixa intensidade de chuva e pouco aumento na vazão proporcionaram ascensão e recessão íngremes do sedimentograma, com concentração de sedimentos em suspensão (CSS) de $687.418 \text{ mg L}^{-1}$. Com a continuidade da chuva e momentos de maior intensidade, houve aumento na vazão, mas com pouco aumento na CSS.

Para esses eventos (07/06 a 11/10/17), o pH teve pouca variação durante a ascensão e recessão do hidrograma e do sedimentograma (Figuras 4.2.6 b, 4.2.7 b, 4.2.9 b).

A CE diminuiu com o aumento da CSS para o evento ocorrido no dia 11/10/17, o início da ascensão da vazão proporcionou uma diminuição abrupta na CE (Figuras 4.2.9 c). Posteriormente, com a evolução do evento, a CE aumentou com o aumento da vazão. Durante o evento do dia 12/08/17, onde o tempo de pico da vazão e da CSS foi o mesmo, a CE diminuiu com a ascensão do hidrograma e sedimentograma, e aumentou após a recessão dos mesmos (Figura 4.2.7 c), mas com CE menor do que os valores evidenciados no início do evento.

Figura 4.2.3 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 11/10/17, na bacia hidrográfica rural.



A turbidez teve comportamento semelhante nos três eventos monitorados (07/06/17 a 11/10/17). Para todos os eventos, a turbidez aumentou com a vazão e CSS (Figuras 4.2.6 a, 4.2.7 a, 4.2.9 a), e evidenciou alta sensibilidade da turbidez às alterações do hidrograma e do sedimentograma.

Os sólidos totais dissolvidos (TDS) diminuíram com o aumento da CSS, e aumentaram com o aumento da vazão para o evento ocorrido em 11/10/17 (Figuras 4.2.10 a), enquanto, no evento ocorrido em 12/08/17, os TDS diminuíram com o aumento da vazão e concentração de sedimentos (Figura 4.2.8 a), que ocorreu no mesmo período. Após a recessão desse evento, a concentração do TDS aumentou, mantendo-se menor do que no início do evento. O oxigênio dissolvido (OD) teve pouca variação durante os dois eventos avaliados, sendo sensível aos picos de vazão e CSS, visto que sua concentração aumentou durante a ascensão e diminuiu na recessão do evento (Figura 4.2.7 e, 4.2.9 e).

A temperatura (T) não teve grande variação durante os eventos, com sutil aumento com o aumento da vazão para os dois eventos monitorados (Figura 4.2.7 d, 4.2.9 d). O potencial de oxirredução (ORP) diminuiu com o aumento da CSS, e variou com o aumento da vazão, sem apresentar uma tendência clara para o último durante o evento ocorrido no dia 11/10/17. (Figura 4.2.9 f). Para o evento do dia 12/08/17, que teve o mesmo tempo de pico de CSS e de vazão, houve uma diminuição abrupta do ORP (Figura 4.2.7 f).

As concentrações de Cu e Zn permaneceram constantes durante todos os eventos monitorados (Figuras 4.2.6, d e f, 4.2.8, c e d, 4.2.10, c e d). O Mg teve uma tendência de diminuição com o aumento da CSS, e aumento com o aumento da vazão. Esse comportamento foi evidenciado para o evento ocorrido no dia 11/10/17, onde os picos de CSS e vazão ocorreram em períodos distintos (Figura 4.2.10 b). Para os eventos dos dias 12/08 e 07/06/17 o Mg diminuiu no período de pico de vazão e CSS (Figura 4.2.8 b, Figura 4.2.6 c), que tiveram o mesmo tempo.

O Fe, K, P total e P solúvel tiveram tendência de acompanhar o comportamento do hidrograma e sedimentograma (Figura 4.2.4, a, b e c, 4.2.5, 4.2.6 e, 4.2.8 e e f, 4.2.18 e e f, 4.2.10 a e b), com suas concentrações aumentando conforme a ascensão da CSS e vazão, e diminuindo nos períodos de recessão.

Figura 4.2.4 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 07/06/17.

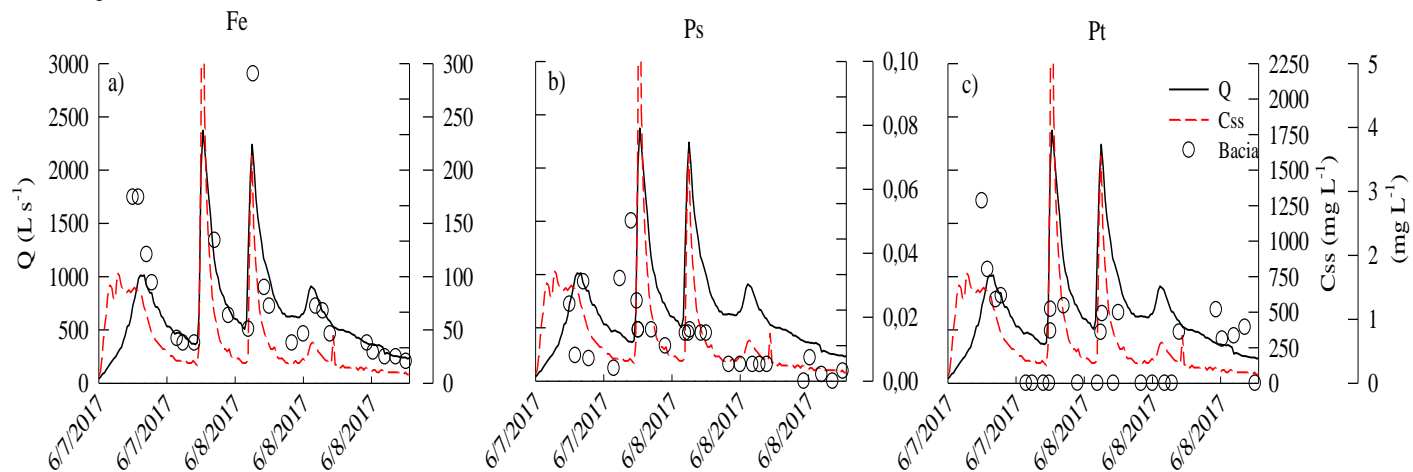


Figura 4.2.5 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 12/08/17.

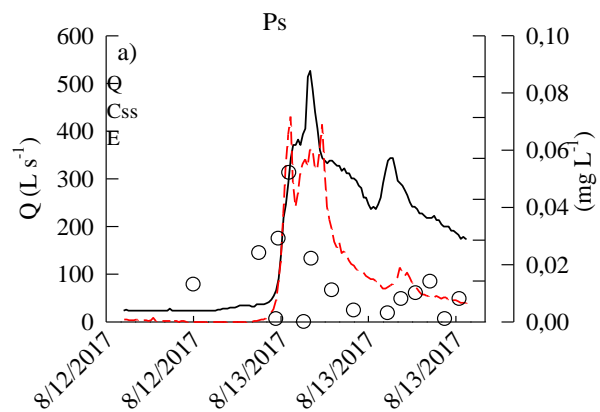


Figura 4.2.6 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 07/06/17.

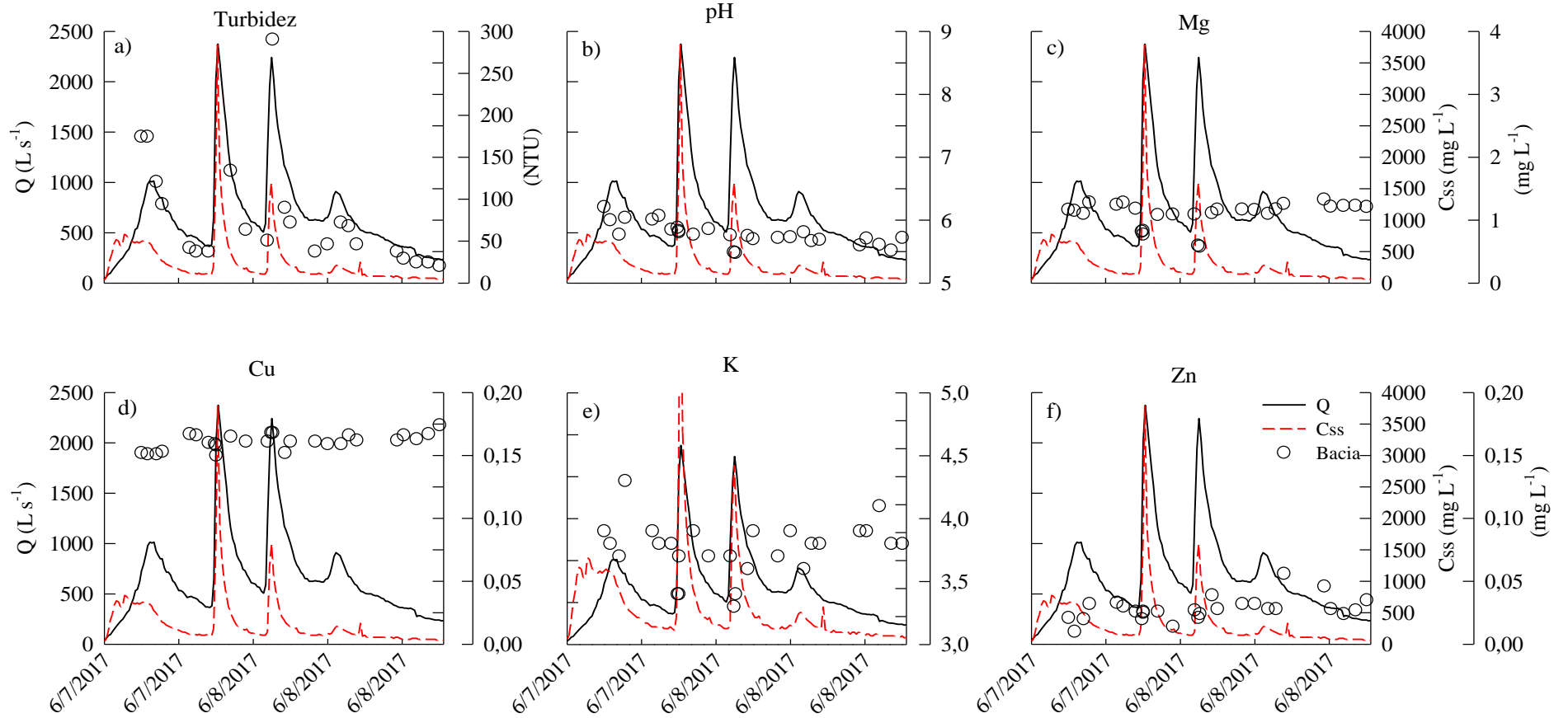


Figura 4.2.7 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 12/08/17.

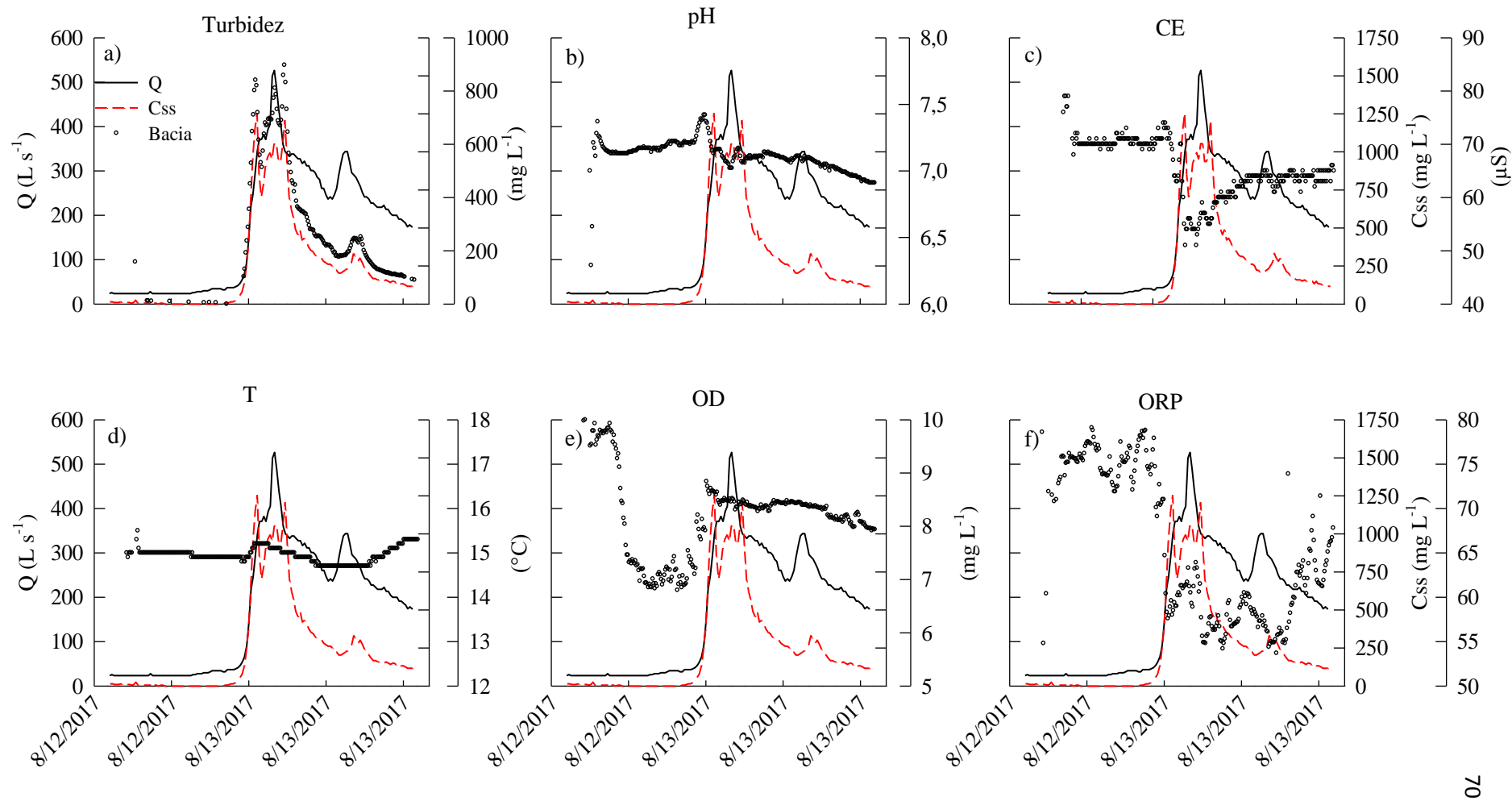


Figura 4.2.8 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 12/08/17.

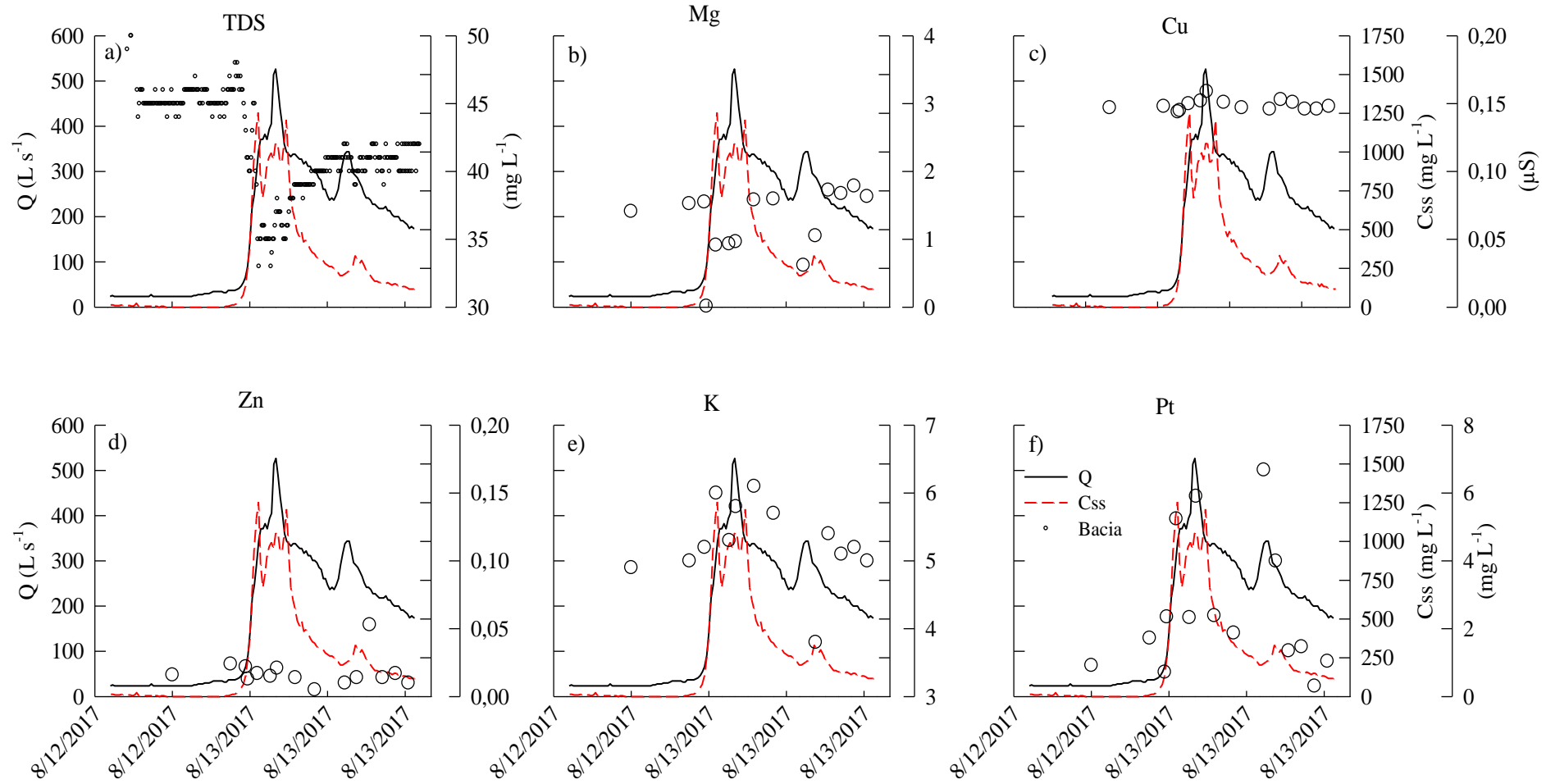


Figura 4.2.9 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 11/10/17.

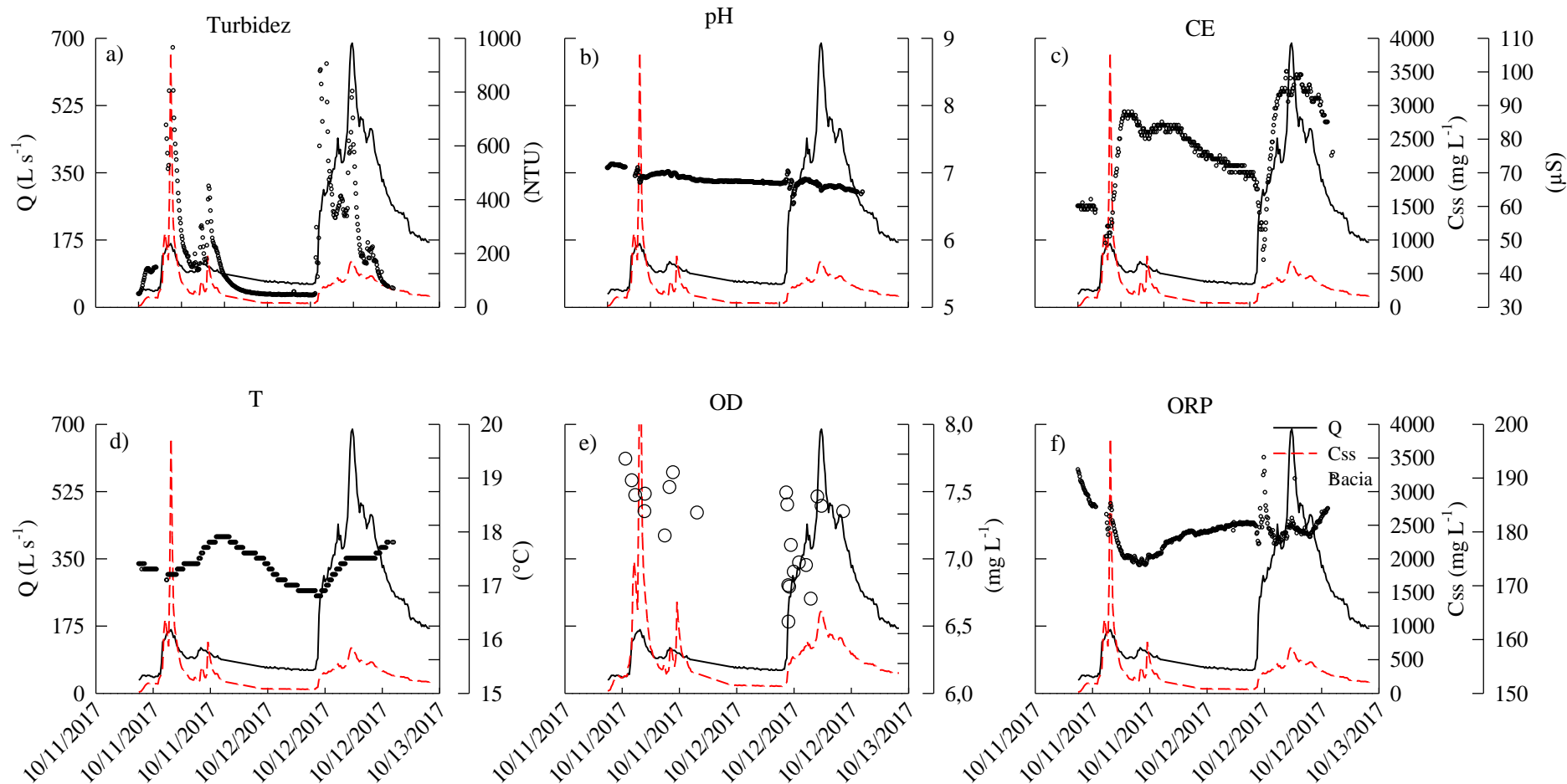


Figura 4.2.10 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 11/10/17.

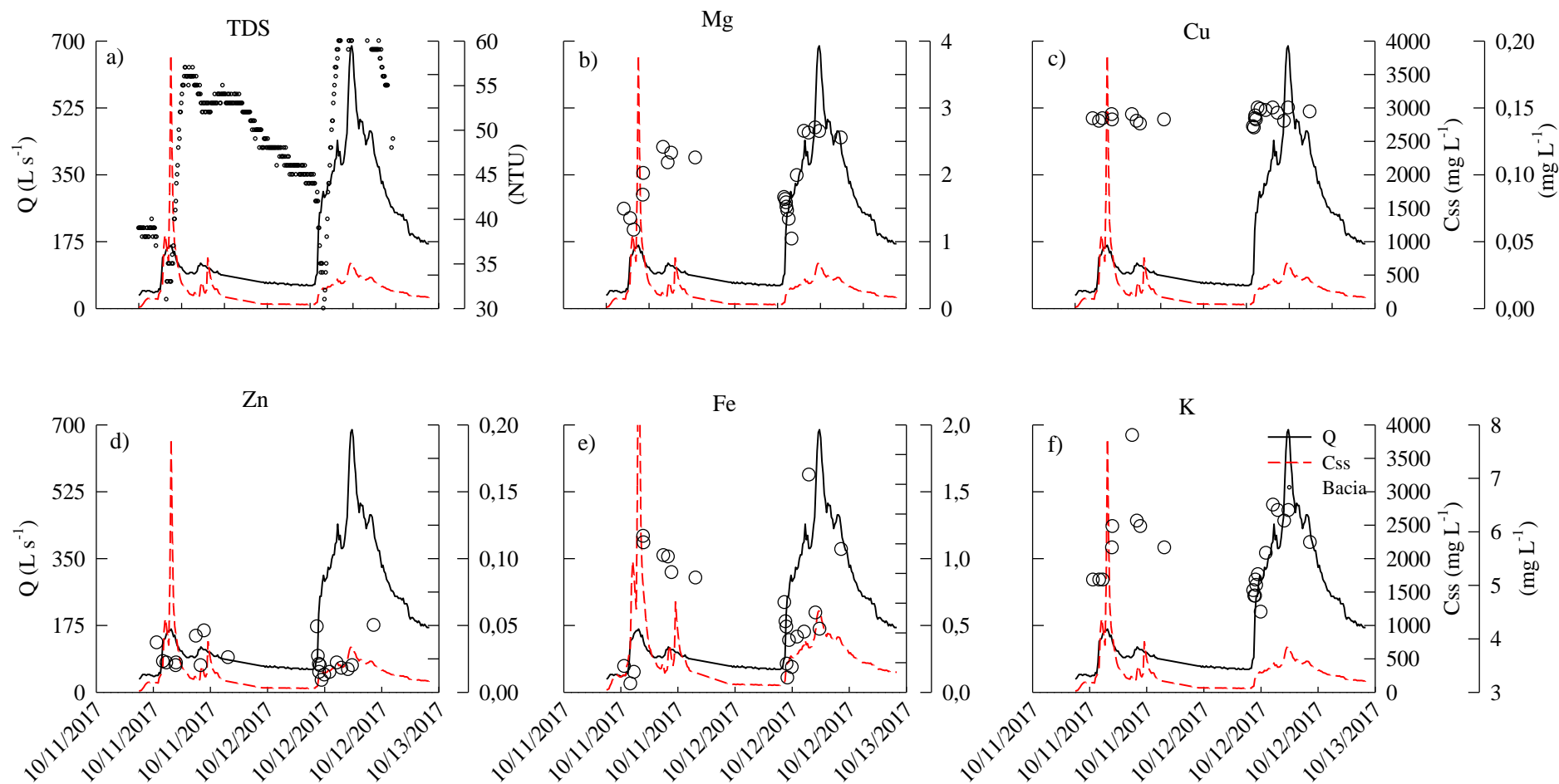
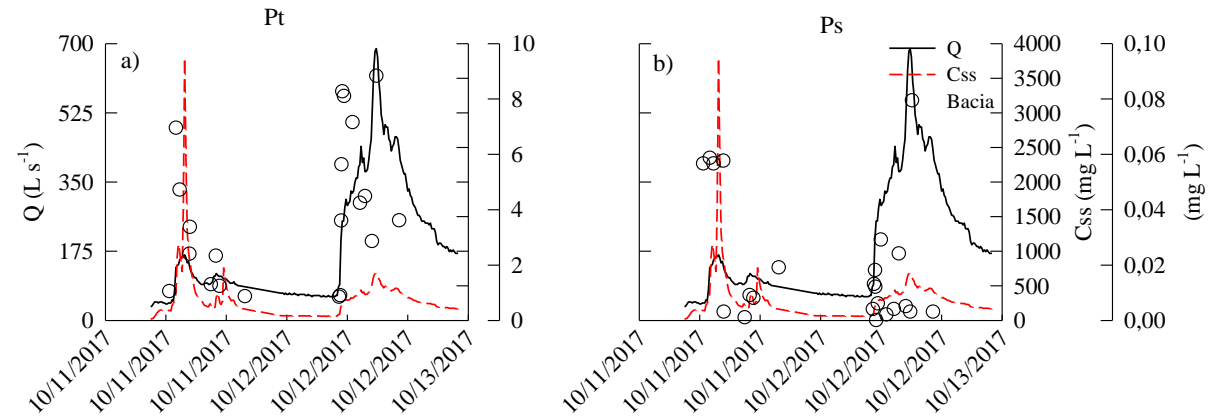


Figura 4.2.10 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 11/10/17.



4.2.2 Efeito de escala dos parâmetros de qualidade da água intraeventos

O comportamento dos parâmetros de qualidade da água, na análise espacial dos eventos, indicou o efeito de escala para os eventos ocorridos em 25/04, 13/05 e 25/05/17. Todos os eventos avaliados tiveram hidrogramas e sedimentogramas compostos (Figuras 4.2.11, 4.2.12 e 4.2.13), com mais de um pico de vazão e de CSS, como resposta à variação temporal de intensidade da chuva.

Figura 4.2.11 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 25/04/2017.

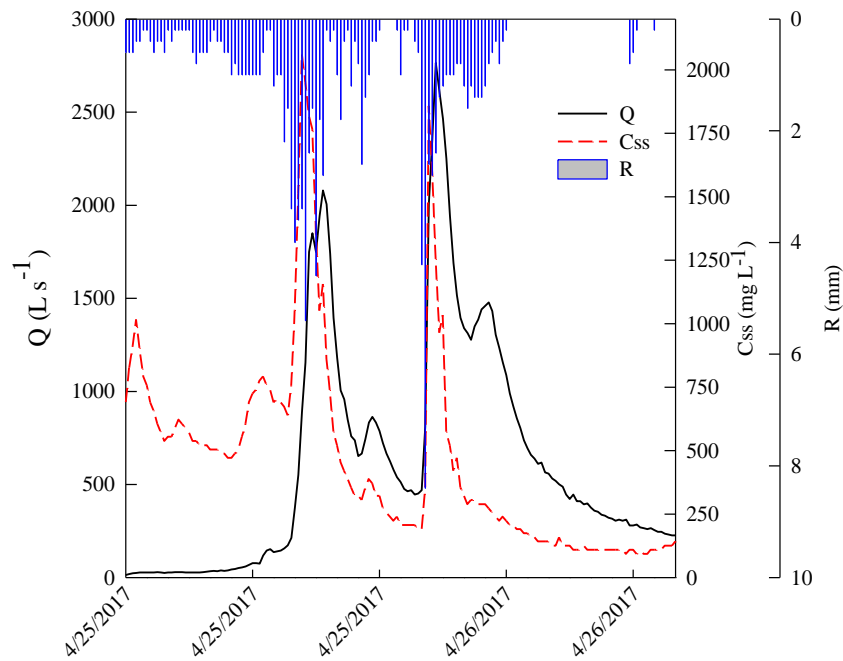


Figura 4.2.12 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 13/05/2017.

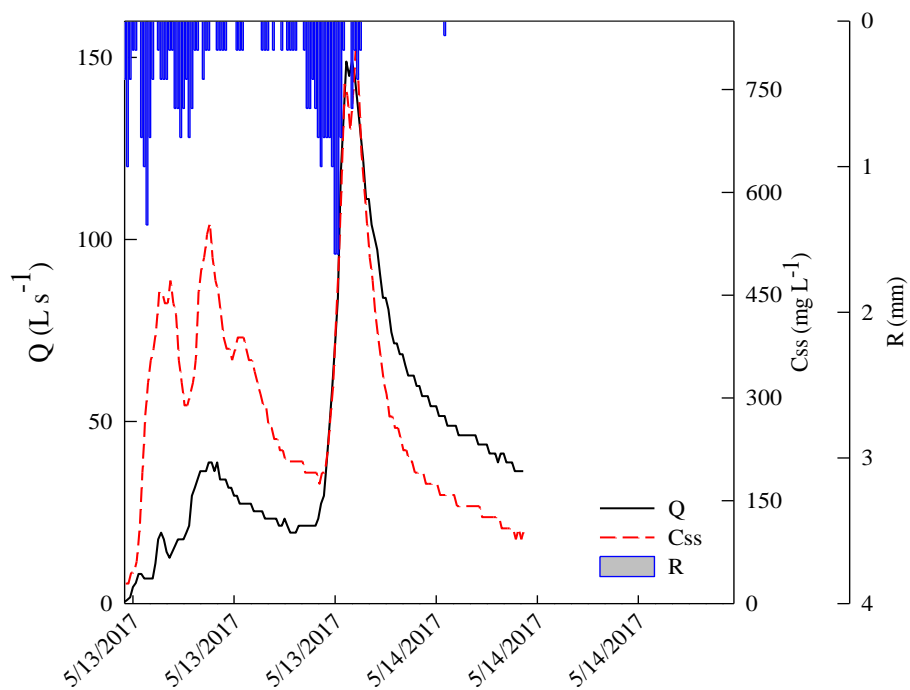
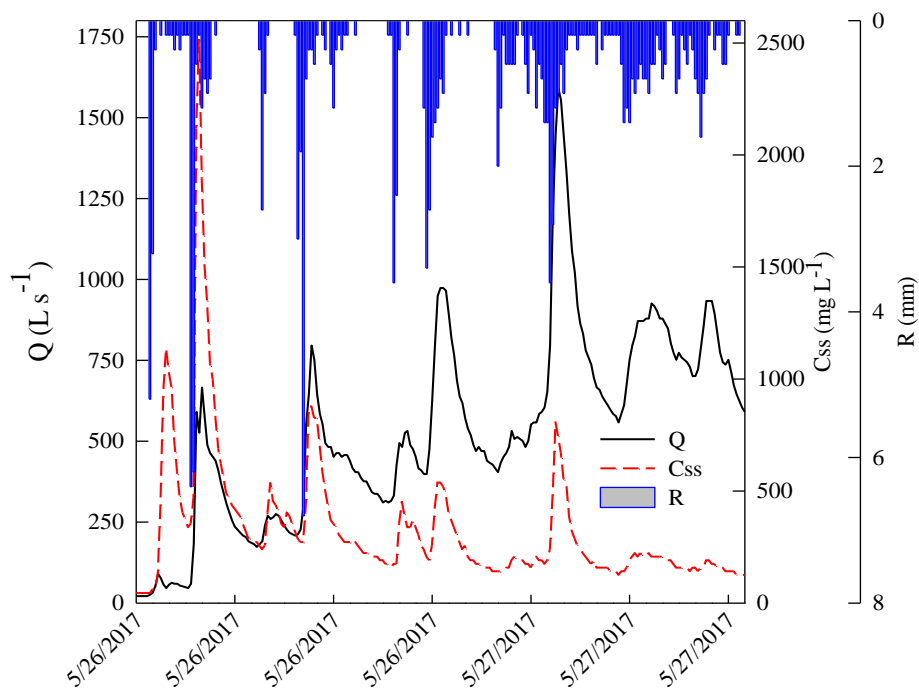


Figura 4.2.13 – Hidrograma, sedimentograma e hietograma do evento ocorrido no dia 26/05/2017.



O pH teve uma sutil redução com o aumento na vazão, para a maioria dos eventos, em todas as bacias (Figuras 4.2.14 b, 4.2.16 b e 4.2.18 b).

A CE foi ligeiramente maior no Exutório em relação às sub-bacias e não teve tendência clara de aumento ou diminuição com a ascensão ou recessão do hidrograma e do sedimentograma. Para o evento ocorrido no dia 26/05/17, a CE diminuiu com o aumento da vazão e da CSS da maioria dos hidrogramas compostos, no Exutório e na Sub 1. Na Sub 1.2, a CE aumentou no primeiro pico de vazão e de CSS e diminuiu nos demais (Figura 4.2.14 c). Durante o evento do dia 13/05/17, a CE diminuiu com o aumento da vazão e da concentração de sedimentos, mantendo altos valores após a recessão do evento (Figura 4.2.16 c). Para o evento do dia 25/04/17, a CE diminuiu durante os períodos de ascensão da vazão e da CSS no Exutório (Figura 4.2.18 c); enquanto para as sub-bacias Sub 1 e Sub 1.2, a CE aumentou com o aumento da vazão e da CSS.

A turbidez aumentou com a ascensão do hidrograma e do sedimentograma para todos os eventos e para a maioria das bacias, exceto para a sub-bacia 1.2 durante o evento ocorrido em 25/04/17. Os maiores valores de turbidez foram observados no Exutório em todos os eventos avaliados, enquanto os menores valores de turbidez foram dependentes do evento e não da sub-bacia de menor área (Sub 1). Para o evento ocorrido no dia 26/05, (Figura 4.2.14 a), os menores valores de turbidez foram observados na sub-bacia menor (Sub 1). No evento ocorrido no dia 25/04/17, os menores valores de turbidez foram na Sub 1, onde não houve variação significativa das concentrações conforme o comportamento do hidrograma e sedimentograma. Nesse evento, a turbidez foi intermediária na Sub 1.

Figura 4.2.14 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 26/05/2017.

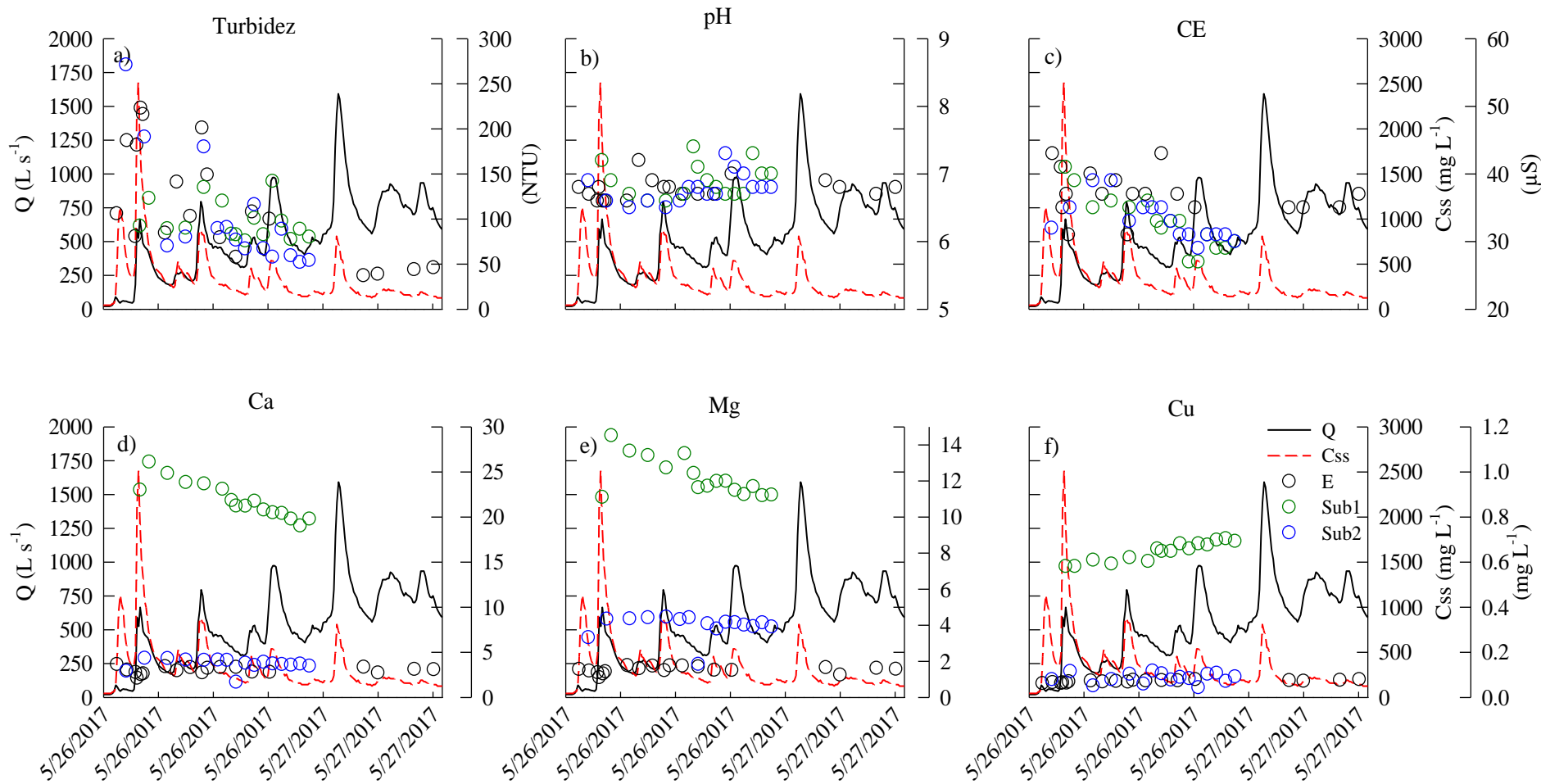
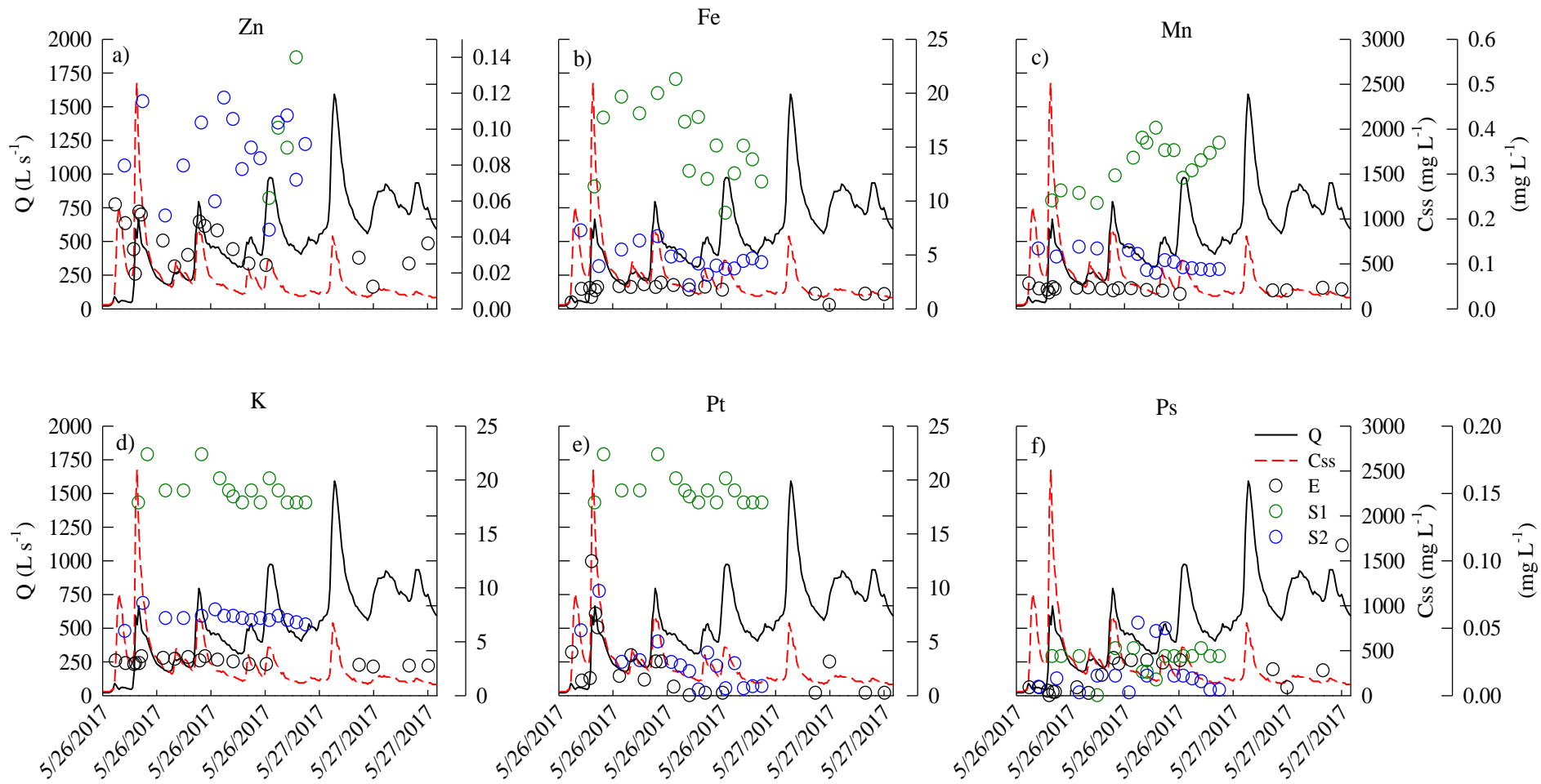


Figura 4.2.15 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 26/05/2017.



As concentrações de Ca, no Exutório, diminuíram com o aumento da vazão e da CSS e foram menores em relação às sub-bacias, evidenciando um comportamento de diluição desse parâmetro, em todos os eventos avaliados (Figuras 4.2.14 d, 4.2.16 d e 4.2.18 d). As maiores concentrações do elemento ocorreram na Sub 1.2 durante os eventos ocorridos em 26/05 e 25/04, com as maiores concentrações durante o primeiro pico de vazão e CSS, e posterior diminuição no tempo, sem influência do comportamento do hidrograma e sedimentograma.

A concentração de Mg aumentou com o aumento da vazão e da CSS nas sub-bacias em todos os eventos (Figuras 4.2.14 e, 4.2.16 e e 4.2.18 e), enquanto no Exutório esse comportamento foi evidenciado de forma sutil. As maiores concentrações do elemento ocorreram nas menores bacias para todos os eventos monitorados. Para o evento ocorrido no dia 26/05, as concentrações foram alteradas principalmente durante o primeiro pico de vazão, apresentando o comportamento padrão do elemento, mas apresentaram pouca variação após esse momento com a evolução do evento, sem variação com a ocorrência de mais hidrogramas e sedimentogramas. As concentrações do elemento foram menores para o Exutório em todos os eventos monitorados.

As concentrações de Cu tiveram pouca variação durante todos os eventos avaliados, não apresentando tendências diante das alterações no hidrograma e sedimentograma (Figuras 4.2.14 f, 4.2.16 f e 4.2.18 f). As menores concentrações do elemento ocorreram no Exutório, possivelmente devido à diluição, enquanto as maiores concentrações de Cu ocorreram na sub-bacia menor (Sub 1). As concentrações de Zn aumentaram com o aumento da vazão e da CSS para todas as bacias (Figuras 4.2.15 a, 4.2.17 a e 4.2.19 a). Durante todos os eventos, as maiores concentrações do elemento foram observadas nas sub-bacias, com pouca variação entre as concentrações do elemento para as sub-bacias Sub 1 e Sub 1.2, as menores concentrações ocorreram no Exutório para todos os eventos.

O comportamento do Fe foi pouco variável durante os eventos. Para o evento ocorrido no dia 26/05/17 (Figura 4.2.15 b), as maiores concentrações do elemento ocorreram nas sub-bacias, que possuem menor área de contribuição. Apesar de pouco evidente, a concentração do elemento variou com a variação da vazão e da CSS. Comportamento semelhante foi observado durante o evento do dia 25/04/17 (Figura 4.2.19 b), no período antecedente a ascensão do hidrograma e do sedimentograma, houve a diminuição das concentrações do elemento, que logo aumentaram acompanhando os picos de vazão e de CSS. Durante o evento ocorrido no dia 13/05/17 (Figura 4.2.17 b), a concentração de Fe aumentou com a evolução

do evento, conforme o aumento da vazão e da CSS, sendo esse aumento mais evidente na Sub 1.

O aumento na concentração de Mn durante os picos do hidrograma e sedimentograma foi mais evidente para as sub-bacias menores, principalmente na Sub 1 (Figuras 4.2.17 c, 4.2.19 c) durante todos os eventos monitorados. A variação do elemento no Exutório foi sutil durante o decorrer do evento. Em todos os eventos avaliados, o K teve incremento na concentração com o aumento da vazão e da CSS nas três bacias (Figuras 4.2.15 d, 4.2.17 d, 4.2.19 d). Em todos os eventos monitorados, as maiores concentrações de K ocorreram na menor bacia (Sub 1), enquanto as menores concentrações ocorreram na maior bacia (Exutório).

O P total e o P solúvel tiveram comportamento semelhante ao hidrograma e ao sedimentograma, aumentando nos períodos de pico para todos os eventos, em todas as bacias, com exceção das concentrações de P solúvel durante o evento ocorrido no dia 13/05/17 (Figuras 4.2.15 e e f, 4.2.17 e e f, 4.2.19 e e f). De modo geral, as concentrações de P solúvel não apresentaram variação significativa entre as bacias estudadas, com exceção do evento ocorrido no dia 25/04, onde ocorreu uma maior concentração do elemento na sub-bacia menor (Sub 1). As maiores concentrações de P total ocorreram na sub-bacia menor (Sub 1), e as menores concentrações ocorreram no Exutório.

Figura 4.2.16 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 13/05/2017.

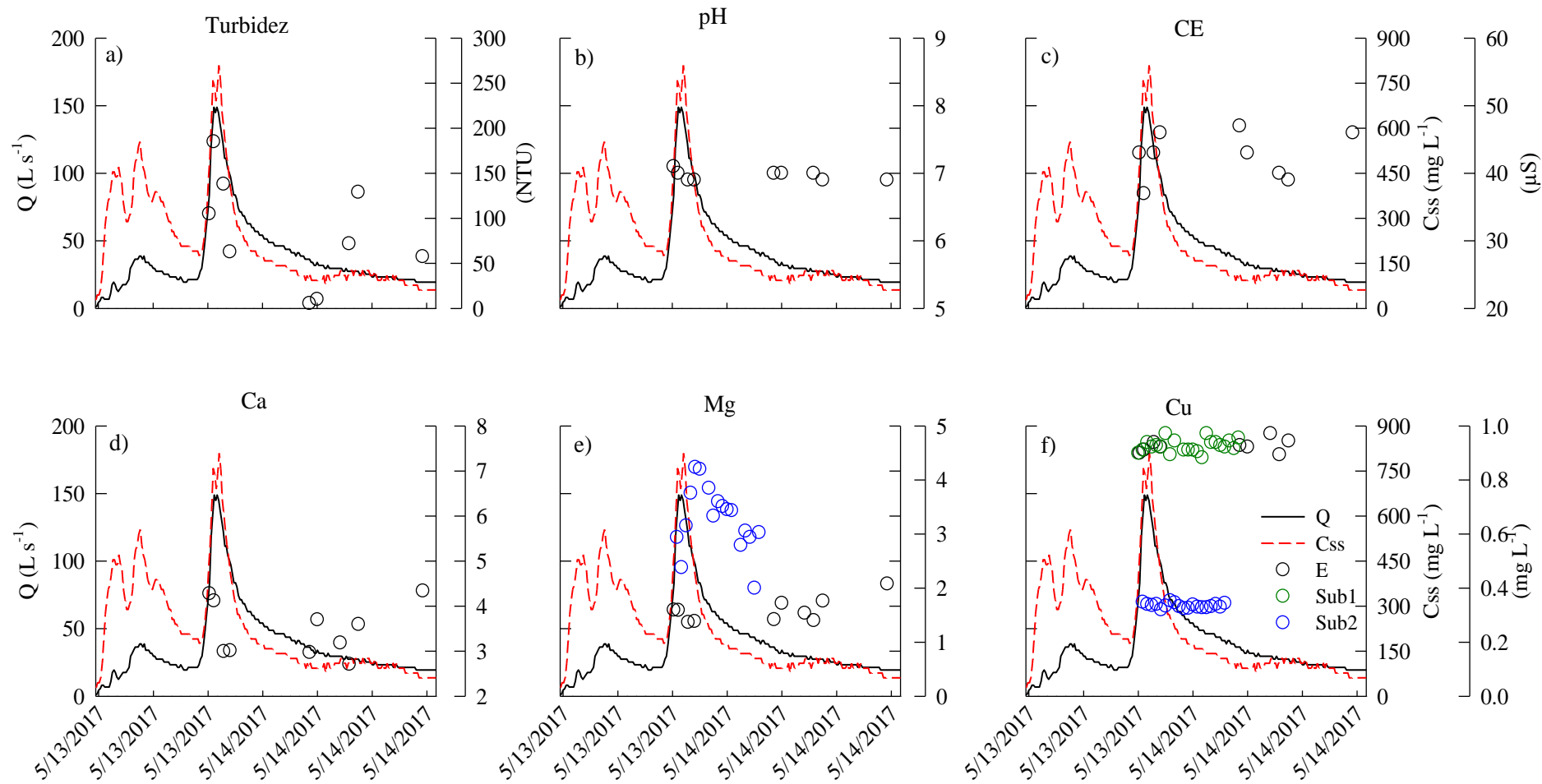


Figura 4.2.17 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 13/05/2017.

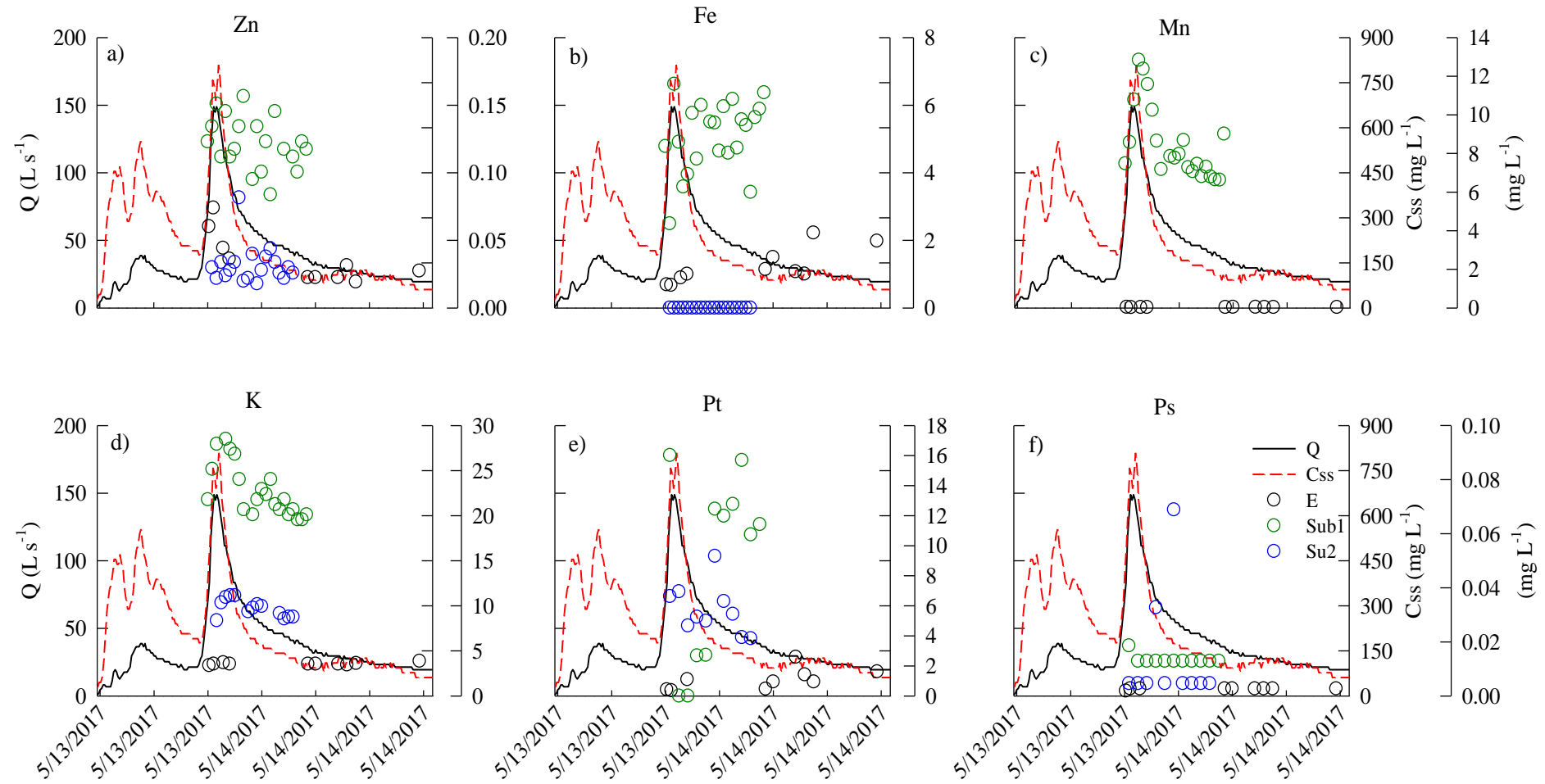


Figura 4.2.18 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 25/04/2017.

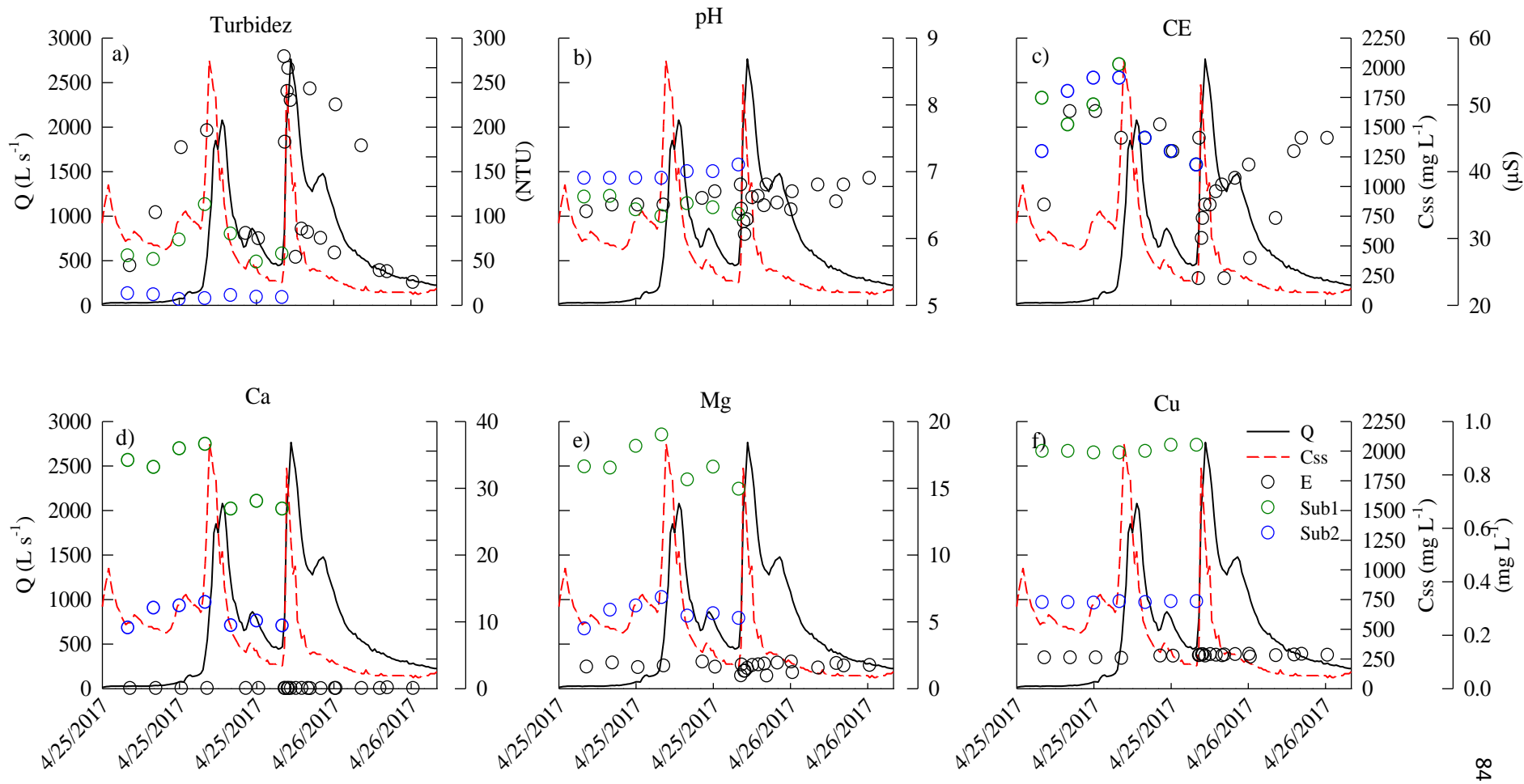
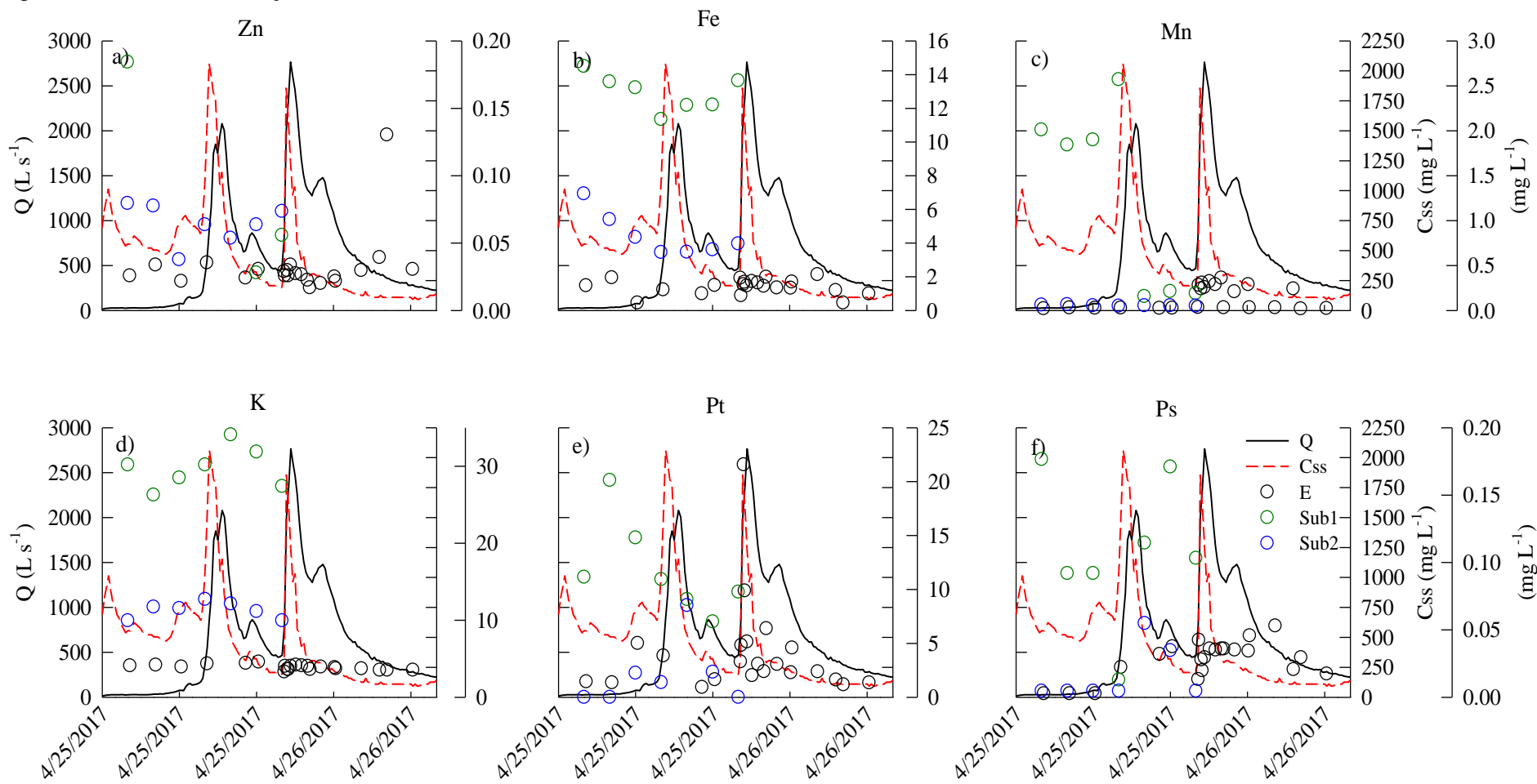


Figura 4.2.19 – Concentração dos elementos durante evento de chuva ocorrido no dia 25/04/2017.



4.3 QUALIDADE DA ÁGUA DURANTE MONITORAMENTO HISTÓRICO

O monitoramento da qualidade da água na bacia em estudo, que iniciou a partir da implementação do projeto inicial de monitoramento (2001), não teve um planejamento de análises de qualidade da água em curto, médio e longo prazo, pois o objetivo principal do projeto estava relacionado aos efeitos do uso e manejo do solo sobre os processos erosivos. Isso ocorreu devido ao enfoque do projeto estar direcionado para a caracterização dos processos físicos de erosão e seu comportamento diante da hidrologia local, sendo as amostras de qualidade da água utilizadas apenas para a caracterização geral da mesma. Assim, as amostras para avaliação da qualidade da água foram coletadas e analisadas de acordo com a disponibilidade de recursos, sem um intervalo predefinido, com seus parâmetros variáveis de acordo com a equipe de trabalho de cada época.

As amostras de água superficiais e subterrâneas, devido à baixa frequência de amostragem, possuem descontinuidade de resultados dos parâmetros de qualidade da água, o que limitou a identificação de um padrão espaço-temporal para as características avaliadas (Anexo A a H).

Técnicas estatísticas robustas e modelagem de processos foram estudadas, com o objetivo de aplicá-las ao conjunto de dados. Como um primeiro passo para qualquer análise estatística, foi realizada a plotagem dos dados de modo a compreender o comportamento dos parâmetros superficiais e subterrâneos no decorrer do período amostrado. Nesse momento, as abordagens sofisticadas foram refutadas, visto que o conjunto de dados não foi capaz de representar as condições almejadas no estudo, que buscava compreender o comportamento dos parâmetros de qualidade da água diante de alterações de uso e manejo do solo. Além do grande número de falhas para a maioria dos parâmetros, tendências claras no comportamento dos parâmetros não foram evidenciadas ao se avaliar os três principais momentos de uso e manejo do solo na bacia estudada (Anexo A a H). Assim, o enfoque do estudo para esses dados históricos, previamente direcionado ao efeito de períodos com distintos uso e manejo do solo em uma pequena bacia hidrográfica rural, foi direcionado para a apresentação dos dados obtidos.

5 DISCUSSÃO

5.1 QUALIDADE DA ÁGUA INTEREVENTOS

A qualidade da água proveniente do escoamento de base, quando categorizada pelos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), foi enquadrada na Classe 2, segundo a qualidade requerida para seus usos preponderantes, podendo assim ser destinada ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação, à irrigação e à aquicultura.

De todos os parâmetros avaliados para as águas superficiais e subterrâneas, a turbidez e o P tiveram maior variação, enquanto os parâmetros biológicos foram os mais recorrentes em valores superiores ao padrão estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2005) e Portaria 2.914 (BRASIL, 2011). A maior representação e descrição da variância da qualidade das águas superficiais por meio dos parâmetros biológicos, da turbidez e do P evidenciam o efeito do escoamento superficial sobre a qualidade dessas águas, sendo reflexo da poluição física proveniente da erosão (RAKOTONDRABE et al., 2018; WANG et al., 2017). Os altos valores dos parâmetros biológicos coliformes fecais, *E. coli* e químicos como DBO e DQO, que exercem influência sobre a qualidade das águas superficiais, podem ser provenientes do escoamento superficial e do transporte desses poluentes de fontes de poluição pontual, como o despejo de efluentes domésticos, distribuídas na área da bacia (ALVAREZ et al., 2014; BORTOLUZZI et al., 2006; GIROTTO et al., 2010; GONÇALVES et al., 2005; KAISER et al., 2010; PANASIUK et al., 2015). Os parâmetros de qualidade da água diante do uso do solo em mananciais superficiais avaliados no estudo de Bonnet, Ferreira e Lobo (2008) indicaram que os parâmetros de maior contribuição da mesma foram coliformes fecais e turbidez para médias anuais, similar ao observado no presente estudo. Em períodos chuvosos, também foi verificada a presença de altos níveis de coliformes fecais e totais, o que indica que a contribuição do escoamento superficial foi determinante para as variações de qualidade da água em mananciais superficiais.

A ampla variação e a representatividade da turbidez são decorrentes do escoamento superficial e dos processos erosivos ocorrentes na bacia (KOCHEM et al., 2012; MINELLA et al., 2017; RIBEIRO et al., 2014; TIECHER et al., 2014), que exercem influência sobre a concentração de sedimentos (LI et al., 2008; MERTEN; MINELLA, 2006; MIGUEL et al., 2014; PELLEGRINI, 2005; SHI et al., 2017; TIECHER et al., 2017a) e, por consequência,

sobre a qualidade das águas superficiais (BORTOLUZZI et al., 2006; GONÇALVES et al., 2005; RIBEIRO et al., 2014).

O processo erosivo é capaz de explicar também as altas concentrações dos elementos químicos Fe e P total que estiveram acima do limite estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2005) e Portaria 2.914 (BRASIL, 2011), visto que esses podem estar aderidos às partículas careadas pelo escoamento superficial, provenientes de atividades antrópicas como a adubação de culturas agrícolas e descarte de efluentes domésticos (BONNET; FERREIRA; LOBO, 2008; CAPOANE, 2016b; PELLEGRINI, 2005; TIECHER et al., 2017a).

Os diversos parâmetros, comumente utilizados para a avaliação da qualidade espaço-temporal da água, geralmente tem suas análises onerosas (BERTOSSI et al., 2013; KIM et al., 2016; MITRA et al., 2017) e a análise de alguns parâmetros também demanda tratamentos diferenciados, como refrigeração da amostra a partir do momento da coleta até a análise, com intervalo temporal entre a coleta e análise restrito (GUEDES et al., 2012; KÄNDLER et al., 2017). Essas condições nem sempre podem ser atendidos devido à disponibilidade de equipamentos ou pela distância do ponto de coleta até o local de análise.

A seleção dos parâmetros de qualidade da água mais adequados para cada ambiente é dificultada, pois não existe uma recomendação específica para diferentes ecossistemas. Os critérios de seleção desses parâmetros não podem ser generalizados, visto que cada bacia possui um conjunto único de feições como a geologia, topografia e vegetação (DING et al., 2016; HALLIDAY et al., 2012; MALAGÓ et al., 2017; YU et al., 2015), responsáveis por imprimir características no curso hídrico que influenciam a qualidade da água (LI et al., 2008; SINGH; MISHRA, 2014).

A qualidade da água em distintos ambientes, como em bacias rurais (BOWES et al., 2015; DANVI et al., 2017; MCGRANE et al., 2017; SEQUINATTO, 2013; TIECHER et al., 2017c) e urbanas (DOS SANTOS; GASTALDINI, 2016; HALLIDAY et al., 2014; MCGRANE et al., 2017; PAGE et al., 2015), tem sido avaliada por meio do uso de diferentes conjuntos de parâmetros de qualidade da água, compostos por apenas alguns dos muitos parâmetros possíveis de serem utilizados, recomendados pelas instituições governamentais locais, como a resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) e Portaria 2.914 (BRASIL, 2011) do Ministério da Saúde. Essa falta de padronização dificulta a tomada de decisão no momento da elaboração do plano de monitoramento para análise. Critérios para análise devem ser definidos conforme a natureza da fonte poluidora e das características do agente propagador e do meio físico.

O número de pontos e os períodos amostrados geram um grande volume de informações que, muitas vezes, não são utilizadas, e apenas uma pequena fração dos dados monitorados é relevante para caracterizar o processo local (BERTOSSO et al., 2013). Os parâmetros TDS, temperatura, Ca e K não tiveram variação temporal no presente estudo e são usados apenas para caracterização da água e não são utilizados para a sua classificação por não estarem inseridos no CONAMA (BRASIL, 2005). Dessa forma, podem ser excluídos de estudos futuros.

Após a comparação dos parâmetros obtidos com a legislação vigente para a bacia em estudo, a redução no número de parâmetros de 20 para 11 foi efetuada por meio da técnica de ACP, reforçando a importância da seleção de parâmetros de qualidade da água que descrevem os processos que predominam no sistema em análise utilizados, ou seja, na condição de pequena bacia hidrográfica rural, de relevo declivoso, solo raso e com predomínio da atividade agrícola intensiva baseada na aplicação de fertilizantes sem a devida prescrição técnica em área de elevada fragilidade ambiental.

A seleção dos 11 parâmetros que melhor caracterizam a qualidade da água foi feita com apenas dois componentes capazes de descrever a maior parte da variância dos dados, sendo apenas parte dos parâmetros inicialmente utilizados selecionados (condutividade elétrica, temperatura, sólidos totais, turbidez, Ca, Mg, Cu, P solúvel, coliformes totais, *E. coli*, e NH_3).

As características físico-químicas da água mais importantes, para explicar a variabilidade de sua qualidade, dependem das características da bacia, como em uma sub-bacia hidrográfica rural no Sul do estado do Espírito Santo, em que os parâmetros físico-químicos selecionadas foram a condutividade elétrica, sólidos totais, sólidos dissolvidos, Ca, Mg, Na, turbidez, NO_3^- e DBO (BERTOSSO et al., 2013), semelhante aos resultados obtidos no presente estudo. Esses resultados são coerentes, já que essas variáveis representam forte influência umas nas outras (SPERLING, 2014).

O número final de componentes e de parâmetros é dependente dos parâmetros iniciais de qualidade da água utilizados, do ambiente avaliado e, principalmente, da capacidade de representar a maior variância dos parâmetros. Por meio da avaliação da qualidade da água e a identificação dos grupos de poluição presentes no Rio Pomba – MG, uma pequena redução no número de parâmetros (de 18 para 15) com uso ACP, indicou que três componentes foram capazes de explicar 74,30% da variância total (GUEDES et al., 2012), enquanto na bacia do rio Rico – SP (DONADIO; GALBIATTI; PAULA, 2005) 80,83% da variância total foi

explicada pelos dois primeiros componentes gerados pela ACP. A redução de 19 para 9 variáveis foi obtida por Bertossi et al. (2013), com três componentes sendo capazes de explicar 87,53% da variância total.

Os parâmetros que melhor representaram as águas superficiais, com base na ACP, foram a turbidez, a CE e os de origem biológica, corroborando com os resultados obtidos na análise de variância e enquadramento dos parâmetros na legislação do CONAMA (BRASIL, 2005).

As águas subterrâneas, que tiveram a qualidade da água descrita pela variância dos parâmetros químicos, são influenciadas por processos de percolação profunda e dependentes do tipo de rocha presente na formação dos solos (CAPOANE, 2011; RHEINHEIMER et al., 2010). Variações na qualidade de águas subterrâneas geralmente são de origem geológica e climática, com pouca influência de atividades antropogênicas (APARECIDA et al., [s.d.]; BRAHMAN et al., 2013; MITRA et al., 2017; RAKOTONDRABE et al., 2018). As concentrações de metais pesados evidenciadas no estudo, tendem a ocorrer por meio de três origens principais, sendo eles o aumento da atividade natural das rochas (Mg, Cu), dos materiais de origem da crosta terrestre (Fe) e das atividades antrópicas (Mn) (CAPOANE et al., 2016a; FORMENTINI et al., 2015; GIROTTO et al., 2010; MALLMANN et al., 2014; MALLMANN et al., 2017; RHEINHEIMER et al., 2017; WANG et al., 2017).

A análise de agrupamentos identificou os grupos de similaridade entre as águas superficiais, subterrâneas e a água comunitária. A formação dos grupos pode ser mais influenciada pelo tipo de recurso hídrico (superficial ou subterrâneo) do que pelos períodos de coleta e tipo de cobertura do solo (BERTOSSO et al., 2013). Em estudo semelhante (BERTOSSO et al., 2013), a separação dos grupos quanto ao tipo de recurso hídrico ocorreu devido às diferentes concentrações de Ca, Mg, Na, sólidos totais (ST), STD e CE, parâmetros relacionados com a mineralização das águas, que são tipicamente elevados em águas subterrâneas. Os períodos de coleta (chuva e estiagem) e o tipo de cobertura do solo (agrícola, pecuário, florestal e urbano) não influenciaram na segregação dos grupos formados.

A análise de agrupamentos pode indicar a presença de fontes de poluição pontuais e difusas, com variações temporais controladas pela precipitação e escoamento superficial (BARAKAT et al., 2016). O mesmo foi evidenciado por Rakotondrabe et al. (2018), onde, coincidindo com a ACP, a análise de agrupamentos formou dois grupos, sendo o primeiro influenciado pela poluição urbana e pela área a montante, com pouca poluição devido à

atividade antrópica mínima, enquanto o segundo grupo foi representado por áreas à jusante dos pontos de mineração, sendo altamente poluído em relação aos demais.

A maioria dos parâmetros identificados como principais poluentes da qualidade da água subterrânea está relacionada às fontes 4 e 7, que participam do mesmo grupo de similaridade. Esse comportamento pode ter ocorrido devido às características estruturais das mesmas (RHEINHEIMER et al., 2010), visto que ambas se encontram no nível do solo, cobertas por uma tampa de concreto, o que facilita a entrada da água proveniente do escoamento superficial e de pequenos animais. Ambas as fontes tiveram o menor nível de proteção quando comparadas às demais durante o estudo, e ambas se encontram próximas a fontes de poluição, sendo a 4 localizada ao lado de um açude visivelmente eutrofizado e a fonte 7 localizada a aproximadamente 10 metros de um poço artesiano. A dissolução de minerais de rocha, materiais provenientes da atmosfera, da vegetação e de fontes antropogênicas (CE, pH, K^+ , Ca^{2+} , NO_3^-) foram as variáveis que melhor descreveram a qualidade da água superficial da bacia Mari-Camarões, também refletindo as condições ambientais da região (RAKOTONDRABE et al., 2018).

A causa das variações da qualidade da água estão relacionadas principalmente à carga de contaminação de fontes pontuais (águas residuais domésticas e criatórios de animais) e difusas (atividades agrícolas), bem como devido a processos naturais como mineralização, material de origem e formação da crosta terrestre (BARAKAT et al., 2016; FISCHER et al., 2017; SLAUGHTER et al., 2017; ZHANG et al., 2017). Em relação às fontes pontuais, todas as fontes analisadas se encontram próximas às sedes residenciais da propriedade rural, e todas as propriedades dispõem de criatórios de animais para consumo familiar, sem o tratamento dos excrementos produzidos, indicando a relevância da parcela de poluição pontual diante da qualidade da água local.

Mesmo a água destinada ao consumo da comunidade teve concentrações acima dos limites estabelecidos pela legislação vigente para alguns parâmetros, como Fe, indicando que a mesma pode possuir concentração de parâmetros que podem ser prejudiciais à saúde humana (AZHAR et al., 2015; CAPOANE, 2011; DONADIO; GALBIATTI; PAULA, 2005; JUNG et al., 2016; WANG et al., 2017). Diferente dos outros pontos monitorados, não houve grande variabilidade para os coliformes totais, sendo estes na maioria das vezes dentro dos padrões estabelecidos pela legislação. Apesar do limite de alguns parâmetros superar o estabelecido pela legislação, a água de abastecimento tem como vantagem uma menor variabilidade ao longo dos meses.

Diante dos resultados obtidos, verifica-se a necessidade de maior atenção para o uso da água, bem como para as práticas antrópicas realizadas próximas não só às fontes de abastecimento, como em toda a área de abrangência da bacia hidrográfica, resultando em manejo e cuidados sistêmicos.

Quanto à frequência de amostragem, há evidências de que grande parte dos parâmetros de qualidade da água foram dependentes da vazão, apresentando uma maior variabilidade durante as estações do ano, que se diferem principalmente devido ao volume precipitado e devido aos ciclos das culturas cultivadas na área da bacia. Mesmo durante o período de maior intensidade de monitoramento, houve falhas na determinação de parâmetros, ratificando a dificuldade do monitoramento da qualidade da água, dada a sua sensibilidade e determinação onerosa.

O uso de sonda multiparâmetros auxilia na determinação da qualidade da água, principalmente no que diz respeito ao estabelecimento de tendências. Entretanto, deve ser aliado a coletas manuais, visto que o número de parâmetros analisados é restrito, o que impossibilita a identificação do comportamento de parâmetros potencialmente importantes para a identificação de fontes de poluição.

5.2 QUALIDADE DA ÁGUA INTRAEVENTOS

A incidência de precipitação proporcionou aumento na vazão e na concentração de sedimentos em suspensão, variando com o período seco antecedente e com a intensidade da chuva. A qualidade da água foi reflexo dessa dinâmica, sendo dependente da vazão e da concentração de sedimentos em suspensão.

A precipitação é a principal responsável pela variação da vazão e da qualidade da água de um corpo hídrico, podendo, em algumas situações, ser considerada também como fonte de poluição. Sua relação é de difícil compreensão, principalmente para o meio rural, visto que diferentes intensidades causam impactos variáveis no solo, ocasionando diferentes processos erosivos, de acordo com a interação da chuva com variados tipos de terrenos, uso e ocupação do solo (HINDII; MANTOVANI; RIZZI, 2003; VIALLE et al., 2011).

Os processos de escoamento superficial e erosão e as diversas variáveis que compõem o sistema devem ser avaliados em uma sequência de eventos pluviais, a fim de compreender a influência da precipitação e demais elementos transportados via escoamento superficial sobre a qualidade da água, que tende a ser mais significativo para as entradas de nutrientes no curso

hídrico, sendo ainda mais relevante em eventos precedidos de chuva antecedente (ALVAREZ et al., 2014; BOWES et al., 2015).

A alta concentração de sedimentos apenas no início do evento ocorrido no dia 11/10/17, sem variação com o aumento da vazão ao longo do evento, pode estar associado à chuva antecedente que, mesmo de baixa intensidade, pode ter mobilizado sedimentos e os depositado na rede de drenagem, próxima à seção de monitoramento. Assim, no início da chuva e aumento da vazão, o sedimento depositado na calha do rio e disponível para o transporte, pode ter sido mobilizado e transportado com o aumento da vazão proveniente do escoamento superficial incidente (RODRIGUES et al., 2014).

Um dos parâmetros mais sensíveis ao aumento da vazão e da CSS foi a turbidez, que acompanhou as tendências de ascensão e recessão do hidrograma e do sedimentograma para todos os eventos avaliados. A turbidez é altamente correlacionada com a concentração de sedimentos em suspensão e sua relação utilizada para a estimativa da CSS (MINELLA et al., 2007; RODRIGUES et al., 2014), além de ser dependente do processo de escoamento superficial, que é parte integrante dos processos erosivos resultantes do uso do solo, com predomínio de atividades agrícolas e revolvimento intensivo em área altamente declivosa (MCGRANE et al., 2017; MINELLA et al., 2017; TIECHER et al., 2017c).

Sedimentos desempenham papel importante na determinação da qualidade da água de corpos hídricos, pois têm a capacidade de diminuir a disponibilidade de poluentes quando capazes de aderir tais elementos em suas partículas, funcionando assim como dreno, mas também tem a capacidade de liberar esse material acumulado (DOS SANTOS; GASTALDINI, 2016). Esse fenômeno pode ser melhor compreendido ao estabelecer a teoria de sorção e dessorção, onde a primeira se baseia na capacidade de íons e moléculas presentes na solução do solo a se aderir à superfície de partículas da fase sólida, ficando assim retidos nas partículas, enquanto a dessorção representa a liberação de elementos retidos às partículas para a solução do solo. Essas relações variam com o tipo de nutriente presente na solução e com a composição mineralógica e tamanho do sedimento, resultando no tipo e força de ligação incidente. Em cursos hídricos, varia também com a ressuspensão de sedimentos e com a turbulência da água (PELLEGRINI, 2005).

Os parâmetros de qualidade da água, em sua forma solúvel, tiveram baixas concentrações de elementos poluentes, mas no conteúdo total, incluindo os elementos aderidos aos sedimentos, as concentrações foram diferentes, possivelmente devido à interferência da deposição dos sedimentos sobre a qualidade da água. Os elementos aderidos a

sedimentos depositados em diferentes locais na área da bacia continuam sendo fontes potenciais de deterioração da qualidade da água, mesmo depois de longos períodos de tempo da incidência de uma determinada fonte de poluição (DOS SANTOS; GASTALDINI, 2016; PELLEGRINI et al., 2008; ZAFAR et al., 2017).

A redução do pH para a maioria dos eventos, embora sutil, ocorreu nos períodos de aumento na vazão, pois esse parâmetro está relacionado com as características do escoamento superficial e subterrâneo, o que pode favorecer o movimento de materiais ricos em ácidos orgânicos resultantes da decomposição da palhada e serapilheira (GIRARDI et al., 2016; WALLACE; CHAMPAGNE; HALL, 2016).

A tendência de diminuição da CE com o aumento da vazão ocorre devido à contribuição da água retida no perfil do solo que tende a apresentar menor condutividade, juntamente com a diluição pela água advinda da chuva, que chega ao rio com menor condutividade, causando a diluição de íons e moléculas polares (DEFFONTIS et al., 2013; GIRARDI et al., 2016). Os maiores valores de CE observados no Exutório deve-se à maior área de contribuição, recebendo uma maior concentração de cargas advindas do escoamento superficial, provenientes da aplicação de fertilizantes e liberação de esgotos (MACEDO, 2006). O aumento da CE com o aumento da vazão e da CSS para as sub-bacias, em alguns eventos monitorados, pode ter ocorrido devido à alta contribuição do escoamento superficial, e presença de áreas agrícolas antropizadas, de onde são transportadas grandes concentrações de compostos iônicos (LIBANIO, 2005; MACEDO, 2006).

O sutil aumento das concentrações de OD para todos os eventos pode ter ocorrido devido ao aumento da turbulência do fluxo do rio (JUNG et al., 2016; MITRA et al., 2017). Ao avaliar a qualidade da água sob períodos secos e chuvosos, em bacias com diferentes usos do solo, Girardi et al. (2016) também observaram um aumento sutil nas concentrações de OD para o ponto mais preservado durante períodos chuvosos, e a diminuição para a área de maior grau de antropização, o que pode estar relacionado com a oxidação da matéria orgânica (SLAUGHTER et al., 2017). A maior intensidade de fluxo pode ter favorecido o aumento da temperatura com o aumento da vazão (MCGRANE et al., 2017; VAN DER HOVEN et al., 2017).

A importância de avaliar o efeito de escala da qualidade da água durante eventos pluviais, a fim de compreender as características que influenciam o processo, verificada neste estudo, também foi constatada por Girardi et al., 2016, em duas bacias hidrográficas, uma de área preservada e a outra com alto grau de antropização, indicando que a variação das

alterações da qualidade da água durante períodos secos e eventos de chuva foi menor na área mais preservada. De modo geral, o uso do solo com pastagens e florestal apresentam as menores concentrações de todos os parâmetros químicos avaliados, sendo ainda mais expressivo para o último, reduzindo as concentrações principalmente dos metais pesados (RAKOTONDRABE et al., 2018; VAN DER HOVEN et al., 2017). Entretanto, áreas densamente povoadas são capazes de reduzir a qualidade da água, mesmo se estas estiverem inseridas em áreas com alta proporção de uso florestal (> 70%) (KÄNDLER et al., 2017).

Mesmo com essa forte relação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a qualidade da água, os elementos dissolvidos na fase aquosa têm uma maior capacidade de serem absorvidos por organismos vivos. Diante disso, a maioria dos elementos avaliados neste estudo foram quantificados de forma solúvel. Quanto às concentrações dos parâmetros químicos, alguns tiveram tendência de diluição, como o Ca e o Mg, enquanto o Cu e o Zn não tiveram tendência de aumento ou diminuição com as alterações na vazão e na concentração de sedimentos em suspensão. Os demais parâmetros avaliados, tiveram aumento de suas concentrações com o aumento da vazão e CSS, como foi o caso do Zn, Fe, Mn, K, P total e solúvel, como também observado em outros estudos (GIROTTI et al., 2010; MALLMANN et al., 2017; RHEINHEIMER et al., 2017; TIECHER et al., 2017a).

O efeito de escala das variáveis da qualidade da água em diferentes pontos amostrais possibilitou a compreensão de variações distintas, como ocorreu no caso do K, que foi constante na maior parte dos eventos avaliados apenas no exutório. Entretanto, conforme a avaliação de escala houve o aumento das concentrações de K, que é mais significativo para áreas de contribuição menores.

Rios que possuem fontes de poluição relacionadas com a entrada de efluentes como esgotos e demais fontes pontuais tendem, de modo geral, a apresentar uma tendência de diluição para a maioria dos parâmetros durante os eventos de chuva. Comportamento oposto ocorre em bacias que possuem fonte de poluição difusa, provenientes do processo erosivo e escoamento superficial, onde as cargas de nutrientes tendem a aumentar com o aumento da vazão (BOWES et al., 2015).

Diante disso, avaliações da qualidade da água realizadas apenas em períodos intereventos acabam por não caracterizar o processo ocorrido durante eventos pluviais (PANASIUK et al., 2015). Quando a avaliação de parâmetros de qualidade da água é realizada em um intervalo de tempo próximo a chuvas antecedentes, os dados podem até ser confundidos com *outliers*, dada a sua variabilidade quando comparados a períodos sem a

contribuição do escoamento superficial nas características da água (GUIMARAES, 2012; SINGH; MISHRA, 2014). Em bacias hidrográficas rurais, as principais entradas de concentrações extremas de nutrientes e demais contaminantes do curso hídrico ocorrem durante os eventos pluviais (PAGE et al., 2015; PANASIUK et al., 2015; TRENOUTH; GHARABAGHI, 2015).

A avaliação simultânea de séries temporais de alta frequência, ou a simples discretização do monitoramento em períodos com incidência de precipitação é extremamente importante, principalmente quando se monitoram nutrientes, visto que oferecem uma abordagem simples para fornecer novos conhecimentos sobre fontes e dinâmicas destes no ambiente (BERTONE et al., 2016; BOWES et al., 2015). Reduzir as concentrações de nutrientes em rios é considerado o principal meio de obtenção de um ambiente ecologicamente equilibrado. Para tanto, abordagens que contemplam a relação entre a concentração de nutrientes e os dados de vazão vem sendo bem sucedidas para explicar sobre as fontes de poluição na bacia hidrográfica (BOWES et al., 2015; VITRO et al., 2017).

5.3 QUALIDADE DA ÁGUA DURANTE MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO (2001 – 2017)

Benefícios do aumento do uso do solo florestal sob a qualidade da água foram evidenciados em uma ampla gama de estudos, impactando também o aspecto econômico (BALBINOT et al., 2008; FIQUEPRON; GARCIA; STENGER, 2013). Na área de estudo, o uso de lenha para a cura do tabaco vem incentivando agricultores a aumentar as porcentagens florestadas de suas propriedades (FREY; WITTMANN, 2007). Entretanto, esse aumento florestal na maioria das vezes é formado por povoamentos comerciais, sendo suas interações com a qualidade da água pouco conhecidas. O manejo florestal é responsável por uma ampla variedade de operações capazes de causar perturbações no solo; entretanto, as intervenções humanas são muito menos intensivas e frequentes que o uso agrícola.

A menor quantidade de insumos aplicados, aliada ao sistema radicular desenvolvido e aos ciclos biogeoquímicos, proporcionam que a floresta otimize os nutrientes do solo (FIQUEPRON; GARCIA; STENGER, 2013; GYAWALI et al., 2013), reduzindo as perdas nutricionais, limitando o fluxo de sedimentos e a turbidez. A predição de parâmetros de qualidade da água pode ser realizada conforme os usos múltiplos do solo, sugerindo a tomada

de decisões a fim de obter um manejo sustentável (ANDRÉASSIAN, 2004; EROL; RANDHIR, 2013; GYAWALI et al., 2013).

Análises de tendências são importantes para alertar as autoridades dos processos ambientais envolvendo a deterioração da qualidade da água, agindo com ações corretivas capazes de reduzir esses processos. A poluição difusa vem sendo reduzida em países como o Canadá e EUA, que por meio de um acordo diminuíram 200 toneladas de poluição difusa em 10 anos devido à aplicação dessas técnicas de monitoramento e predição (MCLEOD et al., 1991).

Box plot são empregados por serem uma importante ferramenta exploratória, capaz de identificar as características básicas estatísticas como as tendências causadas pela variação sazonal (MCLEOD; HIPEL; COMANCHO, 1983). A aplicação de técnicas como o teste de Tukey, aliada ao método de Cleveland, indicam um dos métodos mais valiosos para garantir fortes tendências de variação, que não parecem tão evidentes com a aplicação de outros testes (BODO, 1989; ECKNER, 2017).

Técnicas para correção de falhas de dados com intervalos irregulares provenientes do monitoramento vem sendo desenvolvidas e aprimoradas, utilizando procedimentos de ajuste sazonal (MCLEOD; HIPEL; COMANCHO, 1983), utilizando covariáveis que variam conforme o principal objetivo de estudo, sendo comumente utilizadas a vazão e a temperatura. Essas são avaliadas de acordo com as mudanças de uso e ocupação do solo, desde que apresentem algumas condicionantes, como a distribuição normal, possibilitando o diagnóstico temporal de tendências (BODO, 1989). As tendências podem aumentar, diminuir ou simplesmente não existir durante o decorrer do período avaliado, apresentando padrões lineares ou não lineares (MCLEOD et al., 1991).

Entretanto, no presente estudo mesmo sem evidenciar qualquer tendência, não podemos afirmar que a mesma não existe para a bacia em questão, visto que as características dos dados não foram capazes de atender às condicionantes metodológicas para a aplicação das técnicas estatísticas. Essas técnicas foram desenvolvidas para atender conjuntos de dados com elevado volume de falha e *outliers*, características comuns de dados provenientes do monitoramento da qualidade da água. Mesmo assim, o conjunto de dados não foi capaz de atender às condicionantes, visto que o volume de falhas era ainda maior que o esperado.

A variabilidade da água diante dos variados pontos localizados na bacia em estudo é alta (AZHAR et al., 2015) e a qualidade da água sofre interferência de escala e uso do solo. Entretanto, as técnicas de monitoramento são onerosas e dependem de elevados períodos de

tempo desde sua coleta, determinação e interpretação. Dessa forma, estudos com longos períodos de monitoramento de alta frequência, considerando as escalas das bacias envolvidas vem sendo desenvolvidos, a fim de, inicialmente, identificar as características da qualidade da água e os processos envolvidos em suas alterações.

O monitoramento do fluxo de base e do escoamento superficial em diferentes pontos da bacia deste estudo teve como principal objetivo compreender os efeitos espaço-temporais na qualidade da água e, com isso, inferir sobre as tendências do monitoramento histórico. Contudo, a caracterização da qualidade das águas em intervalos de baixa frequência de amostragem não representa as condições da mesma, visto que suas características são diretamente relacionadas com as variações climáticas e com o uso do solo.

O uso de sondas multiparâmetros vem sendo incentivado, visto que o mesmo proporciona um monitoramento com alta frequência de amostragem, possibilitando a discretização temporal dos processos envolvidos na bacia em questão (EROL; RANDHIR, 2013; LIU et al., 2016; FIQUEPRON; GARCIA; STENGER et al., 2017; MALAGÓ, 2013).

Modelos hidrológicos vêm sendo aprimorados para explicar a qualidade da água condicionada às características da bacia (SALES; PRADO; GONÇALVES, 2014). Com isso, haverá uma diminuição dos esforços de amostragem, possibilitando a aplicabilidade dos modelos em áreas semelhantes, resultando em um resultado mais prático e conciso, capaz de melhor atender às necessidades imediatas da paisagem para a identificação e redução de fluxos de poluição pontual e difusa.

6 RECOMENDAÇÕES

A definição da melhor estratégia de monitoramento da qualidade da água está intimamente relacionada com o estabelecimento de objetivos claros e concisos em curto, médio e longo prazo. A alocação dos pontos amostrais está intimamente associada ao grau de detalhamento requerido no estudo, bem como da escala que o mesmo deseja avaliar. Em nível de monitoramento nacional, a dinâmica da qualidade da água em nascentes e rios de primeira ordem são pouco conhecidos, o que reflete na defasagem de informações dos chamados produtores de água.

Durante a definição dos principais parâmetros a serem avaliados, deve-se conhecer a área de estudo, principalmente o que diz respeito ao tipo de atividade antrópica exercida na área. O conhecimento das exigências em aplicações de agroquímicos e a presença de indústrias, residências ou criatórios de animais é imprescindível para uma definição adequada dos principais parâmetros influenciadores da qualidade local. Quando estes não podem ser identificados, técnicas de análises de componentes principais são eficientes na determinação dos parâmetros de maior relevância. Em nível nacional, a principal forma de adubação de culturas em geral é a adição de N, P e K. A relevância da pecuária, suinocultura e avicultura no cenário econômico país, podemos considerar que os parâmetros de maior relevância para a análise da qualidade da água são nitrogênio, fósforo, potássio e *Escherichia coli*.

Quanto à definição de frequências de amostragem, verificamos que grande parte dos parâmetros de qualidade da água foram dependentes da vazão. Desse modo, os esforços na amostragem podem ser direcionados de modo a identificar tendências sazonais, com uma diminuição do intervalo de coletas intereventos, a fim de que estes sejam capazes de identificar a influência das estações do ano, do manejo aplicado às principais espécies cultivadas na área em estudo e da variabilidade ocorrente dos tipos de poluição pontual presentes. Nessa situação, não cabe estabelecer um intervalo fixo de coleta, visto que esse deve se adequar às condições particulares de cada estudo. O monitoramento deve ter a capacidade de identificar o comportamento dos elementos em períodos extremos, como, por exemplo, períodos de precipitação com intensidade elevada, visto que esses são imprescindíveis para a identificação das principais fontes de poluição, e posteriores ações para definição de práticas de mitigação destas. Concomitantemente, períodos de estiagem também devem ser avaliados, dada a capacidade de dissolução de alguns elementos, que tendem a apresentar uma maior concentração em períodos de menores vazões.

7 CONCLUSÕES

A avaliação da qualidade da água durante longas campanhas com baixa frequência de amostragem não é capaz de identificar as reais características dos parâmetros avaliados, visto que esses sofrem influência de fatores ambientais como o regime e intensidade da precipitação, uso e manejo do solo e área de contribuição incidente sobre cada ponto de coleta.

Durante a amostragem anual, as águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento apresentaram altas variações para as concentrações de alguns elementos, evidenciando a influência das características ambientais em seus parâmetros de qualidade. Não obstante, essas características são fortemente alteradas durante os períodos de chuva, onde os processos de escoamento superficial e conseqüente aumento da concentração de sedimentos são atenuados, carreando grandes quantidades de elementos químicos que influenciam diretamente a qualidade da água.

Assim, para que uma campanha de amostragem seja eficiente na definição de reais características da qualidade da água, períodos extremos devem ser monitorados, visto que a maior incidência de contaminantes nas águas ocorrem durante os mesmos. Essas altas concentrações para a maioria dos parâmetros, exceto para os que apresentam o comportamento de diluição, não podem ser considerados como *outliers*, mas sim como períodos de maior incidência de fontes de poluição, devendo ser contabilizados para a definição das características da água.

A dificuldade na padronização do número de amostras e dos parâmetros analisados durante cada evento pode ser evidenciada, haja vista a descontinuidade do monitoramento de todos os parâmetros, os quais, mesmo pré-estabelecidos no início do estudo, não puderam ser realizados devido às dificuldades de armazenamento das amostras e, principalmente, devido à avaria de equipamentos laboratoriais. Dessa forma, o uso de sondas multiparâmetros, que fornecem resultados imediatos e com alta frequência de amostragem deve ser amplamente estimulado, sendo os resultados obtidos capazes de alimentar modelos hidrológicos com alta representatividade dos processos envolvidos na bacia de estudo, contribuindo para a compreensão de processos oriundos de fontes de poluição e uso e manejo inadequado do solo.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711–728, Jan. 2013.

ALVAREZ, J. W. R. et al. Water erosion and loss of sediment , water and chemical elements during rainfall events in two rural watersheds. **Investigación agraria**, v. 16, n. 2, p. 113–123, dec. 2014.

ANDRADE, E. M. et al. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 683-690, dez. 2007.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, n. 1–2, p. 1–27, 2004.

APARECIDA, M. et al. Análise estatística aplicada em amostras de água subterrânea no município de caucaia. XIV CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. **Anais**. Disponível em <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/issue/view/1185>> Acesso em 19 jun. 2017.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Denver. Ed: APHA, 2012.

ARGENTA, D. P. B.; PANTE, A. R.; MERTEN, G. H. Evaluation erosivity index of production north-northeast of the state of Rio Grande do Sul. **Hall of Undergraduate Research: 13. Book of abstracts**. Porto Alegre, Ed: UFRGS, 2001. p. 37.

AZHAR, S. C. et al. Classification of River Water Quality Using Multivariate Analysis. **Procedia Environmental Sciences**, v. 30, p. 79–84, 2015.

BALBINOT, R. et al. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência**, Guarapuava, v. 4, n. 1, p. 131–149, Jan./Abr. 2008.

BALDWIN, A. K.; CORSI, S. R.; MASON, S. A. Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries: Relations to Watershed Attributes and Hydrology. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 19, p. 10377–10385, 2016.

BARAKAT, A. et al. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 4, p. 284–292, Nov. 2016.

BERTONE, E. et al. Extreme events, water quality and health: A participatory Bayesian risk assessment tool for managers of reservoirs. **Journal of Cleaner Production**, v. 135, p. 657–667, June 2016.

BERTOSSI, A. P. A. et al. Seleção e agrupamento de indicadores da qualidade de águas utilizando estatística multivariada. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 5, p. 2025-2036, set./out. 2013.

BODO, B. A. Robust graphical methods for diagnosing trend in irregularly spaced water quality time series. **Environmental Monitoring and Assessment**, Netherlands, v. 12, p. 407-428, Feb. 1989.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 311–322, fev. 2008.

BONUMÁ, N. B. **Modelagem do escoamento, da produção de sedimentos e da transferência de fósforo em bacia rural no sul do Brasil**. 2011. 136p. TESE (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2011.

BORTOLUZZI, E. C. et al. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 4, p. 881–887, 2006.

BOWES, M. J. et al. Characterising phosphorus and nitrate inputs to a rural river using high-frequency concentration-flow relationships. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 608–620, 2015.

BRAHMAN, K. D. et al. Evaluation of high levels of fluoride, arsenic species and other physicochemical parameters in underground water of two sub districts of Tharparkar, Pakistan: A multivariate study. **Water Research**, v. 47, n. 3, p. 1005–1020, 2013.

BRASIL. Agência Nacional das Águas. Resolução n. 643, de 27 de junho de 2016. Altera o Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água – QUALIÁGUA e dá outras providências. Brasília: 2016. **Diário Oficial da União**, 27 jun 2016.

BRASIL. Agência Nacional das Águas. Resolução n. 903, de 22 de julho de 2013. Cria a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Água Superficiais – RNQA e estabelece suas diretrizes. Brasília: 2013. **Diário Oficial da União**, 22 jul 2013.

BRASIL. **Lei n. 9.433**: Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília: 1997. **Diário Oficial da União**, 08 jan 1997.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução n. 32, de 15 de outubro de 2003. Institui a Divisão Hidrográfica Nacional. Brasília 2003. **Diário Oficial da União**, 17 out 2003.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 375. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. **Diário Oficial da União**, 18 mar 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: 2011. **Diário Oficial da União**, 12 dez 2011.

BRITZKE, D. et al. A study of potassium dynamics and mineralogy in soils from subtropical Brazilian lowlands. **Journal Soil and Sediments**, Sep. 2011.

BURTON, I.; LIM, B. Achieving adequate adaptation in agriculture. **Clim. Change**, v. 70, p. 191–200, May 2005.

CALAZANS, G. M. **Avaliação e proposta de adequação da rede de monitoramento da qualidade das águas superficiais das sub-bacias do Rio das Velhas e do Rio Paraopeba, utilizando técnicas estatísticas multivariadas**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

CAPOANE, V. **Qualidade da água e sua relação com o uso da terra em duas pequenas bacias hidrográficas**. 2011. 105 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

CAPOANE, V. Concentrações de Cu , Zn e Mn no sedimento de fundo de uma bacia hidrográfica com suinocultura intensiva. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 1, Sep. 2016a.

CAPOANE, V. et al. Efeito do uso da terra e relevo na distribuição espacial e vertical de carbono do solo em uma bacia hidrográfica agrícola. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 9, n. 6, dez. 2016b.

CHEN, H. et al. Modeling pesticide diuron loading from the San Joaquin watershed into the Sacramento-San Joaquin Delta using SWAT. **Water Research**, May 2017.

CHEN, J.; LU, J. Effects of land use, topography and socio-economic factors on river water quality in a mountainous watershed with intensive agricultural production in East China. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, 2014.

DALBIANCO, L. **Simulação hidrossedimentológica com o modelo litem em uma pequena bacia hidrográfica rural**. 2013. 91 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

DALLEGRAVE, A. et al. Residue of insecticides in foodstuff and dietary exposure assessment of Brazilian citizens. **Food and Chemical Toxicology**, v. 115, n. March, p. 329–335, 2018.

DANVI, A. et al. Comparing water quantity and quality in three inland valley watersheds with different levels of agricultural development in central Benin. **Agricultural Water Management**, p. 257-270, Jul. 2017.

DE F. FERNANDES, J.; DE SOUZA, A. L. T.; TANAKA, M. O. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. **Hydrobiologia**, v. 724, n. 1, p. 175–185, 2014.

DEFFONTIS, S. et al. Impact of dry weather discharges on annual pollution from a separate storm sewer in Toulouse, France. **Science of the Total Environment**, v. 452–453, p. 394–403, 2013.

DING, J. et al. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. **Science of the Total Environment**, v. 551–552, n. 19, p. 205–216, Feb. 2016.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. DE. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 115–125, jan./abr. 2005.

DOS SANTOS, S. A.; GASTALDINI, M. DO C. C. An assessment of quality of stormwater in a subtropical urban watershed. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 5, p. 1–15, Feb. 2016.

DUQUE, E. M. **A importância da *Escherichia coli* como agente etiológico responsável pela infecção do trato urinário**. 2013. 34 p. Monografia (Especialista em Microbiologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

ECKNER, A. A Note on Trend and Seasonality Estimation for Unevenly Spaced Time Series. 2017.

EROL, A.; RANDHIR, T. O. Watershed ecosystem modeling of land-use impacts on water quality. **Ecological Modelling**, v. 270, p. 54–63, Oct. 2013.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. Qualidade ambiental, Porto Alegre, 2017. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_taquari_antas/taquariantas.asp>. Acesso em 17 jul. 2017.

FIQUEPRON, J.; GARCIA, S.; STENGER, A. Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector. **Journal of Environmental Management**, v. 126, p. 113–121, May 2013.

FISCHER, A. et al. Decision support for water quality management of contaminants of emerging concern. **Journal of Environmental Management**, v. 193, p. 360–372, Feb. 2017.

FORMENTINI, T. A. et al. Copper and zinc accumulation and fractionation in a clayey Hapludox soil subject to long-term pig slurry application. **Science of the Total Environment**, v. 536, p. 831–839, Aug. 2015.

FREY, M. L.; WITTMANN, M. R. Práticas de fomento florestal e incentivo à preservação das matas nativas na fumicultura. **Redes, Santa Cruz do Sul**, v. 12, n. 3 p. 99–117, set./dez. 2007.

GIRARDI, R. et al. Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 3, p. 514–524, jul./set. 2016.

GIROTTO, E. et al. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos successive pig slurry application. **Ciência Rural**, v. 40, n. 9, p. 1948–1954, set. 2010.

GOMES, P. M.; MELO, C.; VALE, V. S. Evaluation of the ambient impacts in springs in the city of Uberlândia-MG : Macroscopic analysis. **Sociedade & Natureza**, v. 17, n. 32, p. 103–120, jun. 2005.

GONÇALVES, C. S. et al. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 391–399, fev. 2005.

GUEDES, H. A. S. et al. Application of multivariate statistical analysis in the study of water quality in the Pomba River (MG). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 558–563, fev. 2012.

GUIMARAES, R. Z. **Avaliação da qualidade de água no processo de recuperação de áreas de plantio de Pinus taeda em APP na bacia do Rio Campinas-Joinville-SC**. 2012. 168 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)-Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

GYAWALI, S. et al. Assessment of Relationship between Land uses of Riparian Zone and Water Quality of River for Sustainable Development of River Basin, A Case Study of U-Tapao River Basin, Thailand. **Procedia Environmental Sciences**, v. 17, p. 291–297, 2013.

HAIR, J. F. et al. **Análise multivariada de dados**. 5ª ed. Porto Alegre: Ed. Bookman, 2005. 593 p.

HAJIGHOLIZADEH, M.; MELESSE, A. M. Assortment and spatiotemporal analysis of surface water quality using cluster and discriminant analyses. **Catena**, v. 151, p. 247–258, Jan. 2017.

HALLIDAY, S. J. et al. An analysis of long-term trends, seasonality and short-term dynamics in water quality data from Plynlimon, Wales. **Science of the Total Environment**, v. 434, p. 186–200, 2012.

HALLIDAY, S. J. et al. The water quality of the River Enborne, UK: Observations from high-frequency monitoring in a rural, lowland river system. **Water**, v. 6, n. 1, p. 150–180, Jan. 2014.

HILLEL, D. 2004. **Environmental soil physics**. Academic Press, San Diego.

FRITZSONS, E. et al. Conseqüências da alteração da vazão sobre alguns parâmetros de qualidade de água fluvial. **Revista Floresta**, v. 33, n. 2, p. 201–214, ago. 2003.

JUNG, K. Y. et al. Evaluation of water quality for the Nakdong River watershed using multivariate analysis. **Environmental Technology & Innovation**, v. 5, p. 67–82, 2016.

KAISER, D. R. et al. High Nitrogen Fertilization of Tobacco Crop in Headwater Watershed Contaminates Subsurface and Well Waters with Nitrate. **Journal of Chemistry**, v. 2015, Jan. 2015.

KAISER, D. R. et al. Nitrate and ammonium in soil solution in tobacco management systems.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 34, n. 1, p. 379–387, 2010.

KÄNDLER, M. et al. Impact of land use on water quality in the upper Nisa catchment in the Czech Republic and in Germany. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 1316–1325, Feb. 2017.

KIM, J. Y. et al. Application of multivariate analysis to determine spatial and temporal changes in water quality after new channel construction in the Chilika Lagoon. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 314–319, Feb. 2016.

KOCHEM, M. L. et al. Produção de sedimento e perda de fósforo durante um evento em uma bacia hidrográfica com produção de fumo. In XXXIV CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2013, Florianópolis, SC. **Anais**. Disponível em < http://coral.ufsm.br/fisicadosolo/index.php/pt_br/15-producao/cientifica/25-resumos > Acesso em 14 out. 2017.

LI, S. et al. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. **Catena**, v. 75, p. 216–222, Jun. 2008.

LIBANIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3ª ed. São Paulo: Ed. Atomo, 2005. 444 p.

LIESENFELD, M. V. A., CORBELLINI, L. M. C. Relatório de levantamento da comunidade florestal da microbacia do Arroio Lajeado Ferreira, Arvorezinha - RS, como subsídio à formulação de parâmetros para o monitoramento ambiental. **Programa de manejo dos recursos naturais e de combate à pobreza rural – RS RURAL**. Porto Alegre, 2002.

LIU, R. et al. Identifying non-point source critical source areas based on multi-factors at a basin scale with SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 379–388, 2016.

MACEDO, J. A. B. **Introdução a química ambiental**. 2ª. Ed. Juiz de Fora: Ed. CRQ-MG, 2006. 1027 p.

MALAGÓ, A. et al. Modelling water and nutrient fluxes in the Danube River Basin with SWAT. **Science of the Total Environment**, v. 603–604, p. 196–218, May 2017.

MASON, S. A. et al. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 1045–1054, 2016.

MALLMANN, F. J. K. et al. Soil tillage to reduce surface metal contamination – model development and simulations of zinc and copper concentration pro fi les in a pig slurry-amended soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 196, p. 59–68, Jun. 2014.

MALLMANN, F. J. K. et al. Modeling Zinc and Copper Movement in an Oxisol under Long-Term Pig Slurry Amendments. **Vadose Zone J.**, May 2017.

MCGRANE, S. J. et al. During a winter of storms in a small UK catchment, hydrology and water quality responses follow a clear rural-urban gradient. **Journal of Hydrology**, v. 545, p. 463–477, 2017.

MCLEOD, A. I.; HIPEL, K. W.; COMANCHO, F. Trend assessment of water quality time series. **Water Resources Bulletin**, v. 19, n. 4, p. 537-547, Aug. 1983.

MCLEOD, A. I. et al. Trend Analysis Methodology for Water Quality Time Series. **Environmetrics**, v. 2, n. 2, p. 169–200, Aug. 1991.

MENDONÇA, F.; LEITÃO, S. A. M. Riscos e vulnerabilidade socioambiental urbana: uma perspectiva a partir dos recursos hídricos. **GeoTextos**, v. 4, n. 1-2, p. 145-163, 2008.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. Impact on sediment yield due to the intensification of tobacco production in a catchment in Southern Brazil. **Ciência Rural**, v. 36, n. 2, p. 669–672, 2006.

MIGUEL, P. et al. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 1, p. 585–598, 2014.

MILLER, N. et al. Variability in the Mobilization of Sediment and Phosphorus across 13 European Soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, p. 742–750. 2009.

MINELLA, J. P. G. **Identificação de fontes de sedimentos em uma pequena bacia rural**. 2003. 80 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)–Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

MINELLA, J. P. G. et al. Identificação e implicações para a conservação do solo e das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 1637–1646, 2007.

MINELLA, J. P. G. et al. Long-term sediment yield from a small catchment in southern Brazil affected by land use and soil management changes. **Hydrological Processes**, Nov. 2017.

MITRA, S. et al. Water quality assessment of the ecologically stressed Hooghly River Estuary, India: A multivariate approach. **Marine Pollution Bulletin**, Sep. 2017.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v. 27, p. 31–36, 1962.

PAGE, D. W. et al. E. coli and turbidity attenuation during urban stormwater recycling via Aquifer Storage and Recovery in a brackish limestone aquifer. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 427–434, Sep. 2015.

PANASIUK, O. et al. Contamination of stormwater by wastewater: A review of detection methods. **Journal of Environmental Management**, v. 152, p. 241–250, Feb. 2015.

PARK, J. Y.; ALE, S.; TEAGUE, W. R. Simulated water quality effects of alternate grazing management practices at the ranch and watershed scales. **Ecological Modelling**, v. 360, p. 1-13, Jul. 2017.

PELLEGRINI, J. B. R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo - RS**. 2005. p. 85. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

PELLEGRINI, J. B. R. et al. Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2639–2646, 2008.

PIVELI, R. P. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. 1ª ed. São Paulo: Ed. ABES, 2006. 285 p.

PRADO, R. B. **Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos**. Tese (Escola de Engenharia de São Carlos)-Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

RAKOTONDRABE, F. et al. Water quality assessment in the Bétaré-Oya gold mining area (East-Cameroon): Multivariate statistical analysis approach. **Science of the Total Environment**, v. 610–611, p. 831–844, Aug. 2018.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação Do Solo Em Sistemas Agropecuários E Florestais: Identificação, Efeitos, Limites Críticos E Mitigação. **Tópicos em Ciência do Solo**, p. 49–134, Aug, 2007.

RHEINHEIMER, D. et al. Heavy metal transport modelling in soil : sorption / desorption phenomena , water fluxes and contaminat fate. Jan. 2017. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. Ed: RBCS, 2017.

RHEINHEIMER, D. D. S. et al. Qualidade de águas subterrâneas captadas em fontes em função da presença de proteção física e de sua posição na paisagem. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 5, p. 948–957, set./out. 2010.

RIBEIRO, K. H. et al. Quality of surface water related to land use: a case study in a catchment with small farms and intensive vegetable crop production in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 656–668, 2014.

RODRIGUES, M. F. et al. Hydrosedimentology of nested subtropical watersheds with native and eucalyptus forests. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, 2014.

ROSGEN, D. L. A classification of natural rivers. **Catena**, v. 22, p. 169-199, Jun. 1994.

SALES, L. M. S.; PRADO, R. B.; GONÇALVES, A. O. Análise com parativa entre sondas multiparamétricas para avaliação da qualidade da água para fins agroambientais. In: SIMPOSIO NACIONAL DE INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, 2014, São Carlos, SP. **Anais**. Disponível em: <
<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/110809/1/ANALISE-COMPARATIVA-ENTRE-SONDAS-MULTIPARAMETRICAS-PARA-AVALIACAO-DA-QUALIDADE-DA-AGUA-PARA-FINS-AGROAMBIENTAIS.pdf>>. Acesso em 03 mai. 2016.

SEQUINATTO, L. et al. Occurrence of agrochemicals in surface waters of shallow soils and

steep slopes. **Química Nova**, v. 36, n. 6, p. 768–772, mai. 2013.

SHI, P. et al. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. **Catena**, v. 151, p. 182 - 190, Dec. 2017.

SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 119-124, 2003.

SINGH, S.; MISHRA, A. Spatiotemporal analysis of the effects of forest covers on stream water quality in Western Ghats of peninsular India. **Journal of Hydrology**, v. 519, p. 214-224 Jul. 2014.

SLAUGHTER, A. R. et al. A management-oriented water quality model for data scarce catchments. **Environmental Modelling and Software**, v. 97, p. 93–111, Aug. 2017.

SOARES, P. F. **Projeto e avaliação de desempenho de redes de monitoramento de qualidade da água utilizando o conceito de entropia**. 2001. 213 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica)-Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2014. 470 p.

STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. 1ª ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 2002. 126 p.

SOUZA, F. S. et al. Determination of pharmaceutical compounds in hospital wastewater and their elimination by advanced oxidation processes. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 53, n. 3, p. 213–221, 2018.

TAMBOSI, L. R. et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 151–162, 2015.

TIECHER, T. et al. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, n. 1, p. 639–649, 2014.

TIECHER, T. et al. Phosphorus forms in sediments as indicators of anthropic pressures in an agricultural catchment in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 41, p. 1–17, May 2017a.

TIECHER, T. et al. Tracing sediment sources in two paired agricultural catchments with different riparian forest and wetland proportion in southern Brazil. **Geoderma**, v. 285, p. 225–239, 2017b.

TIECHER, T. et al. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River , Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 237, p. 95–108, 2017c.

TRENOUETH, W. R.; GHARABAGHI, B. Soil amendments for heavy metals removal from stormwater runoff discharging to environmentally sensitive areas. **Journal of Hydrology**, v.

529, p. 1478–1487, Aug. 2015.

TRINDADE, A. L. C., et al., Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 22, n.1, p. 13-24, out. 2016.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4^a ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS/ABRH, 2012. 943 p.

VAN DER HOVEN, C. et al. The impact of various land uses on the microbial and physicochemical quality of surface water bodies in developing countries: Prioritisation of water resources management areas. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, v. 8, p. 280–289, 2017.

VAN LIER, Q. de J. **Física do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa—MG, pp. 29–102.

VASCO, A. N. et al. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 1, 2011.

VIALLE, C. et al. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. **Water Research**, v. 45, n. 12, p. 3765–3775, Apr. 2011.

VITRO, K. A. et al. A geospatial analysis of land use and stormwater management on fecal coliform contamination in North Carolina streams. **Science of the Total Environment**, v. 603–604, p. 709–727, Mar. 2017.

WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. **Water Research**, v. 96, p. 155–165, Mar. 2016.

WANG, J. et al. Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 421–431, Jan. 2017.

YU, S. et al. Effect of land use on the seasonal variation of streamwater quality in the Wei River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 454–459, Jul. 2015.

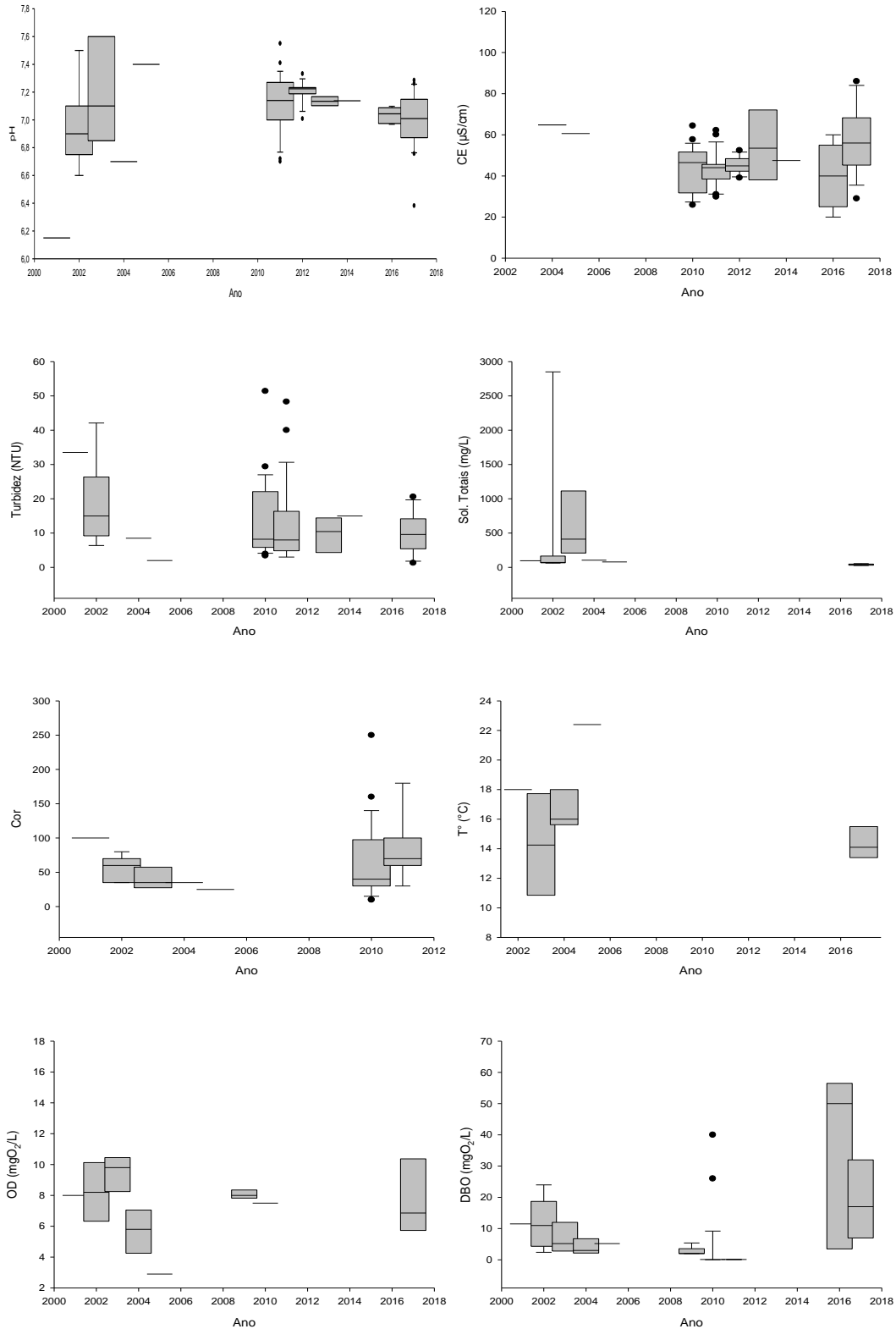
ZAFAR, M. et al. Phosphorus seasonal sorption-desorption kinetics in suspended sediment in response to land use and management in the Guaporé catchment, Southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, p. 642-643, Oct. 2016.

ZAFAR, M. et al. Characteristics, lability and distribution of phosphorus in suspended sediment from a subtropical catchment under diverse anthropic pressure in Southern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 100, p. 28–45, Nov. 2017.

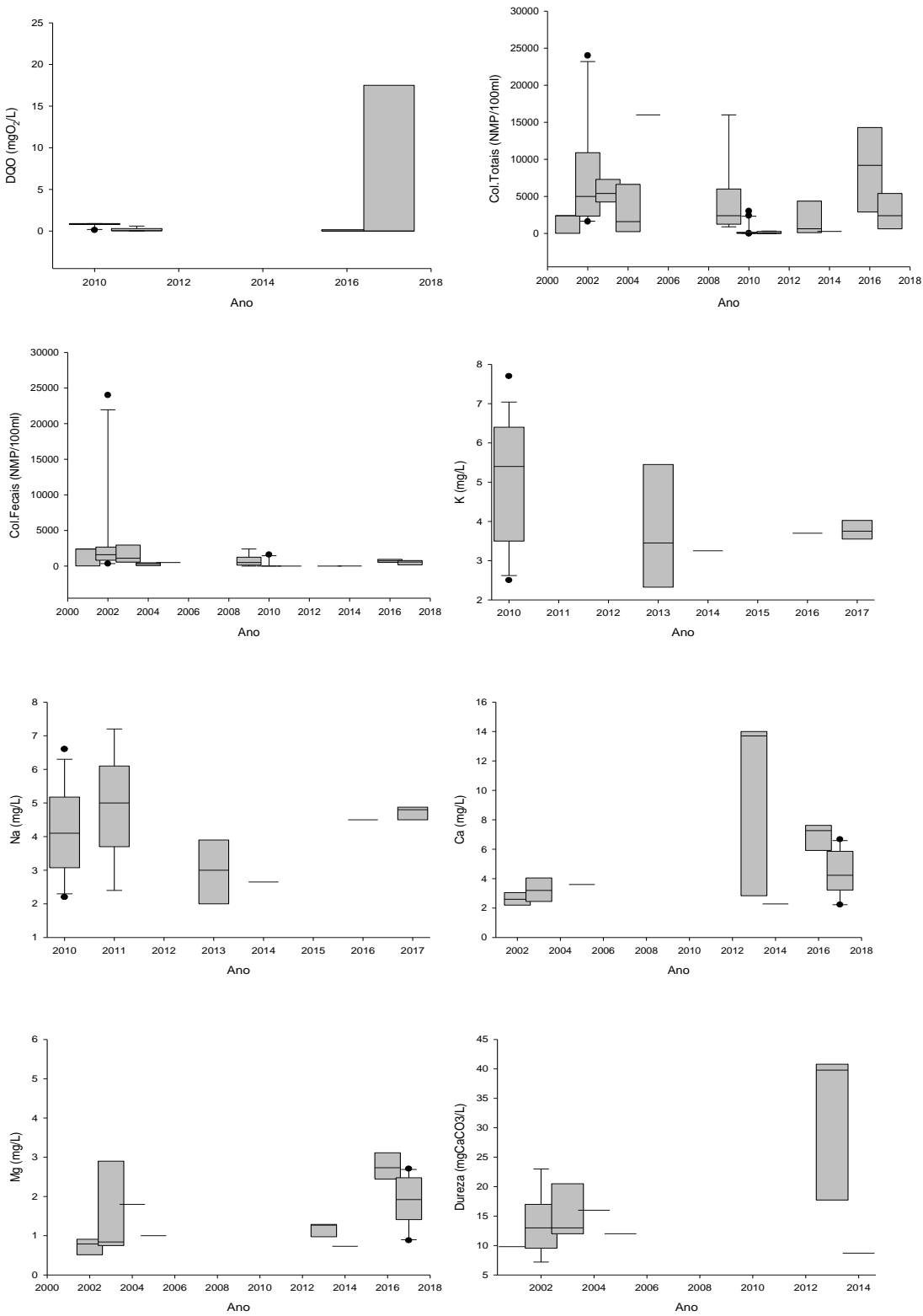
ZHANG, Y. et al. A water quality management strategy for regionally protected water through health risk assessment and spatial distribution of heavy metal pollution in 3 marine reserves. **Science of the Total Environment**, v. 599–600, p. 721–731, May 2017.

ANEXOS

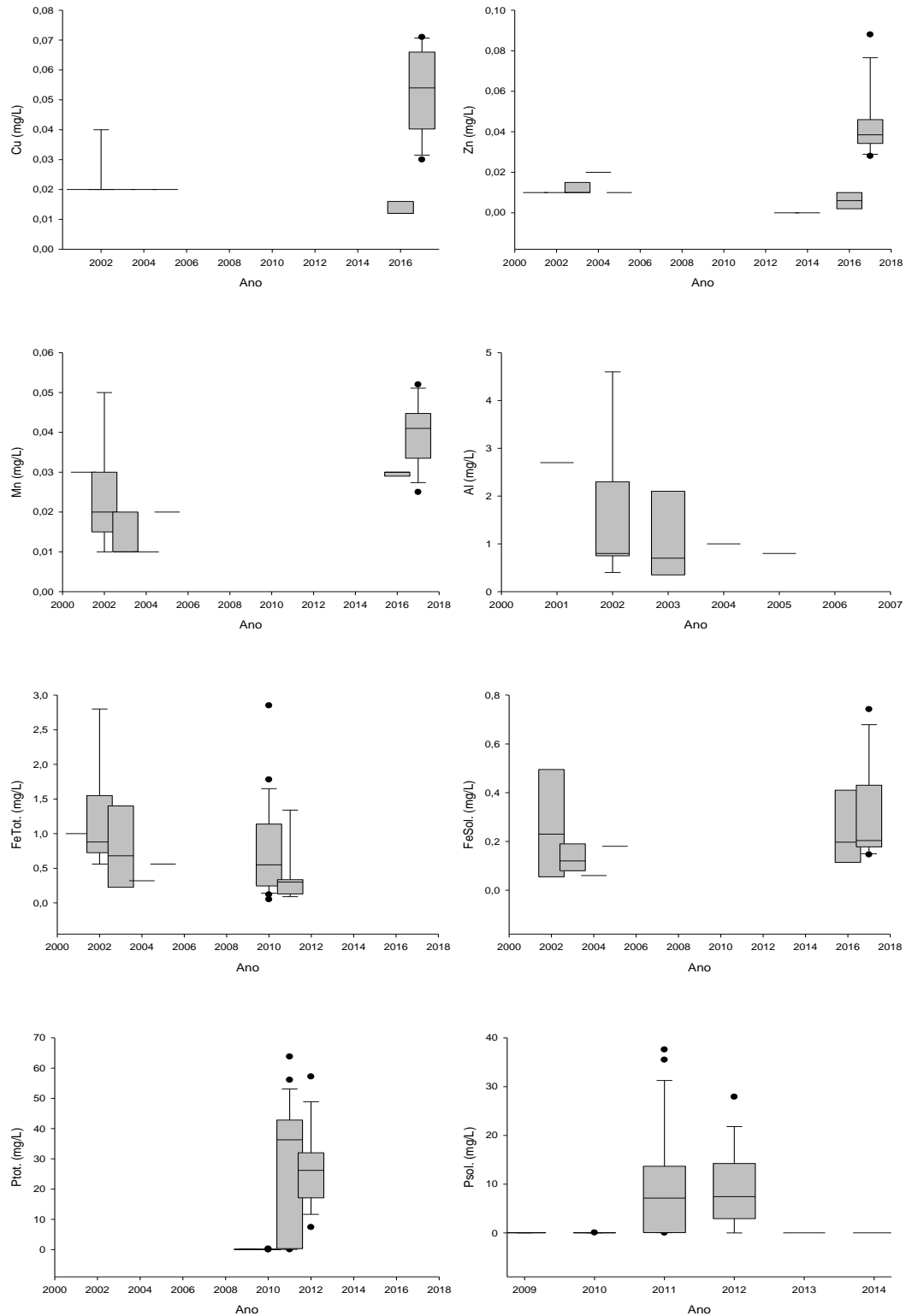
ANEXO A – Gráficos de concentração de elementos em águas superficiais para o histórico monitorado.



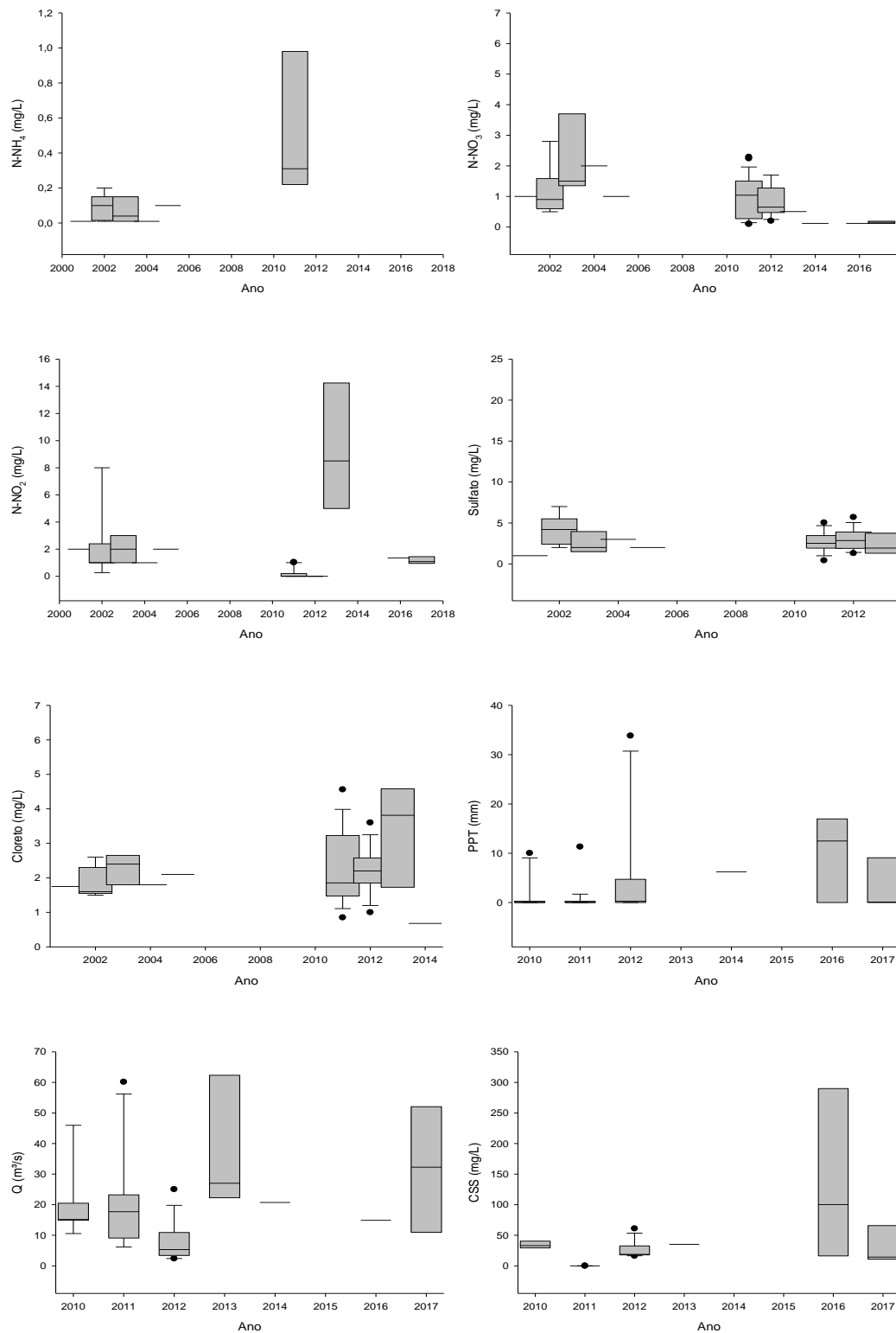
ANEXO B – Gráficos de concentração de elementos em águas superficiais para o histórico monitorado.



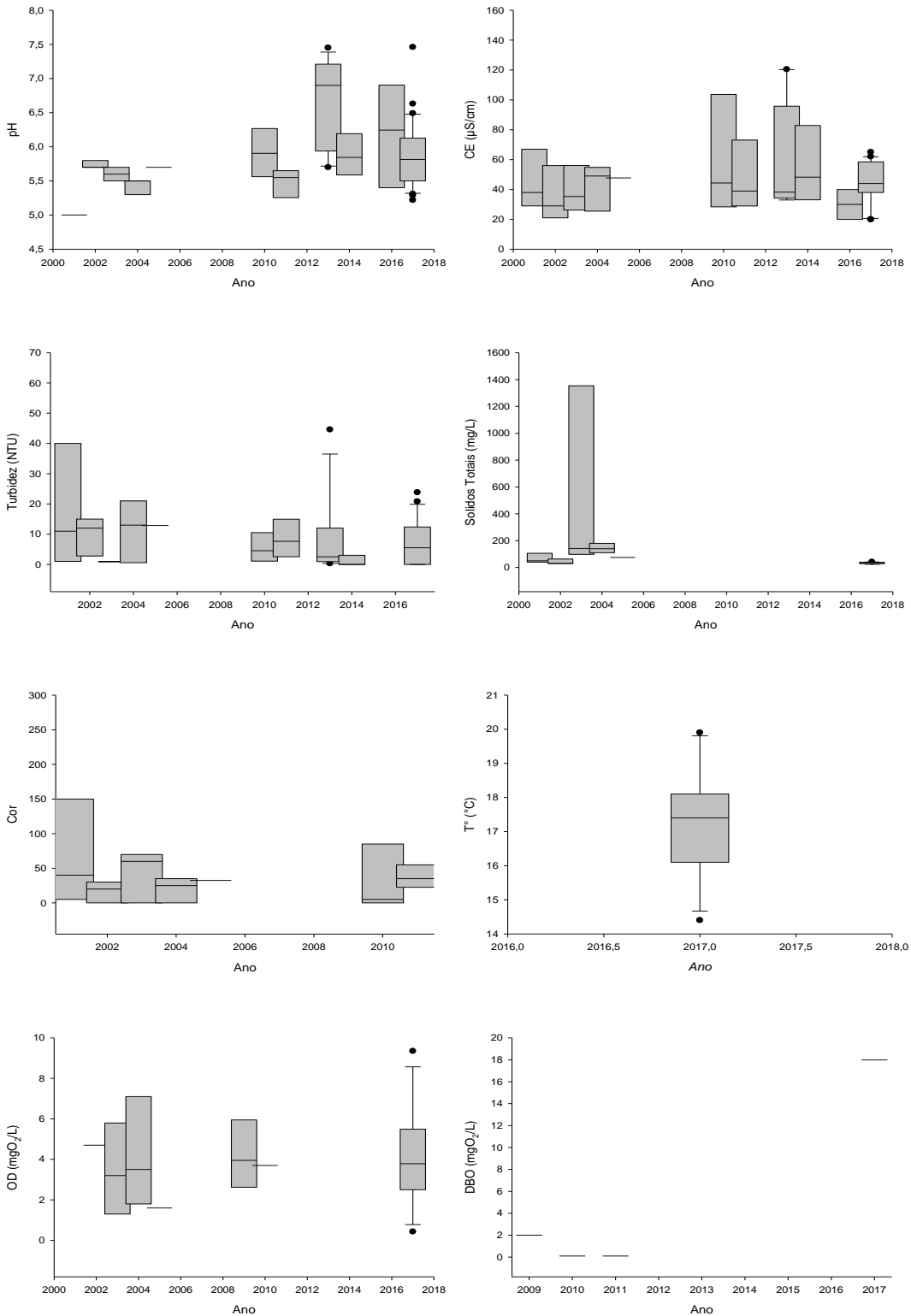
ANEXO C – Gráficos de concentração de elementos em águas superficiais para o histórico monitorado.



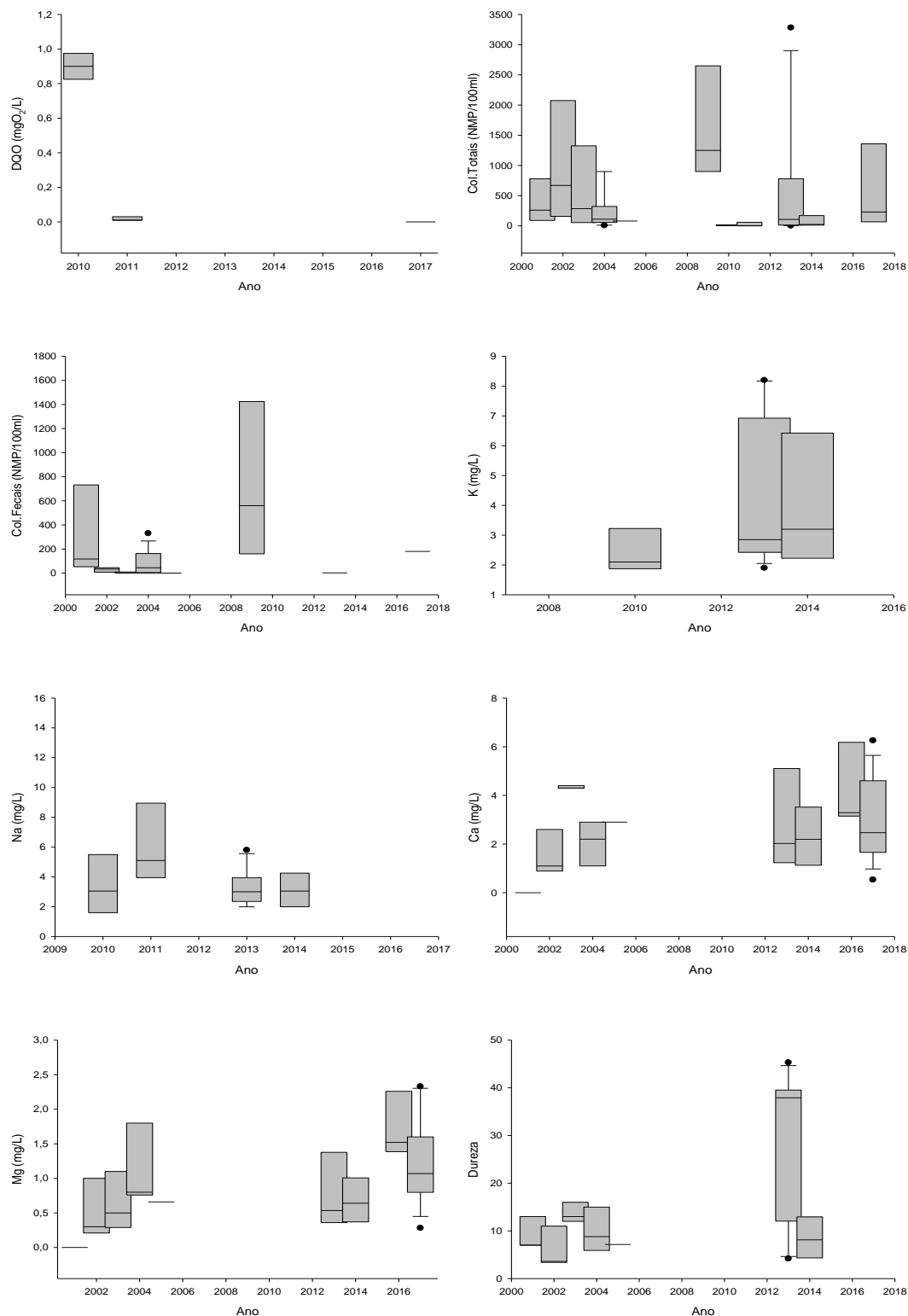
ANEXO D – Gráficos de concentração de elementos em águas superficiais para o histórico monitorado.



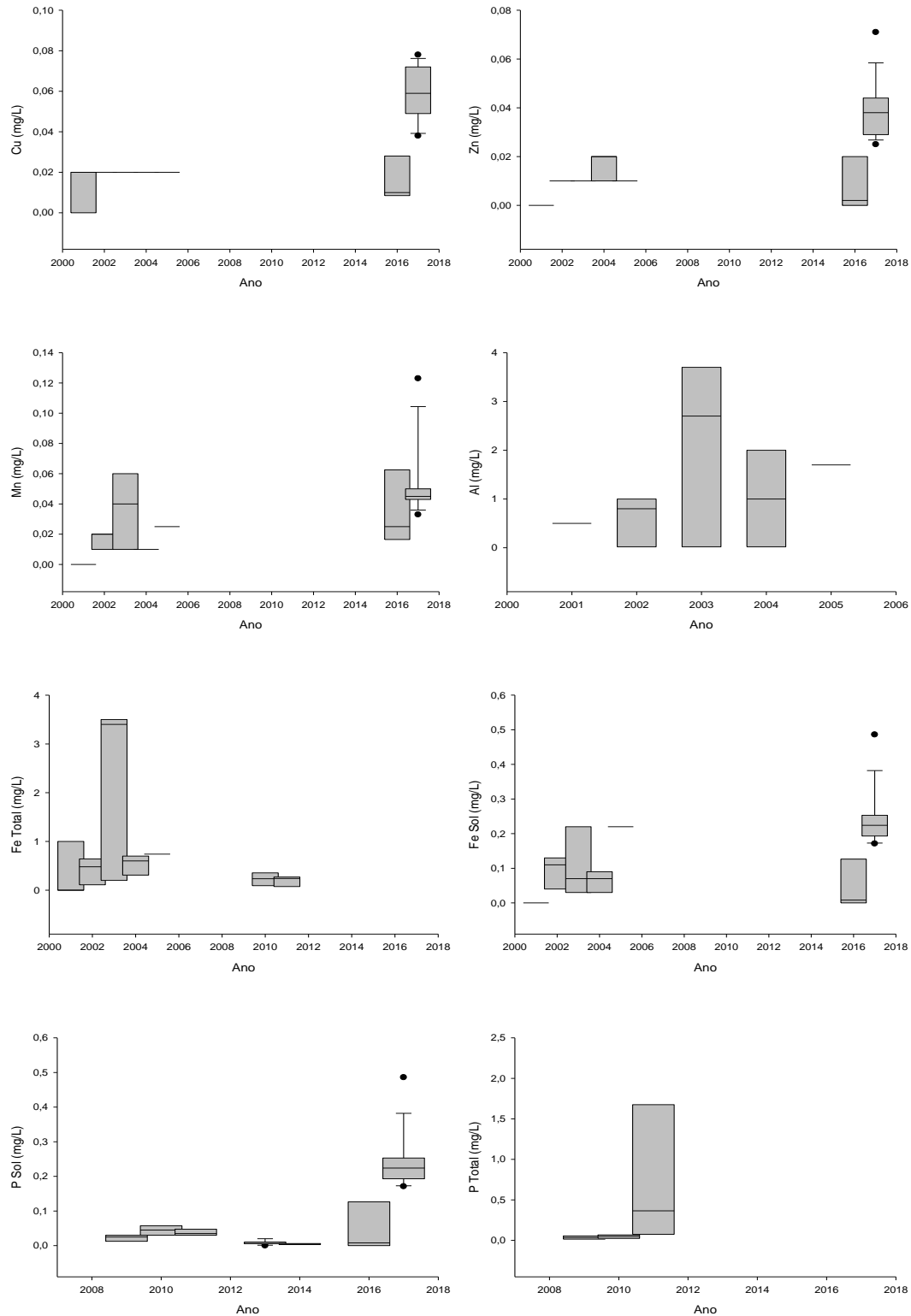
ANEXO E – Gráficos de concentração de elementos em águas subterrâneas para o histórico monitorado.



ANEXO F – Gráficos de concentração de elementos em águas subterrâneas para o histórico monitorado.



ANEXO G- Gráficos de concentração de elementos em águas subterrâneas para o histórico monitorado.



ANEXO H – Gráficos de concentração de elementos em águas subterrâneas para o histórico monitorado.

