

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água



DISSERTAÇÃO

**Avaliação das características quanti-qualitativos dos recursos hídricos em
uma sub-bacia do rio Piratini/RS**

Rosiane Schwantz do Couto

Pelotas, 2015

Rosiane Schwantz do Couto

**Avaliação das características quanti-qualitativas dos recursos hídricos em
uma sub-bacia do Rio Piratini/RS.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da UFPel, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Rita de Cássia Fraga Damé

Co-orientadora: Prof.^a Dr.^a Claudia Fernanda Almeida Teixeira-Gandra

Pelotas, 2015

Rosiane Schwantz do Couto

Avaliação das características quanti-qualitativas dos recursos hídricos em uma sub-bacia do Rio Piratini/RS.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da UFPel, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências.

Data da defesa: 23/02/2015

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Rita de Cássia Fraga Damé (Orientadora)

Prof. Dr. Eduardo Jacob Lopes

Prof. Dr. Vitor Emanuel Quevedo Tavares

A meus pais, José Nedir e Rosi, aos meus irmãos,
Josiane e Uelinton,
Dedico.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus, pelo dom da vida e por ter me acompanhado em todos os momentos da minha existência.

À Professora Dr^a. Rita de Cássia Fraga Damé, pela orientação, amizade, confiança e apoio incondicional ao desenvolvimento desta pesquisa, e principalmente, pelo carinho e incentivo nos momentos mais difíceis desta jornada.

À Professora Dr^a. Claudia Fernanda de Almeida Teixeira-Gandra, pela co-orientação do trabalho, amizade e por todo o conhecimento compartilhado para o enriquecimento da minha formação.

Ao Professor Dr. Eduardo Jacob Lopes, pelo relevante auxílio na utilização das técnicas multivariadas.

A minha família, pelo apoio, incentivo e colaboração para conclusão de mais esta etapa de minha vida.

À Universidade Federal de Pelotas, ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação da Água e do Solo da Faculdade de Agronomia “Eliseu Maciel”, por possibilitar a realização deste projeto.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação da Água e do Solo, por toda a experiência e conhecimento partilhados.

Às famílias que dividiram comigo suas experiências, seu conhecimento do campo e colaboraram para a coleta de informações utilizadas neste trabalho.

À Agência da Lagoa Mirim, pelo apoio e suporte oferecido à execução deste trabalho.

Aos colegas do laboratório de águas e efluentes, alunos e estagiários, pela atenção e auxílio dispensados para o desenvolvimento deste projeto, e em especial às amigas Francine, Josiane, Daniela e Marília, por todo apoio, amizade e comprometimento dedicados para que os objetivos deste trabalho fossem alcançados.

Aos colegas de PPGMACSA, em especial às amigas, Daiane e Gisele, por todas as horas dedicadas ao estudo, pela parceria e amizade.

Resumo

COUTO, R. S. **Avaliação das características quanti-qualitativas dos recursos hídricos em uma sub-bacia do Rio Piratini/RS**. 2015. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

A água consiste em um recurso vital, sendo considerada bem de domínio público e dotada de valor econômico. Em decorrência do desenvolvimento das atividades antrópicas, tem-se observado um significativo aumento na demanda pelo recurso, além de uma constante degradação de sua qualidade, o que acaba por comprometer além da manutenção dos ecossistemas naturais, sua utilização para fins múltiplos. Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi determinar as variáveis de qualidade de água, bem como estimar a vazão máxima e o volume de escoamento superficial na sub-bacia do arroio Passo das Pedras, inserida na bacia hidrográfica do rio Piratini/RS. O estudo foi realizado em três pontos amostrais da sub-bacia (setor 1, setor 2 e setor 3), para os quais foram coletadas quinze amostras de água, em eventos de precipitação, no período de nov/2013 a out/2014. Como variáveis quantitativas foram avaliadas a precipitação, volume de escoamento superficial e vazão de pico, enquanto para determinação da qualidade da água foram monitorados os parâmetros temperatura, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total kjeldahl (NTK), fósforo total, coliformes fecais, coliformes totais, *Escherichia coli*, sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos totais suspensos (STS), pH, condutividade elétrica, turbidez, cor, ferro, manganês, cálcio e magnésio. Para análise das variáveis quantitativas e qualitativas foram aplicadas as técnicas exploratórias multivariadas de análise de componentes principais e fatores comuns. Pelo critério do percentual de variância, optou-se por extrair dois fatores para cada setor pesquisado, cujas variações explicam entre 50,74% e 60,37% da variância total, indicando um substancial grau de conservação da informação. Para cada fator, além das variáveis quantitativas, foram identificadas variáveis físico-químicas e biológicas, relacionadas à poluição difusa das áreas agrícolas e dos sistemas de esgotamento doméstico, que contribuiriam significativamente para a qualidade da água na bacia hidrográfica. Apesar das especificidades de cada setor, observa-se que a qualidade da água nos três setores da bacia é influenciada por um grupo comum de variáveis.

Palavras chave: precipitação; escoamento superficial; análise de componentes principais; qualidade da água

Abstract

COUTO, R. S. **Evaluation of quantitative and qualitative characteristics of water resources in a sub-basin of the Rio Piratini/RS**. 2015. Dissertation (Master's Degree) – Post-graduation Program in Soil and Water Management and Conservation. Federal University of Pelotas, Pelotas.

Water consists in a vital resource, being considered public domain property and endowed with economic value. Due to the development of anthropogenic activities, it has been observed a significant increase in the demand for the resource, besides a constant degradation of its quality, which ends up compromising, beyond the maintenance of natural ecosystems, its use for multiple purposes. In this context, the aim of this study was to determine the variables of water quality, as well as to estimate the maximum discharge and runoff volume in the subbasin of the stream Passo das Pedras, inserted in the drainage basin of the Piratini/RS river. The study was accomplished in three sampling points of the subbasin (sector 1, sector 2 and sector 3), for which fifteen water samples were collected, in rainfall events, in the period of November/2013 to December/2014. As quantitative variables, rainfall, runoff volume and peak discharge were evaluated, while for determination of water quality were monitored temperature, dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), total phosphorus, fecal coliform, total coliform, Escherichia coli, total dissolved solids (TDS), total suspended solids (TSS), pH, electric conductivity, turbidity, color, iron, manganese, calcium e magnesium. For analysis of quantitative and qualitative variables were applied multivariate exploratory techniques of principal component analysis and common factors. By the criterion of the variance percentage, it was decided to extract two factors for each researched sector, whose variations explain between 50,74% and 60,37% of total variance, indicating a substantial degree of conservation of information. Inside each factor, variables that contributed significantly to water quality in the drainage basin were identified. Between these, besides the quantitative variables, physicochemical and biological variables, both related to diffuse pollution from agricultural areas and domestic sewage. Despite the specificities of each sector, it is observed that water quality in the three sectors of the basin is influenced by a common set of variables.

Keywords: rainfall; runoff; principal component analysis; water quality

Lista de figuras

Figura 1	Mapa de delimitação da sub-bacia do arroio Passo das Pedras.....	67
Figura 2	Localização da bacia no sistema hídrico Mirim-São Gonçalo.....	67
Figura 3	Divisão da bacia conforme localização dos pontos de coleta.	69
Figura 4	Mapa de classificação dos solos da bacia hidrográfica.....	71
Figura 5	Localização do ponto de coleta 01 e tipo de uso do solo no setor.....	78
Figura 6	Cheia no setor 02 e preparo do solo para plantio de soja.....	79
Figura 7	Área das nascentes da bacia e ponto de coleta do setor 03..	80
Figura 8	Coletor de amostras de água.....	83
Figura 9	Perfil longitudinal do arroio Passo das Pedras.....	89
Figura 10	Precipitação mensal na área de estudo (mm).....	90
Figura 11	Volume total precipitado para cada amostragem realizada....	94
Figura 12	Distribuição espaço-temporal do volume escoado e vazão de pico na bacia do arroio Passo das Pedras.....	94
Figura 13	Comportamento das variáveis DBO, DQO, NTK e fósforo total durante o período de monitoramento.....	95
Figura 14	Comportamento espaço-temporal dos compostos minerais durante o período de monitoramento.....	97
Figura 15	Comportamento das variáveis sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, cor e turbidez.....	98
Figura 16	Comportamento das variáveis físicas temperatura, pH, condutividade e variável química oxigênio dissolvido.....	99
Figura 17	Comportamento das variáveis microbiológicas para os setores estudados.....	100
Figura 18	Projeção das variáveis (fator 1 x fator 2) para o setor 1.....	103
Figura 19	Projeção das variáveis (fator 1 x fator 2) para o setor 2.....	104
Figura 20	Projeção das variáveis (fator 1 x fator 2) para o setor 3.....	105

Lista de tabelas

Tabela 1	Classificação do relevo de acordo com o intervalo de declividade.....	68
Tabela 2	Variáveis codificadas utilizadas na análise estatística.....	81
Tabela 3	Caracterização morfométrica da Bacia Arroio das Pedras.....	84
Tabela 4	Caracterização dos setores de estudo.....	85
Tabela 5	Estatística descritiva para o setor 1.....	91
Tabela 6	Estatística descritiva para o setor 2.....	92
Tabela 7	Estatística descritiva para o setor 3.....	93
Tabela 8	Porcentagem de variância para os fatores avaliados nas três bacias....	101

Lista de abreviaturas e siglas

ALM	Agência de Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim
AMC	<i>Antecedent Moisture Condition</i>
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
BH	Bacia Hidrográfica
Ca	Cálcio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CN	<i>Curve Number</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CORSAN	Companhia Riograndense de Saneamento
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Fe	Ferro
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler
GPS	<i>Global Positioning System</i>
GRID	Grade Regular Retangular
HU	Hidrograma Unitário
HUC	Hidrograma Unitário Curvilíneo
HUT	Hidrograma Unitário Sintético Triangular
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQA	Índice de Qualidade da Água
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
MDE	Modelo Digital de Elevação
MMA	Ministério do Meio Ambiente

NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NTU	<i>Nephelometric Turbidity Units</i>
ONU	<i>United Nations Organization</i>
PCA	<i>Principal Components Analysis</i>
PERH	Política Estadual de Recursos Hídricos
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
SERH	Sistema Estadual de Recursos Hídricos
SNGRH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SCS	<i>Soil Conservation Service</i>
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SISNAM	Sistema Nacional do Meio Ambiente
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STS	Sólidos Totais Suspensos
TIN	Rede triangular irregular
UFPeI	Unversidade Federal de Pelotas
UNESCO	<i>United Nations Educational, Scientific e Cultural Organization</i>
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
UNDP	<i>United Nations Development Programme</i>
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
WEF	<i>Water Environment Federation</i>
WHO	<i>World Health Organization</i>
WMO	<i>World Meteorological Organization</i>

Sumário

1	Introdução.....	13
2	Objetivos.....	15
2.1	Objetivo geral.....	15
2.2	Objetivos específicos.....	15
3	Revisão de literatura.....	16
3.1	Recursos hídricos e sua relação com a ocupação e uso do solo	16
3.2	Aspectos quantitativos.....	18
3.3	Aspectos qualitativos dos recursos hídricos.....	24
3.4	Parâmetros de qualidade dos recursos hídricos.....	27
3.5	Bacia hidrográfica.....	32
3.5.1	Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas.....	32
3.5.2	Geotecnologias aplicadas à gestão de bacias hidrográficas.....	38
3.6	Precipitação.....	40
3.6.1	Desagregação da chuva diária.....	43
3.6.2	Hietograma de projeto.....	45
3.6.3	Escoamento superficial.....	46
3.6.4	Hidrograma de escoamento superficial.....	49
3.7	Poluição dos corpos hídricos.....	52
3.8	Monitoramento dos recursos hídricos.....	55
3.9	Legislação.....	57
3.10	Índice de Qualidade da Água.....	60
3.11	Estatística Multivariada.....	62
4	Material e métodos.....	62
4.1	Localização da área de estudo.....	66
4.2	Caracterização morfométrica.....	68
4.3	Precipitação.....	73
4.4	Escoamento superficial.....	75
4.5	Monitoramento qualitativo.....	76
4.6	Amostragem.....	79

4.7	Parâmetros analisados.....	80
4.8	Análise estatística dos parâmetros quanti-qualitativos.....	81
5	Resultados e discussão.....	84
5.1	Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica.....	84
5.2	Monitoramento da precipitação.....	89
5.3	Análise estatística.....	91
5.3.1	Estatística Descritiva.....	91
5.3.2	Análise de componentes principais e fatores comuns	101
6	Conclusão.....	117
	Referências bibliográficas.....	118

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural vital para sobrevivência de todos os ecossistemas do planeta. Além da manutenção dos sistemas naturais, é essencial ao desenvolvimento da humanidade (BRAGA et. al, 2008; SANTIN; GOELLNER, 2013; ZIA et al., 2013), sendo considerada perante a legislação brasileira, como bem de domínio público e dotada de valor econômico (BRASIL, 1997).

Por se tratar de um recurso substancial, de usos múltiplos, verifica-se um significativo aumento em seu consumo, com vistas à satisfação das necessidades da população (MARQUES et al., 2009), sendo que a demanda por água de qualidade também segue o crescimento populacional e o desenvolvimento do país (HIRATA; CONICELLI, 2012). Entretanto, apesar de sua inestimável relevância, o desenvolvimento das atividades antrópicas sem uma projeção adequada tem proporcionado, globalmente, a degradação da qualidade das águas, pelo planejamento inadequado do uso do solo e pela disposição de substâncias e organismos poluentes, fato este que acaba por comprometer sua utilização (LOPES; MAGALHÃES JÚNIOR; PEREIRA, 2008).

As ações antrópicas são responsáveis por modificações consideráveis no ambiente de bacias hidrográficas, tendo em vista sua influência quantitativa e qualitativa direta sobre os processos hidrológicos (ANDRADE; MELLO; BESKOW, 2013). As atividades praticadas nessas unidades tendem a promover modificações em seu escoamento, e conseqüentemente, na carga de materiais que são carreados até os corpos hídricos (PINTO et al., 2009b). Nesse contexto, a superfície do solo assume o papel de dreno da terra, transportando os resíduos oriundos de seu escoamento. O deflúvio de formas distintas de uso e cobertura do solo pode ser enriquecido com diferentes tipos de contaminantes. Em áreas destinadas às

atividades agropecuárias, o escoamento pode conter nutrientes, sedimentos, agroquímicos e ainda contaminantes biológicos, que produzirão influências nas características qualitativas dos corpos d'água que recebem o deflúvio dessas áreas (TONG; CHEN, 2002).

A área escolhida para execução deste estudo está inserida na bacia hidrográfica do rio Piratini, integrante da grande unidade hidrográfica da Lagoa Mirim. Localizada em área transfronteiriça, além do contexto político, a bacia da Lagoa Mirim desempenha papel fundamental no desenvolvimento econômico, social e ambiental da região, uma vez que os principais usos da água em seu território estão representados pela irrigação, dessedentação animal, abastecimento humano e preservação e manutenção dos ecossistemas naturais da região. No mesmo contexto de magnitude, o canal São Gonçalo, estabelece a ligação entre a Lagoa Mirim e a Laguna dos Patos. Com extensão de 76 km, sua área de drenagem abrange 9.147 km², sendo o rio Piratini o seu principal afluente. Semelhantemente à Lagoa Mirim, ambos são responsáveis pelo fornecimento de água para as atividades agropecuárias e para abastecimento humano em sua área de abrangência.

Diante da relevância da região hidrográfica onde a bacia do arroio Passo das Pedras está inserida, e considerando-se a potencial influência que o desenvolvimento de atividades agropecuárias pode acarretar a esses mananciais, a hipótese sustentada pela presente pesquisa é de que a diversidade e a concentração dos poluentes transportados pelo escoamento superficial da bacia hidrográfica, pode ser dependente das atividades praticadas na área, bem como da cobertura e manejo do solo, sendo ainda influenciadas pelo volume precipitado e conseqüente, vazão e volume escoados.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar as características quanti-qualitativas dos recursos hídricos em uma sub-bacia do Rio Piratini/RS.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar fisiograficamente a bacia hidrográfica;
- Monitorar a precipitação;
- Estimar o volume de escoamento superficial e a vazão de pico nos setores de coleta;
- Monitorar os parâmetros de qualidade da água para cada setor de coleta;
- Estabelecer o Índice de Qualidade da Água para cada setor de estudo.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Recursos hídricos e sua relação com a ocupação e uso do solo

Desde o princípio da existência, o homem estabeleceu relações com o ambiente à sua volta, modificando-o e transformando-o de acordo com suas necessidades. A interação do homem com o meio ambiente, seja de forma harmônica ou não, provoca alterações que podem ser verificadas globalmente, em diversos níveis, exercendo distinta influência sobre os componentes do meio, ar, solo, água e seres vivos (BASTOS; FREITAS, 2012).

Esta intervenção pode resultar na modificação dos padrões originais dos ecossistemas naturais (PINTO et al., 2009b), sendo que uma das principais alterações ambientais ocorridas em bacias hidrográficas, está relacionada às mudanças de uso e cobertura do solo, que em geral, surgem com as demandas impostas pela economia global (GALHARTE; VILLELA; CRESTANA, 2014). Grandes reflexos deste processo podem ser verificados em decorrência da prática extensiva de atividades agrícolas e florestais e no desenvolvimento dos ecossistemas urbanos, que por sua vez, tornam-se responsáveis pela alteração em amplas escalas espaciais e retratam significativas marcas da intervenção humana no ambiente natural (BASTOS; FREITAS, 2012).

Sob este aspecto, Tavanti e Barbassa (2012), observam que no decorrer dos séculos, o estabelecimento das cidades concretizou-se sem considerar as condições naturais do meio físico. No Brasil, a urbanização é marcada pela forma desordenada como tem ocorrido nas últimas décadas (SILVA JÚNIOR; COELHO, 2005), o que conseqüentemente, traz profundas modificações na cobertura do solo (FONTES; BARBASSA, 2003). A ocupação do solo pelos centros urbanos é responsável pela alteração da cobertura vegetal nessas bacias, onde as edificações e pavimentação impermeabilizam grande parte da área onde estão localizadas, causando impactos

aos recursos hídricos, em seu comportamento hidrológico e na qualidade da água (TUCCI, 2003a). Arelada ainda ao processo de expansão das áreas urbanas, a industrialização, além das já mencionadas alterações, demanda significativa parcela de água em suas atividades, e retorna para esses mananciais, efluentes com ampla diversidade de contaminantes.

No mesmo cenário, e com equivalente magnitude, situa-se o processo de desenvolvimento das atividades agrícolas, que alavancado pelo crescimento populacional e conseqüente incremento às demandas e padrões de consumo da sociedade (LANA, 2009), remete à constante busca pelo aumento das áreas para o cultivo de alimentos, fibras e matéria-prima para os demais setores da economia (BESKOW et al., 2009).

A expansão das fronteiras agrícolas acabou por produzir significativas alterações na superfície e no uso do solo rural em países em desenvolvimento como o Brasil. Por introduzirem modificações na cobertura e nas formas de manejo do solo, essas alterações geram impactos sobre o escoamento, que normalmente são caracterizados quanto ao efeito que provocam no comportamento das enchentes, vazões mínimas e na vazão média em bacias hidrográficas (TUCCI; CLARKE, 1997), estando relacionados a essas alterações, impactos como o desmatamento, a erosão e o próprio manejo inadequado do solo.

O desmatamento para inserção dos cultivos agrícolas, em especial das florestas ripárias, tem produzido significativos impactos nos recursos hídricos. As florestas ripárias são um componente fundamental dos ecossistemas aquáticos, fazendo parte do conjunto de estruturas e processos que ocorrem nesses ambientes. O ciclo da água, a composição química da água de drenagem, o transporte de matéria orgânica para os rios e a intensidade do escoamento superficial e da descarga dos aquíferos dependem diretamente das condições, da vegetação ripária, sua preservação e suas diversidade e densidade (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010).

Além da intervenção sobre as variáveis quantitativas, o padrão adotado para ocupação do solo em bacias hidrográficas é responsável pelo desencadeamento de processos erosivos e pela presença de sedimentos nos rios, que configuram-se como marcante impacto negativo socioeconômico e ambiental à humanidade

(MERTEN; MINELLA, 2011). A adoção de determinadas práticas agrícolas tem acentuado os processos de erosão hídrica. Respaladas em técnicas de plantio inadequadas e especialmente na alteração da cobertura superficial do solo, essas práticas remetem à perda de fertilidade e prejuízos na produção de alimentos, além de conferir à erosão, uma estreita relação com a degradação da qualidade da água (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

3.2 Aspectos quantitativos

Aproximadamente 360 milhões de km² de um total de 510 milhões de km² da superfície da terra estão ocupados por água (MARENGO, 2008), no entanto, mesmo considerada recurso abundante na natureza, sendo constantemente renovada através do ciclo hidrológico, nem toda sua oferta está disponível diretamente para o uso, por condições geográficas e de localização, como nas geleiras, ou por limitações econômicas, como a água dos oceanos e reservatórios subterrâneos profundos (BRAGA et. al, 2005). Estima-se que 97,5% do total da água do planeta estão reservados nos mares e oceanos, e apenas 2,5% constituem as reservas de água doce. Da parcela de água doce, 68,9% formam as calotas polares e geleiras, e ainda a neve que cobre as montanhas de grande altitude, sendo os 29,9% restantes formadores dos reservatórios subterrâneos, 0,9% a umidade do solo e água dos pântanos e apenas 0,3% do total de água doce representa a parcela disponível em rios e lagos (REBOUÇAS, 2006).

Devido às peculiaridades climáticas geradas pelas diferenças de altitude e latitude, a distribuição da disponibilidade local do recurso apresenta-se de forma desigual também entre os continentes (TUNDISI, 2003). Segundo Ministério do Meio Ambiente, a distribuição de água doce superficial apresenta a seguinte conformação: Ásia 32%; Austrália e Oceania 6%; Europa 7%; África 9%, com os 46% restantes alocados entre as Américas. Do percentual abrigado pelo continente Americano, 46%, a América do Sul detém 60%, o que representa aproximadamente 28% do total mundial, seguido pela América do Norte e América Central, com aproximadamente 16% e 3%. Para o Brasil, atribui-se 28% do volume de água distribuído pela América do Sul e 12% da reserva total de água doce do planeta (MMA, 2007). Desta forma,

torna-se reconhecida a importância da produção hídrica dos rios no país e sua posição privilegiada, sendo considerado um dos principais contribuintes e detentores da produção de água doce na América do Sul e no mundo (REBOUÇAS, 2006).

Somando-se à disparidade na distribuição de água doce, o significativo aumento na demanda pelo recurso, especialmente após a metade do século XX, contribuiu para a iminência de conflitos envolvendo o uso do recurso, tanto no que se refere à quantidade, como em qualidade (QUEIROZ; OLIVEIRA, 2013). No processo de desenvolvimento mundial sempre puderam ser observadas situações de tensão envolvendo a escassez dos recursos naturais, entretanto, a água que não havia sendo considerada como causa dessas, tornou-se atualmente uma questão de segurança internacional e tópico indispensável nas discussões políticas dos governos, sendo atualmente observadas inúmeras situações de crise envolvendo o uso e disponibilidade do recurso (NIETO, 2011).

Exemplos podem ser retratados quando analisada a distribuição das demandas entre os setores usuários da água, onde o setor agrícola destaca-se como grande consumidor. A agricultura irrigada é responsável por 70% das retiradas de água, e esse percentual pode alcançar mais de 80 % em algumas regiões, como verificado na África e Ásia, com respectivamente 86% e 81%. A indústria, incluindo o setor de geração de energia, utiliza 20% do total de água retirada e o uso doméstico apenas 10% (UNESCO, 2009). No Brasil, em 2010, do percentual total de vazões de retirada, ao setor urbano se destinaram 9%, industrial 7%, animal 11%, abastecimento rural 1%, sendo a agricultura irrigada a consumidora do maior percentual, 72%, com um expressivo aumento da atividade irrigada no país nas últimas décadas. Estima-se ainda, que entre 2000 e 2050 a população mundial alcance os 9 bilhões de habitantes, com isso, a necessidade por alimentos e outros bens irá aumentar significativamente, o que por sua vez, irá refletir no incremento à produção agrícola, e conseqüentemente, na demanda e disponibilidade de recursos hídricos para os diversos setores usuários (ANA, 2013).

Conforme dados do Relatório de Desenvolvimento Humano 2006, publicado pelo Programa de Desenvolvimento das Nações Unidas, o uso da água no último século cresceu duas vezes mais rápido que o próprio crescimento populacional, fato este que remete a um cenário preocupante. Em 2006, cerca de 700 milhões de

peças em 43 países já enfrentavam problemas de escassez de água, sendo estimado que em 2025, esse número possa alcançar a marca de 3 bilhões de pessoas, com estresse hídrico intensificado na China, Índia e regiões da África. No ano de publicação, 538 milhões de pessoas no norte da China já enfrentavam de escassez do recurso, enquanto globalmente, 1,4 bilhões de pessoas vivem em bacias hidrográficas onde a utilização de água excede os níveis sustentáveis (UNDP, 2006).

Analisando aspectos relativos à escassez de água no nível global, bem como a relação existente entre disponibilidade e demanda, Rebouças (2006), conclui que se considerados os volumes totais dos rios, no ano de 2000 cada habitante da terra tinha disponível entre 6 mil e 7 mil $\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$, volume este, superior ao recomendado como quantidade mínima razoável pela Organização das Nações Unidas (ONU), de $1000 \text{m}^3 \text{hab.ano}^{-1}$. Entretanto, a relação entre demanda e disponibilidade é afetada diretamente pela densidade demográfica da população. O continente Asiático, apesar de contar com grande recarga de água doce, possui uma das menores taxas de disponibilidade em virtude do seu número de habitantes, enquanto a Austrália e Oceania, que abrigam os menores potenciais de recarga, proporcionam as maiores disponibilidades relativas por habitante. Os habitantes da América do Sul, são considerados os mais ricos em disponibilidade de água doce, enquanto nos países do Norte da África, os habitantes são considerados em termos relativos, os mais pobres.

No mesmo contexto, a crise vivenciada por palestinos e israelenses, cujos mananciais disponíveis dependem de acordos entre Jordânia, Síria, Líbano, Egito e Arábia Saudita. O território palestino, controlado por Israel desde 1967, abriga a área de recarga dos aquíferos que abastecem a região. Constata-se que esses aquíferos estão sendo intensamente explorados e sobre um terço destes já é verificada situação de sobreextração, o que por sua vez, tem gerado situações de tensão e disputa pelo recurso entre os respectivos países. Os países mais pobres em disponibilidade de água nos rios estão localizados em zonas áridas e com grande incidência solar. Entre os onze países mais pobres, encontram-se sete nações árabes. Em relação à disponibilidade social de água nos rios, no ano de 1990, em 18 países já se verificava um volume disponível inferior a $1000 \text{m}^3 \text{hab.ano}^{-1}$. Para o

ano de 2025 estima-se que a situação de estresse de água nos rios esteja presente em 30 países, dentre esses, na América do Sul encontra-se o Peru, entre os restantes, a grande maioria está localizada na África, Ásia e Oriente Médio (REBOUÇAS, 2006).

Em consonância ao cenário mundial, no Brasil, a distribuição da água pelo território não acompanha a distribuição demográfica da população. Os padrões espaciais de distribuição da precipitação e conseqüentemente, a oferta d'água que determinam o balanço hídrico e são condicionantes para a disponibilidade hídrica, diferem entre cada região. A precipitação média anual histórica de 1961-2007 é de 1.761mm, variando de 500 mm, na região semiárida do Nordeste, a mais de 3.000 mm, na região Amazônica. Os menores valores de precipitação ocorreram nas regiões hidrográficas do São Francisco (1.003mm), Atlântico Leste (1.018mm), Atlântico Nordeste Oriental (1.052mm) e Parnaíba (1.064mm). As maiores precipitações nesse período foram observadas na região Amazônica (2.205mm), Tocantins/Araguaia (1.774mm), Atlântico Nordeste Ocidental (1.700mm) e Atlântico Sul (1.644 mm), ressaltando-se ainda que além da grande variação espacial, observa-se considerável sazonalidade na precipitação (ANA, 2013).

A região Amazônica, onde podem ser observados os maiores índices de precipitação, detém 74% dos recursos hídricos superficiais e abriga menos de 5% da população. Já a menor vazão média por habitante é observada na região hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, com média inferior a 1.200 m³ hab.ano⁻¹. Em algumas bacias dessa região são registrados valores menores que 500 m³ hab.ano⁻¹. Ainda com pouca disponibilidade relativa, estão algumas bacias das regiões hidrográficas Atlântico Leste, Parnaíba e São Francisco. Na porção semi-árida dessas regiões, onde a ocorrência das secas tem repercussões mais graves, a água é um fator crítico para as populações locais (MMA, 2007). Desta forma, a região semiárida é tratada como uma área vulnerável. Em virtude de seu padrão climático diferenciado, caracterizado em suma pelas temperaturas elevadas, forte insolação e altas taxas de evapotranspiração, que superam as taxas de precipitação e culminam em taxas negativas no balanço hídrico, podem ser verificados longos períodos de estiagem, o que por fim, acarreta a insuficiência de água em seus mananciais (ANA, 2010a).

A influência do ciclo hidrológico sobre a oferta hídrica é ainda destacada por Rebouças (1997). Segundo o autor, através do ciclo hidrológico, é garantida a renovação e manutenção das disponibilidades hídricas sobre o território brasileiro, o que proporciona uma lâmina média anual de chuva de 1000 a 3000 mm, com alturas relativamente inferiores apenas no semi-árido nordestino. Entretanto, somando-se a essa influencia, o autor ressalta que a crise da água no Brasil, e especialmente na região Nordeste, resulta da falta de gerenciamento efetivo das ações que buscam o desenvolvimento em geral, e da água em particular. Estimulam-se os setores, urbano e industrial, onde já são verificados problemas relacionados à disponibilidade água, os quais ainda são agravados pelo acentuado processo de degradação de sua qualidade, ocupação inadequada das bacias e ainda perdas de água tratada nas redes de distribuição (entre 25 e 60%), além da grande questão cultural, que ainda remete aos desperdícios idealizados pela mentalidade de ser a água um recurso abundante e inesgotável.

A fragilidade dos sistemas de abastecimento em relação à oferta de água pode ser também observada em outras regiões do país. Na região Metropolitana de São Paulo, no ano de 2010 a população residente superava os 10% do total da população brasileira, concentrados em uma área de menos de 0,1% do território nacional. Além do acentuado processo de urbanização, a região caracteriza-se pela diversificação dos setores econômicos, entre estes, a prestação de serviços, agricultura e expressiva atividade industrial. Essa diversidade remete ao uso de diferentes demandas de água, e isto tem implicado na disputa pelo recurso. Além das limitações na disponibilidade, visto o contingente populacional usuário de água, a intensa atividade industrial ao redor das represas de abastecimento culminou na contaminação destes corpos hídricos, incorrendo também na disponibilidade do recurso e na iminente falta de água de qualidade para o abastecimento da região, já sendo observadas situações de estresse hídrico na região (RIBEIRO, 2011).

Inúmeros são os exemplos que retratam os efeitos das intervenções humanas sobre os recursos hídricos, expressando desta forma, a estreita relação entre essas ações, o comportamento hidrológico e a disponibilidade hídrica de determinada bacia. Essa influência pode ser observada no próprio ciclo hidrológico, em especial, no seu produto final, o volume de água disponível nos corpos hídricos. A construção

de reservatórios para impedir o escoamento e aumentar as reservas de água, o uso excessivo de reservas subterrâneas e a adução e transposição de água entre as bacias hidrográficas, são vistos como principais impactos dessa intervenção, o que em determinados casos, pode acarretar a variação do padrão espacial da vazão em mais de 70% (TUNDISI, 2003).

Sob o ponto de vista ambiental, as consequências da redução do fluxo natural dos corpos hídricos resultam em sua menor capacidade de diluição e autodepuração (PAREDES; ANDREU; SOLERA, 2010). A disponibilidade quantitativa do corpo receptor é de vital importância no que refere ao poder de diluição de poluentes, sendo considerada a variável mais importante entre as que exercem influência sobre a capacidade de assimilação de contaminantes que chegam aos rios (VON SPERLING, 2007). A vazão está intimamente relacionada à capacidade de autopurificação desses ambientes. Quando a quantidade total de poluentes está além desta, o rio será poluído (TIAN; WANG; SHANG, 2011). Em períodos de seca, a redução das vazões contribui para que o teor de materiais que chegam aos recursos hídricos se concentrem, promovendo alterações na qualidade da água e implicando na disponibilidade deste recurso para posterior consumo nas atividades humanas (DELPLA et al., 2009).

No Rio Grande do Sul, assim como nos demais estados do país, podem ser descritos cenários que demonstram a importância da adequada gestão dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, tendo em vista a compatibilidade entre disponibilidade, demanda e a qualidade do recurso oferecido. Na região do Rio Uruguai, na porção Noroeste do estado, as disponibilidades hídricas superficiais são maiores, no entanto a região sofre com a ocorrência de longos períodos de estiagem e o uso para irrigação, compromete os mananciais para abastecimento urbano. Ainda são verificados os usos significativos das ofertas subterrâneas, aquíferos Serra Geral e Guarani. Dos 496 municípios do estado, 286 são abastecidos exclusivamente com águas subterrâneas, 134 por mananciais superficiais e apenas 13% por abastecimento misto (ANA, 2010b).

Na região que abriga a bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo, admite-se que a atividade responsável pela maior demanda de água doce é a orizicultura. Pela grande extensão das áreas e necessidade de irrigação, a lavoura orizícola tem

gerado conflitos entre os setores usuários da água (SOSINSKI, 2009). Segundo relatório anual sobre a situação dos recursos hídricos no Rio Grande do Sul, na região hidrográfica do Litoral, onde está inserida a bacia Mirim-São Gonçalo, tendo como base o ano de 2006, em termos anuais, a irrigação representava cerca de 97% das demandas hídricas médias, subindo esse percentual para 99% no mês de janeiro, o que demonstrou a forte predominância desse setor usuário. Em termos espaciais, cerca de 66% das demandas hídricas anuais estavam concentradas apenas na bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo, em razão das extensas áreas de arroz irrigado. A demanda hídrica, principalmente para a irrigação de arroz, superava as disponibilidades mínimas anuais e de verão, sendo utilizado nessas situações o volume hídrico armazenado na Lagoa Mirim (RIO GRANDE DO SUL, 2007).

Para a âmbito qualitativo, o exemplo mais evidente de comprometimento da qualidade da água pelo excesso de poluentes frente à capacidade de diluição do corpo receptor é o caso da Bacia do Rio dos Sinos, localizada na região hidrográfica do Guaíba. A pressão antrópica sobre os recursos hídricos na bacia, o uso e ocupação do solo através do desenvolvimento da agricultura e pecuária, da urbanização e da expressiva atividade industrial, em especial, de couro e calçados, tem demandado um excessivo volume de água, e devolvido aos mananciais da bacia um grande volume de efluentes, agrícola, doméstico e industrial, com infinidade de contaminantes e compostos químicos. Um dos impactos do gerenciamento ambiental ineficaz na bacia foi a mortalidade de toneladas de peixes no ano de 2006, o que acabou por despertar a preocupação quanto à disponibilidade e qualidade da água na bacia, e as conseqüências destas sobre a saúde e qualidade de vida da população local (FIGUEIREDO et al., 2010).

3.3 Aspectos qualitativos dos recursos hídricos

A disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequada para atender a diversidade de demandas é determinante no desenvolvimento econômico e social de qualquer segmento de nossa sociedade (GASTALDINI, 2001). Excesso ou déficit deste precioso e vital recurso são igualmente problemáticos e merecem a atenção de qualquer governo responsável. No mesmo patamar de relevância, está a

qualidade da água, uma vez que a gestão de recursos hídricos deve ser idealizada considerando ao mesmo tempo os aspectos quantitativos e qualitativos, pois ambos são indissociáveis (BRAGA; BARBOSA; NAKAYAMA,1998).

No atual contexto de discussão sobre a gestão de recursos hídricos, inúmeros são os estudos investigativos e de monitoramento que buscam identificar e caracterizar a água através de seus aspectos qualitativos. Entretanto, segundo Gastaldini e Mendonça (2001), devido à grande complexidade de fatores determinantes e a diversidade de variáveis disponíveis para descrever as condições de um corpo d'água, torna-se difícil encontrar uma definição simples de qualidade da água. No último século, a partir do aumento da necessidade do seu uso e da capacidade de de medição e interpretação de características da água, são observados significativos avanços relacionados ao conhecimento e determinação de seus aspectos qualitativos.

Para Merten e Minella (2002), ao referenciar o termo "qualidade de água" é necessário compreender que esse termo não se refere, unicamente, a um estado de pureza, mas sim, as suas características químicas, físicas e biológicas, através das quais, é possível então classificá-la. De acordo com Benetti e Bidone (2001), devido à capacidade de solubilização de gases e de erosão dos continentes, a água não se encontra pura na natureza, e sim como uma dissolução aquosa de sais, gases e matéria orgânica, sendo possível que, de uma forma ou de outra, uma ampla diversidade de elementos químicos possam encontrar-se dissolvidos em águas naturais, ainda que em baixas concentrações.

Além dos fenômenos naturais, a qualidade da água, pode resultar de alterações antrópicas referentes às formas de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas. Mesmo em condições naturais, com a bacia hidrográfica preservada, a qualidade é afetada pelo escoamento superficial e infiltração no solo, resultantes da precipitação. Nesses eventos, o contato da água de escoamento ou infiltração com as substâncias ou impurezas do solo determina o grau de impacto referente à incorporação de sólidos em suspensão, tais como partículas do solo, ou dissolvidos, como íons oriundos da dissolução das rochas, aos recursos hídricos. Já a interferência humana pode ser representada pela introdução de compostos oriundos

de despejos domésticos, industriais e de atividades agrícolas (VON SPERLING, 2007).

No Brasil, atualmente as diretrizes para avaliação e classificação das águas brutas estão estabelecidas na resolução CONAMA nº 357/2005, que apresenta uma ampla gama de parâmetros químicos, físicos e biológicos, bem como as concentrações e valores máximos dessas substâncias e organismos, os quais representarão os padrões de qualidade da água de acordo com o uso ao qual serão destinadas. Pela determinação e monitoramento desses padrões é possível promover o enquadramento dos corpos d'água (BRASIL, 2005).

O enquadramento dos corpos de água em classes de uso, visa estabelecer níveis de qualidade da água de acordo com os usos a que se destinam os trechos dos corpos hídricos. Dentre os instrumentos de gestão, este se destaca como uma das principais ferramentas a serem utilizadas no gerenciamento da quantidade e qualidade dos recursos hídricos (SCHVARTZMAN; NASCIMENTO; VON SPERLING, 2002). Conforme estabelecido na própria resolução, o enquadramento deve estar baseado não somente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que o recurso deve possuir para atender às necessidades da comunidade, a médio e longo prazo (BRASIL, 1986).

Além de reafirmar os padrões de qualidade das águas brutas, previamente estabelecidos pela resolução CONAMA nº 020/1986, a resolução CONAMA nº 357/2005, institui os padrões de lançamento de efluentes nos corpos d'água. Segundo Ribeiro e Lanna (2001), os dois padrões estão interrelacionados já que o objetivo é que um efluente, além de proporcionar o atendimento ao padrões de lançamento, proporcione que os padrões de qualidade do corpo receptor sejam atendidos. Assim, para que o efluente possa ser lançado nesses corpos receptores, sua qualidade deve satisfazer os padrões instituídos pelas referidas resoluções, evitando que suas características confirmem aos corpos d'água níveis de qualidade em desacordo com seu enquadramento (GASTALDINI; MENDONÇA, 2001).

3.4 Parâmetros de qualidade dos recursos hídricos

A qualidade da água pode ser representada por diversos parâmetros, que assim traduzem as suas principais características químicas, físicas e biológicas (VON SPERLING, 2007). A seguir, serão descritos parâmetros importantes que podem conferir alterações à qualidade da água, e por esta razão, foram avaliados neste estudo.

A temperatura pode ser descrita com uma das variáveis mais importantes para caracterização da água. Segundo Gastaldini e Mendonça (2001), a temperatura da água influencia processos físicos, químicos e biológicos, afetando as concentrações de diversas variáveis. O aumento deste parâmetro é acompanhado por aumento da velocidade das reações químicas e por redução da solubilidade dos gases. Também proporciona o aumento da demanda de oxigênio e da decomposição da matéria orgânica, e na presença de nutrientes resulta em aumento do crescimento de macrófitas e da floração de algas.

No mesmo contexto, o pH é uma variável de extrema importância para a qualidade da água. Conceituado como potencial hidrogeniônico, que representa a concentração de íons hidrogênio H^+ , e indica a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água, com faixa que varia de 0 a 14. Pode ser influenciado pela ação antrópica, através de despejos domésticos e industriais, e naturalmente pela dissolução das rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e através da fotossíntese. Variações de pH influenciam o equilíbrio dos compostos químicos, assim como elevações de pH podem estar associados à proliferação de algas, e valores elevados ou baixos podem indicar a presença de contaminação por efluentes industriais. Sob o ponto de vista ecológico e ambiental, valores afastados da neutralidade afetam a vida aquática e os microorganismos responsáveis pela degradação biológica dos esgotos (VON SPERLING, 2007).

A condutividade elétrica representa a medida de capacidade da água transmitir corrente elétrica, sendo sensível a variação nos sólidos dissolvidos, em especial, sais minerais. É expressa em microsiemens por centímetro ($\mu S\ cm^{-1}$). Para águas naturais, os valores variam de 10 a 1000 $\mu S\ cm^{-1}$ (GASTALDINI; MENDONÇA, 2001).

A variável cor é atribuída à água por materiais em solução. Esses materiais são compostos orgânicos lixiviados principalmente dos processos naturais de decomposição da vegetação, e de origem antrópica, através de compostos orgânicos coloridos encontrados nos efluentes de resíduos industriais. Algumas substâncias metálicas, como compostos de ferro, podem também atribuir cor à água (POWELL, 1964). Já a turbidez é definida como a capacidade da água em dispersar a radiação. Quantitativamente, este fenômeno pode ser expresso em termos de coeficiente de dispersão, ou unidades empíricas, como a turbidez nefelométrica. A unidade de medida mais utilizada é a NTU (*Nephelometric Turbidity Units*). Os principais fatores responsáveis pela turbidez da água são as partículas suspensas como bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos e inorgânicos (ESTEVES; BARBIERI, 2011).

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O_2), é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização dos ecossistemas aquáticos. Para a água, as principais fontes de oxigênio são provenientes da atmosfera e da fotossíntese. Entretanto, apesar de sua constante renovação, a oxidação da matéria orgânica resultante da atividade dos microorganismos, perdas para atmosfera, respiração dos organismos aquáticos e a oxidação de íons metálicos, colaboram para a redução das taxas de oxigênio dissolvido na água. Por estar diretamente relacionada aos processos anteriormente descritos, é uma das variáveis limnológicas que apresenta variações diárias de concentração, ainda sendo influenciada eventualmente pelas ações de chuvas e ventos (ESTEVES; FURTADO, 2011).

Para as variáveis que fornecem um indicativo de cargas orgânicas, a demanda química de oxigênio (DQO) representa uma medida equivalente em oxigênio da matéria orgânica em uma amostra que pode ser oxidada quimicamente usando dicromato em uma solução ácida (METCALF; EDDY, 2003). É amplamente utilizada como uma medida da susceptibilidade para oxidação de materiais orgânicos e inorgânicos presentes em corpos d'água (GASTALDINI; MENDONÇA, 2001). A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é o parâmetro mais utilizado para representar a poluição orgânica, aplicado tanto em águas residuais como em águas superficiais. A determinação envolve a medição do oxigênio dissolvido utilizado

pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica. O procedimento para determinação da DBO envolve a incubação da amostra por um período e temperatura específicos, normalmente por 5 dias a 20°C. A concentração de oxigênio dissolvido é obtida pela diferença entre a medida no momento da incubação e novamente no 5º dia, sendo o resultado expresso em miligramas de oxigênio dissolvido por litro de amostra (METCALF; EDDY, 2003).

Dentro de seu ciclo na biosfera, o nitrogênio se altera entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas de nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (livre NH_3 e ionizada NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Suas formas podem ter origem natural, de proteínas e outros compostos biológicos, bem como do nitrogênio celular dos microrganismos, e de origem antrópica, através de despejos domésticos, industriais, excrementos animais e fertilizantes. O nitrogênio é indispensável para o crescimento das algas, entretanto, quando em concentrações elevadas, conduz ao crescimento excessivo desses organismos, levando à eutrofização dos corpos d'água. Nos processos bioquímicos de conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato, há maior consumo de oxigênio, implicando assim na vida aquática (VON SPERLING, 2007).

Assim como o nitrogênio, o fósforo é essencial ao crescimento de microrganismos, plantas e animais, sendo que ambos são comumente tratados como nutrientes ou bioestimulantes. O fósforo é também essencial ao crescimento de algas e outros organismos biológicos. Em virtude de suas propriedades nutrientes, que estimulam a proliferação de algas nocivas em águas superficiais levando à eutrofização dos mananciais, há atualmente muito interesse em controlar a quantidade de compostos de fósforo que alcançam esses corpos d'água pelo despejo de resíduos domésticos e industriais, bem como pelo escoamento natural de áreas agrícolas (METCALF; EDDY, 2003).

Com relação a indicadores biológicos, os corpos hídricos abrigam uma grande variedade de microrganismos, dentre estes, organismos patogênicos como vírus, protozoários, helmintos e bactérias, que pelo seu potencial de contaminação, oferecem riscos de degradação à qualidade da água e à saúde humana (WHO; UNICEF, 2012). A contaminação microbiológica dos ambientes aquáticos provém

dos despejos de águas residuárias e fontes difusas de resíduos fecais de animais e humanos (FERNÁNDEZ-RENDÓN; BARRERA-ESCORCIA, 2013).

Em virtude da maior dificuldade de isolamento e identificação de determinados patogênicos, são utilizados organismos mais numerosos e mais facilmente testáveis como indicadores da presença dos patogênicos que se deseja identificar, entre esses, as bactérias (METCALF; EDDY, 2003). As bactérias são encontradas em abundância em resíduos com contribuições fecais humanas e animais e apesar de não serem necessariamente patogênicas, são admitidas como indicadores da provável presença das espécies de patógenos prejudiciais à saúde humana (NOBLE et al., 2003).

O grupo de bactérias coliformes é um dos principais indicadores utilizados para identificar a qualidade da água para fins domésticos, industriais, ou outros usos (APHA; AWWA; WEF, 2005). Por se tratarem de bactérias indicadoras de contaminação fecal, são amplamente utilizados em todo o mundo como indicadores para monitorar a qualidade da água de superfície (GAO; FALCONER; LIN, 2011). Incluem um número de gêneros e espécies de bactérias que tem características químicas e atributos morfológicos comuns. Tipicamente são gram-negativas, em forma de bastonete, não-formadoras de esporos, fermentadoras de lactose em período de 24 a 48 horas, a uma temperatura de $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ (METCALF; EDDY, 2003).

O grupo dos coliformes totais é tratado como o mais amplo grupo de coliformes, também utilizados em programas de monitoramento. Este grupo contém muitas espécies diferentes de bactérias coliformes, incluindo as espécies fecais e ambientais, que podem sobreviver e crescer em ambientes de solo e água (WHO; UNICEF, 2012). São bactérias em forma de bastonetes gram-negativas, que podem fermentar lactose e produzir gás, incubadas por período de $24 \pm 2\text{h}$ a $48 \pm 3\text{h}$, a $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. O grupo abriga quatro gêneros da família Enterobacteriaceae: *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiella*, sendo a espécie *Escherichia Coli*, a mais representativa e mais utilizada como indicadora de contaminação fecal (METCALF; EDDY, 2003).

Os coliformes fecais, também conhecidos como termotolerantes, representam o grupo de bactérias coliformes caracterizado pela habilidade de produzir gás a uma

elevada temperatura de incubação, $44,5 \pm 2^\circ\text{C}$ por $24 \pm 2\text{h}$ (METCALF; EDDY, 2003). Este grupo de bactérias coliformes abriga a *Escherichia Coli*, bem como de outras espécies que podem ter uma fonte ambiental (WHO; UNICEF, 2012). Em habitats secundários, tais como água, a detecção de *E. coli* é considerada evidência de contaminação fecal recente, e, por conseguinte, um indicador de contaminação com microorganismos patogênicos que atenção devido aos riscos que causam à saúde humana (LYAUTEY et al., 2011).

Ainda no contexto de qualidade da água, a determinação do material sólido é um importante parâmetro a ser avaliado em estudos de caracterização dos recursos hídricos. Em águas naturais ou residuárias, a concentração de sólidos é representada pelo material presente em suspensão ou dissolvido, sendo determinada através de análises gravimétricas específicas. Esse material pode afetar a qualidade da água e dos efluentes de inúmeras maneiras. Para o consumo humano, águas com alto teor de sólidos dissolvidos geralmente apresentam palatabilidade inferior e podem induzir a sensações indesejáveis no consumo, sendo por essas razões, recomendado o limite de 500mg/L nas águas para consumo humano. De modo semelhante, águas com alto teor de sólidos suspensos podem ser esteticamente insatisfatórias para propósitos como hábitos de higiene (APHA, AWWA; WEF, 2005). Pela influência que exerce nas etapas de tratamento de águas residuárias, o conteúdo de sólidos representa a mais importante característica física das mesmas (METCALF; EDDY, 2003).

Em áreas urbanas, as formas de uso do solo, tráfego e as próprias atividades locais levam ao aumento na quantidade de sedimentos gerados nesses núcleos populacionais. Associados a parcela de material sólido, outros poluentes são transportados através dos sistemas de drenagem urbana, o que conseqüentemente, acarreta nocivos efeitos ao meio ambiente (GASTALDINI; SILVA, 2012).

De modo semelhante, o material sólido está diretamente relacionado aos processos erosivos. Nestes, os cursos hídricos são os agentes transportadores do material, tanto na forma dissolvida, suspensa, e mesmo junto à carga de sedimentos (VIERS; DUPRÉ; GAILLARDET, 2009). Atrelado à erosão, constata-se um significativo aumento da concentração de sólidos e nutrientes nos mananciais, conseqüência do carreamento da matéria orgânica e insumos agrícolas junto às

porções de solo erodidas em eventos chuvosos (VANZELA; HERNANDES; FRANCO, 2010).

Em relação à caracterização de compostos minerais, sob o ponto de vista qualitativo, a presença dos elementos ferro (Fe), manganês (Mn), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) nos mananciais superficiais pode ser abordada sob diferentes aspectos. Cálcio e magnésio são comumente referenciados para a caracterização da dureza da água. A dureza é uma propriedade resultante especialmente da presença desses elementos, que são encontrados em águas naturais. Esta propriedade resulta principalmente da dissolução de minerais do solo e rochas, e também pode ser causada por contaminação direta por resíduos de uma série de fontes antropogênicas (OLIVEIRA-FILHO et al., 2014). Em condições naturais, nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens. Semelhantemente, o manganês ocorre naturalmente na água superficial e subterrânea, e raramente atinge concentrações de 1,0 mg/L em águas superficiais naturais, estando normalmente presente em quantidades menores ou iguais a 0,2 mg/L (CETESB, 2009). Sob o aspecto agrônômico, os referidos elementos podem ser tratados como elementos minerais ou nutrientes minerais. São retirados da solução do solo pelas raízes das plantas, sendo indispensáveis ao seu crescimento. Cálcio e magnésio são tratados como macronutrientes, enquanto ferro e manganês são ditos micronutrientes (FERREIRA, 2012). Estando presentes no solo, podem ser carreados aos mananciais através do escoamento em eventos de precipitação, e nesse contexto, serão abordados nesse trabalho.

3.5 Bacia hidrográfica

3.5.1 Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas

A bacia hidrográfica é reconhecida como um sistema que comporta as características do relevo e da rede de drenagem de determinado local. A precipitação recolhida na área da bacia gera um determinado escoamento superficial, também chamado de precipitação efetiva, que deriva das porções mais

elevadas do terreno, percorrendo sua extensão e alcançando as menores elevações, e por fim seu exutório, assim gerando a vazão ou descarga da bacia (VON SPERLING, 2007). Em seu interior podem ainda ser delimitadas sub-bacias, que estarão interligadas pela sua rede de drenagem, compondo desta forma, um amplo sistema, onde são efetuados os balanços entre a precipitação recebida pela mesma e a vazão de saída em seu exutório (PORTO; PORTO, 2008).

A bacia é ainda definida como uma unidade biogeofisiográfica, que drena seu escoamento para um leito maior, seja este um rio, lago, reservatório ou mesmo o oceano (TUNDISI et al., 2008). Apresenta forma e área diversificadas, sendo que seus limites podem transpor zonas territoriais entre municípios, estados e mesmo países. Suas elevações topográficas são reconhecidas como divisores de água, responsáveis por delimitar e direcionar o escoamento oriundo da precipitação para as sub-bacias em seu interior (MATTOS; LOURENÇO; NASCIMENTO, 2013).

Como unidade integradora dos setores naturais e sociais (GUERRA; CUNHA, 2010), onde são efetuadas as interações entre a água e os meios, físico, biótico, social, econômico e cultural (YASSUDA, 1993), a bacia hidrográfica é considerada a unidade ideal para gerenciamento dos recursos hídricos (KOBAYAMA; MOTA; CORSEUIL, 2008), estando já contemplada na Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), sua definição como unidade territorial para implantação e gerenciamento de políticas e instrumentos que primem pela adequada gestão da água nessas unidades.

Nesse contexto, a descrição das peculiaridades de uma bacia hidrográfica torna-se fundamental em estudos que contemplem as interações entre os componentes desse complexo sistema, tendo em vista a compreensão de seu comportamento como um todo, e mesmo, a busca de sua adequada gestão ambiental (MENDONÇA et al., 2007). Sua fisiografia exerce influência sobre a precipitação, o deflúvio, o escoamento superficial e subsuperficial, a evapotranspiração, a interceptação, a infiltração, a percolação e o armazenamento de água no solo e subsolo, e na própria dinâmica do ciclo hidrológico (VESTENA; CHECCHIA; KOBAYAMA, 2012).

A delimitação e caracterização física de bacias hidrográficas constitui etapa básica nos estudos relacionados à dinâmica da água superficial e subterrânea, seja

do ponto de vista quantitativo ou de qualidade da água (MARTINI, 2012). Diversas metodologias têm sido aplicadas para obtenção de resultados capazes de representar essas variáveis, dentre as quais, pela sua reconhecida importância, está a caracterização morfométrica (MATTOS; LOURENÇO; NASCIMENTO, 2013). O método apresenta-se como uma ferramenta que tem contribuído na compreensão e elucidação de questões relacionadas às interações que ocorrem entre todos os elementos da paisagem na bacia (FELTRAN FILHO; LIMA, 2007), sendo de grande relevância nos estudos hidrogeomorfológicos. (VESTENA; CHECCHIA; KOBAYAMA, 2012).

Na caracterização morfométrica, os índices e parâmetros sugeridos para análise das bacias hidrográficas podem ser agrupados em quatro linhas: hierarquia fluvial, análise linear, análise espacial e análise hipsométrica. A ordenação dos canais fluviais é considerada a primeira etapa desta análise, estabelecendo-se assim a hierarquia fluvial, o que acaba por facilitar as análises seguintes. O critério para determinação da hierarquia fluvial define que os canais iniciais sem tributários são os de primeira ordem. A partir da confluência de dois canais de primeira ordem surgem os segmentos de canais de segunda ordem e assim sucessivamente, até se atingirem os canais de ordem maior que serão os principais da bacia hidrográfica contribuinte (ALMEIDA et al., 2013).

A análise linear está relacionada aos parâmetros lineares que quantificam a rede de drenagem por meio de seus atributos, assim como a relação existente entre eles (LEITE; ALMEIDA; SILVA, 2012). Dois importantes índices determinados nessa análise são o comprimento do rio principal (L) e o índice de sinuosidade (Is). O comprimento do rio principal representa a distância entre a nascente e o exutório da bacia hidrográfica, medida ao longo do curso d'água principal. O índice de sinuosidade, é dado pela relação entre o comprimento do canal principal, descrito anteriormente, e a distância vetorial da nascente ao exutório, medida em linha reta (ALMEIDA et al., 2013). Ambos exercem influencia no escoamento da bacia. O comprimento do canal principal é determinante para o tempo de resposta desta (GOLDENFUM, 2001), enquanto a sinuosidade indica a velocidade de escoamento do leito principal, assim quanto maior o valor do índice, maior será a dificuldade de

se atingir o exutório, resultando em menor velocidade de escoamento (SANTOS et al., 2012).

Na análise morfométrica espacial, constam medidas planimétricas e lineares (ALMEIDA et al., 2013). A base da análise é a determinação da área da bacia, sendo a partir desta, obtidos outros atributos como o perímetro (P), fator de forma (Kf), índice de circularidade (Ic), densidade de drenagem (Dd) (LEITE; ALMEIDA; SILVA, 2012) e coeficiente de compacidade (Kc) (MARTINI, 2012).

Segundo Silveira (2001), a área da bacia pode ser representada pela projeção vertical referente à porção de terreno de interesse, a partir da delimitação de seus divisores topográficos. Para determinação da área podem ser aplicadas técnicas como a planimetria, com o uso de mapas que já incorporam a projeção vertical, ou através de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), que calculam automaticamente a variável com base em mapas arquivados eletronicamente em seu banco de dados. A quantificação da área da bacia hidrográfica é fundamental para determinação de seu potencial hídrico, pois a partir desta e do volume precipitado, é possível obter o volume de água recebido na unidade.

Assim como a área, a determinação do perímetro da bacia hidrográfica é adotada para sua caracterização, sendo este também utilizado para obtenção de outras variáveis morfométricas. Para Feltran Filho e Lima (2007), o perímetro de uma bacia hidrográfica representa o comprimento total da linha que serve como divisor de águas da bacia, ou seja, a linha que serve como divisor topográfico. Seu aumento está diretamente ligado ao desenvolvimento da bacia hidrográfica, e será tanto maior quanto maior for sua área. Segundo Elesbon et al. (2011), ambos atributos, área e perímetro, fornecem subsídios para avaliação do nível de irregularidade que a forma da bacia apresenta, podendo ser utilizados em estudos hidrológicos e ambientais dessas unidades.

A partir da área e perímetro, podem ser então determinadas características relacionadas ao formato superficial da bacia, que exercem influência em seu tempo de concentração e em sua tendência à cheias. Entre os atributos utilizados para representar a forma da bacia, estão o coeficiente de compacidade (Kc) e índice de circularidade (Ic), que relacionam a forma da bacia com um círculo, e o fator de forma (Kf) que relaciona a forma desta a um retângulo (MARTINI, 2012).

O coeficiente de compacidade (K_c) é tratado como um coeficiente adimensional, que varia de acordo com a forma da bacia. Para sua obtenção, aplica-se a relação entre o perímetro e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia de estudo. Bacias cuja forma se aproxima à de um círculo, tendem a proporcionar a conversão do escoamento superficial para um trecho pequeno do rio principal, assim, quanto mais próximo a 1,0 estiver este índice, maior a potencialidade de picos de enchentes na bacia hidrográfica. (OLIVEIRA et. al., 2010). Simultaneamente, o índice de circularidade (I_c) também relaciona a forma da bacia a um círculo. É dado pela relação entre a área da bacia e a área do círculo de perímetro igual ao da bacia considerada. O valor máximo a ser obtido é igual a 1,0, e quanto mais elevado este valor, mais próximo da forma circular estará a bacia de drenagem (FELTRAN FILHO; LIMA, 2007).

O fator de forma é a relação entre a largura média e o comprimento axial da bacia. Esse comprimento é medido da foz ao ponto mais distante da bacia. Obtém-se a largura média dividindo-se a área pelo comprimento do eixo. O fator de forma também dá alguma indicação sobre a tendência a inundações, pois em uma bacia com fator de forma baixo há uma possibilidade menor de uma chuva intensa cobrir toda a sua extensão do que em uma bacia com mesma área e fator de forma maior (BORSATO; MARTONI, 2004). Uma bacia com baixo fator de forma possui menor propensão a enchentes que outra com a mesma área mas com maior fator, em virtude de que em uma bacia estreita e longa, é menor a possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo, simultaneamente, toda a sua extensão (OLIVEIRA et al., 2010).

Em relação ao sistema de drenagem, um dos índices amplamente utilizados para a caracterização de bacias hidrográficas é a densidade de drenagem (D_d). O referido índice provê uma medida numérica sobre a conformação do relevo e o potencial de escoamento da bacia. É obtido pela relação entre o comprimento total dos canais da bacia e sua área territorial (OBI REDDY; MAJI; GAJBHIYE; 2004). Trata-se de uma sensível variável, pois é o elo que relaciona as feições da forma da bacia e os processos que agem sobre o curso d'água. A extensão da rede de drenagem influencia diretamente as vazões afluentes, uma vez que a velocidade do fluxo concentrado nos canais é mais acentuada que nas vertentes e no subsolo

(GOLDENFUM, 2001). A densidade de drenagem é vista como um dos mais importantes índices a ser considerado na análise quantitativa da bacia, pois, representa o grau de dissecação do relevo e funciona como índice demonstrativo do trabalho fluvial de erosão da superfície (LIMA; PEREZ FILHO; CUNHA, 2013). Para bacias pobres em drenagem, podem ser adotados os valores de $0,5 \text{ km km}^{-2}$ a $3,5 \text{ km km}^{-2}$, acima deste, são consideradas excepcionalmente bem drenadas (VILLELA; MATTOS, 1975).

Na análise hipsométrica são considerados os atributos associados à tridimensionalidade da bacia, que retratam as características do relevo e sua relação com a rede de drenagem e a bacia hidrográfica (LEITE; ALMEIDA; SILVA, 2012). O relevo exerce influência sobre os fatores meteorológicos e hidrológicos na bacia hidrográfica, sendo uma de suas principais formas de caracterização, a declividade média da bacia. Enquanto variáveis como temperatura, precipitação e evaporação estão mais relacionadas à altitude, a declividade do terreno é determinante para a velocidade do escoamento superficial, influenciando no tempo necessário para a concentração da água da chuva nos leitos fluviais. Assim, a análise da distribuição dos terrenos e suas altimetrias são relevantes para entendimento e mesmo a predição de fenômenos como cheias e tendências à erosão, mediante a relação que essas apresentam com o escoamento sobre os terrenos da bacia (VILLELA; MATTOS, 1975).

A declividade de uma bacia hidrográfica pode ser expressa como a variação de altitude entre dois pontos do terreno, em relação à distância que os separa. Geralmente para a geração de mapas de declividade são utilizados modelos digitais de elevação (MDE), sendo os valores obtidos em classes de declividade (TONELLO et al., 2006). Associadas à declividade, são comumente determinadas na análise do relevo, a amplitude altimétrica máxima (Hm) e a relação do relevo (Rr). A amplitude altimétrica máxima é representada pela diferença entre o ponto mais elevado e a desembocadura do canal principal. Para determinação do ponto mais elevado deve ser considerada a média entre pelo menos 10 cotados, uma vez que, o ponto mais alto da bacia não compreende toda a porção mais elevada. A relação do relevo da bacia expressa a relação entre a amplitude altimétrica e a maior extensão da bacia medida paralelamente à principal linha de drenagem (ROCHA et al., 2014).

Em relação ao rio principal, podem ser determinadas declividades para obtenção do seu perfil longitudinal, conforme as diferentes declividades detectadas em seu curso (SILVEIRA, 2001). O perfil longitudinal de um rio pode ser representado pela relação existente entre a variação altimétrica e o comprimento do mesmo desde a nascente até a foz (ZANCOPÉ; PEREZ FILHO; CARPI JÚNIOR 2009). A representação dessa variável pode ser uma ferramenta muito importante quando aliada a estudos geomorfológicos por facilitar à compreensão dos condicionantes ao equilíbrio do sistema fluvial e também para entender fenômenos hidrológicos em uma bacia hidrográfica. A construção do perfil longitudinal pode ser feita por meio de cartas topográficas, utilizando as cotas em diversos pontos ao longo do canal do rio, entretanto com o advento dos sistemas de informações geográficas, a tarefa pode ser executada de forma mais rápida lançando-se mão desses sistemas (SOUZA; SOUZA; GOLFARB, 2011).

3.5.2 Geotecnologias aplicadas à gestão de bacias hidrográficas

Com o advento das tecnologias de informação, principalmente geotecnologias, tais como o sensoriamento remoto e os sistemas de informação geográfica (SIG), um significativo avanço no campo de monitoramento e gerência ambiental foi evidenciado. Essas tecnologias permitem a geração de um banco de dados contínuo dos ambientes superficiais da terra, além da integração de diversas variáveis, o que contribui para a identificação e acompanhamento das modificações ocorridas nos ecossistemas de interesse (LEITE; BRITTO, 2012). A utilização de técnicas de geoprocessamento, juntamente com o sensoriamento remoto e os SIGs, tem permitido a realização de trabalhos nos mais diversos campos da ciência, especialmente na área ambiental (FUJACO; LEITE; MESSIAS, 2010), possibilitando o tratamento e representação dessas informações espacial e temporalmente (CHEVALLIER, 2001).

A utilização dos SIGs pode ser exemplificada e evidenciada nas caracterizações fisiográfica e sócio-econômica de determinadas áreas. No ambiente SIG podem ser relacionadas múltiplas informações quanto aos recursos hídricos, solos, áreas com potencial para erosão, mapeamento da estrutura fundiária e

sistemas de produção, entre outros. Armazenadas no SIG, os dados podem ser trabalhados para a geração de novas informações, que podem servir de suporte para o planejamento e recomendações de uso e manejo do ambiente (SILVA; OLIVEIRA, 1999).

Nesse contexto, em bacias hidrográficas, os sistemas são aplicados no planejamento e desenvolvimento territorial rural, para monitoramento do uso e ocupação do solo, detectando práticas desordenadas e potencialmente causadoras de impactos ao ambiente natural (BOLFE et al., 2009). Já no campo das pesquisas hidrológicas, a evolução destes possibilitou sua ampla aplicação em estudos nessas unidades (CASTRONOVA; GOODALL, 2014), como na modelagem de qualidade da água para avaliação de potenciais danos ambientais, através da simulação de eventos de contaminação e previsão de impactos em casos de acidentes que envolvam despejo de poluentes, contribuindo desta forma para a concepção de cenários que não podem ser conhecidos anteriormente ao acontecimento real do evento (FAN; COLLISCHONN; RIGO, 2013).

Na caracterização física de bacias hidrográficas, a disponibilidade crescente de bases topográficas digitais, aliada ao uso de SIGs tem fomentado o desenvolvimento de métodos automáticos de extração de variáveis topográficas, para posterior tratamento e integração em ambiente computacional. A operação de modelos analíticos com planos de informação (PI) sobrepostos em SIG é feita com operações entre os chamados modelos digitais do terreno (MDT), dos quais o modelo digital de elevação (MDE) é um exemplo de evidente utilização (VALERIANO; CARVALHO JÚNIOR, 2003).

O modelo digital de elevação pode ser tratado como elemento principal e mais utilizado nos SIGs para extração de informações hidrológicas em estudos de bacias hidrográficas (RIBEIRO; FERREIRA, 2014). Entre outras técnicas, sua obtenção pode ser executada pela interpolação de feições vetoriais, como pontos cotados, curvas de nível e hidrografia, ou diretamente de sensores remotos. Para representação contínua do terreno em formato digital, a geração desses modelos tem sido amplamente requerida, e através destes, os atributos morfométricos derivados, são largamente aplicados na análise da paisagem (PINHEIRO et al., 2012).

3.6 Precipitação

A precipitação é entendida em hidrologia como toda água proveniente do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre. Apresenta-se sob diferentes formas, tais como neblina, chuva, granizo, saraiva, orvalho, geada e neve, as quais são caracterizadas pelo estado físico em que a água se encontra. Pela sua capacidade para produzir escoamento, a chuva é a forma de precipitação mais importante para a hidrologia (BERTONI; TUCCI, 2001).

Para Damé, Teixeira e Terra (2008), as chuvas constituem-se na principal entrada de água em uma bacia hidrográfica, e a sua quantificação, bem como o conhecimento da forma como se distribui temporal e espacialmente são fundamentais em estudos relacionados à necessidade de irrigação, disponibilidade de água para abastecimento doméstico e industrial, erosão do solo, controle de inundações, entre outros.

Conforme o mecanismo fundamental pelo qual se produz a ascensão do ar úmido, as precipitações podem ser classificadas em: Convectivas, quando em tempo calmo, o ar úmido for aquecido na vizinhança do solo, podem-se criar camadas de ar que se mantêm em equilíbrio instável. São, geralmente, chuvas de grande intensidade e de pequena duração, restritas a áreas pequenas, podendo provocar importantes inundações em pequenas bacias. Orográficas quando ventos quentes e úmidos, soprando geralmente do oceano para o continente, encontram uma barreira montanhosa, elevam-se e se resfriam adiabaticamente havendo condensação do vapor, formação de nuvens e ocorrência de chuvas. São chuvas de pequena intensidade e de grande duração, que cobrem pequenas áreas. Quando os ventos conseguem ultrapassar a barreira montanhosa do lado oposto projeta-se a sombra pluvial, dando lugar a áreas secas ou semi-áridas causadas pelo ar seco, já que a umidade foi descarregada na encosta oposta. Frontais ou ciclônicas provêm da interação de massas de ar quentes e frias. Nas regiões de convergência na atmosfera, o ar mais quente e úmido é violentamente impulsionado para cima, resultando no seu resfriamento e na condensação do vapor de água, de forma a produzir chuvas. São chuvas de grande duração, atingindo grandes áreas com

intensidade média, podendo produzir cheias em grandes bacias (BERTONI; TUCCI, 2001).

Integrada a outras variáveis como solo e vegetação, a precipitação é determinante para o comportamento das vazões nas bacias hidrográficas (ZHAO et al., 2013), exercendo influência direta na ocorrência de eventos de seca e inundação (GOCIC; TRAJKOVIC, 2013). Para Britto, Barletta e Mendonça (2008), por ser um importante fator de controle do ciclo hidrológico e uma das variáveis climáticas que maior influência exerce na qualidade do meio ambiente, a variabilidade da precipitação pluvial, pode afetar direta ou indiretamente a população, a economia e os recursos naturais. Dentro desse contexto, a precipitação tem sido tópico importante em discussões e investigações científicas sobre as mudanças climáticas, e como uma das variáveis mais representativas do ciclo hidrológico, há grande preocupação com relação às alterações nos padrões de chuva, sua frequência e distribuição (FERRARI; VECCHIA; COLABONE, 2012).

Quando relacionado às disponibilidades quantitativas, o volume total precipitado em uma determinada região responderá pelo seu potencial hídrico, e conseqüentemente pela oferta de água disponível para consumo (CAMPOS; VIEIRA NETO; MARTINS, 1997). Do mesmo modo, é o fator condicionante para a ocorrência de cheias, que além dos prejuízos ambientais e econômicos, pode contribuir para a propagação de doenças e principalmente, oferecer risco de vida à população (SOUSA; LIMEIRA, 2006).

Em relação aos aspectos econômicos e ambientais, além da influência na produção agrícola, tanto em escassez como em quantidades excessivas (ELY; ALMEIDA; SANT'ANNA NETO, 2003), a chuva é um dos fatores climáticos mais importantes e atuantes nos processos erosivos. O volume e a velocidade das enxurradas dependem da intensidade, duração e frequência da chuva, e destes, a intensidade representa o fator pluviométrico mais relevante na ocorrência de erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

O conhecimento das características da chuva permite a planificação mais segura de estruturas e práticas agrícolas que busquem a conservação do solo por meio de manutenção de sua cobertura, assim como obras de barragens, canais escoadouros e de estruturas hidráulicas de fluxo para águas pluviais (BAZZANO;

ELTZ; CASSOL, 2010). A tipificação do seu padrão para cada região é um dado importante para posterior utilização em pesquisas de perdas de solo e água, bem como na determinação do período de retorno das chuvas de cada padrão (MEHL et al., 2001). Conforme sua intensidade, a chuva pode ser classificada como padrão avançado, quando a maior intensidade ocorre em um período de tempo menor do que 30% a partir do momento inicial da chuva, em relação ao tempo de duração total da mesma, como padrão intermediário, quando a maior intensidade ocorre entre 30 e 60% do tempo total, e padrão atrasado, quando a maior intensidade ocorre passados mais de 60% do tempo total de duração da chuva (ELTZ; MEHL; REICHERT, 2001).

As conclusões apresentadas por Mehl (2000) apontam que as maiores perdas de solo e água ocorrem nos padrões intermediário e atrasado, devido à maior umidade antecedente ao pico de maior intensidade da chuva. Em solos mais úmidos, a capacidade de infiltração é menor e a desagregação do solo pelo impacto das gotas da chuva também é favorecida, causando o selamento superficial e o escoamento de enxurrada. No mesmo contexto, Eltz, Mehl e Reichert (2001) ainda concluem que chuvas com picos de alta intensidade, como as do padrão avançado, intermediário e atrasado, causam perdas de solo e de água maiores do que chuvas de intensidade constante.

Como resultado dos processos erosivos, os efeitos dessa variabilidade podem ser observados também sobre os recursos hídricos. A influência da precipitação pode ser verificada em eventos de chuva intensa, responsáveis pela produção de escoamento superficial, e conseqüentemente pelo transporte de espécies químicas aos corpos de águas superficiais. Apesar de condicionada a fatores naturais e antrópicos, como os atributos do solo e seu tipo de manejo, a qualidade da água pode ainda ser influenciada pela precipitação (KAUFMANN; PINHEIRO; CASTRO, 2014). Essa relação é também observada por Beskow et al. (2009). Em estudos aplicados a modelagem de processos erosivos, os autores ressaltam que além dos impactos causados ao solo, a intensidade da precipitação colabora para liberação de sedimentos, e com estes, são transportados nutrientes e agrotóxicos que a jusante serão responsáveis pela contaminação dos corpos d'água.

Os efeitos da precipitação sobre a qualidade da água foram observados em estudos realizados na bacia hidrográfica do Rio Purus, situada na porção sudoeste da Amazônia. Segundo Silva et al. (2008), entre outras variáveis, os sólidos em suspensão por quatro anos consecutivos (2001, 2002, 2003 e 2004) tiveram seus maiores valores no mês de janeiro, coincidindo com o pico da estação chuvosa. Apesar de preliminares, os resultados obtidos sugerem que a precipitação exerce influencia da qualidade da água do rio Purus, uma vez que foi observado que as principais variáveis monitoradas se correlacionaram significativamente com o regime de chuvas do local.

Semelhantemente, Pinheiro e Locatelli (2007), na determinação do Índice de Qualidade da Água (IQA) para a bacia do rio Itajaí/SC, obtiveram resultados que demonstraram a variação dos valores de IQA em função de eventos de precipitação ocorridos nas horas antecedentes a realização das coletas de amostras. Na bacia do Itajaí, os IQAs referentes às coletas com precipitação nas últimas 24 horas foram, em média, cerca de 5% mais baixos, indicando o decréscimo da qualidade da água, verificando-se também a influência da precipitação total anual, no valor médio anual do IQA.

3.6.1 Desagregação da chuva diária

Os dados de chuva são fundamentais em estudos de determinação do escoamento superficial em bacias hidrográficas de menor porte (GENOVEZ, 2001). Nessas unidades, os dados de vazão apresentam-se com limitada disponibilidade, ou mesmo não existem, sendo necessário para determinação das vazões máximas de projeto, a utilização de modelos de transformação chuva-vazão, alimentados a partir de dados de precipitação (DAMÉ et al., 2010).

No Brasil, há maior facilidade para obtenção de dados de chuva diários, porém para chuvas de menor duração, devido à escassez de equipamentos registradores, dificilmente os dados são disponíveis e, quando existem, são séries relativamente curtas que apresentam muitas falhas nos registros de dados. Assim, algumas metodologias foram desenvolvidas visando obtenção das chuvas de menor duração, a partir dos dados pluviométricos diários (BACK; OLIVEIRA; HENN, 2012),

sendo encontrados entre essas, métodos que utilizam a técnica de desagregação de chuva diária.

A técnica de desagregação foi avaliada por Robaina (1996) para 32 localidades do estado do Rio Grande do Sul, através do método que utiliza tempo de duração (t) e período de retorno (T) pré-estabelecidos para determinar equações de chuvas intensas. O método mostrou-se adequado na estimativa da chuva máxima de projeto em locais que não possuem registros de chuvas intensas inferiores a 24h. Já Damé et al. (2010), compararam os hidrogramas de projeto resultantes dos hietogramas estimados pelas relações Intensidade-Duração-Frequência (IDF) de precipitação obtidos por dados pluviométricos e pluviográficos, para a localidade de Pelotas/RS. Visando obter a IDF a partir dos registros pluviométricos, foi aplicado o Método das Relações (DAEE-CETESB, 1979; Oliveira et al., 2005a) para desagregação de chuva diária. Segundo os autores, apesar dos desvios encontrados com o uso da estimativa da chuva de projeto mediante o uso da desagregação da chuva diária, esta é uma alternativa possível para a obtenção do hidrograma de projeto naquelas bacias desprovidas de equações IDF, obtidas a partir de registros pluviográficos. A desagregação de chuva diária pode retratar a realidade hidrológica da bacia hidrográfica em estudo, com maior proximidade de uma relação IDF, em que não são conhecidos os limites de sua aplicação.

A metodologia de desagregação dos totais de chuva, máxima de 24 horas de duração em totais correspondentes de durações menores, é freqüentemente realizada com os chamados coeficientes de desagregação de chuvas. Os coeficientes de desagregação existentes na literatura técnico-científica do país são apresentados na forma de tabelas como índices em cascata. Multiplica-se a altura pluviométrica de 1 dia pelo fator que resulta na chuva de 24h e assim sucessivamente, em função do fator relacionado à duração (SILVEIRA, 2000). Valores referentes às relações entre durações de chuvas são apresentados por Bertoni e Tucci (2001). Para a cidade de São Paulo, a relação entre a precipitação de 24h/1 dia é representada pelo valor 1,14, sendo que para a cidade de Caxias do Sul o valor médio dessa relação considerando diferentes tempos de retorno é de 1,13.

Com base em coeficientes de desagregação de chuvas médios do Brasil apresentados pela CETESB, Silveira (2000) elaborou uma equação obtida empiricamente que retorna, com pequeno erro, o valor do coeficiente de desagregação da chuva máxima para durações inferiores a 24 horas em função da altura de chuva máxima de 24 horas. A equação obtida, ao permitir o cálculo do coeficiente de desagregação a partir da chuva de 24 horas, exclui, por consequência, o coeficiente de desagregação que multiplica a chuva máxima diária (dado do pluviômetro) para obter a correspondente chuva máxima de (quaisquer) 24 horas. A equação obtida pode substituir os coeficientes tabelados do DAEE-CETESB (1986), além de permitir uma flexibilidade de cálculo para qualquer outra duração (exceto abaixo de 5 min), propiciando também uma aplicação mais fácil em calculadoras programáveis, planilhas eletrônicas e códigos de programação.

3.6.2 Hietograma de projeto

3.6.3

O hietograma de projeto pode ser caracterizado como a seqüência de precipitações capaz de gerar a cheia de projeto. Como exemplo de sua aplicação, em obras de estruturas hidráulicas, o hietograma representará a vazão máxima para qual a obra deve ser projetada (BERTONI; TUCCI, 2001). É uma ferramenta gráfica que demonstra o comportamento da chuva ao longo de sua distribuição temporal, sendo então importante para o conhecimento da distribuição da intensidade da chuva, e esta por consequência, para a obtenção do volume escoado e para o conhecimento da forma do hidrograma de escoamento superficial direto originado pela chuva efetiva (BEMFICA; GOLDENFUM; SILVEIRA, 2000).

Os hietogramas de projeto podem ser determinados, entre outros métodos, a partir da desagregação dos totais diários, mediante técnicas específicas, como a dos blocos alternados. Cabe ressaltar, que independentemente do método de estimativa do hietograma de projeto, a forma como é feita a distribuição temporal das alturas precipitadas não está relacionada com o fenômeno físico, ocorrendo apenas o rearranjo das alturas precipitadas, de forma a caracterizar a condição mais crítica para o evento de precipitação (DAMÉ et al., 2010)

Na metodologia dos blocos alternados, os totais desagregados são transformadas em alturas de chuva e representam os valores acumulados até o último intervalo, atingido tempo de concentração. Os incrementos entre um valor acumulado e outro são calculados e rearranjados, de forma que o maior valor se localize no centro da duração total da chuva, e os demais sejam dispostos em ordem decrescente, sempre um à direita e outro à esquerda do bloco central, alternadamente, obtendo-se por fim, o hietograma de projeto para o evento de precipitação (BEMFICA; GOLDENFUM; SILVEIRA, 2000).

3.6.4 Escoamento superficial

O escoamento superficial é a parte do ciclo hidrológico em que a água se desloca na superfície da bacia até encontrar uma calha definida. O comportamento do escoamento está intimamente ligado à cobertura da bacia, à sua declividade e ao sistema de drenagem, sendo que em bacias rurais, sua dinâmica é afetada pelo tipo de cobertura vegetal presente (TUCCI, 1998). O escoamento tem início quando a intensidade de precipitação torna-se maior do que a velocidade de infiltração da água no solo, ou quando a capacidade de retenção de água pela superfície do terreno tiver sido ultrapassada. Está associado aos processos de erosão do solo, sendo ainda considerado o principal responsável pelo rápido aumento da vazão após a ocorrência de uma precipitação (GRIEBELER et al., 2001)

Os estudos que envolvem a caracterização e quantificação do escoamento superficial são de extrema importância para o dimensionamento de obras de engenharia e manejo de áreas agrícolas. Diante das mudanças antrópicas introduzidas no ambiente natural, e pela pressão exercida sobre os recursos hídricos, é necessário considerar as influências do uso e do tipo de solo sobre a geração do escoamento superficial, tanto na análise do potencial do escoamento para cenários futuros, como na gestão de bacias hidrográficas (SARTORI; LOMBARDI NETO; GENOVEZ, 2005a).

Entre as diversas metodologias para determinação do escoamento superficial direto, o método da Curva-Número (CN), apresentado pelo Soil Conservation Service (SCS), do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), tornou-

se amplamente aplicado nas obras de engenharia pelos projetistas. A equação do escoamento utilizada no método foi desenvolvida através de dados de bacias experimentais com vários tipos e uso do solo e técnicas de plantio. Como a equação foi desenvolvida a partir de dados de chuva diária, o método é adequado para estimativa do escoamento superficial direto para o período de 1 dia ou menos (TASSI et al., 2006). Pela aplicação do método é possível conhecer o volume precipitado que é infiltrado no solo e a parcela responsável pelo escoamento superficial. Para valores elevados de CN, há maior escoamento e baixa taxa de infiltração, como em áreas urbanas, ao passo que para valores baixos do parâmetro, o escoamento é baixo, ocorrendo maior infiltração, como em solos secos (ZHAN; HUANG, 2004).

Na determinação do escoamento superficial a partir do parâmetro CN devem ser considerados os diferentes tipos de solo e condições da superfície. Segundo definições do SCS, para estimativa do CN os tipos de solo foram classificados de acordo com seu potencial de produzir escoamento e sua taxa de infiltração. Atribuiu-se a classificação A, B, C, D, que representa o respectivo aumento do escoamento superficial e conseqüentemente a diminuição da taxa de infiltração de um grupo para outro (PRUSKI; BRANDÃO; SILVA, 2003). Considera-se ainda o tipo de uso e manejo do solo e três condições de umidade antecedente (AMC) para estimativa do CN, sendo estas: AMC I a condição em que os solos de uma bacia estão secos, mas não o suficiente para o ponto de murchamento das plantas; AMC II, condição em que os solos encontram-se na “umidade ideal”, isto é, nas condições que precederam uma enchente máxima anual, e AMC III, a condição em que os solos de uma bacia encontram-se quase saturados, quando da ocorrência de chuvas fortes ou fracas durante cinco dias anteriores a uma determinada chuva (SARTORI; LOMBARDI NETO; GENOVEZ, 2005b).

Na aplicação do modelo, que reproduz o hietograma de projeto efetivo para o evento de precipitação, é necessário retirar do volume total precipitado, a parcela de volume evaporado, retido nas depressões e infiltrado, sendo utilizadas metodologias que aplicam equações de infiltração, índices e relações funcionais para determinação dessa precipitação. A metodologia considera que para obtenção do volume escoado, as perdas iniciais representadas pelos volumes infiltrados,

representam em média 20% da capacidade máxima da camada superior do solo, S (mm). Para obtenção desta, é necessário que o parâmetro CN já tenha sido determinado (TUCCI, 2001).

A utilização do método pode ser observada no trabalho de Mathias, Cunha e Moruzzi (2013), que avaliou a evolução dos processos erosivos na bacia hidrográfica do Córrego Tucunzinho, no município de São Pedro/SP, comparando os cenários de pré-ocupação urbana para o ano de 1962 e o atual, para o ano de 2011. Na ausência de dados observados de vazão, os autores utilizaram o modelo para determinação do volume escoado e vazão de pico para a área de estudo, em diferentes períodos de retorno, sendo possível identificar através da comparação entre os dois cenários, que além do aumento do volume escoado, há uma antecipação no tempo que a vazão leva para atingir o pico do escoamento. Targa et al. (2012) e Siqueira et al. (2014) aplicaram o método em seus trabalhos com o objetivo de analisar os potenciais efeitos do processo de urbanização sobre a geração de escoamento, na bacia hidrográfica do Igarapé Tucunduba, Belém/PA e no sistema de drenagem do Bairro Beira Rio I, em Guaratinguetá/SP, respectivamente.

Sob o aspecto hidrológico e ambiental, Carvalho Neto et al. (2011), utilizaram o método para determinação e mapeamento do armazenamento potencial máximo dos solos da Bacia Cinco Veados/RS, e assim utilizá-lo como indicador de local com maior ou menor possibilidade de armazenamento de água no solo. Segundo os autores, a aplicação da metodologia de determinação da Curva-Número em nível de bacia hidrográfica apresenta potencial para indicar áreas de maior ou menor potencial de armazenamento de água, em estudos de zoneamento e planejamento ambiental. Na bacia hidrográfica do córrego Capetinga, Distrito Federal, Silva e Oliveira (1999), utilizaram o método Curva-Número no estudo que teve como objetivo medir e analisar o efeito de variáveis como total precipitado, intensidade de chuva e precipitação antecedente em cinco dias, sobre o escoamento superficial, e comparar valores observados e simulados, em áreas cobertas com campo e cerrado.

Apesar de sua ampla aplicação em estudos hidrológicos, foi desenvolvido considerando as condições hidrológicas dos tipos de solos existentes nos Estados

Unidos, sendo que para a realidade brasileira, alguns tipos de solos não se enquadram nas definições hidrológicas propostas pelo SCS. Diante da dificuldade apresentada, trabalhos têm sido desenvolvidos para adequação da metodologia às condições encontradas no Brasil. Dentre esses, a pesquisa proposta por Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005b), que propõe uma classificação hidrológica dos solos brasileiros, para adequação do parâmetro CN à realidade do país.

No mesmo cenário, Tassi et al. (2006) avaliaram o processo de obtenção do parâmetro CN para algumas sub-bacias urbanas da Bacia do Arroio Dilúvio, em Porto Alegre/RS, bem como a variabilidade dos resultados encontrados, tendo como objetivo a obtenção de valores médios para o parâmetro, que possam ser utilizados em estudos realizados nas bacias hidrográficas analisadas ou com características semelhantes.

Nas leituras de Griebeler et al. (2001) e Beskow et al (2009), podem ser encontrados resultados de estudos comparativos entre a aplicação do método Curva-Número e modelos adaptados a partir deste, buscando desta forma a melhor técnica para determinação do escoamento superficial em bacias hidrográficas. Ainda Teixeira et al. (2011) com o objetivo de calibrar o parâmetro CN para uma dada área de estudo, tanto para as condições atual quanto futura de impermeabilização da bacia hidrográfica, utilizaram a relação entre a lâmina total precipitada e o valor de coeficiente de escoamento (C), do método Racional, previamente estabelecido para áreas rural e urbanas. Os autores consideraram o valor de CN calibrado quando a relação entre a lâmina escoada e a precipitada foi de 0,40 para bacias rurais e 0,60 para bacias urbanas.

3.6.5

3.6.6 Hidrograma de escoamento superficial

3.6.7

É inegável a importância da previsão de vazões na operação contínua de sistemas de recursos hídricos destinados ao controle de cheias, seja na projeção de obras hidráulicas, planejamento e implantação de medidas não-estruturais no tocante à prevenção e mitigação de danos causados pelas cheias (BARBOSA; FILL, 2001), sendo a estimativa das vazões máximas, adotada em projetos de gerenciamento hídrico de bacias urbanas e agrícolas (BONTA; RAO, 1992).

Pautando-se na necessidade e nas possibilidades de tratamento de dados hidrológicas em bacias hidrográficas com escassez ou ausência de dados observados de vazão (PINHEIRO; NAGHETTINI, 2010), na importância e complexidade que envolvem o fenômeno das cheias, e particularmente da relação chuva-vazão, a temática vem sendo discutida por pesquisadores e especialistas (MAIA; AMARAL; VERSIANI, 2006), em busca da adequada aplicação e aprimoramento de modelos que possam reproduzir de modo preciso o comportamento hidrológico natural das bacias hidrográficas.

Para a transformação de chuva em vazão, um dos métodos mais tradicionais e de fácil utilização é o método do Hidrograma Unitário (HU). Sua versatilidade encontra-se nas suposições simplificadoras de que a bacia hidrográfica comporta-se como um sistema linear e invariante no tempo, tornando-o assim, amplamente aceito como ferramenta em estudos hidrológicos (CARVALHO; CHAUDRHY, 2001). Pode ser descrito como o hidrograma de escoamento direto de uma bacia hidrográfica quando sobre ela cai uma precipitação efetiva de valor unitário durante um determinado intervalo de tempo, baseando-se nos pressupostos de que a precipitação efetiva tem intensidade constante em sua duração e distribui-se uniformemente por toda a bacia hidrográfica (PINTO, 2009).

Dentre as metodologias mais aplicadas para obtenção do hidrograma unitário, o método do SCS tem sido muito utilizado nos processos de transformação chuva-vazão e simulação de hidrogramas de cheias. O modelo pode ser utilizado em conjunto com o modelo de escoamento superficial em rios e canais. Sua estrutura abrange a determinação da precipitação de projeto, determinação do volume de escoamento superficial e propagação do escoamento na bacia (TUCCI, 1998). A partir do hidrograma médio que melhor representou os hidrogramas unitários obtidos para as bacias estudadas nos Estados Unidos, após uma extensiva análise de dados observados em pequenas bacias hidrográficas de diversas partes do país, o SCS definiu o hidrograma unitário adimensional utilizado pelo modelo. Visando uma aplicação mais prática do modelo, o SCS aproximou o hidrograma unitário adimensional curvilíneo (HUC) por um hidrograma unitário adimensional triangular (HUT), o qual possui características similares ao HUC como o tempo de pico, o pico

e o volume total escoado superficialmente que ocorre antes do tempo de pico (SARTORI; LOMBARDI NETO; GENOVEZ, 2005b).

Após obtenção da precipitação de projeto e o volume escoado, pelo método Curva-Número (CN), o volume de escoamento gerado pela separação do escoamento é propagado através do Hidrograma Unitário Sintético Triangular (HUT), onde o hidrograma unitário é considerado um triângulo, e sua área, é igual ao volume total precipitado (TUCCI, 1998; 2001). No HU triangular, Q_p representa a vazão de pico (m^3/s) e t_p , o tempo de pico a partir da origem (minutos). Usualmente o t_p é definido como o tempo a partir do centro da precipitação, d é a duração da precipitação (minutos), t_c é o tempo de concentração (minutos) e t_r é o tempo recessão do hidrograma unitário (TUCCI, 2003b). Em posse dessas variáveis obtêm-se as ordenadas do hidrograma unitário. Para determinação do hidrograma de escoamento superficial, aplica-se o produto entre as as ordenadas do hidrograma unitário triangular e os valores de precipitação excedentes, através do processo de convolução (DAMÉ et al., 2010).

A metodologia que utiliza o HUT foi reproduzida por Tucci (2003b), com objetivo de obter os parâmetros do modelo como vazão de pico, tempo de concentração e tempo de pico com base em dados de bacias brasileiras. A estimativa dos valores foi comparada com o método do SCS. Segundo o autor, as equações apresentadas para as bacias do país possuem algumas limitações de uso e devem ser utilizadas de forma preliminar até que uma amostra maior de dados permita o estabelecimento de relações mais precisas.

Já Campos-Aranda (2009; 2011) utilizou os conceitos e equações propostas pelo modelo triangular com a finalidade de calibrar o parâmetro CN e assim construir uma estimativa mais precisa deste para a previsão de cheias em bacias hidrográficas rurais do México, tendo em vista o adequado dimensionamento de obras de infra-estrutura hidráulica nessas áreas. Entre suas conclusões, o autor cita que os resultados numéricos obtidos nos estudos são de grande relevância para a aplicação sistemática a nível regional da estimativa de inundações em bacias hidrográficas sem dados hidrométricos.

3.7 Poluição dos corpos hídricos

De acordo com a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, a poluição é entendida como a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população, criem condições adversas às atividades sociais e econômicas, afetem desfavoravelmente a biota, afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente ou lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981).

A poluição da água pode ser entendida pela alteração de suas características por qualquer ação ou interferência, seja natural ou antrópica. Essas alterações podem produzir impactos estéticos, fisiológicos ou ecológicos. O conceito de poluição da água tem-se tornado cada vez mais amplo em função das exigências com relação a sua conservação e ao uso racional deste recurso (BRAGA et al., 2005).

Quando relacionada aos recursos hídricos superficiais, as principais causas da poluição guardam relação com as ações antrópicas no meio urbano, industrial e agrícola (SIMEONOV et al., 2003). Em áreas urbanas, parte do escoamento superficial sobre as áreas impermeáveis, áreas em fase de construção, depósitos de lixo ou de resíduos industriais transporta poluentes oriundos desses locais até os corpos d'água (PORTO, 1995). Também nessas áreas, a ausência ou ineficácia dos sistemas de esgotamento sanitário, contribuem largamente para o aumento da poluição pontual desses mananciais, além dos potenciais prejuízos à saúde pública e à qualidade de vida da população. Dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008 revelaram que pouco mais da metade dos municípios brasileiros, (55,2%), zonas urbanas e rurais, tinham serviço de esgotamento sanitário por rede coletora, sistema considerado próprio para este fim, sendo que apenas 25,8% do total de municípios do país realizavam tratamento de seu esgoto antes de sua disposição final (IBGE, 2008).

Enquanto os despejos de poluentes de áreas urbanas e industriais são tratados como fontes pontuais, mais facilmente identificáveis, o escoamento de

áreas agrícolas é definido como fonte de poluição não pontual ou difusa (WANG, 2001). Os termos não pontual ou difusa são empregados para definir aquela poluição proveniente de diversas fontes distribuídas espacialmente. Esta forma de poluição tem ocasionado paulatino decréscimo na qualidade da água de mananciais que atendem os mais diversos propósitos, tornando-se mais evidente naqueles que se destinam ao abastecimento urbano, que em geral exigem níveis altos de qualidade e possuem uso preferencial (MARTINI; LANNA, 2003). As fontes não pontuais podem ser caracterizadas por sua extensa distribuição, variedade de contaminantes e dificuldade de identificação da exata localização de contaminação e tratamento da mesma (ZHANG; ZHOU; WANG, 2009), sendo tecnicamente difícil e dispendioso medir escoamentos de campos agrícolas individuais (ROMSTAD, 2003).

A poluição não pontual agrícola é influenciada pelo ciclo hidrológico, tendo em vista que o escoamento superficial determina a dinâmica do transporte dos contaminantes pela bacia (GUO et al., 2014). O escoamento constitui o principal meio de contaminação dos mananciais de água superficial devido ao transporte de sedimentos e produtos químicos. O transporte de produtos químicos pelo escoamento superficial pode ter efeito direto e imediato na deterioração da qualidade da água, ao passo que o transporte de material sólido pode ter impacto a longo prazo sobre os recursos hídricos (OLIVEIRA et al., 2005b).

Para Merten e Minella (2002) os poluentes oriundos do escoamento superficial agrícola podem ser representados por sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos animais, sendo que para as condições brasileiras, não se tem quantificado o quanto esses poluentes contribuem para a degradação dos recursos hídricos. Os sedimentos são, provavelmente, o mais significativo de todos os poluentes em termos de sua concentração na água, seus impactos no uso da água e seus efeitos no transporte de outros poluentes (DEPINÉ et al., 2011). A erosão observada nas lavouras está evidentemente relacionada com os impactos observados nos rios, tanto no caso de sedimentação, como na dinâmica qualitativa dos mesmos. O estudo da variabilidade da produção de sedimentos tem contribuído para a compreensão dos fatores controladores tanto dos processos erosivos como

do transporte de sedimentos e poluentes nas bacias hidrográficas (MERTEN; MINELLA, 2011).

Como fonte de nutrientes para as culturas, são utilizadas nas atividades agrícolas grandes quantidades de esterco animal. Por ser considerado como alternativa de baixo custo em relação aos fertilizantes sintéticos, este é amplamente empregado nas propriedades agrícolas de menor porte. O excesso na utilização de estrume animal pode gerar alteração nos padrões de nitrato e fosfato, e estes, impactos no solo e nos corpos hídricos. Além dos citados, compostos orgânicos farmacêuticos e veterinários ou microorganismos patogênicos podem estar presentes no estrume de animais (DELPLA et al., 2011).

Semelhantemente aos orgânicos, os fertilizantes sintéticos ricos em fósforo, potássio e nitrogênio são utilizados para aumentar o rendimento das culturas, e em casos, adicionados em quantidades além do suporte dos níveis ambientais (ZIA et al., 2013). Além dos prejuízos ao solo, a aplicação em demasia de fertilizantes pode contribuir para a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, bem como para o desequilíbrio desses ecossistemas (ZHANG; ZHOU; WANG, 2009). Tais poluentes, especificamente o nitrogênio total e o fósforo total, quando em excesso nos corpos de água, interferem no consumo de oxigênio e levam à produção de altas concentrações de subprodutos que alteram a composição das águas, com implicações na saúde humana e na biota aquática (LIBOS; ROTUNNO FILHO; ZEILHOFER, 2005).

No mesmo contexto, resíduos de pesticidas, amplamente utilizados na agricultura, tem sido detectados tanto em águas subterrâneas como em águas superficiais (MÜLLER et al., 2003). Depois de atingir o solo, são submetidos a vários processos, que direcionam seu destino e seu movimento para diferentes compartimentos ambientais, sendo o escoamento superficial a principal rota para a contaminação da água de superfície (CASARA et al., 2012). Essas moléculas podem estabelecer ligações com as partículas do solo, sofrer lixiviação e atingir os lençóis subterrâneos ou, ainda, serem carregadas para águas superficiais. Nos ambientes aquáticos, os pesticidas podem tanto ligar-se ao sedimento por interações químicas e físicas, como podem ser liberados das partículas de sedimento, conforme a dinâmica do curso d'água. Seu processo de degradação se

dá através de reações químicas, fotólise ou ação de microrganismos, entretanto, as moléculas com alta persistência podem permanecer no ambiente sem sofrer qualquer alteração (SANCHEZ, et al., 2003).

No mesmo patamar de relevância, a poluição por organismos biológicos, tais como os denominados indicadores fecais é comumente discutida em estudos qualitativos dos recursos hídricos. Em eventos de precipitação, esses poluentes podem ser transportados do solo para os cursos de água, sendo ainda remobilizados com o aumento do fluxo de água nesses locais. Em termos gerais, em áreas agrícolas, as fontes de poluição fecal nas águas de superfície resultam de atividades de produção animal, aplicação no solo de dejetos animais, animais da fauna local e até mesmo de fontes humanas, tais como os sistemas sépticos rudimentares encontrados nas zona rural (WILKES et al., 2011). Nesse sentido, a gestão das fontes de poluição microbiana em bacias rurais é tratada como um relevante desafio, pois assim como para os demais poluentes oriundos de áreas agrícolas, para tratamento e controle dessas fontes é preciso identificá-las, sendo que, quando comparada às fontes pontuais de poluição microbiana, as dificuldades de identificação são ainda maiores (JAMIESON et al., 2004).

3.8 Monitoramento dos recursos hídricos

Atualmente, o planejamento do espaço rural e urbano necessita de ferramentas de análise capazes de avaliar quantitativamente e de forma integrada os fatores que interferem na relação entre a degradação dos solos e os recursos hídricos (MERTEN E MINELLA, 2011). No moderno processo de gestão destes recursos, é exigida uma grande quantidade de informação temporal e espacial nas variações de qualidade e quantidade da água, que tem por objetivo a proteção das comunidades contra inundações ou secas, o suporte aos vários tipos de uso da água e o controle da poluição dos corpos hídricos (PARK et al., 2006).

A avaliação da disponibilidade hídrica em quantidade e qualidade torna-se imprescindível como ferramenta de auxílio na identificação de possíveis impactos ambientais e as influências do entorno no meio aquático, a fim de propor prioridades

e orientá-las em decisões futuras (SANTOS; HERNANDES, 2013). Se realizado de forma correta, o monitoramento qualitativo e quantitativo das águas, pode indicar quais atividades humanas são potencialmente degradantes a este recurso, constituindo um dos instrumentos mais importantes no controle ambiental (BARRETO et al., 2014).

Quantitativamente, os estudos dirigidos ao comportamento da vazão e às variáveis que exercem influencia sobre a mesma, são fundamentais para o processo de gestão de recursos hídricos (CHIEN; YEH; KNOUFT, 2013), assim como são indispensáveis na discussão sobre a qualidade da água e os potenciais impactos do lançamento de efluentes sobre os corpos receptores (GASTALDINI; MENDONÇA, 2001). Além da determinação da disponibilidade hídrica, o conhecimento sobre a variabilidade espacial da precipitação em uma bacia é de vital importância em estudos hidrológicos, especialmente quando se busca compreender a dinâmica do escoamento superficial (ZHAO et al., 2013) e seus efeitos sobre o aporte de sedimentos em bacias hidrográficas (HANCOCK, 2012).

No âmbito qualitativo, a noção clássica de poluição das águas e de sua avaliação, envolve a determinação da presença e concentração de substâncias poluidoras, identificando-as em pontos amostrais definidos, através de análises físicas, químicas e biológicas (BOLLMANN; EDWIGES, 2008). Devido às alterações espaciais e temporais às quais as variáveis físico-químicas e biológicas da água estão sujeitas, é necessário lançar mão de programas de monitoramento para obtenção de uma estimativa real do padrão de qualidade das águas superficiais (SIMEONOV et al., 2003).

Como objetivos principais, os programas de monitoramento buscam conhecer o corpo d'água, identificar eventuais problemas, avaliar os efeitos de medidas de recuperação, verificar a conformidade da qualidade com o uso previsto e comparar o estado atual com os padrões e recomendações vigentes (VON SPERLING, 2001). Constituem relevante instrumento por permitir, em longo prazo, o conhecimento das tendências de evolução da qualidade das águas, por meio da quantificação de variáveis físicas, químicas e biológicas, e viabilizar, desse modo, o amplo diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica estudada. Esse diagnóstico pode permitir a avaliação das respostas dos ambientes aquáticos, em termos espaciais e

temporais, aos impactos antrópicos na sua área de drenagem ou de influência (CUNHA; CALIJURI, 2010).

3.9 Legislação

O acréscimo nos níveis de poluição e degradação ambiental é consequência dos métodos utilizados em busca do desenvolvimento de nossa sociedade, executados de forma desordenada e mal planejada. A concepção de proteção ambiental tornou-se conhecida somente no século XX, pois em paralelo ao intenso processo de industrialização, a sociedade passou a ter consciência sobre a real situação quanto à exploração dos recursos naturais e sua escassez, reconhecendo também a causa ou intensificação dos desastres ambientais como fruto da ação antrópica. Entretanto, apenas a partir da década de 60 o meio ambiente passa a ser considerado, e politicamente, em termos internacionais e globais, somente a partir da Primeira e Segunda Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizadas em Estocolmo na Suécia (1972) e no Brasil, no Rio de Janeiro (1992) respectivamente. A partir desse período, foram promulgadas importantes leis de proteção ao meio ambiente no país, entre estas, o Código Florestal de 1965, que além da proteção às florestas, estabeleceu limites de uso do solo em faixas marginais aos corpos hídricos (BRAGA et al., 2005).

No entanto, já no Código Penal de 1890 e na Constituição dos Estados Unidos do Brasil, promulgada em 1881, é possível encontrar referências quanto à punição pelo uso inadequado da água e quanto ao direito de os Estados e União legislarem sobre as águas em seu domínio, mantendo-se o direito de propriedade da água, observado anteriormente, após a Proclamação da Independência em 1822. A partir de 1906 são identificadas manifestações sobre a gestão de recursos naturais no país, entre estes, os recursos hídricos. No ano seguinte, 1907, foi elaborado o Projeto do Código das Águas, não sendo promulgado na época. Posteriormente foi editado e remodelado, sendo aprovado somente em 10 de julho de 1934, pelo Decreto nº 24.643, com a seguinte conformação: Livro I – As águas em geral e suas

propriedades; Livro II – Aproveitamento das águas e Livro III – Forças Hidráulicas (REBOUÇAS, 2006).

A proteção aos recursos hídricos foi anos mais tarde contemplada na Lei nº 6.938/81, que estabeleceu a Política Nacional do Meio Ambiente, constitui o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e criou o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Entre seus princípios, a lei objetivou assegurar o uso racional dos recursos ambientais, incluindo a água (BRASIL, 1981). No ano de 1986, a Resolução CONAMA 020, de 18 de junho de 1986, estabeleceu a classificação das águas doces, salobras e salinas, em todo o território brasileiro, organizadas em classes, de acordo com seus níveis de qualidade, tendo em vista seus usos prioritários, o atendimento das necessidades dos consumidores, bem como a segurança em relação à saúde e bem estar dos mesmos, e ainda o equilíbrio do meio ambiente (BRASIL, 1986). Em 1988, a Constituição Federal definiu como uma das competências da União, a criação de dispositivos de proteção aos recursos hídricos, entre os quais, já estava prevista, a instituição do sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e a regulamentação de critérios para seu uso (BRASIL, 1988).

No entanto, apesar da ampla gama de instruções legais que buscaram a gestão legal da água no país, o gerenciamento deste recurso foi determinado pelo setor de geração de energia elétrica por longo período, tendo em vista, a necessidade desta para o desenvolvimento industrial. Somente a partir dos anos 1990, movidos pelos problemas iminentes relacionados à disponibilidade de água, passam a ocorrer manifestações por parte dos governantes sobre a gestão deste recurso (MACHADO, 2003). O surgimento de conflitos pelo seu uso, é visto como principal responsável pela mudança de consciência a partir desse período, passando a colaborar para o entendimento de que este bem além de finito, é dotado de valor econômico (HARTMANN, 2010).

Na esfera estadual, a partir da década de 1980, tiveram início os primeiros movimentos preocupados com a situação da qualidade dos rios, principalmente do Rio dos Sinos e do Rio Gravataí. Estes foram movimentos pioneiros em relação à gestão das águas em bacias hidrográficas, que acabaram por colaborar, na

consolidação do instrumento que instituiria no ano de 1994, a Lei das Águas para o estado do Rio Grande do Sul (MEIER; FOLETO, 2013).

Em 30 de dezembro de 1994, é então instituída a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH) e o Sistema Estadual de Recursos Hídricos (SERH), através da Lei 10.350. A PERH tem por objetivo promover a harmonização entre os múltiplos e competitivos usos dos recursos hídricos e sua limitada e aleatória disponibilidade temporal e espacial, de modo a: I assegurar o prioritário abastecimento da população humana e permitir a continuidade e desenvolvimento das atividades econômicas; II - combater os efeitos adversos das enchentes e estiagens, e da erosão do solo; III - impedir a degradação e promover a melhoria de qualidade e o aumento da capacidade de suprimento dos corpos de água, superficiais e subterrâneos, a fim de que as atividades humanas se processem em um contexto de desenvolvimento sócio-econômico que assegure a disponibilidade dos recursos hídricos aos seus usuários atuais e às gerações futuras, em padrões quantitativa e qualitativamente adequados (RIO GRANDE DO SUL, 1994).

No âmbito nacional, em 08 de janeiro de 1997, foi instituída pela Lei 9.433 a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Como objetivos, visa assegurar a disponibilidade em quantidade e qualidade deste recurso, para as atuais e futuras gerações, o uso racional e integrado do mesmo, planejando ainda a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos, naturais ou antrópicos. Baseia-se nos seguintes fundamentos: I - a água é um bem público; II - a água é um recurso finito e tem valor econômico; III - quando escassa, o abastecimento humano é prioritário; IV - o gerenciamento deve contemplar usos múltiplos; V - a bacia hidrográfica representa a unidade territorial para fins gerenciais; VI - o gerenciamento hídrico deve se basear em abordagens participativas que envolvam o governo, os usuários e os cidadãos. Por meio da PNRH, foram instituídos os instrumentos de enquadramento, outorga e cobrança pelo uso de recursos hídricos, que buscam a garantia da qualidade da água em acordo com seus usos preponderantes, assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água, e o reconhecimento da água como bem econômico, dando ao usuário uma indicação de seu real valor e incentivando a racionalização de seu uso. Na fixação dos valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos, devem ser

observados o volume retirado e seu regime de variação nas derivações, captações e extrações de água e para o lançamento de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, o volume lançado e seu regime de variação e as características físico-químicas, biológicas e de toxicidade do afluente (BRASIL, 1997).

Além da PNRH, pela Lei 9.433/1997 foi criado o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH), que através de seu arranjo institucional, tem por objetivo coordenar a gestão das águas no País. Dentre os órgãos integrantes do SNGRH, estão os Comitês de Bacias Hidrográficas. Trata-se de um órgão colegiado, eu busca tornar efetiva a gestão descentralizada, integrada e participativa das águas na bacia. Os comitês contam com a representação dos usuários, e da sociedade civil e do poder público, sendo através deste fórum discutidas e articuladas as ações referentes à gestão dos recursos hídricos dentro de seu limite de atuação, a bacia hidrográfica (BRASIL, 1997).

Posteriormente, em período mais recente, a resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005, além da classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabeleceu as condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos hídricos, revogando a antiga resolução CONAMA 20 de 18 de junho de 1986. Adicionalmente, em 2008, a resolução Conama 397 de 03 de abril de 2008 alterou determinados limites anteriormente estabelecidos como padrão de lançamento de efluente. Atualmente, estão estabelecidas 13 classes para águas doces, salobras e salinas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, sendo as águas doces, agrupadas em 5 classes: classe especial, classe 1, 2, 3, e classe 4, conforme seus padrões de qualidade e requisitos para utilização (BRASIL, 1986; 2005; 2008).

3.10 Índice de Qualidade da Água

Em programas de monitoramento ambiental, os dados gerados fornecem informações técnicas de difícil compreensão pelo público em geral (BENDATI et al., 2000). Nos programas que buscam a caracterização qualitativa da água, os resultados da medição das variáveis de interesse comumente são representados por indicadores da qualidade da água, sendo o IQA, um dos indicadores mais utilizados

(BILICH; LACERDA, 2005). Trata-se de um instrumento matemático usado para transformar grandes quantidades de dados em um único número que representa o nível de qualidade, eliminando assim a subjetividade de cada analista na avaliação da qualidade da água. O denominador comum de todos os índices de qualidade da água é o princípio básico de que um índice de qualidade deve sintetizar dados. Este método faz com que as informações de uma lista de valores numéricos sejam interpretadas de modo mais fácil e rápido, sendo amplamente usado como instrumento de comunicação para a transmissão de informação (ŠTAMBUK-GILJANOVIĆ, 1999).

Os índices de qualidade de água apresentam-se como uma ferramenta a ser utilizada no monitoramento de águas superficiais, de forma a acompanhar, através de informações resumidas, a possível deterioração dos recursos hídricos no âmbito espacial e temporal da bacia hidrográfica (TOLEDO; NICOLELLA, 2002). São utilizados pelos órgãos públicos e ambientais, entretanto, pelo caráter sintetizador, não devem ser aplicados com vista ao atendimento de padrões legais, mas sim como instrumento de fácil comunicação e entendimento para o público (VON SPERLING, 2007).

Dentre as metodologias mais conhecidas e utilizadas, está o índice de qualidade da água proposto pela *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados Unidos. A estrutura do índice foi desenvolvida com base na opinião de especialistas da área, onde cada técnico selecionou os parâmetros que julgava importantes para avaliar a qualidade da água e para cada um deles estipulou um determinado peso. Com base nessa consulta, foram selecionados nove parâmetros para a caracterização da qualidade da água: coliformes fecais (termotolerantes), pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, temperatura da água, turbidez, sólidos (resíduos) totais, oxigênio dissolvido. A cada um desses parâmetros foi atribuído um peso, de acordo com a sua importância relativa no cálculo do IQA. O valor final do índice é obtido como um produto das notas individuais de cada parâmetro, elevadas aos seus respectivos pesos, sendo obtido finalmente um valor que varia de 0 a 100 (VON SPERLING, 2007).

No Brasil, o IQA-NSF foi adaptado para atender as diferentes especificidades entre os setores usuários. Tendo em vista a utilização para o

abastecimento público, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) substituiu o parâmetro nitrato pelo parâmetro nitrogênio total, alterando os respectivos pesos propostos inicialmente para cada variável (CETESB, 2013). Para o Rio Grande do Sul, o IQA foi adaptado por técnicos da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM), Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) e Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre (DMAE), quando da criação da Rede Integrada do Rio dos Sinos, em 1990. O parâmetro temperatura foi retirado do índice e em lugar do nitrato é utilizado o parâmetro nitrogênio amoniacal (FEPAM, 2015).

Apesar de sua ampla aplicação na caracterização qualitativa da água, as apresetações mais utilizadas do IQA adotam um número fixo de variáveis, e assim, torna-se inviável calcular o índice quando qualquer uma das variáveis propostas não é monitorada. Ainda segundo Bertossi et al. (2013), em determinadas situações, para caracterizar a qualidade da água, é interessante analisar variáveis que não são propostas neste índice, conforme especificidades da bacia hidrográfica, bem como relacionar o padrão qualitativo encontrado com as variáveis responsáveis pela alteração desses padrões. Nesse sentido, técnicas estatísticas multivariadas têm sido utilizadas, proporcionando além de uma análise mais abrangente, as soluções para questões como as anteriormente mencionadas.

3.11 Estatística multivariada

Em estudos de impacto ambiental, a análise estatística multivariada tem sido largamente utilizada. Sua eficácia na redução da complexidade de conjunto de dados extensos viabiliza o uso e interpretação desses dados, sobretudo em situações onde o número elevado de variáveis é importante para o entendimento da problemática em questão (BENGRÄINE; MARHABA, 2003).

Para Sant'ana (2006), a base fundamental da maioria dos métodos modernos para o tratamento de dados multivariados é a Análise de Componentes Principais, do inglês, *Principal Components Analysis* (PCA). Trata-se de uma abordagem estatística que pode ser usada para analisar inter-relações entre um grande número de variáveis e explicar estas em termos de seus fatores comuns. O objetivo é encontrar um mecanismo para condensar a informação contida em várias variáveis

originais em um conjunto menor de variáveis estatísticas, fatores, com uma perda mínima de informação (HAIR et al., 2005). Tal processo é fundamentado na construção de combinações lineares das variáveis originais. Essas combinações lineares expressam as componentes principais, e são não correlacionadas entre si (MINGOTI, 2005). As combinações lineares são feitas de tal maneira que é possível obter tantas componentes principais quantas forem as variáveis, no entanto, a redução do número de dados é considerada um dos ganhos mais significativos da análise (SCHLINDWEIN; CARDOSO; SHIKIDA, 2014).

Do ponto de vista estatístico-matemático, a análise dos componentes principais busca transformar o conjunto original das variáveis observadas em um novo conjunto de variáveis, denominadas componentes principais. A principal característica dessas componentes, além da ortogonalidade, é que são obtidas em ordem decrescente de máxima variância. Portanto, são calculadas de forma que a primeira componente principal explique o máximo da variabilidade total dos dados; a segunda explique o máximo da variabilidade restante dos dados, sendo não-correlacionada com a primeira; a terceira explique o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não correlacionada com a primeira e a segunda componentes e assim sucessivamente, até que o número de componentes principais seja no máximo igual ao número de variáveis (GUEDES et al., 2012).

A primeira etapa da análise de componentes principais consiste na elaboração da matriz de variáveis originais. Nela os dados obtidos na pesquisa são organizados. Cabe ressaltar que as variáveis originais podem conter unidades distintas, o que dificulta a análise. Dessa forma, uma solução para minimizar essa interferência é a padronização dessas variáveis, para obtenção de uma matriz com os valores padronizados das variáveis originais (SCHLINDWEIN; CARDOSO; SHIKIDA, 2014). A padronização é utilizada para dar o mesmo peso a todas as variáveis. Um das técnicas disponíveis para padronização das variáveis, comumente utilizada, é o autoescalamento dos dados. Pela referida técnica, os parâmetros originais de cada amostra são subtraídos de sua média e divididos pelo seu desvio padrão. Assim, os dados autoescalados terão média igual a zero e desvio padrão igual a 1 (CAMPANHA et al., 2010).

Com as variáveis padronizadas, a solução do problema de pesquisa é apresentada a partir da matriz de correlação dessas variáveis, e da determinação de seus autovalores e correspondentes autovetores (MELO JÚNIOR et al., 2006). Os autovalores são denominados raiz característica da matriz de correlação (SCHLINDWEIN; CARDOSO; SHIKIDA, 2014) e expressam a soma em coluna de cargas fatoriais ao quadrado para um fator, representando a quantia de variância explicada por um fator (HAIR, 2005). O primeiro autovalor a ser determinado corresponderá à maior porcentagem da variabilidade total presente na amostra, e assim sucessivamente. Os autovetores constituem as componentes principais, representando o resultado do carregamento das variáveis originais em cada um deles. Podem ser considerados como uma medida da relativa importância de cada variável em relação às componentes principais, variando de -1 a 1, e os respectivos sinais, se positivos ou negativos, indicam relações diretamente e inversamente proporcionais (TINO, 2005).

Ainda na fase de extração, a matriz das componentes obtida pode apresentar dificuldades de interpretação. Esse fato ocorre quando as cargas dos fatores estão próximas do valor médio. Nesse sentido, a utilização da transformação ortogonal, ou seja, a rotação da matriz das cargas fatoriais, gerando uma nova matriz de cargas fatoriais que apresenta melhor significado interpretativo aos fatores, pode superar essa limitação (ANDRADE et al., 2007). Além disso, o processo de rotação é executado visando a obtenção de uma estrutura simplificada, uma vez que através deste, são destacados os fatores com altas cargas para algumas variáveis e baixas para outras, potencializando a variação entre os pesos de cada componente, o que facilita a interpretação em termos de variáveis originais (LIU; LIN; KUO, 2003).

Cumpridas todas as etapas anteriormente descritas e com as componentes principais determinadas, podem ser calculados os escores fatoriais para os dados analisados. Segundo Hair (2005), o escore fatorial pode ser descrito como uma medida composta obtida para cada observação de cada componente extraída na análise. Os pesos fatoriais são usados em conjunto com os valores das variáveis originais para calcular o escore de cada observação, sendo estes passíveis de utilização na representação das componentes principais em análises subseqüentes.

Dada sua importância como instrumento para o tratamento estatístico de dados, a análise de componentes principais tem sido aplicada em áreas diversas da ciência, contribuindo de forma relevante também em estudos que contemplam dados de monitoramento ambiental. Além de proporcionar a redução do conjunto de dados, através da análise é possível conhecer a contribuição de cada variável para o problema de interesse.

Em pesquisas relacionadas à qualidade da água, a partir de variáveis específicas e relevantes para o monitoramento de cada bacia hidrográfica, é possível determinar mediante a aplicação da análise de componentes principais, índices de qualidade da água, que além de representar e caracterizar a qualidade dos corpos hídricos, podem ser utilizados para monitoramento da qualidade da água tendo em vista seus usos múltiplos, como abastecimento urbano, irrigação e para própria manutenção dos ecossistemas naturais.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização da área de estudo

A sub-bacia do Arroio Passo das Pedras, afluente do Rio Piratini, e objeto deste estudo, está inserida na bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo, e abrange parte dos municípios de Cerrito, Canguçu, Morro Redondo e Capão do Leão, situados na região Sul do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1 e 2). Sua principal nascente e seu exutório estão situados entre as coordenadas 52°41'12,87''O 31°31'27,39''S e 52°39'56,85''O 31°53'56,39''S, respectivamente. Abrange uma área territorial de 460,1965 Km², com altitude variando de 7 a 355m. Pela classificação de Köppen, o clima da região é enquadrado como "Cfa", clima subtropical, úmido e sem estiagem. A temperatura do mês mais quente é superior a 22°C e a do mês menos quente fica entre 3°C a 18°C (PILLON et al., 2011). As normais climatológicas para a região de estudo indicam valores de 1366,9mm e 17,8°C para precipitação e temperatura média anual, respectivamente (EMBRAPA, 2014).

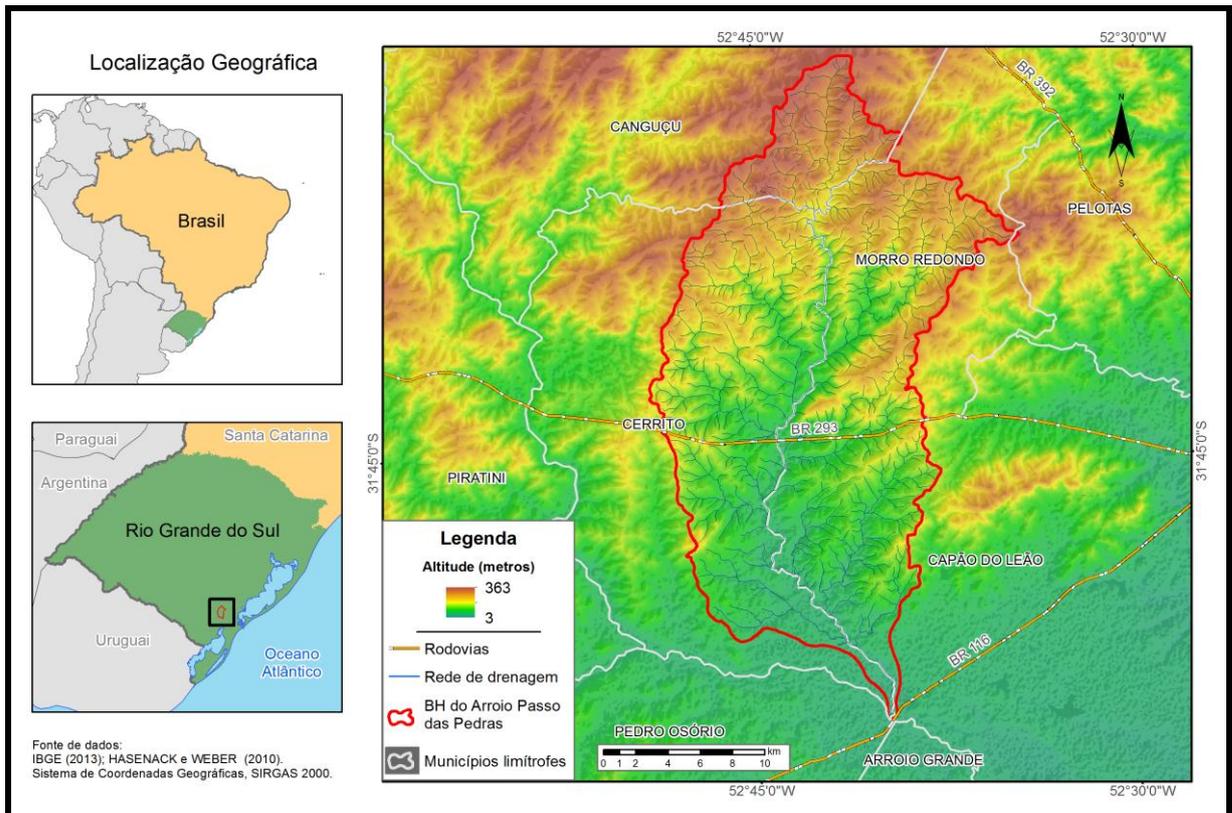


Figura 1: Mapa de delimitação da sub-bacia do arroio Passo das Pedras

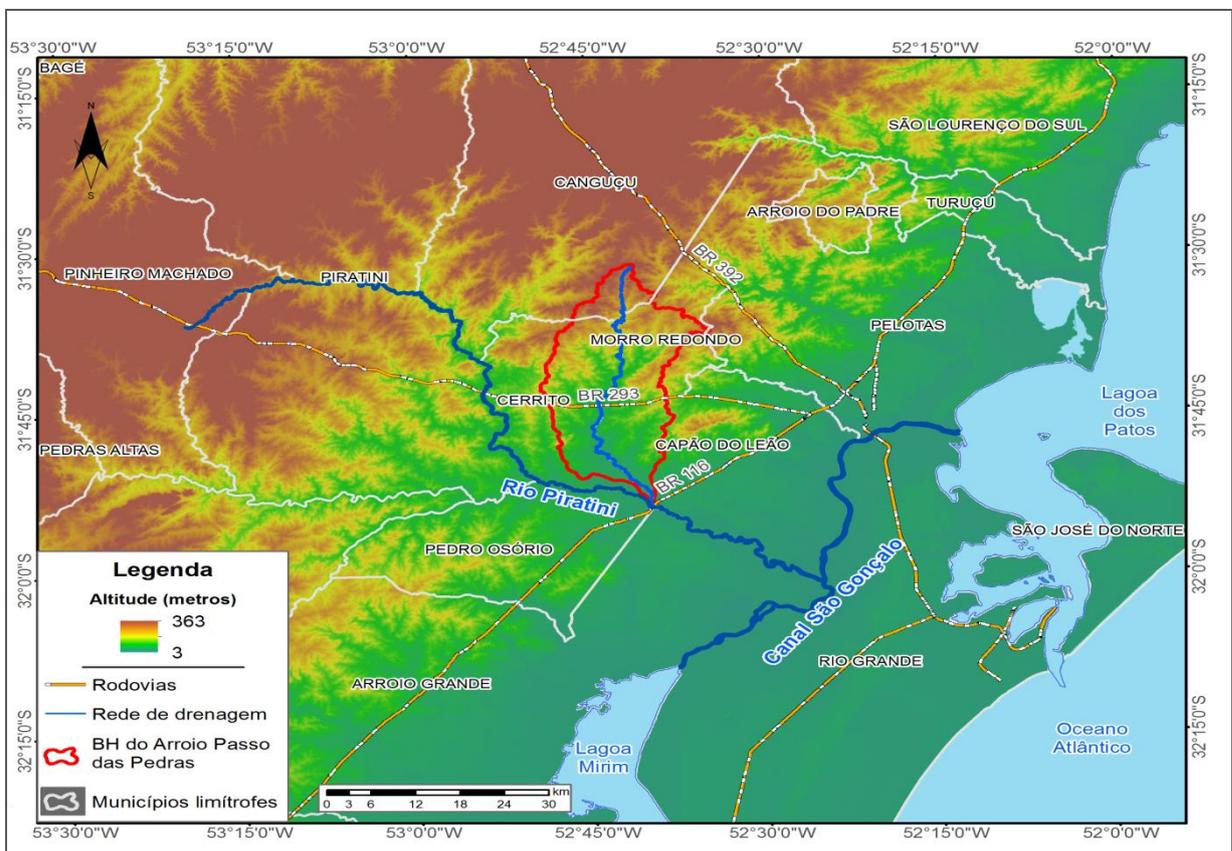


Figura 2: Localização da bacia no sistema hídrico Mirim-São Gonçalo

4.2 Caracterização morfométrica

Para o presente estudo foram utilizados os planos de informações das cartas topográficas em meio digital de Hasenack e Weber (2010) assim como os dados de solos do projeto RADAMBRASIL (1986) e limites municipais disponibilizados pelo IBGE (2013). Os procedimentos foram realizados em ambiente SIG ArcGIS 10.2 (2014). Inicialmente, utilizando os planos de informações de curvas de nível, pontos cotados e hidrografia, foi delineado o limite topográfico da bacia hidrográfica do arroio Passo das Pedras por meio de interpretação visual e traçado manual das linhas de cumeadas em ambiente SIG.

A bacia hidrográfica do arroio Passo das Pedras foi dividida em três compartimentos, denominados setores de coleta. A delimitação destes setores foi efetuada considerando-se características relacionadas ao relevo e às especificidades agrícolas de cada setor. Posteriormente, foram demarcados os pontos de coleta, e através destes, a área de contribuição fluvial a montante de cada ponto, conforme pode ser observado na Figura 3. Para auxiliar no processo de delimitação manual foi utilizado o mapa altimétrico, oriundo da geração de uma rede triangular irregular (TIN) a partir dos pontos cotados e curvas de nível, após sendo convertida para uma grade regular retangular (GRID).

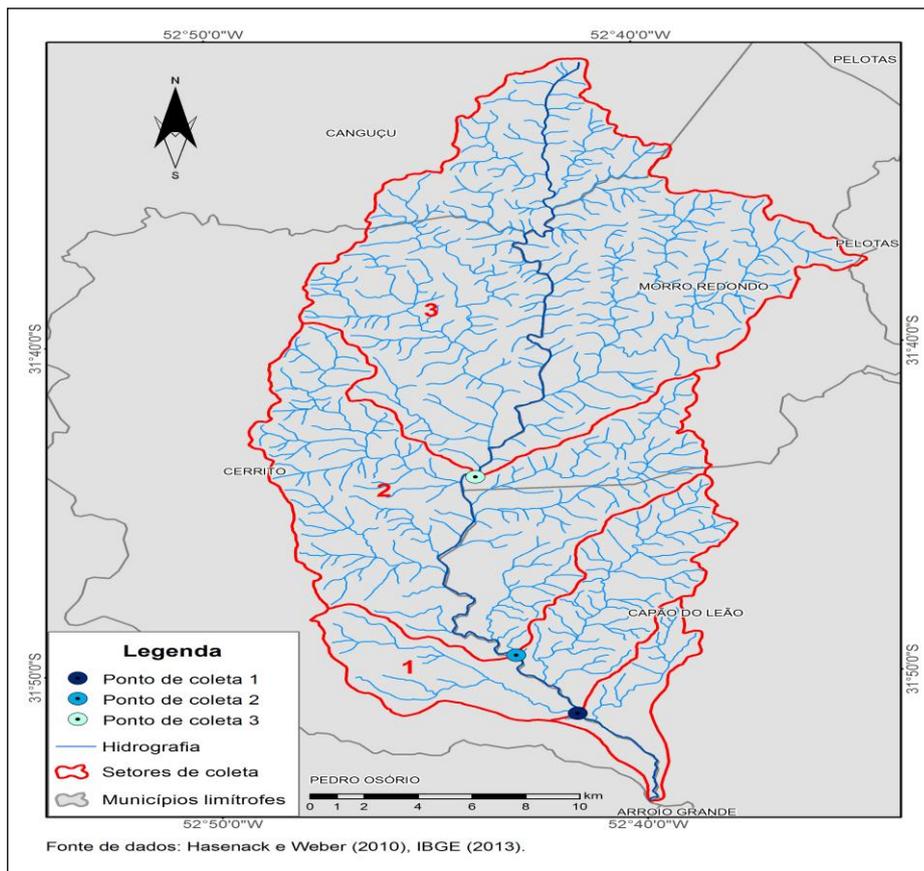


Figura 3: Divisão da bacia conforme localização dos pontos de coleta

Posteriormente foram gerados os planos de declividade para a bacia, por meio das informações altimétricas na ferramenta *slope* do software ArcGIS 10.2 (2014) que retorna para cada célula (*pixel*) o valor de declividade. Para o intervalo de cada cota altimétrica presente nas curvas de nível foi calculada a declividade média, conforme metodologia proposta pela Embrapa (2009). A classificação da declividade é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1: Classificação do relevo de acordo com o intervalo de declividade

Percentual de declividade	Relevo
0 – 3	Plano
3 – 8	Suave ondulado
8 – 20	Ondulado
20 – 45	Forte Ondulado
45-75	Montanhoso
>75	Escarpado

Fonte: EMBRAPA (2009)

Para estabelecer um maior entendimento sobre os principais contribuintes fluviais da bacia hidrográfica do arroio Passo das Pedras determinou-se a hierarquização dos canais fluviais por meio da técnica proposta por Sthraler (1952), ordenando cada segmento da hidrografia de acordo com o número de canais de recebimento fluvial. Ainda com relação ao sistema de drenagem, foi determinado o perfil longitudinal do rio principal da bacia hidrográfica do arroio do Passo das Pedras. Para este processo foi extraído do plano de hidrografia apenas o rio principal, este foi convertido para raster com células de 30 m e reconvertido para arquivo vetorial de pontos, tornando possível extrair os valores de altitude para cada ponto. A tabela de atributos do arquivo vetorial, com informações de identificação ascendente e altimetria, foi exportada para planilha eletrônica, onde foi possível plotar as informações em um gráfico.

Por fim, o mapa pedológico foi elaborado utilizando planos de informações disponibilizadas pelo projeto Radambrasil (1986), conforme Figura 4. Na bacia hidrográfica do arroio Passo das Pedras predominam os Argissolos, seguidos pelos Neossolos e em menor área os Planossolos.

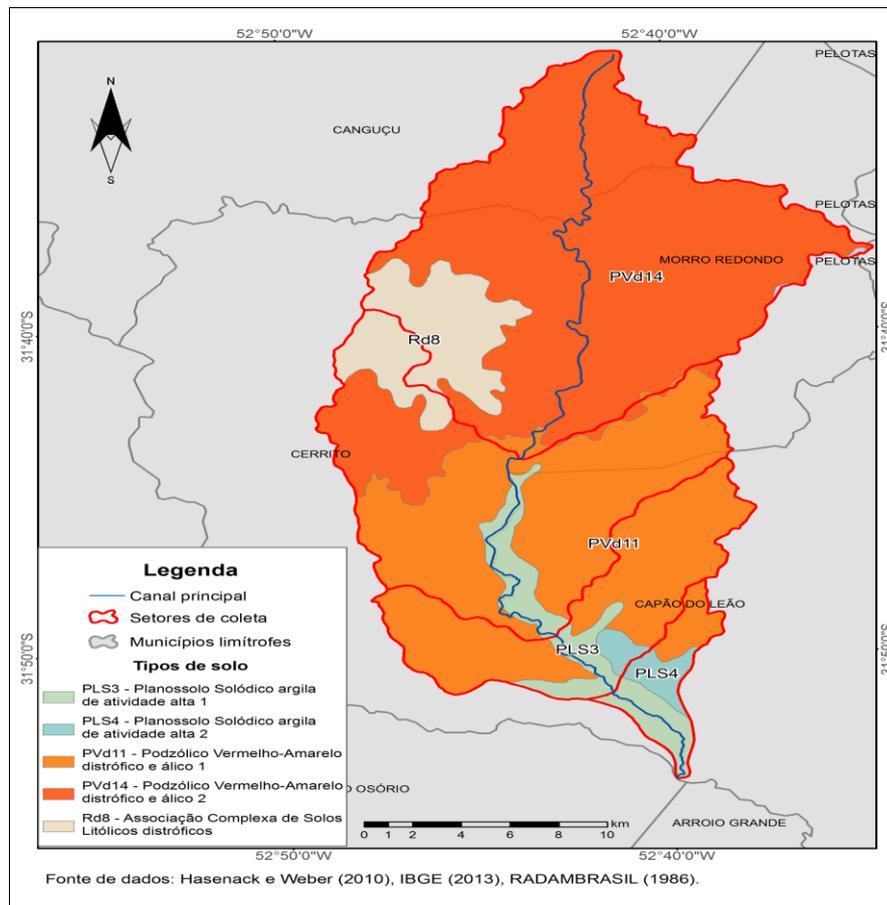


Figura 4: Mapa de classificação dos solos da bacia hidrográfica

Com base nos planos de informações gerados para a bacia, foram determinadas as seguintes características morfométricas: área (A), perímetro (P), comprimento do canal principal (L), fator de forma (F) e de compactidade (Kc), índice de circularidade (Ic), densidade de drenagem (Dd), índice de sinuosidade (Is), amplitude altimétrica (Hm), reação do relevo (Rr), declividade média e perfil longitudinal do curso d'água. A seguir é descrita a metodologia para obtenção de cada um dos parâmetros morfométricos descritos.

A área de drenagem e o perímetro da bacia foram determinados através da delimitação manual da área de estudo, a partir dos pontos cotados e curvas de nível. Com área e perímetro calculados, foram obtidos os demais índices, que caracterizam a bacia quanto à sua forma, sistema de drenagem e relevo. A determinação desses atributos fornece resultados que podem ser interpretados e utilizados na determinação de sua propensão a eventos de cheias, potencial hídrico, bem como em caracterização topográfica.

O coeficiente de compacidade é definido como a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia, conforme equação 1.

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (1)$$

Em que:

K_c - Índice de compacidade (adimensional);

P - Perímetro da bacia hidrográfica (km);

A – Área de drenagem (km²).

O fator de forma (Kf) pode ser entendido como mais um índice indicativo da tendência de cheias em uma bacia. É expresso pela relação entre a área e o comprimento axial da bacia, conforme equação 2.

$$F = \frac{A}{L^2} \quad (2)$$

Em que:

F - Fator de forma (adimensional);

A - Área de drenagem em (km²);

L - comprimento do eixo da bacia (km).

O índice de circularidade (IC) é obtido através da relação da área da bacia e a área de um círculo de mesmo perímetro, conforme equação 3.

$$IC = \frac{A}{AC} \quad (3)$$

Em que:

IC - Índice de circularidade (adimensional)

A - Área da bacia de estudo (km²);

Ac - Área do círculo de perímetro igual ao da bacia de estudo (km²).

Quanto ao sistema de drenagem, foi obtida através do SIG, a hierarquização dos cursos d'água, seguindo preceitos estabelecidos por Strahler (1952). A densidade de drenagem (Dd) da bacia hidrográfica foi obtida conforme equação 4.

$$D_d = \frac{L_t}{A} \quad (4)$$

Em que:

D_d = Densidade de drenagem (km km^{-2});

L_t = Somatório do comprimento total dos cursos d'água (km);

A = Área de drenagem (km^2).

O índice de sinuosidade (I_s) foi determinado conforme equação 5.

$$I_s = \frac{L}{D_v} \quad (5)$$

Em que:

I_s – índice de sinuosidade (adimensional);

L – comprimento do canal principal (m);

D_v – distância vetorial do canal principal (m).

Com relação às características pertinentes ao relevo, a amplitude alimétrica (H_m) e a relação do relevo foram obtidas conforme equações 6 e 7.

$$H_m = P_1 - P_2 \quad (6)$$

Em que:

H_m – amplitude altimétrica máxima da bacia (m);

P_1 – ponto mais elevado;

P_2 – ponto mais baixo da bacia.

$$R_r = \frac{H_m}{L_c} \quad (7)$$

Em que:

R_r – relação do relevo (m km^{-1});

H_m – amplitude altimétrica máxima da bacia (m);

L_c – comprimento do canal principal (km).

4.3 Precipitação

Para monitoramento da precipitação, em cada um dos setores selecionados foi instalado um pluviômetro, próximo ao ponto demarcado para coleta de água em cada setor. A instalação e leituras foram executadas conforme as normas propostas pela Organização Mundial de Meteorologia (WMO, 2008).

Para definição do tempo ideal entre o início do evento de precipitação e o momento da coletas das amostras, foi determinado o respectivo tempo de

concentração (t_c) para cada setor de coleta, utilizando-se a equação de Watt-Chow, aplicada para bacias maiores do que 2km^2 (DINGMAN, 2002).

$$t_c = 7,68 \left(\frac{L}{S^{0,5}} \right)^{0,79} \quad (8)$$

Em que:

t_c – tempo de concentração (minutos);

L – comprimento do curso d'água (km);

S – declividade da bacia (km km^{-1})

Foram selecionados eventos de chuvas diárias, que posteriormente foram desagregados segundo metodologia apresentada em Damé et al. (2009) e, a partir destes, determinados os hietogramas de projeto mediante o método dos blocos alternados e efetivo. O hietograma de projeto determinado pelo método dos blocos alternados foi obtido a partir das alturas de lâminas precipitadas em intervalos de tempo, até atingir o tempo de concentração, sendo essas determinadas pela desagregação da chuva diária. Essas lâminas foram então desacomuladas e as alturas re-arranjadas no tempo, de forma alternada (MARCELINI, 1994).

Para a estimativa do hietograma de projeto efetivo de cada um dos setores, utilizou-se o método proposto pelo Soil Conservation Service (SCS, 1972; Singh et al., 2008), que considera a relação entre o armazenamento máximo, S (mm); a precipitação máxima acumulada, P (mm); a precipitação efetiva acumulada, P_e (mm); a quantidade armazenada no instante ($P - P_e$); as abstrações iniciais, I_a , ($0,2 \times S$) e o parâmetro curva número, CN; sendo a precipitação efetiva obtida pelas seguintes relações:

$$P_e = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a + S)} \quad (9)$$

$$S = \frac{25400}{\text{CN}} - 254 \quad (10)$$

Para calibração do parâmetro CN, integrante do modelo Curva-Número, utilizou-se a relação entre a precipitação efetiva e a lâmina total precipitada, sendo

considerado calibrado o parâmetro, quando o valor da relação for 0,40 (DAMÉ, et al., 2010).

As alturas de lâminas precipitadas efetivas foram utilizadas como dados de entrada no modelo transformação chuva-vazão, também proposto pelo SCS (1972), com o intuito de conhecer o valor de vazão de pico correspondente ao evento de chuva para a sub-bacia em estudo, bem como o volume total escoado.

4.4 Escoamento superficial

Para obtenção do hidrograma de projeto foram estimados os parâmetros do hidrograma unitário sintético triangular do SCS (1972), cuja metodologia consiste, inicialmente na determinação da duração da chuva, conforme equação 11:

$$t_r = 0,133 t_{tc} \quad (11)$$

Em que:

t_r – duração da chuva (horas);

t_{tc} – tempo de concentração (minutos).

Conhecendo a duração da chuva de projeto, foi obtido o tempo entre a metade da precipitação e o instante de pico (t_p), pela equação 12:

$$t_p = 0,6 t_{tc} \quad (12)$$

Em que:

t_p – tempo de pico (horas);

t_{tc} – tempo de concentração (horas).

O tempo de instante do pico (T_p) será obtido pela expressão:

(13)

Em que:

t_r – duração da chuva (horas);

t_{tc} – tempo de concentração(horas);

t_p – tempo de pico (horas).

Para determinar o tempo entre o início e o fim do escoamento superficial, foi calculado o tempo de base (t_b):

$$t_b = 2,67 \left(\frac{t_r}{2} \right) + p \quad (14)$$

Em que:

t_b – tempo de base (horas);

t_r – duração da chuva (horas);

t_p – tempo de pico (horas).

Assim, a vazão de pico (Q_p), será determinada mediante a expressão:

$$Q_p = \left(\frac{0,208A}{t_p} \right) \quad (15)$$

Em que:

Q_p – vazão de pico ($m^3 s^{-1}$);

A – área da bacia (km^2);

t_p – tempo de pico (horas).

Conhecidos os valores de t_p e Q_p para cada sub-bacia, foram determinadas as ordenadas do hidrograma unitário, mediante aplicação da metodologia do hidrograma unitário adimensional (SCS, 1972). Obteve-se o hidrograma de escoamento superficial através do produto entre as ordenadas do hidrograma unitário e os valores de precipitação excedentes, obtidos a partir dos hietogramas efetivos (DAMÉ et al., 2010).

4.5 Monitoramento qualitativo

Para definição dos pontos de amostragem, considerou-se a delimitação dos setores de estudo, realizada com base nas formas de uso e manejo do solo, nas diferentes especificidades agrícolas, bem como nas condições referentes à conformação topográfica das mesmas. A partir dessa definição, procedeu-se a demarcação e localização geográficas dos pontos de amostragem, utilizando-se o Sistema de Posicionamento Global – GPS, modelo GPS-45-GARMIN. Conforme

observado na figura 02, foram demarcados três pontos de coleta ao longo do curso principal da bacia do arroio das Pedras, caracterizados segundo descrição a seguir:

O ponto de coleta pertencente ao setor 1 localiza-se na latitude $31^{\circ}51'15,5''\text{S}$ e longitude $52^{\circ}41'35,4''\text{W}$, está inserido na porção mais baixa da bacia, próximo ao seu exutório. Além do relevo suave ondulado, a área é caracterizada pelo predomínio da cobertura de campo nativo, utilizado na atividade agropecuária, com porções destinadas à cultura de soja (Figura 5).



Figura 5: Localização do ponto de coleta 01 e tipo de uso do solo no setor

No setor 2, o ponto de coleta está situado na porção mediana da bacia, na latitude 31°49'28,2"S e longitude 52°43'00,3" W. Há predominância das culturas extensivas como a soja, e em menores proporções a atividade pecuária, com campo nativo e pastagens cultivadas sobre áreas de relevo suave ondulado (Figura 6).



Figura 6: Cheia no setor 02 e preparo do solo para plantio de soja

O terceiro ponto de coleta foi demarcado na extremidade final da porção alta da bacia, sob a latitude 31°44'02,1''S e longitude 52°43'51,8'' W. A área correspondente a esta sub-bacia é marcada pelo relevo ondulado, abrigando as maiores nascentes que compõem a drenagem da bacia hidrográfica. As atividades agrícolas são predominantemente familiares, com utilização de agricultura mecanizada e ainda manual e de tração animal. Por se tratar de uma área com relevo mais acidentado, os setores mais altos, que abrigam as nascentes, ainda encontram-se com parte de sua vegetação natural conservada, sendo também verificada neste setor maior percentual de mata nativa quando comparado aos demais setores da grande bacia (Figura 7).



Figura 7: Área das nascentes da bacia e ponto de coleta do setor 03

4.6 Amostragem

A amostragem foi realizada no período de novembro de 2013 a outubro de 2014, sendo as coletas realizadas em eventos de precipitação, em tempo igual ao tempo de concentração da bacia (tc). As amostras foram coletadas na metade do corte transversal do curso d'água, a aproximadamente 10 cm da superfície, com

garrafa coletora específica (Figura 8). No momento da coleta, verificou-se a temperatura do ar e das amostras, procedendo-se a preservação e acondicionamento adequado das mesmas até a recepção no Laboratório.



Figura 8: Coletor de amostras de água

4.7 Parâmetros analisados

As amostras coletadas foram analisadas em relação aos parâmetros temperatura, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NTK), fósforo total (PT), coliformes fecais, coliformes totais, *E. coli*, sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos totais suspensos (STS), pH, condutividade elétrica (CE), turbidez, cor, ferro, manganês, cálcio e magnésio. Durante a coleta das amostras, foram realizadas as medições da temperatura da água e do ar, através de termômetro digital com escala de 0 a 250°C e graduação de 0,1 °C. Posteriormente as amostras foram encaminhadas até o Laboratório de Análise de Águas e Efluentes da Agência da Lagoa Mirim/UFPEL, onde se realizaram as análises físico-químicas e biológicas, de acordo com as metodologias propostas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21th Edition (APHA; AWWA; WEF, 2005).

4.8 Análise estatística dos parâmetros quanti-qualitativos

Os dados quantitativos e qualitativos dos três setores da bacia foram analisados pelas técnicas exploratórias multivariadas de análise de fatores e componentes principais. A partir destes modelos multivariados pôde ser estabelecido o índice global de qualidade da água (IQA) para as unidades estudadas, que consistiu na elaboração da matriz de correlação, na extração dos fatores comuns, na redução do espaço analítico e na rotação dos eixos relacionados aos fatores comuns (MARTEN; NAES, 1991). A análise foi executada seguindo as operações descritas a seguir, através do software Statistica 7.0 (StatSoft, Tulsa-OK, USA).

Para elaboração da matriz de correlação, foi efetuada a codificação das variáveis analisadas, conforme expresso na tabela 2.

Tabela 2: Variáveis codificadas utilizadas na análise estatística

Variável	Variável codificada	Unidades
Precipitação	X ₁	mm
Volume	X ₂	m ³
Vazão	X ₃	m ³ s ⁻¹
Temperatura	X ₄	°C
OD	X ₅	mg L ⁻¹
DBO	X ₆	mg L ⁻¹
DQO	X ₇	mg L ⁻¹
NTK	X ₈	mg L ⁻¹
Fósforo	X ₉	mg L ⁻¹
Coliformes fecais	X ₁₀	NMP 100mL ⁻¹
Coliformes totais	X ₁₁	NMP 100mL ⁻¹
<i>E. coli</i>	X ₁₂	NMP 100mL ⁻¹
STD	X ₁₃	mg L ⁻¹
STS	X ₁₄	mg L ⁻¹
pH	X ₁₅	-
Condutividade	X ₁₆	µS cm ⁻¹
Turbidez	X ₁₇	UNT
Cor	X ₁₈	uC
Ferro	X ₁₉	mg L ⁻¹
Manganês	X ₂₀	mg L ⁻¹
Cálcio	X ₂₁	mg L ⁻¹
Magnésio	X ₂₂	mg L ⁻¹

Com as variáveis codificadas, foi elaborada a matriz de dados, denominada $X_{(n \times p)}$. A organização dos dados para avaliação dos aspectos quanti-qualitativos de cada setor da bacia do Arroio Passo das Pedras resultou em uma matriz (15x22), onde n representa o número de coletas em eventos de precipitação (15) e p, o número de variáveis analisadas (22).

$$X_{(n \times p)} = \begin{bmatrix} X_{11} & X_{12} & \dots & X_{1p} \\ X_{21} & X_{22} & \dots & X_{2p} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ X_{n1} & X_{i2} & \dots & X_{np} \end{bmatrix} \quad (16)$$

Para a padronização das variáveis foi utilizada a técnica do autoescalonamento, dividindo-se os desvios em relação à média de cada variável ($X_{ij} - \bar{X}_j$) por seu desvio padrão $S(X_j)$ como é apresentado na equação 17.

$$Z_{ij} = \frac{X_{ij} - \bar{X}_j}{S(\bar{X}_j)} \quad (17)$$

Em que:

Z_{ij} = variável padronizada;

$S(X_j)$ = desvio padrão;

\bar{X}_j = média da j-ésima variável original.

De posse dos dados padronizados, obteve-se a matriz de correlação, $[R]_{(p \times p)}$, onde p equivale a 22 variáveis analisadas para cada setor da bacia pesquisada. Sendo R uma matriz simétrica de correlação, de dimensão $p \times p$, da qual os autovalores (λ_i) e os autovetores (a_i) são extraídos, a solução é obtida resolvendo-se o sistemas, equações 18 e 19, conforme proposta de Melo Júnior (2006) e Leite et al. (2009).

$$|R - \lambda I| = 0 \quad (18)$$

$$|R\phi| \quad (19)$$

Em que:

R = matriz de correlação entre as características avaliadas;

λ_i = autovalores da matriz R;

a_i = autovetor associado ao autovalor λ_i ;

I = matriz identidade de ordem p (p = número de características);

ϕ = é um vetor nulo, de dimensão p x 1.

Para rotação dos eixos relacionados aos fatores comuns empregou-se a rotação ortogonal utilizando-se o método Varimax. Maiores informações sobre o referido método podem ser encontradas em Hair et al. (2005) e Mingoti (2005).

De acordo com Meira et al. (2013), a importância relativa de cada componente principal foi avaliada pela porcentagem de variância total que ele explica, ou seja, a porcentagem de seu autovalor em relação ao total dos autovalores de todos os componentes, conforme a equação 20.

$$C_i = \frac{\text{Var}(Y_i)}{\sum_{i=1}^p \text{Var}(Y_i)} \cdot 100 = \frac{\lambda_i}{\sum_{i=1}^p \lambda_i} \cdot 100 \quad (20)$$

Os escores fatoriais para cada observação podem ser determinados pela equação 21, que representa a combinação linear objeto da análise de componentes principais.

$$Y_i = a_{i1}X_1 + a_{i2}X_2 + \dots + a_{ip}X_p \quad (21)$$

Em que:

Y_i = i-ésimo componente principal

a = autovetores, onde $i = 1, 2, \dots, p$;

X = variável original, onde $i = 1, 2, \dots, p$.

$$\sum_{j=1}^p a_{ij}^2 = 1$$

Após a identificação das variáveis que contribuiram para a qualidade da água, a avaliação dos resultados foi realizada considerando-se a sobreposição do volume escoado nos setores de coleta, tendo em vista que os pontos foram demarcados ao longo do eixo longitudinal da bacia. Desta forma, o escoamento observado no setor 3 compreende unicamente a contribuição da porção alta da bacia, enquanto para o

setor 2, o escoamento compreende a contribuição dos setores 2 e 3 somados. Já para o ponto de coleta localizado no setor 1, próximo ao exutório da bacia, o escoamento observado corresponde ao volume gerado pelos três setores. Com base nessa sobreposição de variáveis quantitativas, para caracterização da qualidade da água em cada setor, a análise buscou observar o incremento e evolução da presença das variáveis qualitativas entre os três setores pesquisados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica

Os resultados da caracterização morfométrica da bacia em estudo, área (A), perímetro (P), comprimento do canal principal (L), fator de forma (F) e coeficiente de compacidade (Kc), índice de circularidade (Ic), densidade de drenagem (km km^{-2}), índice de sinuosidade (Is), amplitude altimétrica (Hm), relação do relevo (Rr) e declividade média (S) são apresentados na Tabela 3. Na Tabela 4 são apresentados resultados referentes a atributos morfométricos para cada setor estudado.

Tabela 3: Caracterização morfométrica da Bacia Arroio das Pedras

Morfometria da bacia do arroio Passo das Pedras		
Característica física	Unidade	Resultado
Área (A)	km^2	460,2
Perímetro (P)	km	119,73
Comprimento do canal principal (L)	km	54,6
Fator de forma (F)	Adimensional	0,27
Coeficiente de compacidade (Kc)	Adimensional	1,56
Índice de circularidade (Ic)	Adimensional	0,40
Densidade de Drenagem (Dd)	km km^{-2}	1,81
Índice de sinuosidade (Is)	Adimensional	1,31
Amplitude Altimétrica (Hm)	m	348
Relação do relevo (Rr)	m km^{-1}	6,40
Declividade média (S)	%	7,46

Tabela 4: Caracterização dos setores de estudo

Caracterização dos setores de estudo				
Característica física	Unidade	Resultado		
		Setor 1	Setor 2	Setor 3
Área (A)	km ²	441,04	369,5	227,48
Perímetro (P)	km	109,66	100,01	76,18
Comprimento do canal principal (L)	km	48,02	43,7	29,4
Amplitude Altimétrica (Hm)	m	320	305,7	300
Declividade média (S)	%	3,72	6,34	9,75
Tempo de concentração (tc)	horas	21,33	19,38	12,24

Conforme dados expostos na tab.3, a bacia hidrográfica do arroio das Pedras possui área e perímetro de 460,2km² e 119,73km, respectivamente. Embora não exista um consenso sobre a classificação de bacias hidrográficas quanto a sua área e perímetro, os valores obtidos para estes na caracterização da bacia hidrográfica indicam tratar-se de uma unidade de tamanho médio. Bertoni e Lombardi Neto (2014) definem que para fins conservacionistas, que envolvam o manejo do solo e da água, a unidade espacial mínima, microbacia hidrográfica, deve ter área de 10 a 50km². Tonello et al. (2006) classificaram a bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas/MG, como uma unidade pequena, pois sua área de drenagem e perímetro foram de 6,981km² e 14,864km, respectivamente. Semelhantemente, Ferrari et al. (2013) classificaram a bacia hidrográfica do Córrego Horizonte/ES como uma unidade espacial pequena, visto que sua área de drenagem e perímetro foram de 13,18km² e 19,72km, respectivamente. Os autores ressaltam que nestas bacias definidas como de pequeno porte, e conseqüentemente com menor potencial hídrico, tendo em vista seu menor território, são maiores as possibilidades de entendimento sobre a dinâmica hidrológica local, bem como a execução de um sistema de planejamento e manejo integrado dos recursos naturais.

Na caracterização do formato superficial da bacia, os valores obtidos para o fator de forma, coeficiente de compacidade e índice de circularidade para a bacia em estudo, foram 0,27, 1,56 e 0,40, respectivamente. Como esses indicadores são utilizados para o entendimento sobre o comportamento hidrológico das bacias hidrográficas, através desses resultados, e com base nas discussões apresentadas,

foi possível concluir que se trata de uma unidade que apresenta baixa propensão à cheias e inundações, uma vez que sua forma não se aproxima de um círculo, e sim de um formato mais alongado.

Resultados semelhantes são apresentados no trabalho de Perucca e Angilieri (2011), para a caracterização morfométrica da bacia do rio del Molle, localizada na Argentina. Com características aproximadas às da bacia do arroio Passo das Pedras, como área ($415,94\text{km}^2$), perímetro (111,08km) e comprimento do rio principal (45,50km), foram obtidos para fator de forma, coeficiente de compacidade e índice de circularidade os valores de 0,26, 1,52 e 0,42, o que remeteu os autores a concluir que a forma da bacia é alongada. Segundo Silva et al. (2014), quanto mais afastados da unidade (1) estiverem esses índices, menor a chance da bacia hidrográfica possuir formato circular e, portanto, menor o risco de ocorrência de enchentes na mesma. Na caracterização de duas bacias hidrográficas no município de Cruzeiro do Sul/AC, esses autores obtiveram os seguintes valores para o fator de forma, coeficiente de compacidade e índice de circularidade: 0,40, 1,82 e 0,30, bacia do Igarapé Preto, e 0,24, 2,26 e 0,19 para a bacia do Igarapé Canela Fina, classificando desta forma, as unidades também como alongadas.

Já Vestena, Cecchia e Kobayama (2012), em estudos realizados na bacia hidrográfica do Caeté/SC, obtiveram os valores de 1,37 e 0,66, para o coeficiente de compacidade e fator de forma na bacia que possui área de $163,87\text{km}^2$, 62,47km de perímetro e 15,75km de extensão do rio principal. A partir desses resultados, concluíram que a forma da bacia contribui para a concentração do escoamento e ocorrência de enchentes na mesma. No mesmo contexto, Silva (2003), em função do coeficiente de compacidade obtido para a bacia do Córrego Capetinga/DF, 1,09, classificou a mesma como próxima ao círculo e, conseqüentemente, sujeita à cheias elevadas e de curta duração.

Em relação à caracterização do sistema de drenagem, para a bacia hidrográfica do arroio Passo das Pedras, foi obtido o valor de 1,31 para o índice de sinuosidade, o que indica que seu canal principal tende da forma retilínea para a forma transicional. Esse índice está relacionado à velocidade do escoamento nos canais de drenagem e, em síntese, traduz sua relação com o solo em produzir erosão. Índices de sinuosidade com valores próximos a unidade (1) indicam canais

retilíneos e valores superiores a 2 indicam canais sinuosos, enquanto os valores intermediários indicam formas transicionais. Para as sub-bacias Perdizes e Fojo, no município de Campos do Jordão/SP, os autores obtiveram os valores de 1,33 e 1,43, respectivamente. Os valores indicam que os canais de drenagem destas sub-bacias não têm forma retilínea, mas também, não podem ser considerados como sinuosos, ou seja, os canais têm uma forma transitória (SANTOS et al., 2012).

Pela hierquização dos canais da bacia, seguindo a classificação proposta por Strahler (1952), foram identificadas ramificações de 5ª ordem em seu sistema de drenagem. Na análise do atributo densidade de drenagem, foram adotados os critérios também aplicados por Borsato e Martoni (2004), Elesbom et al. (2011) e Martini (2012), perante os quais, o valor de $1,81 \text{ km km}^{-2}$, encontrado para a bacia, caracteriza a unidade com um sistema pobre em drenagem. Ainda segundo os autores, em bacias com sistema de drenagem abundante, os valores são superiores a $3,5 \text{ km km}^{-2}$.

No mesmo contexto, Lima, Perez Filho e Cunha (2013) determinaram para a bacia hidrográfica do rio Bom Sucesso/BA, o valor de densidade de drenagem de $0,92 \text{ km.km}^{-2}$, assim concluindo que a além de um sistema de drenagem pobre, o valor indica que o grau de dissecação do relevo da bacia é baixo. Para Munõz e Valeriano (2009), a dissecação é uma variável topográfica essencial na interpretação dos processos erosivos da superfície terrestre, pois o grau de dissecação depende do estágio de maturidade do relevo no ciclo geomorfológico. Na bacia hidrográfica Orr, distrito de Ashok Nagar, na Índia, o valor determinado para densidade de drenagem foi de $2,12 \text{ km km}^{-2}$, portanto Singh, Gupta e Singh (2014) classificaram este valor como baixo, indicando que o menor valor encontrado se deve à permeabilidade do material que compõe a subsuperfície da bacia, à boa cobertura vegetal e ainda ao baixo padrão do relevo, o que resulta em maior capacidade de infiltração na bacia hidrográfica.

Com relação às características pertinentes à conformação do terreno em bacias hidrográficas, Bertoni e Lombardi Neto (2014) ressaltam que a topografia, representada pela declividade e comprimento do declive percorrido pelo escoamento, mesmo aliada a outros fatores como características da chuva, potencial de infiltração, natureza do solo e cobertura vegetal, exerce acentuada

influencia sobre a erosão. Além da declividade, a relação do relevo é também é considerada como um indicador para a intensidade dos processos erosivos nesses locais, sendo que elevados valores são característicos de regiões montanhosas (AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014). Segundo Santos et al. (2014), quanto maior o valor de relação do relevo, maior será o desnível entre a cabeceira e o exutório, conseqüentemente maior será a declividade média da bacia.

Para a bacia do arroio Passo das Pedras, a amplitude altimétrica máxima determinada foi de 348m. Considerando os menores valores de relação do relevo ($6,40\text{m km}^{-1}$) e declividade média (7,46%), constata-se que a área apresenta relevo suave ondulado. Aliadas à baixa densidade de drenagem da bacia, $1,81\text{km km}^{-2}$, as características pertinentes ao seu relevo, indicam que além do maior tempo de resposta à propagação do escoamento, a tendência aos processos erosivos pode ser menor na referida unidade, quando em comparação com unidades de maior declividade. Para Calil et al. (2012), os valores de relação de relevo identificados para duas das cinco sub-bacias situadas na bacia hidrográfica do Alto Meia Ponte/GO, $27,3\text{m km}^{-1}$ e $25,0\text{m km}^{-1}$, são conseqüência do menor comprimento do rio principal de cada unidade, e confirmam a contribuição do parâmetro para uma resposta mais rápida na propagação de uma cheia no seu exutório.

Nesse contexto, os resultados apresentados por Vestena, Checchia, e Kobayama (2012) indicam que pelo relevo dissecado, a geração de sedimento na bacia do rio Caeté/SC, além dos solos rasos, é favorecida pelas altas declividades que influenciam o escoamento concentrado e conseqüentemente, a erosão e produção de sedimentos. Em aproximadamente 20% da área total da bacia as declividades se encontram acima de 45%, sendo classificadas pelos autores como acentuadas. A confirmação dessas considerações pôde ser observada no estudo de Inácio et al. (2007), na microbacia do Ribeirão Salomea/BA. Segundo os autores, em condições de chuva simulada sob diferentes tipos de cobertura do solo, de modo geral, os valores mais altos de perda de solo ocorreram entre as classes 25-30% e 35-40% e os mais baixos entre as classes <9% e 10-15%, demonstrando que há aumento das perdas de solo com o aumento da declividade.

A representação da declividade pode ser observada na Figura 9, que apresenta o perfil longitudinal do curso d'água principal da bacia hidrográfica do arroio Passo das Pedras.

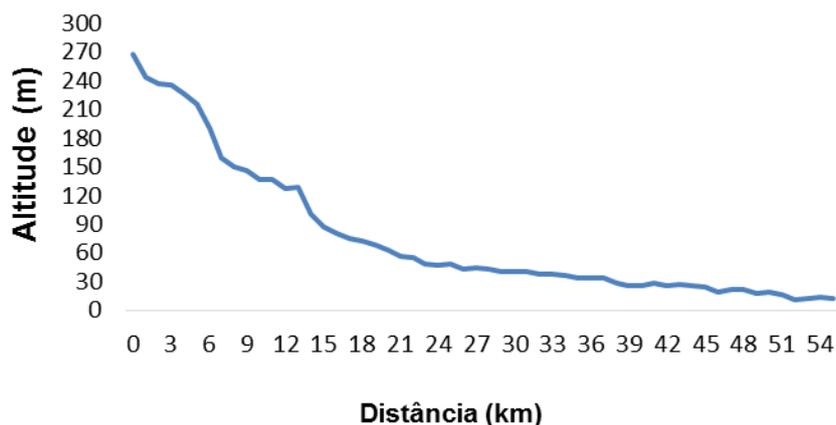


Figura 9: Perfil longitudinal do arroio Passo das Pedras

Quando analisado isoladamente, o setor que abriga a maior parte das nascentes da bacia, tratado como setor 3, apresenta declividade média superior aos 2 setores restantes, e pelo percentual de 9,75%, está classificado como relevo ondulado. Nessa área da bacia predominam os Argissolos Vermelho-Amarelos, seguidos de Argissolos Bruno-Acinzentados, com uma pequena porção de Neossolos Regolíticos. No setor que compreende a porção mediana da bacia, a declividade média é de 6,34%, enquanto no setor próximo ao exutório da bacia, representado pelo ponto de coleta 1, o valor é de 3,72%. Os menores valores determinados para a porção baixa e média da bacia classificaram esses setores quanto ao seu relevo como suave ondulado. Nesses setores os solos predominantes são os Argissolos Vermelho-Amarelos e em menor área, os Planossolos Hápicos e Neossolos Flúvicos.

5.2 Monitoramento da precipitação

Durante o período de monitoramento qualitativo da bacia hidrográfica do arroio Passo das Pedras, de novembro de 2013 a outubro de 2014, foram

monitoradas as lâminas precipitadas nos três setores da bacia. Os valores mensais das precipitações são apresentados na Figura 10 .

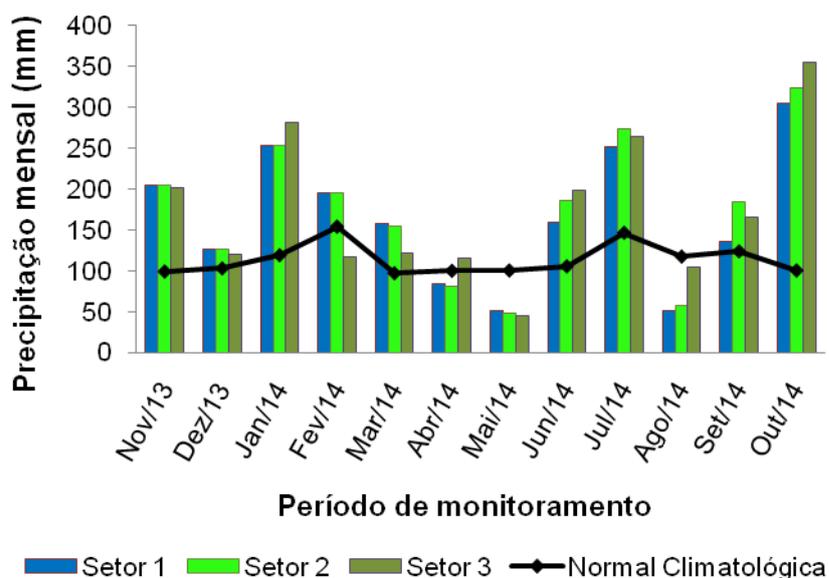


Figura 10 : Precipitação mensal na área de estudo (mm)

A precipitação média mensal durante o ano de monitoramento foi de 168mm para o setor 1, e 174,08mm para ambos setores, 2 e 3, respectivamente. As menores lâminas precipitadas foram observados nos meses de abril, maio e agosto, sendo que o mês de maio, caracterizou-se pela condição mais crítica, onde as lâminas foram de apenas 52mm, 58mm e 46mm, para os setores 1, 2 e 3, respectivamente. Os maiores valores de precipitação foram observadas no mês de outubro, para o qual o índice pluviométrico alcançou o valor de 305mm, 323mm e 355mm, para os respectivos setores. As lâminas diárias acumuladas, no período de um ano, totalizaram uma precipitação de 1980mm para o setor 1 e 2089mm para cada um dos demais setores, 2 e 3. Se comparados aos valores referentes à normal climatológica da região, que representa a precipitação média de um período de 30 anos, 1971 a 2000, observa-se que nos três setores da bacia hidrográfica os valores precipitados foram superiores à precipitação média proposta pela Normal, 1366,9mm.

5.3 Análise estatística

5.3.1 Estatística Descritiva

Nas Tabelas 5, 6 e 7 são apresentados os resultados referentes às estatísticas descritivas básicas para as variáveis pesquisadas nos três setores de estudo, durante os 12 meses de coleta, entre novembro de 2013 e outubro de 2014.

Tabela 5: Estatística descritiva para o Setor 1

Variável	Unidade	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
Precipitação	mm	14	33	64.00	15.76	48.26
Volume	m ³	1.754.184,00	3.876.272,00	8.038.200,00	1.872.259,61	48.30
Vazão	m ³ s ⁻¹	26.02	59.63	118.78	29.93	50.19
Temperatura	°C	8.30	18.49	27.90	5.03	27.23
OD	mg L ⁻¹	4.91	6.50	7.88	0.84	12.92
DBO	mg L ⁻¹	0.12	1.61	3.93	0.94	58.49
DQO	mg L ⁻¹	24.24	46.89	85.77	21.55	45.96
NTK	mg L ⁻¹	1.54	2.51	4.10	0.85	33.80
Fósforo	mg L ⁻¹	0.28	0.84	2.14	0.44	52.50
C.fecais	NMP 100mL ⁻¹	49.00	4.627,67	16.000,00	3.571,96	77.19
C.totais	NMP 100mL ⁻¹	540.00	6.548,00	16.000,00	4.092,10	62.49
<i>E. coli</i>	NMP 100mL ⁻¹	33.00	2.071,00	5.400,00	1.670,55	80.66
STD	mg L ⁻¹	12.00	36.93	74.00	18.28	49.49
STS	mg L ⁻¹	72.00	113.83	213.00	35.64	31.31
pH	-	6.82	7.16	7.67	0.24	3.37
Condutividade	µS cm ⁻¹	48.86	74.81	102.70	15.89	21.25
Turbidez	UNT	11.76	67.90	191.75	47.32	69.70
Cor	uC	131.67	449.82	1,225.33	262.42	58.34
Ferro	mg L ⁻¹	1.00	3.10	6.52	1.40	45.31
Manganês	mg L ⁻¹	0.18	1.00	2.23	0.63	62.74
Cálcio	mg L ⁻¹	1.40	4.01	6.46	1.48	36.97
Magnésio	mg L ⁻¹	2.09	3.22	4.30	0.64	19.74

Tabela 6: Estatística descritiva para o Setor 2

Variável	Unidade	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
Precipitação	mm	14	33	65.00	16.24	48.81
Volume	m ³	1.202.385,00	3.493.188,00	7.122.690,00	1.794.279,89	51.37
Vazão	m ³ s ⁻¹	19.68	56.71	115.25	28.96	51.07
Temperatura	°C	12.20	18.57	27.20	4.29	23.09
OD	mg L ⁻¹	2.40	6.39	7.72	1.40	21.88
DBO	mg L ⁻¹	0.69	1.61	3.77	0.78	48.67
DQO	mg L ⁻¹	19.60	49.64	126.73	29.66	59.75
NTK	mg L ⁻¹	1.26	2.79	4.53	1.07	38.50
Fósforo	mg L ⁻¹	0.15	0.66	1.46	0.33	50.80
C.fecais	NMP 100mL ⁻¹	70.00	4.627,67	16.000,00	4.310,73	93.15
C.totais	NMP 100mL ⁻¹	220.00	8.074,29	16.000,00	3.864,94	47.87
<i>E. coli</i>	NMP 100mL ⁻¹	70.00	2.894,20	9.200,00	2.914,84	100.71
STD	mg L ⁻¹	64.00	110.37	166.50	30.05	27.23
STS	mg L ⁻¹	14.00	35.97	124.00	28.29	78.66
pH	-	6.72	7.20	7.60	0.26	3.64
Condutividade	µS cm ⁻¹	44.44	77.31	104.95	21.02	27.19
Turbidez	UNT	16.56	60.14	145.09	37.75	62.76
Cor	uC	136.67	397.92	1,225.33	198.11	49.79
Ferro	mg L ⁻¹	1.36	3.03	6.72	1.37	45.23
Manganês	mg L ⁻¹	0.36	0.89	1.75	0.44	49.17
Cálcio	mg L ⁻¹	1.40	4.16	7.27	1.54	36.95
Magnésio	mg L ⁻¹	1.70	3.40	5.10	0.85	24.98

Tabela 7: Estatística descritiva para o Setor 3

Variável	Unidade	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
Precipitação	mm	14	34	60.00	17.62	52.02
Volume	m ³	774.43.00	1.956.320,00	3.523.428,00	1.068.443,34	54.61
Vazão	m ³ s ⁻¹	19.46	48.81	87.85	26.57	54.44
Temperatura	°C	14.60	18.83	26.10	3.97	21.09
OD	mg L ⁻¹	4.95	6.87	8.11	0.88	12.79
DBO	mg L ⁻¹	0.69	1.61	2.67	0.63	39.34
DQO	mg L ⁻¹	7.35	50.72	95.57	23.42	46.17
NTK	mg L ⁻¹	1.21	2.90	4.72	1.00	34.61
Fósforo	mg L ⁻¹	0.39	0.92	2.23	0.43	47.14
C.fecais	NMP 100mL ⁻¹	79.00	4.964,08	16.000,00	4.038,34	81.35
C.totais	NMP 100mL ⁻¹	350.00	7.430.00	16.000,00	3.328,86	44.80
<i>E. coli</i>	NMP 100mL ⁻¹	33.00	2.532,50	16.000,00	3.973,90	156.91
STD	mg L ⁻¹	47.00	112.63	167.50	39.39	34.97
STS	mg L ⁻¹	11.50	50.28	95.00	23.75	47.23
pH	-	6.81	7.25	7.84	0.27	3.74
Condutividade	µS cm ⁻¹	43.54	71.85	109.90	18.15	25.26
Turbidez	UNT	14.69	77.59	153.09	39.51	50.92
Cor	uC	106.67	476.08	1,225.33	231.18	48.56
Ferro	mg L ⁻¹	1.35	3.68	5.96	1.20	32.59
Manganês	mg L ⁻¹	0.24	1.05	1.75	0.46	43.74
Cálcio	mg L ⁻¹	1.60	3.70	6.46	1.29	34.76
Magnésio	mg L ⁻¹	2.14	3.37	4.37	0.59	17.37

Nas Figuras 11 e 12 é apresentado o comportamento das variáveis quantitativas para cada setor estudado.

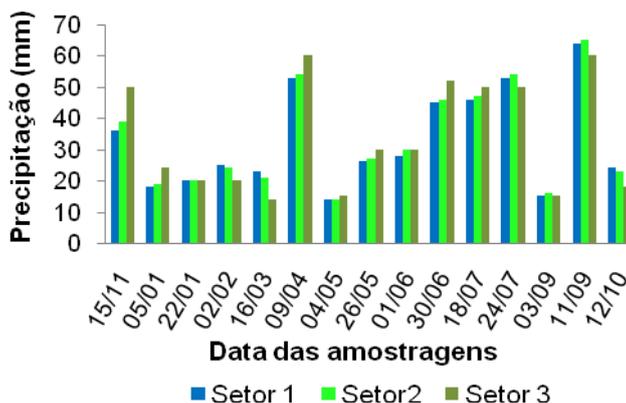


Figura 11: Volume total precipitado para cada amostragem realizada

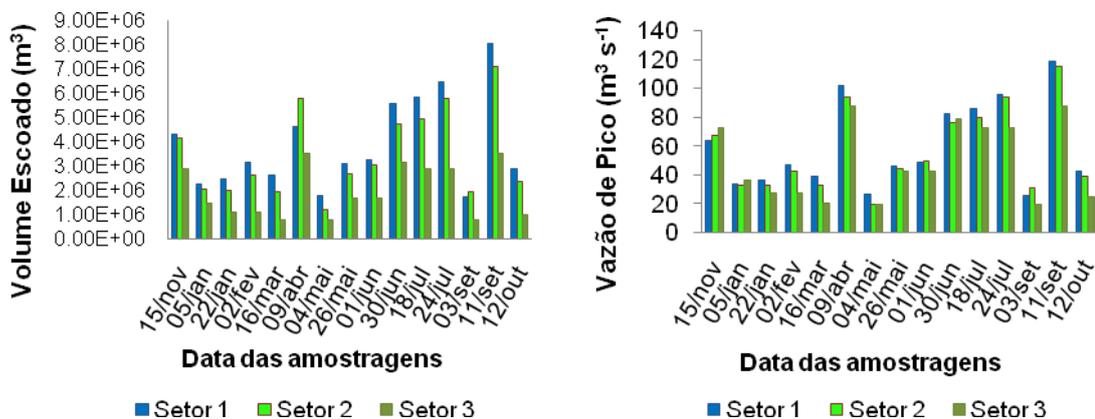


Figura 12: Distribuição espaço-temporal do volume escoado e vazão de pico na bacia do arroio Passo das Pedras

Observa-se que a lâmina precipitada e a área de contribuição de cada setor respondem pelo aumento do volume total escoado e conseqüentemente, pela vazão de pico para cada evento de precipitação. De modo geral, o setor que apresenta maior contribuição das referidas variáveis é o setor 1, pois para fins de determinação das variáveis quantitativas, foi utilizada para esse setor a área total da bacia hidrográfica, logo os maiores resultados estão relacionados a esta característica fisiográfica.

Nas amostragens realizadas em 09/04 e 03/09 houve uma contribuição maior de volume escoado para a porção média da bacia (setor 2). Embora a precipitação

tenha sido maior no terceiro setor, este detém uma menor área, e em consequência, menor contribuição para o volume escoado. Na amostragem de 03 de setembro, o volume precipitado do setor médio foi maior que os demais, gerando maior escoamento e maior vazão de pico para a área. Essa relação também é observada para o setor 3, nas amostragens de 15/11, 05/01 e 30/06. O setor recebeu nessas datas os maiores volumes precipitados, e mesmo com a menor área, teve maior vazão de pico nesses eventos.

Entre as variáveis que contribuíram qualitativamente, o comportamento da DBO, DQO, NTK e fósforo total durante o período de monitoramento pode ser observado na Figura 13.

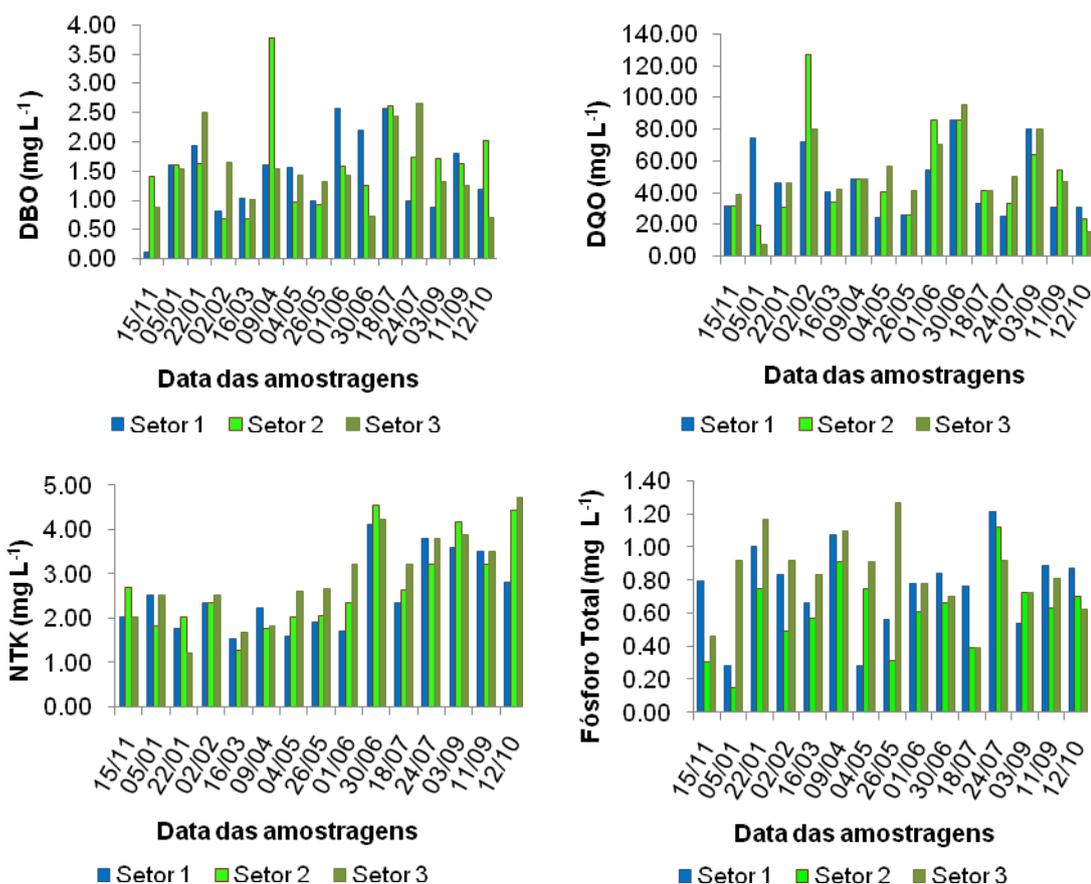


Figura 13: Comportamento das variáveis DBO, DQO, NTK e fósforo total durante o período de monitoramento.

As variáveis DBO e DQO, apresentam comportamento semelhante entre os setores avaliados. Para DBO observa-se que na primeira amostragem (15/11), os

valores obtidos para os setores 2 e 3 são mais significativos que o resultado revelado para o setor 1. Esse resultado pode ser interpretado como um indicativo da diluição da carga orgânica em relação aos demais setores, uma vez que este localiza-se próximo ao exutório e contempla o volume total escoado na bacia. De modo semelhante, uma grande diferença é encontrada na área que abriga o setor médio da bacia, para a variável DBO em 09/04 e DQO em 02/02. Em virtude dos demais setores apresentarem para valores equivalentes para as variáveis nas referidas amostragens, entende-se que houve uma contaminação pontual nesse setor.

Observa-se uma tendência de crescimento para a concentração de nitrogênio total a partir do mês de abril em ambos setores de coleta. Esse comportamento pode ser interpretado como resultado da interação entre as lâminas precipitadas e o tipo de cultura e manejo empregado no solo. Nesse período as culturas de soja e milho são substituídas pelas pastagens para alimentação de bovinos de corte e leiteiros, ocorrendo um incremento na aplicação de fertilizantes nitrogenados na área. Em conjunto, são observados picos nas lâminas precipitadas, e conseqüentemente, no aporte do nutriente.

Já para o fósforo total, não observa-se um padrão de distribuição característico ao longo das amostragens, sendo verificadas variações entre as amostragens e entre os setores de coleta. Para o terceiro setor de coleta são observadas amostragens onde a concentração do elemento foi superior aos demais setores. Por se tratar de área com predomínio de agricultura familiar, a indisponibilidade de área contribui para a exploração intensiva do solo, tendo em vista a necessidade de produção para subsistência. A prática de atividades agrícolas utiliza métodos convencionais que trabalham com revolvimento do solo e utilização de fertilizantes orgânicos como estrume de animais, que apresentam baixo custo e são obtidos nas próprias unidades. Além disso, o setor abriga a porção mais declivosa da bacia hidrográfica, o que pode indicar um maior potencial erosivo, assim contribuindo para o processo de desagregação e transporte de poluentes agrícolas até os corpos hídricos receptores do escoamento das áreas agrícolas.

Na Figura 14, pode ser observada a evolução espaço-temporal da concentração das variáveis ferro, manganês, cálcio e magnésio.

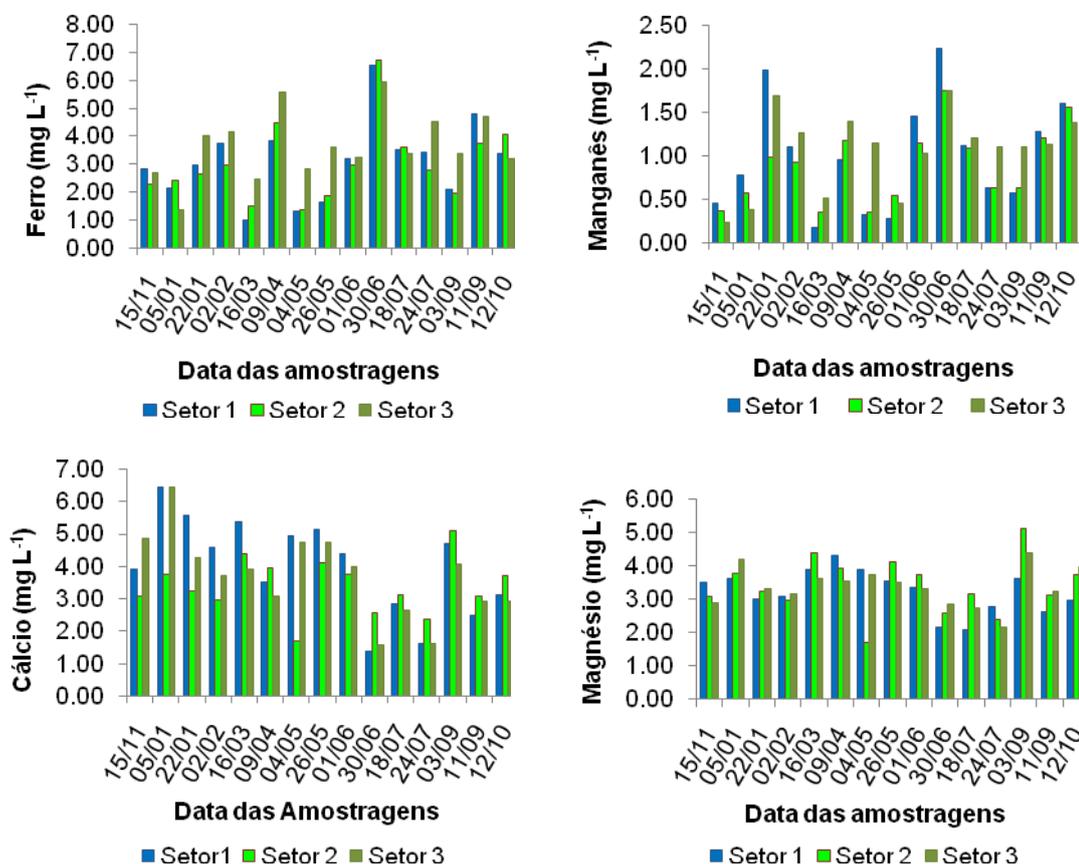


Figura 14: Comportamento espaço-temporal dos compostos minerais durante o período de monitoramento

Na avaliação dos resultados determinados para a concentração dos compostos minerais nota-se maior desigualdade na distribuição temporal de ferro e manganês, quando comparados à distribuição de cálcio e magnésio.

Na Figura 15 é apresentado o comportamento quanto à distribuição espaço-temporal das variáveis físicas sólidos totais suspensos e dissolvidos, cor e turbidez.

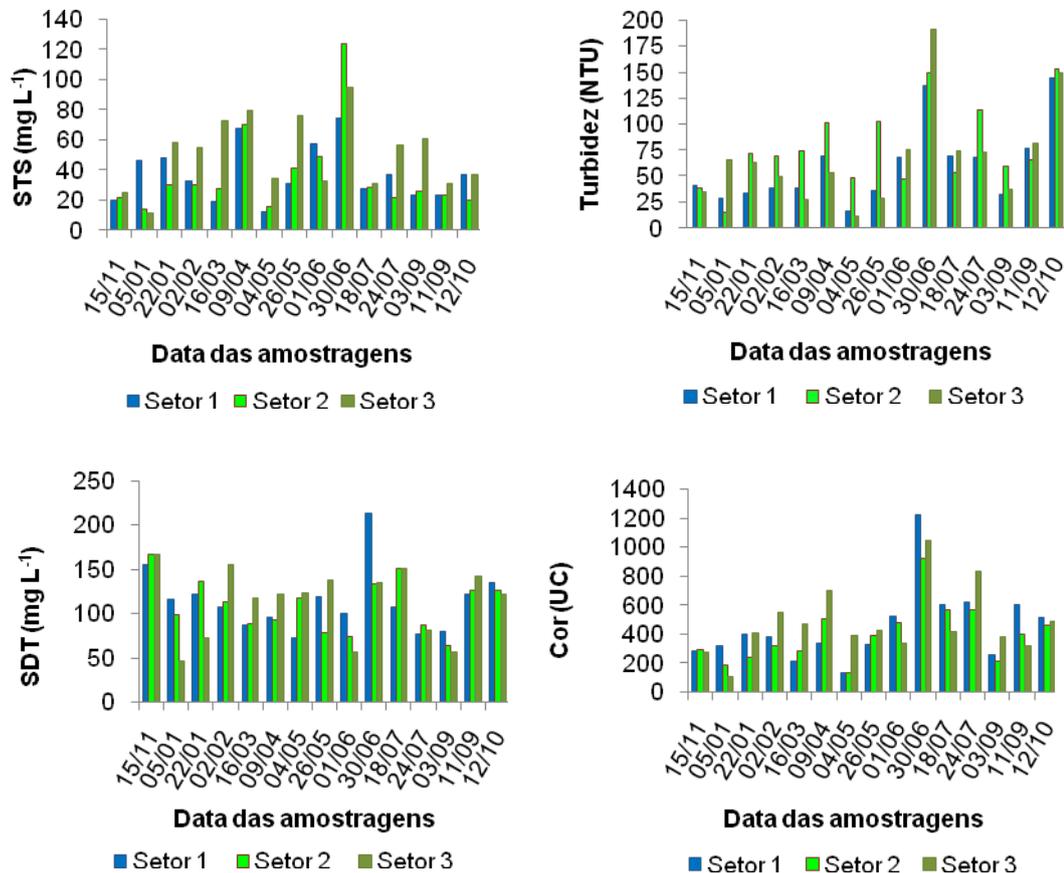


Figura 15: Comportamento das variáveis sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, cor e turbidez

O comportamento da variável sólidos totais suspensos mostrou-se mais propenso às influências tanto da precipitação como do próprio tipo de cultura e manejo empregado na bacia hidrográfica. Concentrações elevadas foram identificadas em grandes lâminas precipitadas, como em 09/04 e 30/06, onde para os três setores foram registradas lâminas de aproximadamente 50mm. Observa-se ainda que para o setor 3, na maioria das amostragens a concentração de sólidos totais suspensos foi superior aos demais. A declividade e o manejo empregado no solo tendem a facilitar a desagregação das partículas pelo efeito da chuva. A variável sólidos totais dissolvidos apresentou uma distribuição homogênea entre os setores e ao longo do período de monitoramento.

As variáveis físicas turbidez e cor apresentaram comportamento correspondente ao comportamento do material sólido, confirmando desta forma a relação característica que mantém com sólidos suspensos e sólidos dissolvidos.

Na Figura 16 são apresentados os resultados obtidos para as variáveis temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido.

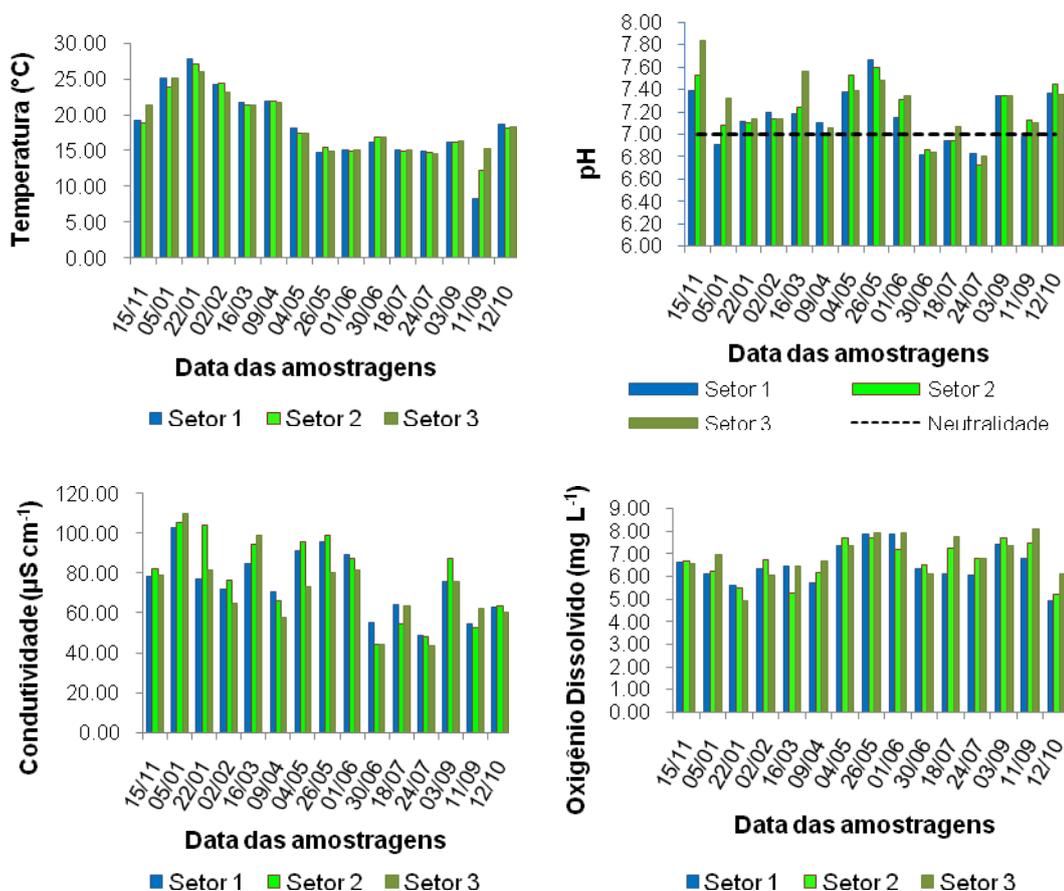


Figura 16: Comportamento das variáveis físicas temperatura, pH, condutividade e variável química oxigênio dissolvido

Para este grupo de variáveis observa-se distribuição equivalente entre os setores de coleta, sendo as maiores diferenças observadas na dimensão temporal durante o período de monitoramento.

Os resultados obtidos para os indicadores biológicos monitorados neste estudo são apresentados na Figura 17.

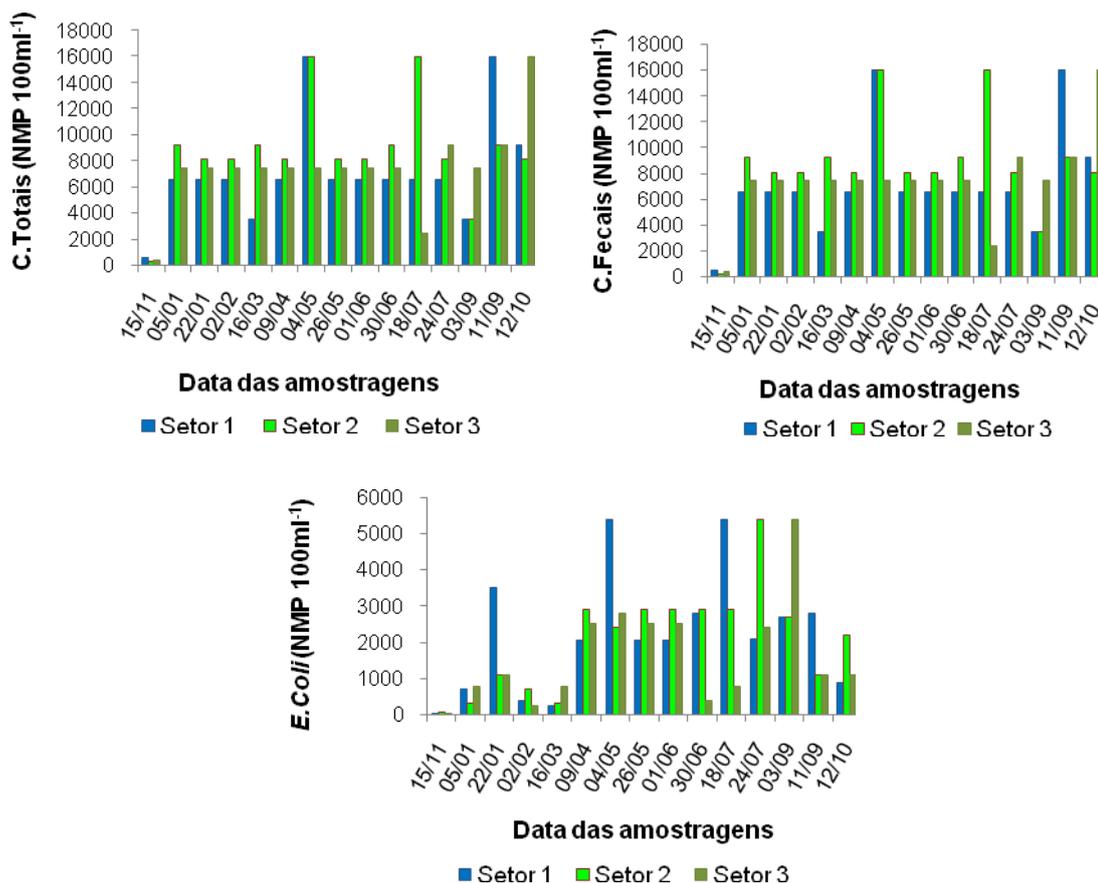


Figura 17: Comportamento das variáveis microbiológicas para os setores estudados

O grupo de coliformes totais abriga tanto os organismos de origem fecal, como os organismos de origem ambiental, encontrados naturalmente no solo e água. O grupo de coliformes fecais abriga exclusivamente bactérias que habitam o trato intestinal de animais de sangue quente, além do trato intestinal humano. O principal representante desse grupo é a *E.coli*, sendo esta utilizada como um indicador de contaminação por microorganismos patogênicos.

Os gráficos representativos das concentrações de coliformes totais, fecais e *E. coli* demonstram a ocorrência de poluição do corpo hídrico receptor pela presença desses organismos, sendo identificados picos com diferenças significativas entre os setores de coleta. Esse comportamento demonstra a complexa relação entre o comportamento hidrológico da bacia hidrográfica e o aporte de poluentes, aqui

representados pelo grupo de coliformes, ressaltando ainda a importância da adequada gestão dos recursos hídricos, tendo em vista seus múltiplos usos.

5.3.2 Análise de componentes principais e fatores comuns

A partir dos dados quantitativos e qualitativos dos três setores analisados foi aplicada uma análise de fatores e componentes principais, visando determinar as dimensões subjacentes, que permitem diminuir a dimensionalidade da matriz de dados, facilitando conseqüentemente a visualização da informação. Neste sentido, buscou-se reduzir o número de componentes principais que possam explicar a maior parte dos dados originais, sem perda de informação relevante para a caracterização dos corpos hídricos.

Pelo critério do percentual de variância, optou-se por extrair dois fatores, cujas variações explicam entre 50,74% a 60,37% da variância total, indicando um substancial grau de conservação da informação, conforme observado na Tabela 8.

Tabela 8: Porcentagem de variância para os fatores avaliados nos três setores

Setor 1				
Fator	autovalor	Percentual total da variância (%)	autovalor cumulativo	Percentual cumulativo (%)
1	9,61	43,68	9,61	43,68
2	3,67	16,69	13,28	60,37
Setor 2				
Fator	autovalor	Percentual total da variância (%)	autovalor cumulativo	Percentual cumulativo (%)
1	8,83	40,16	8,83	40,16
2	2,32	10,57	11,16	50,74
Setor 3				
Fator	autovalor	Percentual total da variância (%)	autovalor cumulativo	Percentual cumulativo (%)
1	7,99	36,35	7,99	36,35
2	3,40	15,48	11,40	51,84

Para os setores 1, 2 e 3, o primeiro fator explica 43,68%, 40,16% e 36,35% da variabilidade total dos dados, respectivamente, enquanto o segundo fator, contribui com 16,69%, 10,57% e 15,48% da variância para os respectivos setores.

Mediante a rotação da matriz foi possível estabelecer o grau de significância das variáveis em análise em cada um dos fatores. Dentro de cada fator, as variáveis

associadas a cargas fatoriais com valores acima de 0,50 são considerados significativos, logo são importantes para cada fator. Nesse contexto, entende-se que cargas fatoriais elevadas estão associadas a elevados valores das variáveis resposta, ou seja, sob o ponto de vista quantitativo representam elevados índices pluviiais, e sob o ponto de vista qualitativo, representam elevados índices de poluição, conforme pode ser observado nas equações 22 a 27.

Em função do fator 1 representar a maior variabilidade dos dados experimentais, com valores que oscilam entre 36,35 a 43,68%, pode-se adotá-lo, para os setores como o índice global de qualidade da água (IQA), representado pelas equações 22, 24 e 26, para os setores 1, 2 e 3, respectivamente.

$$F_{1(\text{Setor1})}=\text{IQA}=\mathbf{0,70x_1+0,80x_2+0,76x_3-0,40x_4-0,36x_5+0,39x_6+0,16x_7+0,73x_8+0,78x_9+0,23x_{10}-0,04x_{11}-0,10x_{12}+0,58x_{13}+0,53x_{14}-0,68x_{15}-0,84x_{16}+0,81x_{17}+0,92x_{18}+0,04x_{19}+0,68x_{20}-0,88x_{21}-0,75x_{22}} \quad (22)$$

$$F_{2(\text{Setor1})}=\text{IQA}=\mathbf{-0,52x_1-0,50x_2-0,45x_3+0,67x_4-0,27x_5+0,03x_6+0,71x_7-0,11x_8+0,25x_9-0,51x_{10}-0,51x_{11}-0,05x_{12}+0,48x_{13}+0,61x_{14}-0,09x_{15}+0,28x_{16}+0,37x_{17}+0,19x_{18}+0,16x_{19}+0,53x_{20}+0,34x_{21}-0,009x_{22}} \quad (23)$$

$$F_{1(\text{Setor2})}=\text{IQA}=\mathbf{0,81x_1+0,80x_2+0,79x_3+0,45x_4+0,09x_5+0,51x_6+0,29x_7+0,51x_8+0,66x_9+0,04x_{10}+0,03x_{11}+0,31x_{12}+0,26x_{13}+0,63x_{14}-0,61x_{15}-0,94x_{16}+0,80x_{17}+0,90x_{18}+0,88x_{19}+0,77x_{20}-0,92x_{21}-0,29x_{22}} \quad (24)$$

$$F_{2(\text{Setor2})}=\text{IQA}=\mathbf{0,34x_1+0,34x_2+0,34x_3-0,54x_4-0,55x_5+0,16x_6-0,14x_7-0,35x_8-0,22x_9+0,07x_{10}+0,42x_{11}-0,53x_{12}+0,25x_{13}-0,39x_{14}-0,15x_{15}-0,12x_{16}-0,36x_{17}-0,12x_{18}-0,35x_{19}-0,34x_{20}-0,016x_{21}-0,11x_{22}} \quad (25)$$

$$F_{1(\text{Setor3})}=\text{IQA}=\mathbf{0,65x_1+0,61x_2+0,65x_3-0,43x_4-0,08x_5+0,46x_6+0,48x_7+0,42x_8+0,29x_9+0,16x_{10}+0,28x_{11}-0,13x_{12}+0,30x_{13}+0,54x_{14}-0,78x_{15}-0,93x_{16}-0,70x_{17}+0,87x_{18}+0,91x_{19}+0,65x_{20}-0,92x_{21}-0,66x_{22}} \quad (26)$$

$$F_{2(\text{Setor3})}=\text{IQA}=\mathbf{0,68x_1-0,70x_2+0,68x_3-0,13x_4+0,44x_5+0,07x_6-0,42x_7-0,20x_8-0,03x_9-0,72x_{10}-0,05x_{11}-0,10x_{12}+0,34x_{13}-0,46x_{14}+0,13x_{15}+0,03x_{16}+0,36x_{17}-0,28x_{18}-0,09x_{19}-0,46x_{20}+0,08x_{21}-0,43x_{22}} \quad (27)$$

Estes resultados podem ser melhor visualizados a partir da projeção das cargas fatoriais das 22 variáveis quali-quantitativas em análise nos três setores, no qual as figuras 18, 19 e 20 apresentam os diagramas da análise de componentes principais.

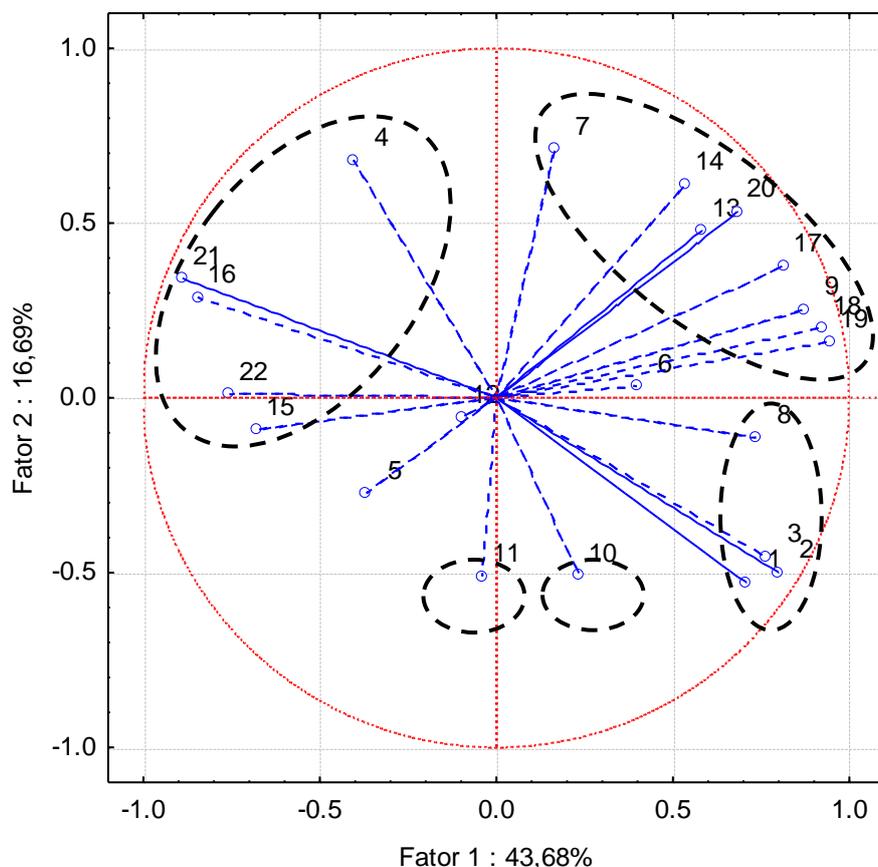


Figura 18: Projeção das variáveis (fator 1 x fator 2) para o setor 1

Para o setor 1, o primeiro fator (F1) é responsável por 43,68% do total da variância explicada, sendo a qualidade da água neste setor fortemente influenciada pela precipitação (1), volume escoado (2) e vazão de pico (3). Qualitativamente, é fortemente influenciada por nitrogênio total (8) e fósforo total (9), condutividade (16), turbidez (17), cor (18), cálcio (21) e magnésio (22) e ainda moderadamente pelo pH (15), manganês (20) sólidos totais dissolvidos (13) e sólidos totais suspensos (14). Adicionalmente, o segundo fator que contabiliza 16,69% da variância dos dados, demonstra que precipitação (1), volume escoado (2), temperatura (4), DQO (7), coliformes fecais (10) e totais (11), sólidos totais suspensos (14) e manganês (20) afetam moderadamente a qualidade da água no respectivo setor.

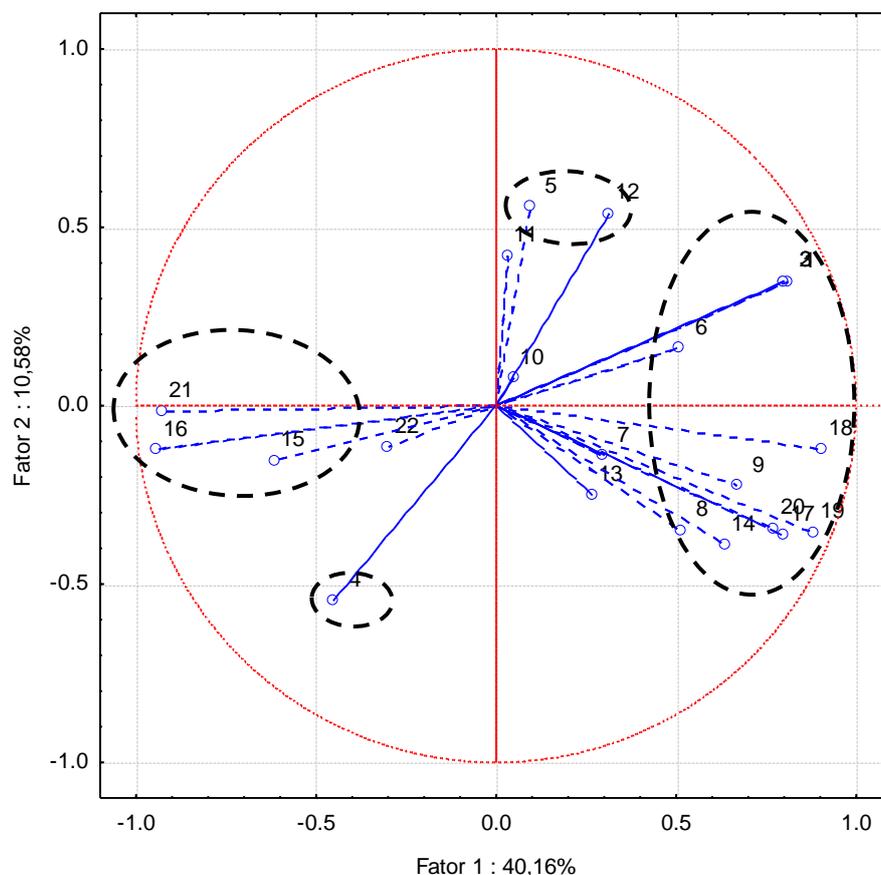


Figura 19: Projeção das variáveis (fator 1 x fator 2) para o setor 2.

Em relação ao setor 2, as cargas fatoriais associadas ao primeiro fator explicam 40,16% da variância dos dados e indicam que precipitação (1), volume escoado (2) e vazão de pico (3), condutividade (16), turbidez (17), cor (18), ferro (19), manganês (20) e cálcio (21) são variáveis que afetam fortemente os aspectos de qualidade da água local, enquanto DBO (6), nitrogênio total (8), fósforo total (9), sólidos totais suspensos (14) e pH (15) colaboram de forma moderada para a qualidade na unidade. No segundo fator que contribui com 10,57% da variabilidade dos dados, apenas temperatura (4), oxigênio dissolvido (5) e *E. coli* (12) afetam moderadamente a qualidade da água.

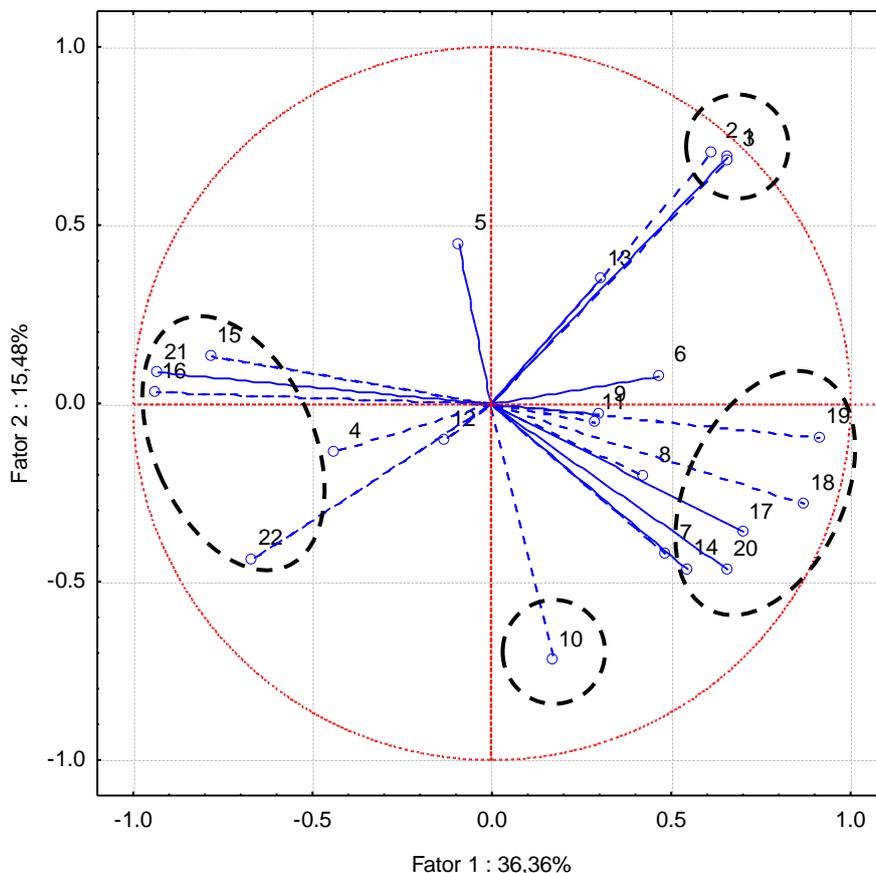


Figura 20: Projeção das variáveis (fator 1 x fator 2) para o setor 3.

Finalmente, as cargas fatoriais do setor 3, o primeiro fator que abriga 36,35% da variância total, sugerem que pH (15), condutividade (16), cor (18), ferro (19) e cálcio (21) afetam fortemente a qualidade da água na área, enquanto precipitação (1), volume escoado (2) e vazão de pico (3), sólidos totais suspensos (14), turbidez (17), manganês (20) e magnésio (22) contribuem com cargas moderadas para qualidade da água. Em adição, o fator 2 com 15,48% de variância explicada, indica que precipitação (1), volume escoado (2), vazão de pico (3) e coliformes fecais (10) exercem moderada influência em sua qualidade.

Sob o aspecto quantitativo, observa-se que as três variáveis, precipitação, volume escoado e vazão de pico, estão contempladas no primeiro fator de cada setor, onde verifica-se o maior percentual de variância explicada pelos dados. Tais variáveis são ainda identificadas no fator secundário, para o terceiro setor de coleta, onde está situada a porção mais alta da bacia hidrográfica. No primeiro setor, que

recebe toda a contribuição superficial da bacia, precipitação e volume escoado são também variáveis contribuintes para a variância observada nessa componente.

Apesar de condicionada a outros fatores, como condições de cobertura, uso e manejo do solo e mesmo a fatores naturais, com base no grau de significância apresentada pelas variáveis quantitativas é possível assumir que a qualidade da água nos eventos de precipitação está relacionada ao escoamento superficial gerado na bacia, tendo em vista a influência que este exerce sobre o aporte de constituintes físico-químicos e espécies biológicas, que caracterizam o estado de qualidade da água, tanto em sua diluição quanto no aumento de suas concentrações.

As variáveis significativas para a qualidade de cada setor compõe grupos distintos de poluentes, representados por organismos coliformes, minerais, material sólido e nutrientes, e ainda por variáveis físico-químicas isoladas que também afetaram a qualidade e estão associadas aos grupos anteriormente citados. Tendo em vista a interação de variáveis significativas entre os setores, para o caso da poluição difusa oriunda do escoamento das áreas agrícolas, a discussão será centrada na importância destes para a qualidade da água, uma vez que de modo geral, não houve alterações significativas das variáveis que compõe o primeiro fator de cada setor, sendo observadas diferenças de contribuição qualitativa apenas nos fatores secundários de cada área de estudo.

Os fatores extraídos para os três setores pesquisados podem ser classificados como indicadores de poluição difusa. O primeiro fator explica respectivamente 43,68%, 40,16% e 36,35% da variância dos dados para os setores 1, 2, e 3. No mesmo contexto, o segundo fator extraído, com 16,69%, 10,58% e 15,48% do total da variância para os respectivos setores, agrega variáveis físico-químicas comuns ao escoamento agrícola, entretanto a presença de organismos do grupo coliformes nesses componentes pode indicar uma combinação de fontes poluidoras, agrícola e doméstica.

Para Kuhlmann et al. (2014), os maiores valores de coliformes determinados no estudo qualitativo de rios pertencentes à unidades de conservação da Mata Atlântica foram relacionados com a ocorrência de precipitação, que transporta além de resíduos depositados na superfície do solo, aqueles oriundos de sistemas sépticos ineficazes.

Semelhantemente, a influência exercida pelas cargas domésticas sobre a concentração de organismos do grupo coliformes pode ser constatada no trabalho de Vicq e Leite (2014). Na bacia hidrográfica do córrego Pau Grande/MG, após a implantação de fossas sépticas em um núcleo populacional da zona rural, foram observadas reduções significativas em determinados poluentes oriundos dos despejos domésticos. As maiores reduções foram encontradas na quantidade de coliformes fecais, que diminuíram em mais de 800% nos pontos afetados pela instalação das fossas, confirmando mediante os resultados obtidos, a importância da adequação dos sistemas sépticos para a qualidade de águas superficiais na zona rural.

O grupo de nutrientes, representado pelo nitrogênio total e fósforo, e indiretamente pela DBO e DQO, identificado nos setores 1 e 2, é oriundo de fertilizantes nitrogenados e naturais, utilizados nas diversas culturas existentes na bacia, bem como do próprio transporte de dejetos animais pelo escoamento. Assim como a DBO, a DQO também fornece um indicativo do teor de matéria orgânica nos corpos d'água. A variável foi identificada para o setor 1, no seu fator secundário, aliada a outras variáveis oriundas das áreas agrícolas.

Essas variáveis foram semelhantemente observadas entre as componentes principais nos trabalhos de Simeonov et al. (2003), na avaliação da qualidade de águas superficiais no nordeste da Grécia, Andrade et al. (2007), na bacia do Baixo Acaraú/CE, bem como por Omo-Irabor et al. (2008), na Nigéria. A ocorrência das variáveis foi relacionada, entre outros fatores, ao escoamento superficial agrícola nas áreas de estudo. Ainda Delpla et al. (2011), verificaram que variáveis como carbono orgânico e nitrogênio total, oriundos do escoamento de áreas sujeitas ao uso de fertilizantes naturais e sintéticos em áreas experimentais localizadas no Oeste da França, tiveram suas concentrações aumentadas, concluindo desta forma que a carga orgânica e os nutrientes que chegam aos corpos d'água sofrem influência da precipitação.

A DBO expressa a quantidade de oxigênio utilizado por microorganismos para oxidar compostos orgânicos, representando de forma indireta a concentração de matéria orgânica presente nos corpos hídricos (MATOS et al., 2014). Já a DQO expressa a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da carga orgânica por meio de oxidação química. A DQO é muito útil quando utilizada conjuntamente com

a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos (CETESB, 2009). Altas concentrações de cargas orgânicas, associadas a nutrientes escoados de campos agrícolas, como nitrogênio e fósforo, remetem à degradação da qualidade da água, especialmente pelo processo de eutrofização (MATLOCK et al., 2013). Além de comprometer o equilíbrio natural dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011), a eutrofização pode acarretar impactos negativos aos demais usos do recurso, como para o abastecimento humano, onde dificulta e remete à elevação dos custos de tratamento (VIDAL; CAPELO NETO, 2014).

No mesmo contexto, Donadio, Galbiatti e Paula (2005) verificaram maior concentração de nitrogênio nos períodos chuvosos, sendo que o nutriente foi identificado entre as variáveis de maior importância relativa para a análise de qualidade da água das nascentes do córrego rico, em São Paulo. A influência do tipo de cobertura do solo foi semelhantemente observada pelos autores. Nas nascentes com vegetação natural remanescente, a qualidade da água mostrou-se melhor que nas nascentes com uso agrícola, sendo o nitrogênio total uma das variáveis que mais explicaram essas diferenças.

Na avaliação da qualidade da água de um rio tributário do reservatório de Itaipú/PR, Silva et al (2010), observaram após a ocorrência de chuvas, os maiores valores para fósforo total determinados para as quatro campanhas de coleta, com variação de 0,023 a 0,033mg L⁻¹. Segundo os autores, a degradação da qualidade da água identificada na presença de chuvas reforça o fato de que a principal causa de poluição na região são fontes difusas, marcadas pelo uso intensivo de fertilizantes e pecuárias intensivo, especialmente aves e suínos. Para a qualidade da água do rio Parauapebas/PA, os maiores valores de fósforo total observados variaram de 0,13-0,15mg L⁻¹, em três dos vinte pontos monitorados. O fósforo total foi uma das variáveis determinantes na identificação de focos de contaminação e poluição, especialmente por esgotamento sanitário, que contribui de modo significativo com esse nutriente para os cursos d'água (SIQUEIRA; APRILE; MIGUÉIS, 2012).

A presença dos componentes minerais cálcio, magnésio, ferro e manganês foi detectada para todos os setores avaliados, entretanto, as concentrações determinadas para esses minerais indicam que sua presença está vinculada à

constituição natural dos solos da bacia. Segundo Streck et al. (2008), na formação de Argissolos, que predominam na bacia em estudo, podem ser identificados diversos materiais de origem (rochas), como basaltos, granitos, arenitos, siltitos e argilitos, que apresentam esses minerais em sua constituição, assim como os Neossolos, encontrados em menor área na bacia. De modo semelhante, os Planossolos, solos de várzea também encontrados na bacia hidrográfica, podem ser oriundos de uma grande variedade de materiais de origem, como basaltos, arenitos, siltitos e granitos, os quais disponibilizam para os solos óxidos como os de ferro e manganês (GONÇALVES et al., 2011).

Ferro e manganês são elementos muito freqüentes na superfície terrestre, e conseqüentemente encontrados em todos os corpos d'água, mesmo que em concentrações reduzidas (ESTEVES; FIGUEIREDO-BARROS; PETRUCIO, 2011). Para a bacia do arroio Passo das Pedras os valores das concentrações de ferro e manganês entre os três setores variaram de 1,00 a 6,72mg L⁻¹, e 0,18 a 2,23mg L⁻¹, respectivamente. Em mananciais com maior grau de influência antrópica essas concentrações tendem a ser maiores, como observado por Rietzler et al. (2001). Elevadas concentrações desses compostos foram determinadas pelos autores para rios tributários da represa da Pampulha/MG. Os resultados alcançaram o valor de 425,0mg L⁻¹, para ferro e 193,0mg L⁻¹, para manganês no córrego Ressaca, indicando um maior grau de poluição neste manancial.

Cálcio e magnésio são responsáveis pela dureza da água, e semelhantemente, sua presença na bacia de estudo está associada à dissolução de constituintes do solo. Para os três setores avaliados, os minerais estão associados às variáveis quantitativas, assim como as demais variáveis ligadas ao escoamento das áreas agrícolas. As concentrações de cálcio apresentaram variações entre 1,40mg L⁻¹ e 7,27mg L⁻¹, enquanto magnésio variou de 1,70mg L⁻¹ a 5,10mg L⁻¹, nos três pontos avaliados. A mesma relação foi verificada na avaliação da qualidade da água do rio Gomti, na Índia. Singh et al. (2004) atribuíram tanto a presença de cálcio, magnésio, quando a própria dureza total da água analisada, à constituição do solo, concluindo que esses minerais são característicos da hidroquímica mineral do rio Gomti. No mesmo contexto, Varol e Sen (2009), atribuíram a presença dessas variáveis entre as componentes principais na avaliação da qualidade da água do

córrego Behrimaz, na Turquia, à composição geológica do solo, e conseqüentemente à dissolução desses constituintes, como o carbonato de cálcio.

Sob o ponto de vista de Gonçalves et al. (2005), as concentrações semelhantes observadas na bacia do arroio Lino, em Agudo/RS, foram consideradas elevadas, tendo em vista que conforme levantamentos de fertilidade do solo realizados na microbacia, os teores de cálcio e magnésio detectados são suficientes para o desenvolvimento das culturas, inclusive não havendo necessidade de reposição dos mesmos, entretanto a adição ocorre principalmente no plantio de fumo, atividade consolidada na região. Para esses autores, as variações mensais observadas foram relacionadas às precipitações que ocorreram nos dias que antecederam as coletas, sendo observado acréscimo na concentrações desses compostos da nascente até a foz do curso d'água devido ao aumento da área de captação de água do arroio, às elevadas taxas de erosão e elevadas disponibilidades desses nutrientes no solo.

A observação do grupo de variáveis minerais nos setores avaliados pode também ser interpretada como um indicativo da ocorrência de processos erosivos na bacia do arroio Passo das Pedras, uma vez que desagregação e transporte desses minerais via escoamento pode ser influenciada pela precipitação e condições de uso do solo. Segundo Minella, Merten e Magnago (2011), além dos impactos na degradação do solo, estão condicionados ao processo erosivo, impactos físicos como o assoreamento dos rios e água, e ainda de natureza química e biológica, pelo carreamento de poluentes e patógenos para os rios adsorvidos aos sedimentos.

O indicativo ao processo de erosão da bacia pode ser confirmado quando analisada a contribuição do grupo sólidos para a qualidade da água na área de estudo. A variável sólidos totais suspensos, amplamente associada à erosão hídrica, foi observada para os três setores pesquisados, no fator que deteve o maior percentual de variância para cada setor (F1), e ainda confirmada no fator secundário (F2) para o setor 1, juntamente com a variável sólidos totais dissolvidos. Também é possível observar que a variação da concentração de sólidos totais suspensos foi alterada em determinadas coletas pelos fatores quantitativos e pelas condições de uso do solo no período de amostragem (Figura 14) Para os três setores avaliados, estão representadas no fator que retem o maior percentual de variância, nutrientes,

minerais, sólidos totais em suspensão assim como as variáveis quantitativas, indicando a relação entre os processos erosivos e o transporte das espécies químicas via escoamento superficial.

Resultados como estes foram obtidos por Franco e Hernandez (2009), na análise da qualidade da água para fins de irrigação, na microbacia do Coqueiro/SP. Entre os cinco pontos de coleta monitorados, o valor máximo obtido para sólidos suspensos foi atribuído à ocorrência de chuva nos dias anteriores à coleta. Os maiores valores médios entre os pontos ocorreram no período chuvoso, confirmando a relação entre o referido parâmetro e os eventos de precipitação. Ainda segundo os autores, os aumentos na concentração de sólidos suspensos ocorrem provavelmente, em razão da ausência de matas ciliares e do cultivo de pastagens degradadas em alguns trechos ao longo do córrego, favorecendo o transporte e a deposição de materiais sólidos, além de detritos orgânicos carregados pelo escoamento superficial.

A relação entre a erosão e transporte de poluentes foi observada nos resultados obtidos por Varol et al. (2012), na avaliação da qualidade da água da bacia do rio Tigre, na Turquia. Entre as variáveis influentes na segunda componente de sua análise, que deteve 21,68% da variância total dos dados pesquisados, estavam nutrientes como nitrato e fósforo, além de sólidos totais suspensos. Para os autores, o fator representou os efeitos de fluxo de entrada (precipitação), escoamento agrícola e erosão na bacia. Singh et al. (2005) identificaram a relação entre alcalinidade, dureza, condutividade elétrica e o grupo de sólidos, classificando-a como um processo de lixiviação do solo e erosão, seguidos de escoamento pela bacia hidrográfica do rio Gomti, na Índia.

Segundo Esteves e Barbieri (2011), as partículas em suspensão são responsáveis pela turbidez da água, e conseqüentemente pela dispersão da radiação, enquanto os compostos dissolvidos influenciam a cor verdadeira da água. Compostos inorgânicos também podem atribuir cor à água. Os principais são os óxidos de ferro e manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo (CETESB, 2009). Simultaneamente ao grupo de sólidos, turbidez e cor foram identificadas entre os parâmetros que influenciaram a qualidade da água na bacia, para os três setores estudados, assim como os compostos de ferro e manganês,

distribuídos no mesmo fator de análise. A agregação dessas variáveis no mesmo fator, juntamente com as quantitativas, confirma a interação entre as mesmas, bem como sua importância na qualidade da água e ao mesmo tempo no comportamento de outras espécies químicas que podem alterar os aspectos qualitativos dos corpos hídricos.

Na bacia do rio dos Mangues/BA, o aumento do teor de nitrogênio particulado foi atribuído à elevação da concentração de sólidos totais em suspensão, ambos identificados nos períodos de cheia, representando mais um indicativo do aporte de poluentes pelos material sólido nesses eventos. Rocha, Freitas e Silva (2014), analisando a influencia do uso da terra na qualidade da água da represa Dr. João Penido/MG, identificaram que dentre as variáveis estudadas a cor e o ferro foram as que apresentaram maior número de correlações, que se justifica pelo fato do ferro se apresentar na forma dissolvida na água, observando ainda a variação sazonal para a cor e o ferro com elevação de suas médias na estação chuvosa.

Para a bacia do rio Catolé Grande/BA, a correlação entre turbidez e a variável quantitativa vazão foi verificada por Santos et al. (2013). Segundo os autores, esses resultados se devem ao fato de que durante as cheias, partículas de solo são carregadas para os rios, principalmente nessa bacia, em que a cobertura vegetal em sua grande parte é constituída de pastagens degradadas. Barreto et al. (2014), para a mesma área de estudo, obtiveram resultado semelhante, confirmando que o aumento da vazão influenciou diretamente no aumento da turbidez da água na bacia hidrográfica no período monitorado pelos autores.

As variáveis físicas pH e condutividade também estão contempladas no fator mais importante de cada setor (F1). A temperatura, que também representa uma variável física, esteve relacionada apenas aos fatores secundários do setor 1 e 2. A variável química oxigênio dissolvido contribuiu para a qualidade da água no setor 2, juntamente com temperatura e *E.coli*. Os resultados obtidos para as variáveis físico-químicas é apresentado na figura 15.

O pH é um parâmetro importante, pela influência que exerce em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos de tratamento de águas. Sobre os ecossistemas aquáticos naturais, sua influencia dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Indiretamente, pode

em determinadas condições contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados, assim como pode exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Para assegurar a proteção da vida aquática, a faixa de variação de pH deve ser de 6 a 9, sendo que a neutralidade se dá em pH 7 (CETESB, 2009).

Os valores determinados para pH nos setores de estudo indicam uma leve tendência à alcalinidade, entretanto todos os valores estão dentro da faixa proposta para águas doces e ainda para proteção da vida aquática, de 6 a 9. Em geral os três setores apresentaram valores semelhantes para o referido parâmetro, sendo observado um pequeno decréscimo nas amostragens de 09/04, 30/06, 18/07, 24/07 e 11/09, onde as lâminas precipitadas se aproximaram ou excederam os 50mm, havendo maior contribuição para o volume escoado e vazão de pico nos setores amostrados. Para Gonçalves et al. (2012), a alcalinidade decorre da presença de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, entre estes, cálcio e magnésio. Na bacia do arroio Passo das Pedras, esses minerais contribuíram para a qualidade da água, sendo identificados no mesmo fator de análise que a variável pH.

De modo semelhante, observa-se a diminuição na concentração desses minerais nas amostragens para as quais foram observados os menores valores de pH, exceto na amostragem de 09/04, para o magnésio. Esse comportamento indica que a concentração de cálcio e magnésio influenciou o pH das amostras avaliadas, principalmente nas amostragens que contribuíram com as maiores lâminas precipitadas e os maiores volumes escoados.

Na valiação de qualidade da água da microbacia do Coqueiro/SP, Franco e Hernandez (2012) observaram em três dos cinco pontos monitorados, os menores valores de pH no período chuvoso. No mesmo cenário, os resultados obtidos por Barreto et al. (2014) indicaram também uma tendência ao decréscimo do pH com o aumento da vazão.

A condutividade elétrica é uma propriedade física que depende da concentração de íons presentes no meio e da temperatura, pois a atividade iônica aumenta cerca de 2% a cada °C, sendo que pode ainda ser influência pelo pH. Os valores de condutividade podem fornecer informações sobre a magnitude da concentração iônica, sendo os íons mais influentes na composição desses valores o

cálcio, magnésio, potássio, sódio, entre outros (ESTEVES; FIGUEIREDO-BARROS; PETRUCIO, 2011). Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados. A condutividade elétrica também fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados à água, sua condutividade elétrica é aumentada (CETESB, 2009).

A condutividade elétrica apresentou picos para os quais os valores ultrapassaram o indicativo de potenciais impactos ambientais, $100\mu\text{S/cm}$, entretanto, constata-se que os valores determinados estiveram abaixo deste indicativo em maior número de amostragens. Entre os setores, seu comportamento foi homogêneo, semelhantemente ao observado para temperatura, pH e oxigênio dissolvido, sendo ainda possível identificar que nos eventos com grandes lâminas precipitadas, a variável apresentou tendência ao decréscimo de seus valores, o que pode indicar a diluição dos íons e sais que influenciam no comportamento dessa variável.

O comportamento da temperatura foi correspondente ao período sazonal e ao próprio horário da coleta, uma vez que para estas não havia um horário fixo, sendo seguido o tempo de concentração da bacia. A maior divergência entre os setores ocorreu na amostragem do dia 11 de setembro, onde o horário de coleta correspondente ao tempo de concentração da bacia se deu nas horas iniciais da manhã. Segundo Von Sperling (2007), antropicamente a temperatura pode ser alterada pelo despejo de compostos industriais, bem como águas de torres de resfriamento, sendo que nenhuma dessas situações foi observada na bacia.

Já os valores determinados para oxigênio dissolvido tendem ao decréscimo em relação ao aumento da temperatura. Para Oliveira e Cunha (2014), como a concentração de oxigênio dissolvido é inversamente proporcional à temperatura da água, naturalmente, essa concentração tende a diminuir durante a estiagem devido à elevação da intensidade de radiação solar sobre o corpo d'água, reduzindo sua solubilidade. Embora tenham sido observados valores menores nas amostragens que apresentaram elevadas temperaturas, todos os resultados estão dentro dos limites mínimos instituídos pela resolução Conama 357/2005, para enquadramento das águas doces.

O grupo representado pelos coliformes totais, fecais e *E.coli* foi também identificado entre as variáveis que contribuíram para a qualidade da água nos três setores estudados, entretanto sua contribuição se deu em nível moderado, no fator secundário de cada setor. Para o setor 1, coliformes totais e fecais influenciaram a qualidade da água, juntamente com outras variáveis de origem difusa e quantitativas. Para o setor 3, coliformes fecais, precipitação, volume escoado e vazão de pico foram agregados no segundo fator de análise, influenciando a qualidade da água. Esses indicadores podem estar vinculados ao escoamento difuso oriundo da criação de animais, como do próprio sistema de disposição de esgotos domésticos instalados nas residências da bacia.

Para os indicadores biológicos torna-se difícil concluir a origem da fonte poluidora, uma vez que não é possível a avaliação distinta entre o escoamento gerado nas áreas agrícolas e o escoamento que contém os poluentes domésticos, além das amostragens não apresentarem um padrão de distribuição totalmente uniforme e definido. A mesma dificuldade foi revelada nos estudos de Oliveira e Cunha (2014), na avaliação da qualidade da água do Rio Jari, região Amazônica. A concentração de coliformes totais não seguiu uma distribuição contínua ao longo do trecho estudado, pois as concentrações se elevam em sítios intermitentes, provavelmente influenciados pelo padrão de lançamento de fontes pontuais e difusas do esgoto, ao mesmo tempo em que ocorrem influências naturais, devido a presença natural dessa bactéria no solo. No mesmo estudo, as concentrações de *E.coli* revelam padrões muito elevados. Segundo os autores, ambos organismos sofrem influência significativa da precipitação e devem ser considerados como os mais relevantes na avaliação de qualidade da água, em razão de sua importância sanitária e de saúde pública.

Para o setor 2, o indicador fecal *E.coli* esteve associado às variáveis temperatura e oxigênio dissolvido, respondendo por 10,57% do total da variância dos dados para este setor. Além da carga orgânica local, oriunda do escoamento dos campos agrícolas e da criação de animais, esse fator reflete a deficiência dos sistemas de disposição final de resíduos domésticos na bacia hidrográfica, uma vez que esse indicador está diretamente relacionado às condições sanitárias da área. Nesse setor, assim como em praticamente toda a extensão da bacia hidrográfica, o

esgotamento sanitário é baseado em sistemas rudimentares ou mesmo a céu aberto, o que contribui para transporte desses organismos até os cursos d'água.

Resultados semelhantes foram observados por Pinto et al. (2009a) e Santi et al. (2012). O primeiro autor atribuiu a redução do oxigênio dissolvido em dois dos sete pontos monitorados do rio Negro, na orla de Manaus, à grande concentração de bactérias e matéria orgânica, oriundas dos esgotos domésticos da zona urbana da cidade. A evidencia desse processo foi confirmada pelo aumento do oxigênio dissolvido em dois pontos de coleta localizados a jusante destes, onde a concentração dos despejos diminui. Já Santi et al. (2012), correlacionou os valores reduzidos de oxigênio dissolvido obtidos para três estações monitoradas no igarapé São Francisco/AC ($1,01\text{mg L}^{-1}$, $0,80\text{mg L}^{-1}$ e $1,0\text{mg L}^{-1}$) às altas concentrações de coliformes fecais ($400\text{NMP } 100\text{ mL}^{-1}$), $1600\text{NMP } 100\text{ mL}^{-1}$ e $900\text{NMP } 100\text{ mL}^{-1}$ determinadas para os referidos pontos de coleta.

Para este estudo, a análise de componentes principais e fatores comuns resultou em uma grande redução de dados, pois conforme os resultados apresentados, do total de 22 variáveis analisadas, para os setores 1 e 2 foram extraídas 14 variáveis para cada setor (63,64 do total), e 12 variáveis para o setor 3 (54,55% do total), para explicar respectivamente 60,37%, 50,74% e 51,84% do total da variância dos dados. Mediante a aplicação dos referidos métodos multivariados, foi possível identificar as variáveis que têm maior contribuição para a variação de qualidade da água na bacia hidrográfica, bem como observar o comportamento qualitativo da água ao longo de seu eixo longitudinal.

6 CONCLUSÃO

A morfometria da área de estudo revela uma bacia com formato alongado e conseqüentemente, com menor propensão à ocorrência de cheias. O sistema de drenagem apresenta-se com um sistema pobre e seu relevo foi classificado como suave ondulado.

As técnicas multivariadas podem ser utilizadas na caracterização quali-quantitativa de bacias hidrográficas, permitindo extrair informações relevantes a partir de um extenso conjunto de dados experimentais.

O estabelecimento do IQA permitiu a caracterização da qualidade da água ao longo dos setores amostrados, considerando parâmetros quantitativos e qualitativos que impactam os corpos hídricos.

As variáveis mais impactantes para a qualidade da água na bacia foram classificadas como difusas, oriundas tanto de áreas agrícolas como de sistemas domésticos, sendo ambas fontes poluidoras, transportadas pelo escoamento superficial da bacia.

Apesar das peculiaridades apresentadas em cada setor de estudo, tanto quanto à atividades desenvolvidas como ao tipo de tratamento dispensado ao solo, não foram identificadas diferenças significativas entre as variáveis que influenciaram a qualidade da água em cada setor.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHER, P.D.; ADINARAYANA, J.; GORANTIWAR, S.D. Quantification of morphometric characterization and prioritization for management planning in semi-arid tropics of India: A remote sensing and GIS approach. **Journal of Hydrology**, v.511, p.850–860, 2014.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 2013. 432 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: panorama nacional**. Brasília: ANA: Engecorps/Cobrape, 2010a, 68p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: resultados por estado**. Brasília: ANA: Engecorps/Cobrape, 2010b. 88p.

ALMEIDA, W. S.; SOUZA, N. M.; REIS JUNIOR, D. S.; CARVALHO, J. C. Análise morfométrica em bacias hidrográficas fluviais como indicadores de processos erosivos e aporte de sedimentos no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Corumbá IV. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.14, n.2, p.135-149, 2013.

ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, p.69-76, 2013.

ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; DISNEY, W. ALVES, A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.3, p.683-690, 2007.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. Washington, D.C, 21st edition, 2005.

BACK, A. J.; OLIVEIRA, J. L. R.; HENN, A. Relações entre precipitações intensas de diferentes durações para desagregação da chuva diária em Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.4, p.391-398, 2012.

BARBOSA, A. M.; FILL, H. D. Modelo de previsão de vazão baseado no hidrograma unitário. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.6 n.4 p.165-174, 2001.

BARRETO, L. V.; FRAGA, M. S.; BARROS, F. M.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S.; CARVALHO, S. R.; BONOMO, P.; SILVA, D. P. Relação entre vazão e qualidade da água em uma seção de rio. **Revista Ambiente & Água**, v.9, n.1, p.118-129, 2014.

BASTOS, A. C. S; FREITAS, A. C. Agentes e processos de interferência, degradação e dano ambiental. In: CUNHA, S. B; GUERRA, J. A. T. (Orgs).

Avaliação e perícia ambiental. 13ª Ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012, p.17-75.

BAZZANO, M. G. P.; ELTZ, F. L. F.; CASSOL, E. A. Erosividade e características hidrológicas das chuvas de Rio Grande (RS). **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v.34, p.235-244, 2010.

BEMFICA, D. C.; GOLDENFUM, J. A.; SILVEIRA, A. L. L. Análise da aplicabilidade de padrões de chuva de projeto a Porto Alegre. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n.4, p. 5-16, 2000.

BENDATI, M. M.; SCHWARZBACH, M. S. R.; MAIZONAVE, C. R. M.; ALMEIDA, L. B.; BRINGHENTI, M. L. 2001. Avaliação da qualidade da água do lago Guaíba (Rio Grande do Sul, Brasil) como suporte para a gestão da bacia hidrográfica. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, RS, Brasil, 03-08 dezembro 2000, ABES.

BENETTI, A.; BIDONI, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C. E. M. (Org). **Hidrologia: ciência e aplicação.** 2ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2001, p.849-876.

BEGRAÏNE, K.; MARHABA, T. F. Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality. **Journal of hazardous materials**, v.100, p. 179-195, 2003.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J.; BARBOSA, F.T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.3, p.485-494, 2004.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo.** 9 ed. São Paulo: Ícone, 2014.

BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. Precipitação. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** 2 ed. Porto Alegre: UFRGS / ABRH, 2001.

BERTOSSI, A.P.A.; CECÍLIO, R.A.; NEVES, M.A.; GARCIA, G.O. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, n.37, p.107-117, 2013.

BESKOW, S.; MELLO, C. R.; COELHO. G.; SILVA, A. M.; VIOLA, M. R. Estimativa do escoamento superficial em uma bacia hidrográfica com base em modelagem dinâmica e distribuída. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.169-178, 2009.

BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 12, 2005, Goiânia. **Anais...**Goiânia, GO, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 2059-2065.

BOLFE, E. L.; SIQUEIRA, O. J. W.; PEREIRA, R. S.; FILIPPINI ALBA, J. A.; MIURA, A. K. Uso, ocupação das terras e banco de dados geográficos da metade sul do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, v.39, n.6, p. 1729-1737, 2009.

BOLLMANN, H. A. ; EDWIGES, T. Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, p.443-452, 2008.

BONTA, J.V.; RAO, A.R. Estimating peak flows small agricultural watersheds. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v.118, n.1, p.122-37, 1992.

BORSATO, F. H.; MARTONI, A. M. Estudo da fisiografia das bacias hidrográficas urbanas no Município de Maringá, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Human and Social Sciences**, v. 26, n. 2, p. 273-285, 2004.

BRAGA, B.; BARBOSA, P. S. F.; NAKAYAMA, P. T. Sistemas de suporte à decisão em recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.3, n.3, p.73-95,1998.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N. EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005, p. 216-220.

BRAGA, B. F.; FLECHA, R.; PENA, D. S.; KELMAN, J. Pacto federativo e gestão de águas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p.17-42, 2008.

BRASIL. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934**. Institui o Código das Águas e dá outras providências. In: **Diário Oficial da União**: Brasília, 27 jul. 1934.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. In: **Diário Oficial da União**: Brasília, 02 set. 1981.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 020, de 18 de junho de 1986**. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. In: **Diário Oficial da União**: Brasília, 30 jul. 1986.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. In: **Diário Oficial da União**: Brasília, 09 jan. 1997.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988** .In: **Diário Oficial da União**: Brasília, 5 out. 1988.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. 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. In: **Diário Oficial da União**: Brasília, 18 mar. 2005.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 397, de 3 de abril de 2008**. Altera o inciso II do parágrafo 4º e a Tabela X do parágrafo 5º, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA nº 357, de 2005, que 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. In: **Diário Oficial da União**: Brasília, 7 abr. 2008.

BRITTO, P. F.; BARLETTA, R.; MENDONÇA, M. Variabilidade espacial e temporal da precipitação pluvial no Rio Grande do Sul: influência do fenômeno El Niño Oscilação Sul. **Revista Brasileira de Climatologia**, v.4, p.37-48, 2008.

CALIL, P. M.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J.; OLIVEIRA, V. A. Caracterização geomorfométrica e do uso do solo da Bacia Hidrográfica do Alto Meia Ponte, Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.4, p.433-442, 2012.

CAMPANHA, M. B.; MELO, C. A.; MOREIRA, A. B.; R. F. S. F.; TADINI, A. M. ; GARBIN, E. V.; BISINOTI, M. C. Variabilidade espacial e temporal de parâmetros físico-químicos nos rios Turvo, Preto e Grande no estado de São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 33, n. 9, p.1831-1836, 2010.

CAMPOS-ARANDA, D. F. Identificación del número N con base en el método del HUT, en quince cuencas rurales de dos zonas geográficas de México. **Agrociencia**, v.43, n.8, p. 763-775, 2009.

CAMPOS-ARANDA, D. F. Identificación del número N mediante el método del HUT, en siete cuencas del alto río Grijalva, México. **Ingeniería Investigación y Tecnología**, v. 12, n.3, p.269-276, 2011.

CAMPOS, J. N. B; VIEIRA NETO, J. F. V.; MARTINS, E. S. Vulnerabilidade de sistemas hídricos: um estudo de caso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.2 n.2, p., 21-44, 1997.

CARVALHO, M. A.; CHAUDRHY, F. H. Aplicação de Hidrograma Unitário Geomorfológico na Previsão de Respostas Hidrológicas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n.4, p.5-17, 2001.

CARVALHO NETO, R. M.; CRUZ, R. C.; AVILA, C. B.; SILVA, R. L. L.; PADILHA, D. G.; CRUZ, J. C.; RECKZIEGEL, T.; DULAC, V. F.; MAZIERO, E. Armazenamento potencial máximo dos solos da Bacia Cinco Veados/RS. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 19, 2011, Maceió. **Anais...** Maceió, AL, Brasil, 27 de novembro - 01 de dezembro 2011, ABRH.

CASARA, K. P.; VECCHIATO, A. B.; LOURENCETTI, C.; PINTO, A. A.; DORES, E. F. G. C. Environmental Dynamics of Pesticides in the Drainage Area of the São

Lourenço River Headwaters, Mato Grosso State, Brazil. **Jornal Brasileiro da Sociedade de Química**, v.23, n.9, p.1719-1731, 2012.

CASTRONOVA, A. M.; GOODALL, J. L. A hierarchical network-based algorithm for multi-scale watershed delineation. **Computers & Geosciences**, v. 72, p.156-166, 2014.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. Apêndice A - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: 2009, 43p.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Água. Águas superficiais. **Relatório de qualidade das águas superficiais de São Paulo**. Apêndice C – Índices de qualidade das águas. São Paulo: 2013, 29p.

CHEVALLIER, P. Aquisição e processamento de dados. In: **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 2ed. Porto Alegre: ABRH, 2001, p.485-525.

CHIEN, H.; YEH, P. J.-F.; KNOUFT, J. H. Modeling the potential impacts of climate change on streamflow in agricultural watersheds of the Midwestern United States. **Journal of Hydrology**, v.491 p.73–88, 2013.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do Rio Pariquera-Açu (SP). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.4, p.337-346, 2010.

DAEE-CETESB. DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Drenagem urbana: Manual de projeto**. São Paulo: DAEE-CETESB. 1979. 476p.

DAEE-CETESB. DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Drenagem urbana – Manual de projeto**. São Paulo: DAEE-CETESB, 1986. 464p.

DAMÉ, R. C. F.; TEIXEIRA, C. F. A.; TERRA, V. S. S. Comparação de diferentes metodologias para estimativa de curvas intensidade-duração-frequência para Pelotas-RS. **Revista Engenharia Agrícola**, v.28, p.245-255, 2008.

DAMÉ, R. C. F.; TEIXEIRA, C. F. A.; TERRA, V. S. S.; ROSSKOFF, J. L. C. Hidrograma de projeto em função da metodologia utilizada na obtenção da precipitação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.1, p. 46–54, 2010.

DELPLA, I.; JUNG A.-V.; BAURES, E.; CLEMENT, M.; THOMAS, O. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. **Environment International**, v.35, p.1225–1233, 2009.

DELPLA, I.; BAURES, E.; JUNG A.-V.; THOMAS, O. Impacts of rainfall events on runoff water quality in an agricultural environment in temperate areas. **Science of the Total Environment**, v. 409, p.1683–1688, 2011.

DEPINÉ, H.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V.; SILVA, M. R. Transporte de sedimentos em suspensão em áreas agrícolas em diferentes escalas espaciais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n.1, jan-mar, p. 97-104, 2011.

DINGMAN, S.L. **Physical Hydrology**. 2ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2002. 646p.

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, 2005.

ELESBON, A. A. A.; GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D ; OLIVEIRA, I. C. Uso de dados SRTM e plataforma SIG na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Braço Norte do Rio São Mateus – Brasil. **Revista Escola de Minas**, v.64, n.3, p. 281-288, 2011.

ELY, D. F.; ALMEIDA, I. R.; SANT'ANNA NETO, J. L. Implicações políticas e econômicas, variabilidade climática e o rendimento da cultura do milho no estado do Paraná. **Boletim de Geografia** [da] Universidade Estadual do Paraná, v. 12, n. 1, p. 495-508, 2003.

ELTZ, F. L. F.; MEHL, H. U.; REICHERT, J. M. Perdas de solo e água em entressulcos em um argissolo vermelho-amarelo submetido a quatro padrões de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.485-493, 2001.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2009. XXVI, 412p. Disponível em: <http://solos.ufmt.br/docs/solos3/SIBCs_2009.pdf>. Acesso em: 20 out. 2012.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Estação Agroclimatológica de Pelotas (Capão do Leão). **Normais climatológicas**. Disponível em: <http://www.cpact.embrapa.br/agromet/estacao/normais.html>. Acesso em: 26 dez. 2014.

ENVIROMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **ArcGIS Desktop 10.2.2 Redlands (CA)**, 2014.1 CD-ROM.

ESTEVES, F. A.; BARBIERI, R. A radiação solar e seus efeitos em ecossistemas aquáticos continentais. In: ESTEVES, F. A. (Coord). **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interferência, 2011, p.137-165.

ESTEVEES, FA.; FIGUEIREDO-BARROS, MP.; PETRUCIO, MM. Principais cátions e ânions. In: ESTEVES, F.A., (coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interferência, 2011, p. 299-321.

ESTEVEES, F. A.; FURTADO, A. L. S. Oxigênio dissolvido. In: ESTEVES, F. A. (coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interferência, 2011, p. 167-190.

ESTEVEES, F. A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. Eutrofização Artificial. In: ESTEVES, F. A. (coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interferência, 2011, p. 625-656.

FAN, F. M. ; COLLISCHON, W.; RIGO, D. Modelo analítico de qualidade da água acoplado com sistema de Informação Geográfica para simulação de lançamentos com duração variada. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.4, p.83-93, 2013.

FELTRAN FILHO, A.; LIMA, E. F. Considerações morfométricas da bacia do Rio Uberabinha-Minas Gerais. **Sociedade & Natureza**, v.19, n.1, p.65-80, 2007.

FEPAM – FUNDAÇÃO DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER. **Qualidade ambiental. Índice de qualidade das águas – IQA**. Disponível em: < <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/iqagua.asp>>. Acesso em: 04 jan. 2015.

FERNÁNDEZ-RENDÓN, C. L.; BARRERA-ESCORCIA, G. Comparación de técnicas para la extracción de bacterias coliformes del sedimento del lago de Xochimilco, México. **Revista Argentina de Microbiología**, v.45, n.3, p.180-184, 2013.

FERRARI, A. L.; VECCHIA, F. A. S.; COLABONE, R. O. Tendência e variabilidade anuais da temperatura e da pluviosidade em Pirassununga-SP, **Revista Brasileira de Climatologia**, v.10, p.30-46, 2012.

FERRARI, J. L.; SILVA, S. F.; SANTOS, A. R.; GARCIA, R. F. Análise morfométrica da sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre, ES. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n.2, p.181-188, 2013.

FERREIRA, M. M. M. Sintomas de deficiência de macro e micronutrientes de plantas de milho híbrido BRS 1010. **Revista Agroambiente**, v.6, n.1, p.74-83, 2012.

FIGUEIREDO, J. A. S.; DRUMM, E.; RODRIGUES, M. A. S.; SPILKI, F. R. The Rio dos Sinos watershed: an economic and social space and its interface with environmental status. **Brazilian Journal of Biology**, v.70, n.4, p.1131-1136, 2010.

FONTES, A. R. M.; BARBASSA, A. P. Diagnóstico e Prognóstico da Ocupação e da Impermeabilização Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n.2, p. 137-147, 2003.

FUJACO, M. A. G.; LEITE, M. G. P.; MESSIAS, M, C. T. B. Análise multitemporal das mudanças no uso e ocupação do Parque Estadual do Itacolomi (MG) através de técnicas de geoprocessamento. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v.63, n.4, p. 695-701, 2010.

FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.6, p.772–780, 2009.

FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T. Qualidade de água na microbacia do Coqueiro, noroeste do Estado de São Paulo. **Water resources and irrigation management**, v.1, n.1, p.61-69, 2012.

GALHARTE, C. A.; VILELLA, J. M.; CRESTANA, S. Estimativa da produção de sedimentos em função da mudança de uso e cobertura do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.2, p.194–201, 2014.

GAO, G.; FALCONER, R. A.; LIN, B. Numerical modelling of sediment-bacteria interaction processes in surface waters. **Water Research**, v. 45, p.1951-1960, 2011.

GASTALDINI, M. C. C. Introdução à qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D.(Orgs). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001, p.428.

GASTALDINI, M. C. C.; MENDONÇA, A. S. F. Conceitos para a avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Orgs). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001, p.429-451.

GASTALDINI, M. C. C.; SILVA, A. R. V. Estudo da Distribuição de Poluentes em Superfícies Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.17, n.4, p.97-107, 2012.

GENOVEZ, A. M. Vazões Máximas. In: **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2001, p. 33-75.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; Soares, J. H. P. 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, 2012.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. Degradação ambiental. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Orgs.). **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010, p.337-379.

GOCIC, M.; TRAJKOVIC, S. Analysis of precipitation and drought data in Serbia over the period 1980–2010. **Journal of Hydrology**, v.494, p.32-42, 2013.

GOLDENFUM, J. A. Pequenas bacias hidrológicas: conceitos básicos. In: PAIVA, J. B. D; PAIVA, E. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2001, p. 3-12.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R.; KIST, S. L. 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, 2005.

GONÇALVES, G. K; MEURER, E.; BORTOLON, L.; GONÇALVES, D. R. N. Relação entre óxidos de ferro e de manganês e a sorção de fósforo em solos no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, n.5, p.1633-1639, 2011.

GONÇALVES, J. C. S. I.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; DIBIAZI, A. L. B.; LETÍCIA HIRATA GODOY, L. H.; CONCEIÇÃO, F. T. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. **Ambiente & Água**, v.7, n.3, p.141-154, 2012.

GRIEBELER, N. P.; PRUSKI, F. F.; MARTINS JÚNIOR, D.; SILVA, D. D. Avaliação de um modelo para a estimativa da lâmina máxima de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25 n. 2, p. 411-418, 2001.

GUO, W.; FU, Y.; RUAN, B.; GE, H.; ZHAO, N. Agricultural non-point source pollution in the Yongding river basin. **Ecological Indicators**, v.36, p.254-261, 2014.

HAIR, J.J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L.; BLACK, W.C. **Análise multivariada de dados**. 5.ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593 p.

HANCOCK, G. R. Modelling stream sediment concentration: An assessment of enhanced rainfall and storm frequency. **Journal of Hydrology**, 430–431, p. 1–12, 2012.

HARTMANN, PHILIPP. **A Cobrança pelo uso da água como instrumento econômico na política ambiental**. Porto Alegre: AEBA, 2010.

HASENACK, H.; WEBER, E. (org.) **Base cartográfica vetorial continua do Rio Grande do Sul – escala 1:50.000**. Porto Alegre: UFRGS/Centro de Ecologia. 2010.1 DVD-ROM (Série Geoprocessamento, 3).

HIRATA, R.; CONICELLI, B. P. Groundwater resources in Brazil: a review of possible impacts caused by climate change. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.84, n.2, p.297-312, 2012.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico**. Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapeamento topográfico**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias>. Acesso em: 20 Dez. 2013.

INÁCIO, E. S. B.; CANTALICE, J. R. B.; NACIF, P. G. S.; ARAUJO, Q. R.; BARRETO, A. C. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.4, p.355-360, 2007.

JAMIESON, R.; GORDON, R.; JOY, D.; LEE, H. Assessing microbial pollution of rural surface waters a review of current watershed scale modeling approaches. **Agricultural Water Management**, v.70, p.1-17, 2004.

KAUFMANN, V.; PINHEIRO, A.; CASTRO, N. M. R. Transporte de compostos de carbono, nitrogênio e fósforo pelo escoamento da água em solos agrícolas na Região Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, n.1, p. 75-86, 2014.

KOBYAMA, M.; MOTA, A. A.; CORSEUIL, C. W. **Recursos Hídricos e Saneamento**. Curitiba: Editora Organic Trading, 2008. 160p. p 43-46.

KUHLMANN, M. L.; IMBIMBO, H. R. V.; OGURA, L. L.; VILLANI, J. P.; STARZYNSKI, R.; ROBIM, M. J. Effects of human activities on rivers located in protected areas of the Atlantic Forest. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.26, n.1, p. 60-72, 2014.

LANA, R. P. Uso racional de recursos naturais não-renováveis: aspectos biológicos, econômicos e ambientais. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.38, p.330-340, 2009.

LEITE, C.D.S.; CORRÊA, G.S.S.; BARBOSA, L.; MELO, A.L.P.; YAMAKI, M.; SILVA, M.A.; TORRES, R.A. Avaliação de características de desempenho e de carcaça de codornas de corte por meio da análise de componentes principais. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.61, n.2, p.498-503, 2009.

LEITE, M. E.; ALMEIDA, J. W. L.; SILVA, R. F. Geotecnologias aplicadas à extração automática de dados morfométricos da bacia do Rio Pacuí/MG. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.64, n.5, p. 677-691, 2012.

LEITE, M. R.; BRITO, J. L. S. Mapeamento morfoestrutural e morfoescultural na região de Cerrado no Norte de Minas Gerais. **Sociedade & Natureza**, v.24, n.1, p.115-126, 2012.

LIBOS, M.; ROTUNNO FILHO, O. C. R.; ZEILHOFER, P. Modelagem da Poluição não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8 n.4, p.115-135, 2003.

LIMA, K. C.; PEREZ FILHO, A.; CUNHA, C. M. L. Características morfológicas e morfométricas dos canais de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Bom Sucesso -

Semiárido da Bahia/Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.14, n.4, p.309-317, 2013.

LIU, C.W.; LIN, K.H.; KUO, Y.M. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. **Science of the Total Environment**, v.313, p.77–89, 2003.

LOPES, F. W. A.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P PEREIRA, J. A. Avaliação da Qualidade das Águas e Condições de Balneabilidade na Bacia do Ribeirão de Carrancas-MG. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.13, n.4, p.111-120, 2008.

LYAUTEY, E., WILKES, G., MILLER, J., VAN BOCHOVE, E., SCHREIER, H., KONING, W., EDGE, T., LAPEN, D.R., TOPP, E. Variation of an indicator of *Escherichia coli* persistence from surface waters of mixed-use watersheds, and relationships with population density and other factors. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 47, p.11-19, 2011.

MACHADO, C. J. S. Recursos Hídricos e Cidadania no Brasil: Limites, Alternativas e Desafios. **Ambiente & Sociedade**, v.6, n.2, p.121-136, 2003.

MAIA, A. L.; AMARAL, I. R.; VERSIANI, B. R. Metodologia DPFT de Identificação do Hidrograma Unitário e das Precipitações Efetivas: Estudo de Caso para a Bacia Hidrográfica de Juatuba – MG. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11, n.1, p.79-90, 2006.

MARCELLINI, S. S. **Análise de critérios para a determinação das tormentas de projeto e sua influência nos hidrogramas em pequenas bacias hidrográficas**. 1994. 176p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Escola Politécnica da USP, Universidade Federal de São Paulo, São Paulo.

MARENCO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, v.22, n.63, 2008. São Paulo.

MARQUES, F. A.; SILVA, D. D.; RAMOS, M. M.; PRUSKI, F. F. AQUORA — Sistema Multi-Usuário para Gestão de Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.14, n.4, p. 51-69, 2009.

MARTEN, H., NAES, T. **Multivariate calibration**, John Wileyand Sons, Chichester, 1991.

MARTINI, L. C. P. Características morfométricas de microbacias hidrográficas rurais de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.13, n.1, p. 65-72, 2012.

MARTINI, L. C. P. ; LANNA, A. E. Medidas compensatórias aplicáveis à questão da poluição hídrica de origem agrícola. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, n.1, p.111–136, 2003.

MATHIAS, D. T.; CUNHA, C. M. L.; MORUZZI, R. B. Implicações geomorfológicas das alterações do escoamento superficial pela urbanização: análise dos processos erosivos na bacia hidrográfica do Córrego Tucunzinho (São Pedro - SP). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.18, n.4, p.101-113, 2013.

MATLOCK, M.; THOMA, G.; CUMMINGS, E.; LEH, M.; WILSON, J. Geospatial analysis of potential water use, water stress, and eutrophication impacts from US dairy production. **International Dairy Journal**, v.31, p.78-90, 2013.

MATOS, M. P.; BORGES, a. c.; MATOS, a. t.; SILVA, e. f.; MARTINEZ, m. a. Effect of time-temperature binomial in obtaining biochemical oxygen demand of different wastewaters. **Engenharia Agrícola**, v.34, n.2, p.332-340. 2014.

MATTOS, J. B.; LOURENÇO, R. A.; NASCIMENTO, S. H. O uso do geoprocessamento como instrumento de análise morfométrica da microbacia do rio Capivara, município de Lençóis - BA. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...Foz do Iguaçu**, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE, p.4555-4562.

MEIER, M. A.; FOLETO, E. M. Implementação dos instrumentos de planejamento das águas no Rio Grande do Sul. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20., 2013, Bento Gonçalves. **Anais...Bento Gonçalves**, RS, Brasil, 17 a 22 de novembro de 2013, ABRH.

MEHL, H.U. **Caracterização de padrões de chuvas ocorrentes em Santa Maria (RS) e sua relação com as perdas de solo e água em entressulcos**. 2000. 53p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

MEHL, H. U. F.; ELTZ, L. F.; REICHERT, J. M.; DIDONÉ, I. A. Caracterização de padrões de chuvas ocorrentes em Santa Maria (RS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.475-483, 2001.

MEIRA, C.T.; PEREIRA, I.G.; FARAH, M. M.; PIRES, A. V.; GARCIA, D.A.; CRUZ, V.A.R. Seleção de características morfofuncionais de cavalos da raça Mangalarga Marchador por meio da análise de componentes principais. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.65, n.6, p.1843-1848, 2013.

MELO JÚNIOR, J. C. F. DE; SEDYAMA, G. C.; FERREIRA, P. A.; LEAL, B. G. Determinação de regiões homogêneas quanto à distribuição de frequência de chuvas no leste do Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n. 2, p.408-416, 2006.

MENDONÇA, L. E. R.; CERQUEIRA, E. S. A.; RIBEIRO, A. S.; CARLOS ANTÔNIO ÁLVARES SOARES RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P. Utilização de sistemas de informações geográficas (SIG) para delimitação e caracterização morfométrica da microbacia do Córrego do Paraíso - Viçosa – MG. **Revista Ceres**, v.54, n.311, p. 55-62, 2007.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v.3, n.4, p.33-38, 2002.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em Suspensão. **Ciência Rural**, v.41, n.3, p.424-432, 2011.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse**. 4ª ed. New York: McGraw-Hill, 2003, 1818p.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; MAGNAGO, P. F. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.12, p.1306–1313, 2011.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 297p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Aspectos conjunturais e os recursos hídricos no Brasil. In: **GEO Brasil – Recursos Hídricos: componentes da série de relatórios sobre o estado e perspectivas do meio ambiente no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente ; Agência Nacional de Águas ; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente; Brasília: MMA; ANA, 2007. 264p.

MÜLLER, K.; DEURER, M.; HARTMANN, H.; BACH, M.; SPITELLER, M.; FREDE, H-G. Hydrological characterisation of pesticide loads using hydrograph separation at different scales in a, German catchment. **Journal of Hydrology**, v.273, p.1-17, 2003.

MUÑOZ, V. A.; VALERIANO, M. M. Modelagem da dissecação por geoprocessamento para delineamento de manchas de solo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13, 2009, Natal. **Anais...Natal**, RN, Brasil, 25 - 30 abril de 2009, INPE, p.7741-7748.

NIETO, N. La gestión del agua: tensiones globales y latinoamericanas. **Política y Cultura**, n. 36, p.157-176, 2011.

NOBLE, R.; MOORE, D. F.; LEECASTER, M. K.; MCGEE, C. D.; WEISBERG, S. B. Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. **Water Research**, v.37, n.7, p. 1637-1643, 2003.

OBI REDDY, G. P.; MAJI, A. K.; GAJBHIYE, K. S. Drainage morphometry and its influence on landform characteristics in a basaltic terrain, Central India – a remote sensing and GIS approach. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v.6, p.1-16, 2004.

OLIVEIRA, S. S.; CUNHA, A. C. Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n.2, p.261-275, 2014.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; CAIXETA, N. R. SIMPLÍCIO, N. C. S.; SOUSA, S. R.; TP ARAGÃO, T. P.; MUNIZ, D. H. F. Implications of water hardness in ecotoxicological assessments for water quality regulatory purposes: a case study with the aquatic snail *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818). **Brazilian Journal of Biology**, v.74, n.1, p.175-180, 2014.

OLIVEIRA, L. F. C.; CORTÊS, F. C.; WEHR, T. R.; BORGES, L. B.; SARMENTO, P. H. L.; GRIEBELER, N. P. Intensidade-duração-frequência de chuvas intensas para localidades no estado de Goiás e Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.30, n.1, p.13-18, 2005a.

OLIVEIRA, L. F. C.; MARTINEZ, M. A.; PRUSKI, F. F.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, G. C. Rotina computacional para a determinação da velocidade de sedimentação das partículas do solo em suspensão no escoamento superficial. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.1, p.126-136, 2005b.

OLIVEIRA, P. T. S. SOBRINHO, T. A. STEFFEN, J. L.; RODRIGUES, D. B. B. Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.8, p.819-825, 2010.

OMO-IRABOR, O. O.; OLOBANIYI, S. B.; ODUYEMI, K.; AKUNNA, J. Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger Delta, Nigeria **Physics and Chemistry of the Earth**, v.33, p.666–673, 2008.

PAREDES, J.; ANDREU, J.; SOLERA, A. A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). **Science of the Total Environment**, v.408, p.2576-2589, 2010.

PARK, SU-Y; CHOI, J. H.; WANG, S.; PARK, S. S. Design of a water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm. **Ecological Modelling**, v.199, p.289-297, 2006.

PERUCCA, L. P.; ANGILIERI, Y. E. Morphometric characterization of del Molle Basin applied to the evaluation of flash floods hazard, Iglesia Department, San Juan, Argentina. **Quaternary International**, v.233, p.81-86, 2011.

PILLON, C. E.; SANTOS, D. C.; LIMA, C. L. R.; ANTUNES, L. O. Carbono e nitrogênio de um Argissolo Vermelho sob floresta, pastagem e mata nativa. **Ciencia Rural**, v.41 n.3, p.447-453, 2011.

PINHEIRO, A.; LOCATELLI, N. D. Evoluções Espaciais e Temporais da Qualidade das Águas dos Mananciais Superficiais da Bacia do Itajaí, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11 n.3, p.71-77, 2007.

PINHEIRO, V. B.; NAGHETTINI, M. Calibração de um Modelo Chuva-Vazão em Bacias sem Monitoramento Fluviométrico a partir de Curvas de Permanência Sintéticas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.15, n.2, p.143-156, 2010.

PINHEIRO, H. S. K.; CHAGAS, C. S.; CARVALHO JÚNIOR, W.; ANJOS, L. H. C. Modelos de elevação para obtenção de atributos topográficos utilizados em mapeamento digital de solos. **Pesquisa Agroecológica Brasileira**, Brasília, v.47, n.9, p.1384-1394, 2012.

PINTO, A. G. N.; HORBE, A. M. C.; SILVA, M. S.R.; MIRANDA, S. A. F.; PASCOALATO, D.; SANTOS, H. M.C. Efeitos da ação antrópica sobre a hidrogeoquímica do rio Negro na orla de Manaus, AM. **Acta amazonica**, v.39, n.3. p. 627-638, 2009a.

PINTO, D. B. F.; SILVA, A. M.; MELLO, C. R.; COELHO, G. Qualidade da Água do Ribeirão Lavrinha na Região Alto Rio Grande-MG, Brasil. **Ciência e Agrotecnologia**, v.33, n.4, p.1145-1152, 2009b.

PINTO, F.E.F. **Influência do Hidrograma Unitário e da Distribuição da Precipitação Útil no Hidrograma de Projecto**. 2009. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Instituto Superior Técnico – Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2009.

PORTO, M. F. A. Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial em Áreas Urbanas. In: TUCCI, C. E.M., PORTO R. L. L., BARROS, M. T. (Orgs). **Drenagem Urbana**. Porto Alegre: 1995, p. 387-428.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L.L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v.22, n.63, p. 43-60, 2008.

POWELL, S. T. Quality of water. In: VEN TE CHOW (ed). **Handbook of applied hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1964, Seção 19-1.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D. **Escoamento Superficial**. 2.ed. Viçosa: UFV, 2003, 87p.

QUEIROZ, A. T.; OLIVEIRA, L. A. Relação entre produção e demanda hídrica na Bacia do Rio Uberabinha, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 25, n.1, p.191-204, 2013.

RADAMBRASIL. **Folha SH-22 Porto Alegre e parte das folhas SH-21 Uruguaiana e SH-22 Lagoa Mirim**. Rio de Janeiro, IBGE, 1986. p.313-404. (Levantamento dos Recursos Naturais, 33).

REBOUÇAS, A.C. Água na Região Nordeste: desperdício e escassez. **Estudos Avançados**, v.11, n.29, p.127-154, 1997.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org. e Coord. Cient.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3.ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p.1-37.

RIBEIRO, J. H.; FERREIRA, N. C. Análise comparativa de redes hidrológicas geradas a partir de superfícies hidrológicamente consistentes. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v.20, n.4, p.784-805, 2014.

RIBEIRO, M. M. R.; LANNA, A. E. L. Instrumentos regulatórios e econômicos: aplicabilidade à gestão das águas e à bacia do rio Pirapama-PE. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 4, p. 41-70, 2001

RIBEIRO, W. C. Oferta e estresse hídrico na região Metropolitana de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 25, n.71, p. 119-133, 2011.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei n. 10.350, de 30 de dezembro de 1994**. Institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, regulamentando o artigo 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul. In: **Diário Oficial do Estado**: Rio Grande do Sul, 01 janeiro. 1995.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual de Meio Ambiente. Departamento de Recursos Hídricos. **Relatório anual sobre a situação dos recursos hídricos no Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 2007, 66p.

ROBAINA, A.D. Modelo para geração de chuvas intensas no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v.4, n.2, p.95-8, 1996.

ROCHA, C. H. B.; FREITAS, F. A.; SILVA, T. M. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.4, p.431–436, 2014

ROCHA, R. M.; LUCAS, A. A. T.; ALMEIDA, C. A. P.; MENEZES NETO, E. L.; AGUIAR NETTO, A. O. Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v.9, n.2, p. 276-287, 2014.

ROMSTAD, E. Team approaches in reducing nonpoint source pollution. **Ecological Economics**, v.47 p.71-78, 2003.

SANCHEZ, S. M.; SILVA, C. H. T. P.; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. Pesticidas e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.3, p.53-58, 2003.

SANT'ANA, A. C. **Análise multivariada da qualidade da água superficial no município de Boa Vista – RR**. 2006. 100f. Dissertação (Mestrado em Recursos

Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Roraima, Boa Vista.

SANTI, G. M.; FURTADO, C. M.; MENEZES, R. S. A.; KEPPELER, E. C. Variabilidad espacial de parámetros e indicadores de calidad del agua en subcuencia hidrográfica del Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil. **Ecología Aplicada**, v. 11, n. 1, p. 23-31, 2012.

SANTIN, J. R.; GOELLNER, E. A gestão dos recursos hídricos e a cobrança pelo seu uso. **Revista Sequência**, n.67, p.199-221, 2013.

SANTOS, A. M.; TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v.7, n.3, p.195-211, 2012.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F.B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, p.60–68, 2013.

SANTOS, Q. R.; FRAGA, M. S.; ULIANA, E. M; REIS, A. S; BARROS, F. M. Monitoramento da qualidade da água em uma seção transversal do rio Catolé, Itapetinga-BA. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v.9, n.16, 2013.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A.M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.10, n.4, p.5-18, 2005a.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A.M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 2: Aplicação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.10, n.4, p.19-29, 2005b.

SCHVARTZMAN, A. S.; NASCIMENTO, N. A.; VON SPERLING, M. Outorga e Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos: Aplicação à Bacia do Rio Paraopeba, MG. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.7 n.1 p.103-122, 2002.

SCS – Soil Conservation Service. Hydrology. In: **National engineering handbook**. Washington: USDA, 1972. p.101-1023.

SCHLINDWEIN, C. M.; CARDOSO, B. F.; SHIKIDA, P. F. A. Evolução dos indicadores de desenvolvimento socioeconômico nos municípios paranaenses que recebem royalties da Itaipu Binacional. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v.6, n.3, p.361-375, 2014.

SILVA, A. E. P. ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. M.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus, **Acta Amazônica**, v. 38, n.4, p.733-742, 2008.

SILVA, C. L. Análise estatística das características de vazão do córrego Capetinga. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.2, p.311-317, 2003.

SILVA, C. L.; OLIVEIRA, C. A. S. Runoff measurement and prediction for a watershed under natural vegetation in Central Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, n.3, p.695-701, 1999.

SILVA, E. R.; DELGADO, R. C.; SOUZA, L. P.; SILVA, I. S. Caracterização física em duas bacias hidrográficas do Alto Juruá, Acre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.7, p.714–719, 2014.

SILVA, G.S.; MIOLA, S.; SILVA, G.S.; SOUSA, E.R. Avaliação da qualidade das águas do Rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de Itaipu, Paraná. **Eclética Química**, v.35, n.3, p.117-122, 2010.

SILVA JÚNIOR, R. O.; COELHO, M. F. C. Instrumentos legais pertinentes à gestão do solo e da água urbanos e sua inserção nas políticas públicas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.2, n.2, p.17-26, 2005.

SILVEIRA, A. L. L. Equação para os coeficientes de desagregação de chuva. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.5, n.4, p.143-147, 2000.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo Hidrológico e Bacia Hidrográfica. In: **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2001, p.35-40.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in northern Greece. **Water Research**, v.37, p.119-124, 2003.

SINGH, K.P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): a case study. **Water Research**, v.38, p.3980–3992, 2004.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques - a case study. **Analytica Chimica Acta**, v.538, p.355-374, 2005.

SINGH, P. K.; BHUNYA, P. K.; MISHRA, S. K.; CHAUBE, U. C. A sediment graph model based on SCS-CN method. **Journal of Hydrology**, v.349, p.244-255, 2008

SINGH, P.; GUPTA, A.; SINGH, M. Hydrological inferences from watershed analysis for water resource management using remote sensing and GIS techniques. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences**, v.17, p.111-121, 2014.

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F.; MIGUEIS, A. M. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará - Brasil). **Acta Amazonica**, v.42, n.3, p. 413-422, 2012.

SIQUEIRA, M. R. A.; ; MARIA FILHO, P. J.; SEIXAS, M. F. L.; TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W.; SILVA, P. A. R. Estimativa do escoamento superficial em área residencial. **Ambiente & Água**, v. 8, (suplemento), p.112-128, 2014.

SOSINSKI, L. T. W. **Caracterização da Bacia Hidrográfica Mirim - São Gonçalo e o uso dos recursos naturais**. Embrapa Clima Temperado (Documentos, n.255). Pelotas, 2009. 35 p.

SOUSA, F. A. S.; LIMEIRA, R. C. Uso de análise multivariada na regionalização de cheias do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11, n.4 p.15-24, 2006.

SOUZA, R. A. S.; ARAÚJO, S. R.; JESUS, V. A. M.; MARQUES, J. J.; CURI, N. GUERREIRO, M. C. Frações de fosfato em reservatórios de água em Lavras-MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v.31, n.2, p.357-365, 2007.

SOUZA, R. B.; SOUZA, J. B.; GOLDFARB, M. C. Determinação e análise do perfil longitudinal do rio Una – PE. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 19, 2011, Maceió. **Anais...** Maceió, AL, Brasil, 27 de novembro - 01 de dezembro 2011, ABRH.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v.63, p.117-142, 1952.

ŠTAMBUK-GILJANOVIĆ, N. Water Quality Evaluation by Index in Dalmatia. **Water Research**, vol. 33, n. 16, p. 3423-3440, 1999.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L. F. S. **Solos do Rio Grande do Sul**, 2. ed., Porto Alegre: EMATER/RS – ASCAR, 2008. 222p.

TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DINIZ, H. D.; DIAS, N. W.; MATOS, F. C. Urbanização e escoamento superficial na bacia hidrográfica do Igarapé Tucunduba, Belém, PA, Brasil. **Ambiente & Água**, v. 7, n. 2, p. 120-142, 2012.

TASSI, R.; ALLASIA, D. G.; MELLER, A.; MIRANDA, T. C.; HOLZ, J.; SILVEIRA, A. L. L. Determinação do parâmetro CN para sub-bacias urbanas do Arroio Dilúvio - Porto Alegre/RS. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste, 1, 2006, Curitiba. **Anais...** Curitiba, PR, Brasil, 27-29 agosto 2006, ABRH.

TAVANTI, D. R.; BARBASSA, A. P. Análise dos Desenvolvimentos Urbanos de Baixo Impacto e Convencional. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.17 n.4, p. 17-28, 2012.

TEIXEIRA, C.F.A.; DAMÉ, R.C.F.; SIQUEIRA, G.A.; BACELAR, L.C.S.D.; GARRÉ, S.O. **Estimativa do parâmetro CN e impacto da urbanização em uma bacia do extremo sul do Brasil**. XIV World Water CONGRESS. Porto de Galinhas, 2011.

TIAN, S.; WANG, Z.; SHANG, H. Study on the Self-purification of Juma River. **Procedia Environmental Sciences**, v.11, p.1328-1333, 2011.

TINO, V.F.; **Utilização de análise de componentes principais na regulação de máquinas de injeção plástica**. 2005, 79f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v.59, n.1, p.181-186, 2002.

TONELLO, K.C.T.; DIAS, H.C.T.; SOUZA, A.L.; RIBEIRO, C.A.A.S.; LEITE, F.P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães – MG. **Revista Árvore**, v.30, n.5, p.849-857, 2006.

TONG, S.T. Y.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Management**, v.66, p. 377-393, 2002.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impactos das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.2, n.1, p.135-152, 1997.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH 1998. 669p.

TUCCI, C. E. M. Precipitação. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2 ed. Porto Alegre: UFRGS / ABRH, 2001.

TUCCI, C. E. M. Processos Hidrológicos e os impactos do uso do solo. In: TUCCI, C. E. M.; BRAGA, B. (Orgs). **Clima e Recursos Hídricos no Brasil**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2003a. p. 31-65.

TUCCI, C. E. M. Parâmetros do hidrograma unitário para bacias urbanas brasileiras. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n.2 , p.195-199, 2003b.

TUNDISI, J. G. O ciclo hidrológico e a distribuição de águas doces no planeta. In: **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez**. São Carlos: RiMA, 3 ed. 2003. 271p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M; PARESCHI, D. C.; LUZIA, A. P.; HAELING, P. H. V.; FROLLINI, E. H. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. **Estudos Avançados**, v.22, n.63, p.159-172, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p.67-76, 2010.

UNDP – United Nations Development Programme. Human Development Report 2006. **Beyond scarcity: Power, poverty and the global water crisis**. New York, USA, Palgrave Macmillan.

UNESCO. Evolution of water use. In: WATER IN ACHANGING WORLD. The United Nations World Water Development Report 3: Paris: UNESCO, and London: Earthscan, 22 de março de 2009.

VALERIANO, M. M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. Geoprocessamento de modelos digitais de elevação para mapeamento da curvatura horizontal em microbacias. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.4, n.1, p.17-29, 2003.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.1, p.55–64, 2010.

VAROL, M.; ŞEN, B. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of Behrimaz Stream, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.159, p. 543–553, 2009.

VAROL, M.; GÖKOT, B.; BEKLEYEN, A.; SEM, B. Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. **Catena**, v.92, p.11-21, 2012.

VESTENA, L. R.; CHECCHIA, T.; KOBAYAMA, M. Análise morfométrica e geomorfológica da bacia hidrográfica do Caeté, Alfredo Wagner/SC. **Boletim de Geografia [da] Universidade Estadual do Paraná**, v.29, n.2, p.93-106, 2012.

VIDAL, T. F.; CAPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.4, p.402-407, 2014.

VIERS, J.; DUPRÉ, B.; GAILLARDET, J. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. **Science of the Total Environment**, v.407, p.853-868, 2009.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: MacGraw-Hill do Brasil, 1975.

VICQ, R.; LEITE, M. P. L. Avaliação da implantação de fossas sépticas na melhoria na qualidade de águas superficiais em comunidades rurais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n.4, p.411-416, 2014.

VON SPERLING, E. Monitoramento Simplificado de Mananciais Superficiais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa, PB, Brasil, 16-21 setembro 2001, ABES. p.1-3.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. 7 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais; 2007. 588p.

WANG, X. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. **Journal of Environmental Management**, v.61, p.25-36, 2001.

WILKES, G.; EDGE, T.A.; GANNON, V.P.J.; JOKINEN, C.; LYAUTEY, E.; NEUMANN, N.F.; RUECKER, N.; SCOTT, A.; SUNOHARA, M.; TOPP, E.; LAPEN, D. R. Associations among pathogenic bacteria, parasites, and environmental and land use factors in multiple mixed-use watersheds. **Water research**, v.45, p. 5807-5825, 2011.

WHO; UNICEF. **Rapid assessment of drinking-water quality: a handbook for implementation**. Geneva: World Health Organization, 2012.

WMO. **Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation**. World Meteorological Organization N°8, 7th edition. Geneva Switzerland, 2008.

YASSUDA, E. R. Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais. **Revista Administração Pública**, v.27, n.2, p.5-18, 1993.

ZANCOPE, M. H.C.; PEREZ FILHO, A.; CARPI JÚNIOR, S. Anomalias no perfil longitudinal e migração dos meandros do rio Mogi Guaçu. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.10, n.1, p.31-42, 2009.

ZHAN, X.; HUANG, M-L. ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. **Environmental Modelling & Software**, v.19, n.10, p.875-879, 2004.

ZHANG, J. D., ZHOU, Y. A., WANG, J. W. Pay attention to rural non-point source pollution, guarantee the security of drinking water. In: **3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical**, 2009. p. 6191–6194.

ZHAO, F.; ZHANG, L.; CHIEW, F. H. S.; VAZE, J.; CHENG, L. The effect of rainfall variability on water balance modelling for south-eastern Australian catchments. **Journal of Hydrology**, v.493, p.16-29, 2013.

ZIA, H.; HARRIS, N. R.; MERRETT, G. V.; RIVERS, M.; COLES, N. The impact of agricultural activities on water quality: A case for collaborative catchment-scale management using integrated wireless sensor networks. **Computers and Electronics in Agriculture**, v.96, p.126-138, 2013.