

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUALIDADE AMBIENTAL

RUDMIR ROGÉRIO DE CAMARGO FAXINA

**DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE VEREDAS NA BACIA DO RIO UBERABINHA:
QUALIDADE DE ÁGUA E SEDIMENTOS**

UBERLÂNDIA

2019

RUDMIR ROGÉRIO DE CAMARGO FAXINA

**DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE VEREDAS NA BACIA DO RIO UBERABINHA:
QUALIDADE DE ÁGUA E SEDIMENTOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental - Mestrado, área de concentração em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Sueli Moura Bertolino

**UBERLÂNDIA
2019**

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

F281 Faxina, Rudmir Rogério de Camargo, 1988-
2019 Diagnóstico ambiental de veredas na bacia do rio Uberabinha
[recurso eletrônico] : qualidade de água e sedimentos / Rudmir
Rogério de Camargo Faxina. - 2019.

Orientadora: Sueli Moura Bertolino.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Pós-graduação em Qualidade Ambiental.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2019.2334>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Desenvolvimento sustentável. I. Moura Bertolino, Sueli, 1977-
, (Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Pós-graduação
em Qualidade Ambiental. III. Título.

CDU: 502.33

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:
Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091
Nelson Marcos Ferreira - CRB6/3074



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Qualidade Ambiental (PPGMQ)				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 17/2019, PPGMQ				
Data:	03 de setembro de 2019	Hora início:	de 14:30	Hora encerramento:	de 16:30
Matrícula do Discente:	11812MQA013				
Nome do Discente:	RUDMIR ROGERIO DE CAMARGO FAXINA				
Título do Trabalho:	DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE VEREDAS NA BACIA DO RIO UBERABINHA: QUALIDADE DE ÁGUA E SEDIMENTOS				
Área de concentração:	Meio Ambiente e Qualidade Ambiental				
Linha de pesquisa:	Processos Ambientais				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Sem vinculação				
Novo título sugerido pela Banca:					

Reuniu-se no Sala 212 A, Bloco 1CCG, *Campus* Glória, da Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental (PPGMQ), assim composta: Prof.^a Dr.^a Sueli Moura Bertolino (Orientadora); Prof. Dr. Ednaldo Carvalho Guimarães (UFU); e Prof.^a Dr.^a Natália Arias Galastri (FATEC JAHU).

Iniciando os trabalhos a presidente da mesa Prof.^a Dr.^a Sueli Moura Bertolino apresentou a Comissão Examinadora e o candidato, agradeceu a presença do público, e concedeu ao Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir A senhora presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos examinadores, que passaram a arguir o candidato. Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o candidato:

Aprovado.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título descrito na tabela acima. O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Ednaldo Carvalho Guimarães, Membro de Comissão**, em 03/09/2019, às 16:29, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Natália Arias Galastri, Usuário Externo**, em 04/09/2019, às 16:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1503131** e o código CRC **1BADE72A**.

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal de Uberlândia (UFU), a Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação (PROPP-UFU), ao Instituto de Ciências Agrárias (ICIAG) e ao Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental (PPGMQ), pelo incentivo a pesquisa, ao desenvolvimento sustentável e suporte de infraestrutura com a cessão de laboratórios, equipamentos e materiais para a realização deste trabalho. A todos os professores do mestrado, em especial aos envolvidos nas diversas fases e etapas desse estudo que colaboraram de alguma forma para a pesquisa científica.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

FAXINA, RUDMIR ROGÉRIO DE CAMARGO. **Diagnóstico ambiental de veredas na bacia do rio Uberabinha: qualidade de água e sedimentos**, 2019. 87p. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia – MG

O Triângulo Mineiro tem apresentado grande crescimento populacional nas últimas décadas, resultando em uma pressão ao ecossistema do Cerrado na região. As veredas, uma das principais fitofisionomias desse bioma, representam o berço de nascentes de água no Cerrado, as quais vêm sofrendo com a crescente demanda por água e áreas, tanto nas cidades quanto na zona rural. Essas áreas são consideradas como de preservação permanente, portanto, seus limites, vegetação natural e qualidade dos recursos hídricos devem ser preservados. Diante dos impactos ambientais que afetam áreas de grande fragilidade como as veredas, este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade de água e sedimentos em cinco áreas alagadas de veredas na região de Uberlândia/MG, sendo três rurais e duas urbanas. Análises de vinte e quatro parâmetros físico-químicos e elementos metálicos foram realizadas durante um período de doze meses, abrangendo épocas chuvosas e de seca. Os dados amostrados foram submetidos a diferentes métodos estatísticos para avaliação da composição química da água e dos sedimentos e classificação das áreas. Os elementos metálicos nos sedimentos foram importantes para a análise de qualidade, pois mostraram que as áreas alagadas foram diferenciadas devido as variações nos usos e ocupação do solo. As análises por componentes principais e agrupamento hierárquico também mostraram que a conservação da vegetação natural nas veredas e nas áreas ao entorno podem contribuir para a qualidade de água. Os atributos químicos avaliados revelaram grandes diferenças na qualidade de água entre as áreas urbanas e rurais. Sendo que a área monitorada com a maior quantidade de parâmetros em não conformidade foi uma das veredas urbanas. Os testes de correlação possibilitaram elucidar fontes externas, antrópicas e naturais de alguns elementos (Ca, Cd, K, Na, Mg e V), principalmente no período chuvoso. Este estudo também mostrou claramente que as áreas com urbanização e conseqüentemente mais intervenções, exercem maior pressão na qualidade de água, do que nos ambientes com vegetação natural preservada.

Palavras-chave: hidrogeoquímica, áreas alagadas, quimiometria.

ABSTRACT

FAXINA, RUDMIR ROGÉRIO DE CAMARGO. **Diagnóstico ambiental de veredas na bacia do rio Uberabinha: qualidade de água e sedimentos**, 2019. 87p. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia – MG

The Triângulo Mineiro region of Minas Gerais in Brazil had a great population growth in the last decades, resulting in losses of biodiversity in the Cerrado biome. The Cerrado wetlands, one of the main phytophysiognomies that represents the birthplace of water sources have been suffering from the growing demand for water and space, both in the urban and rural areas. These areas form a vegetation complex characterized by the occurrence of hydromorphic soils, with groundwater table and the buritis (*Mauritia flexuosa*) as arboreal symbol. These zones are considered as permanent preservation areas, therefore, their limits, natural vegetation and quality of water resources must be preserved. Given the environmental impacts that affect areas of great fragility such as the Cerrado wetlands, this study aimed to evaluate the quality of water and sediment in five wetlands near the city of Uberlândia/MG, being three localized in rural areas and two urban. Analysis of twenty-four physical-chemical parameters and metallic elements were carried out over a period of twelve months covering rainy and dry seasons. The sampled data were submitted to different statistical methods to evaluate the chemical composition of water and sediments and area classification. The metallic elements in the sediments were important for the quality analysis, since they showed that even with a similar soil class, the wetlands were differentiated due to the variations in the uses and occupations of the soil in the region. Principal component and cluster analysis also showed that the conservation of natural vegetation in veredas and surrounding areas may contribute to water quality. The chemical attributes evaluated revealed great differences in water quality between urban and rural areas. The area with the highest number of parameters in non-conformity was one of the urban wetlands. Correlation tests assured the detection of external, anthropogenic and natural sources of some elements (Ca, Cd, K, Na, Mg and V), especially in the rainy season. This study also clearly showed that veredas with urbanization nearby, consequently has more interventions and exert more pressure on water quality than in environments with preserved natural vegetation.

Keywords: hydrogeochemistry, wetlands, chemometrics.

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Associação dos elementos metálicos analisados nos sedimentos	50
Gráfico 2 – PCA das áreas monitoradas com base nos elementos dos sedimentos.....	51
Gráfico 3 – Associação dos elementos metálicos analisados nos sedimentos	53
Gráfico 4 – Classificação das áreas em função dos elementos nos sedimentos	54
Gráfico 5 – Valores de pH observados ao longo das campanhas por área	64
Gráfico 6 – Valores de CE observados ao longo das campanhas por área.....	65
Gráfico 7 – Valores de SDT analisados ao longo das campanhas por área.....	66
Gráfico 8 – Valores de OD observados nas campanhas por área	67
Gráfico 9 – Valores de turbidez analisados nas campanhas por área	68
Gráfico 10 – Valores de DBO _{5,20} analisados por área nas campanhas	69
Gráfico 11 – Associação dos elementos e parâmetros físico-químicos na água	71
Gráfico 12 – PCA das áreas com base nos elementos e parâmetros da água	72
Gráfico 13 – Associação dos elementos e parâmetros físico-químicos na água	73
Gráfico 14 – Classificação das áreas em função dos elementos e parâmetros da água.....	74

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Parâmetros e métodos para avaliação da qualidade de água	39
Quadro 2 – Condições de análise e operação do ICP-OES	40
Quadro 3 – Parâmetros de operação do ICP-OES: Elemento, λ , R^2 e LQ	41

LISTA DE MAPAS

Mapa 1 – Localização da bacia do rio Uberabinha	31
Mapa 2 – Áreas alagadas selecionadas para o monitoramento	32
Mapa 3 – Uso e ocupação do solo na Vr1	34
Mapa 4 – Uso e ocupação do solo na Vr2	35
Mapa 5 – Uso e ocupação do solo na Vr3	36
Mapa 6 – Uso e ocupação do solo na Vu1	37
Mapa 7 – Uso e ocupação do solo na Vu2	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Teores totais, variações e diferenciação estatística dos elementos metálicos nos sedimentos por área alagada monitorada	45
Tabela 2 – Médias, VRQ e VP em mg Kg ⁻¹ dos elementos nos sedimentos por área	47
Tabela 3 – Teores totais recuperados para o material de referência certificado (BCR - 414) pelo método da Água Régia.....	49
Tabela 4 – Pesos dos elementos das PC mais significantes para as áreas monitoradas nas amostras de sedimentos	52
Tabela 5 – Medianas e diferença estatística dos elementos Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni e Zn, entre as estações seca e chuvosa	56
Tabela 6 – Medianas e diferença estatística dos elementos Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Li, Mo, Pb e V, entre as estações seca e chuvosa.....	56
Tabela 7 – Médias, VMP, VRQ e VP em µg L ⁻¹ dos elementos na água por área.....	57
Tabela 8 – Medianas e diferença estatística dos parâmetros de pH, CE, SDT, turbidez, OD e DBO _{5,20} entre as áreas e as estações seca e chuvosa.....	63
Tabela 9 – Médias e Valores Máximos por Classe dos elementos na água por área	70
Tabela 10 – Correlações estatísticas pelo teste de Pearson entre elementos presentes nos sedimentos e na água, por época e área alagada monitorada.....	75

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional das Águas
ANOVA	Análise de Variância
APP	Área de Preservação Permanente
CE	Condutividade Elétrica
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
HCA	Análise por Agrupamento Hierárquico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP	Plasma indutivamente acoplado
ICP-OES	Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
LAPED	Laboratórios de Pedologia
LAQUA	Laboratórios de Qualidade Ambiental
LQ	Limites de Quantificação
MDE	Modelo Digital de Elevação
OD	Oxigênio Dissolvido
PC	Componentes Principais
PCA	Análise por Componentes Principais
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SRTM	Missão Topográfica Radar Shuttle
TFSA	Terra Fina Seca ao Ar
TOPODATA	Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil
UFU	Universidade Federal de Uberlândia
UNITRI	Centro Universitário do Triângulo
USGS	Departamento de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos
VMP	Valores Máximos Permitidos

VP	Valor de Prevenção
Vr1	Vereda Rural 1
Vr2	Vereda Rural 2
Vr3	Vereda Rural 3
VRQ	Valor de Referência de Qualidade
Vu1	Vereda Urbana 1
Vu2	Vereda Urbana 2

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
1.1	Objetivo Geral.....	15
1.2	Objetivos Específicos	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1	Ecosistemas de Vereda.....	16
2.2	Hidrogeoquímica.....	20
2.3	Qualidade de Água e Sedimentos	21
2.4	Quimiometria aplicada a dados ambientais	26
3	MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1	Base Cartográfica Digital.....	29
3.2	Área de Estudo	30
3.3	Levantamento e Seleção das Áreas de Veredas	31
3.4	Uso e ocupação do solo	33
3.5	Caracterização das áreas alagadas.....	33
3.6	Plano de Amostragens de Água e Sedimentos.....	38
3.7	Análises Físico-químicas	39
3.8	Análises Estatística e Quimiometria	41
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
4.1	Caracterização dos Sedimentos	44
4.2	Parâmetros de Qualidade de Água	55
4.3	Classificação da Água nas Áreas Alagadas	70
4.4	Correlações Sedimentos-Água	75
5	CONCLUSÕES.....	78
	REFERÊNCIAS	79

1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui uma significativa reserva de água doce, sendo que grande parte das áreas de nascentes que abastecem as regiões mais populosas do país se encontram nas veredas no Cerrado (LIMA, 2011); um Bioma com diversas espécies endêmicas e também um dos que mais sofreu com os avanços da expansão agrícola nas últimas décadas (GUIMARÃES; ARAÚJO; CORRÊA, 2002; RADA; VALDES, 2012).

Os ecossistemas de vereda são uma das principais fitofisionomias encontradas no bioma Cerrado, sendo talvez uma das mais importantes e ao mesmo tempo sensíveis a intervenções. Existem poucos estudos sobre essas áreas, alguns relatam a biodiversidade da fauna e flora, outros as principais características dos solos. Também existem diferentes termos para sua caracterização, sendo que neste estudo adotou-se como referência a definição de Ribeiro e Walter (2008), de que as veredas formam sistemas de drenagem superficial com afloramento do lençol freático dando origem a áreas alagadas em solos predominantemente hidromórficos, possuindo uma vegetação herbáceo-graminosa e outra arbóreo-arbustiva com a ocorrência de buritis e circundadas por campo limpo. Também são consideradas um complexo vegetacional, pois são áreas dinâmicas e transicionais (ARAÚJO et al., 2002; CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2014). A degradação desse ambiente pode acarretar mudanças na distribuição da vegetação, no solo e na disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos.

A água é o recurso mais importante do mundo para a existência e o desenvolvimento dos seres vivos. Algumas atividades humanas acabam prejudicando a disponibilidade e a qualidade desse valioso recurso (TUNDISI, 2009). As águas que nascem nas veredas formam áreas alagadas em alguns locais, servindo como recurso de subsistência para pequenas propriedades rurais na dessedentação de animais e irrigação. O barramento dessas áreas com a construção de vias rurais e o desvio da água por canais artificiais infelizmente é uma prática comum na região do Triângulo Mineiro. Embora, a maior parte dos usuários não tenha conhecimento dos padrões de qualidade dessa água.

Águas de origem subterrânea como as encontradas nas nascentes de veredas no Cerrado, podem possuir características químicas semelhantes ao local de onde estavam armazenadas (FENZL; RAMOS, 1988). A composição dessa água pode variar com fatores climáticos e intervenções antrópicas. Essas águas também compõem sistemas hídricos a jusante das veredas, sendo estes afluentes de outros cursos d'água que dão continuidade no escoamento superficial. Com isso, as veredas compõem um sistema hídrico de transição entre águas subterrâneas e

superficiais, sem uma legislação específica. Por tanto, o diagnóstico ambiental de veredas torna-se uma importante ferramenta para planejamento e gestão da bacia hidrográfica (LIMA; SILVEIRA, 1991).

Assuntos como crescimento populacional, exploração econômica irracional dos recursos naturais e demanda crescente por espaços são cada vez mais de interesse público, pois seus impactos afetam a todos de modo geral e motivam pesquisas avaliativas, como é o caso deste estudo sobre a qualidade de água e dos sedimentos em veredas, com o intuito de contribuir com a gestão pública.

Levando em consideração que os ecossistemas de vereda são ambientes sensíveis a alterações e que as intervenções antrópicas podem modificar a composição química dos sedimentos e da água, espera-se que exista uma diferenciação estatística entre a qualidade de água e dos sedimentos nas áreas alagadas de veredas, relacionada ao nível de uso e ocupação do solo na região.

Nesse contexto, o presente trabalho objetivou avaliar os sedimentos e a água em função de suas características físico-químicas em cinco áreas alagadas de veredas urbanas e rurais na bacia do rio Uberabinha. Com isso, este estudo pode subsidiar dados ambientais relevantes para a sociedade e para os agricultores que usufruem da água das veredas para subsistência, não podendo olvidar, ainda, se tratar de um importante instrumento para a gestão pública, sobretudo, diante do Estado Socioambiental de Direito em que o aspecto transgeracional do meio ambiente se sobressai.

1.1 **Objetivo Geral**

Avaliar quali-quantitativamente os sedimentos e a água em função de suas características físico-químicas em áreas alagadas de veredas urbanas e rurais na bacia do rio Uberabinha.

1.2 **Objetivos Específicos**

- a) Comparar os dados de diferentes épocas;
- b) Identificar associações entre os atributos químicos e entre as áreas;
- c) Correlacionar parâmetros entre as amostras de sedimentos e de água;
- d) Identificar possíveis intervenções antrópicas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

O estudo foi estruturado e fundamentado com quatro temas relevantes para a condução do diagnóstico ambiental das áreas alagadas de vereda, a saber: ecossistemas de vereda, hidrogeoquímica, qualidade de água e sedimentos e quimiometria aplicada a dados ambientais.

2.1 Ecossistemas de Vereda

O Cerrado ocupa mais de 20% do território brasileiro, com uma área superior a 200 milhões de hectares, sendo o segundo maior bioma em extensão no país. Conhecido como “o berço das águas do Brasil”, este bioma desempenha um papel fundamental no processo de distribuição dos recursos hídricos, pois é o local de origem das grandes regiões hidrográficas do continente sul-americano (LIMA, 2011).

O Cerrado brasileiro pode ser considerado um sistema ambiental que abriga uma grande diversidade e quantidade de espécies da fauna e flora, sendo que muitas dessas são endêmicas (RIBEIRO; WALTER, 2008). Ao longo dos últimos cinquenta anos o Cerrado sofreu grande redução da cobertura vegetal natural, principalmente devido à expansão das fronteiras agrícolas, que ainda continuam com novas culturas, sendo que na região do triângulo mineiro isso não é diferente. Nessas regiões, os resultados das interferências antrópicas, podem ser mais intensos do que em outros biomas, visto que algumas fitofisionomias são mais sensíveis e com baixo poder regenerativo (GUIMARÃES; ARAÚJO; CORRÊA, 2002; RADA; VALDES, 2012).

As principais fitofisionomias encontradas no Cerrado são a Mata Ciliar e de Galeria, Mata Seca, Cerradão, enquadrados em formações florestais; Cerrado sentido restrito, Parque de Cerrado, Palmeiral, Vereda, como formações savânicas e Campo Sujo, Campo Limpo, Campo Rupestre, como campestres. Entretanto, se forem considerados também os subtipos, são reconhecidas 25 fitofisionomias (RIBEIRO; WATER, 2008).

As veredas, uma formação savânica, constituem uma das principais fitofisionomias, pois representam e abrigam a vida neste bioma, sendo responsáveis pelas condições de sua existência, portanto, o desequilíbrio do Cerrado pode acarretar no desequilíbrio das veredas (GAMA, 2006).

O termo veredas possui duas principais conceituações, uma hidrogeomorfológica e outra fitofisionômica. O Manual Técnico de Geomorfologia do Instituto Brasileiro de Geografia e

Estatística (IBGE, 2009) classifica vereda como sendo uma zona deprimida de forma ovalada, linear e plana. Resultante de processos de exsudação do lençol freático, cujas águas convergem para um canal principal com vegetação típica, principalmente palmeiras do tipo buritis. Já o Manual Técnico de Pedologia (IBGE, 2007) relaciona a ocorrência das veredas a solos hidromórficos e ambientes de grande umidade.

De maneira similar ao atual Código Florestal, Lei nº 12.651 de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, a legislação estadual de Minas Gerais define as áreas de vereda como sendo uma fitofisionomia de savana, encontrada em solos hidromórficos onde o lençol freático aflora na superfície, usualmente com a palmeira *Mauritia flexuosa* L.f. (buriti) emergente em meio a agrupamentos de espécies arbustivo-herbáceas (MINAS GERAIS, 2013).

Segundo Ribeiro e Walter (2008), esta fitofisionomia forma sistemas de drenagem superficial com exsudação do lençol freático formando áreas alagadas em solos predominantemente hidromórficos, circundadas por campo limpo com uma vegetação herbáceo-graminosa e outra arbóreo-arbustiva. Além disso, são consideradas um ecossistema complexo, com diversas vegetações, pois são áreas dinâmicas e transicionais com mata ciliar, floresta de galeria, mata alagada e campo úmido (CUNHA, 2014). Para Araújo et al. (2002) as veredas devem ser consideradas um complexo vegetacional.

A florística nas veredas está relacionada a três zonas ligadas à topografia e à drenagem do solo. A zona de borda é um local com solo mais seco, a zona intermediária possui solo medianamente úmido e o fundo da vereda um solo saturado com água. As duas primeiras zonas correspondem à faixa tipicamente campestre e a terceira a mata sempre-verde (RIBEIRO; WALTER, 2008).

Algumas das espécies vegetais encontradas na faixa campestre da vereda pertencem as famílias Asteraceae, Caesalpiniaceae, Fabaceae, Melastomataceae, Myrtaceae e Rubiaceae (BRANDÃO; CARVALHO; BARUQUI, 1991; ARAÚJO et al., 2002; GUIMARÃES; ARAÚJO; CORRÊA, 2002, MEIRELLES et al., 2004). A zona de fundo é onde predominam os buritis e outras espécies de hábito herbáceo, principalmente das famílias Cyperaceae, Poaceae e Eriocaulaceae (ARAÚJO et al., 2002).

As veredas também são refúgios para a fauna, terrestre e aquática, que contribuem para a manutenção da flora, entretanto são áreas sensíveis a alterações e podem apresentar baixa capacidade de regeneração (CARVALHO, 1991).

O surgimento dos ecossistemas de vereda está relacionado com a instalação de drenagem em locais preferenciais de acumulação de umidade, em zonas de falhamento, fraqueza ou

fratura de rochas. Durante a pedogênese, ocorre o abatimento da topografia, formando vales de fundos chatos e vertentes sub-retilíneas com o afloramento do lençol freático (LIMA, 1996). As áreas alagadas das veredas integram um sistema de transição armazenador de água importante para a manutenção de cursos d'água à jusante que são componentes de bacias hidrográficas (LIMA; SILVEIRA, 1991).

As veredas são responsáveis pela alimentação e manutenção da maior parte dos rios do Cerrado (LIMA; SILVEIRA, 1991). Além das águas que brotam, os frutos que nascem nesse ambiente são alimento para saciar a sede e fome dos animais que vivem nesse bioma. As copas dos buritizais servem de berço para diversas espécies da avifauna brasileira, assim como as águas calmas para peixes. Outra das inúmeras funções ecológicas da vereda é de refúgio durante as grandes queimadas no Cerrado (GAMA, 2006).

O solo predominante é do tipo hidromórfico, com a ocorrência de organossolos e gleissolos e de maneira geral apresentam níveis médios de acidez, com altos níveis de ferro e alumínio disponível, baixos níveis de cálcio, magnésio e fósforo, além de níveis adequados de zinco e manganês (RAMOS; HARIDASAN; ARAÚJO, 2014).

Apesar desta importância, as veredas têm sido progressivamente pressionadas, devido às intervenções antrópicas agrícolas e pastoris. Essas áreas estão sendo descaracterizadas pela construção de pequenas barragens e açudes, por estradas, para agricultura, pecuária e até mesmo por queimadas excessivas (GUIMARÃES, 2001).

Quando em desequilíbrio, as veredas podem perder características importantes, como a condutividade hidráulica. Caso o lençol freático sofra rebaixamento devido à impermeabilização do solo, a perenidade das águas é comprometida. Buritis isolados sem a ocorrência de solo encharcado são exemplo de registro de uma área que anteriormente era de vereda, mas que foi aterrada pelas intervenções do entorno (GAMA, 2006).

Para que a vegetação original dos ecossistemas de vereda se mantenha, é extremamente necessária a presença da uma zona úmida, que possui uma camada de matéria orgânico-argilosa. Conforme as observações realizadas por Augustin, Melo e Aranha (2009), esse material argilo-orgânico atua como um tampão que impede o esvaziamento da zona saturada.

Por se tratarem de áreas com importância ecológica e hidrológica e serem sensíveis a alterações, as veredas são Áreas de Preservação Permanente (APP), protegidas por Lei. O código florestal de Minas Gerais (Lei nº 20.922 de 2013) que, em concordância com a esfera federal, conceitua as APP como sendo “a área, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a

biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (MINAS GERAIS, 2013).

A nível nacional, o código florestal Lei nº 12.651 de 2012, dispõe sobre a proteção de vegetações nativas e em seu Art. 4º, inciso XI, determina: “em veredas, a faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 metros, a partir do espaço permanentemente brejoso e encharcado [...]” (BRASIL, 2012).

Em Minas Gerais, a Lei nº 20.922 de 2013 dispõe sobre as políticas florestal e de proteção à biodiversidade no Estado e em seu parágrafo 5º determina:

Nos casos de áreas rurais consolidadas em veredas, será obrigatória a recomposição das faixas marginais, em projeção horizontal, delimitadas a partir do término da área de solo hidromórfico, de largura mínima de: I – 30 m (trinta metros), para imóveis rurais com área de até quatro módulos fiscais; II – 50 m (cinquenta metros), para imóveis rurais com área superior a quatro módulos fiscais. [...] (MINAS GERAIS, 2013).

Embora tenham ocorrido evoluções no uso e ocupação do solo desde a promulgação do primeiro Código Florestal, Lei nº 4.741 de 1965, advinda para assegurar a delimitação de APP, alguns costumes que afetam diretamente a qualidade de água ainda se mantêm. Exemplo do que ocorre em algumas das áreas alagadas de veredas rurais, onde o gado é criado a beira d’água sem nenhuma ou pouca proteção em torno da mata ciliar. O pisoteio do gado pode causar processos erosivos e compactar o solo, afetando a taxa de infiltração de água que abastece os aquíferos subterrâneos (MEIRELLES et al., 2004).

A delimitação e a taxa da degradação das veredas não são amplamente conhecidas e a legislação brasileira é falha em alguns aspectos. O agronegócio convencional contribuiu para a perda de áreas alagadas e as recentes mudanças na legislação ambiental criaram obstáculos à eficácia da proteção florestal e à política de desenvolvimento sustentável (ROSOLEN; OLIVEIRA; BUENO, 2015).

Embora, estabelecer uma regra geral de proteção que contemple sua preservação não é um trabalho simples, uma vez que, existem poucos estudos publicados sobre esse ecossistema e quase nenhuma fiscalização. Proteger integralmente as veredas é um grande desafio, pois é necessário alcançar um equilíbrio entre a preservação ambiental e exploração econômica. Para que isso se concretize é imprescindível ampliar e divulgar os conhecimentos sobre os recursos naturais, as interações e as interferências antrópicas nesses ambientes, dentro do contexto de bacia hidrográfica como unidade de gestão.

2.2 Hidrogeoquímica

A água, como conhecemos, possui três diferentes estados físicos (sólido, líquido e gasoso), propriedades físicas (massa e peso específicos, compressibilidade, dilatação, condutividade térmica e viscosidade), elétricas – pH (potencial Hidrogeniônico) e condutividade – e químicas (solubilidade) específicas e amplamente estudadas (FENZL; RAMOS, 1988). O movimento das águas nos aquíferos e suas propriedades geoquímicas essenciais dependem da temperatura, pressão de vapor, viscosidade, compressibilidade e massa específica (FENZL; RAMOS, 1988; TIKHOMIROV, 2016).

As águas subterrâneas são formadas pela parcela das águas das chuvas que percorrem camadas subsuperficiais do solo, preenchendo os espaços vazios entre as rochas permeáveis, dando origem aos aquíferos (TUNDISI, 2009). Os aquíferos são como reservas de água que alimentam os rios e podem ser classificados em três tipos: fraturado, poroso e cárstico. No Brasil, a Agência Nacional das Águas (ANA) explica que os aquíferos contribuem para a perenidade de cursos d'água e em alguns locais afloram formando áreas alagadas, como nas veredas, sendo responsáveis por uma parcela significativa da água potável utilizada para consumo humano, agricultura e dessedentação de animais.

As águas subterrâneas e de superfície podem apresentar também alterações físico-químicas que podem estar relacionadas com depósitos minerais, além de influências de atividades antrópicas e o levantamento dessas águas pode proporcionar a identificação de áreas anômalas ou depósitos minerais (FENZL; RAMOS, 1988).

A composição química das águas subterrâneas está diretamente ou indiretamente ligada a processos biológicos que ocorrem nos solos e nas zonas saturadas. Os organismos que vivem no solo e nas águas podem liberar compostos orgânicos através de seus processos metabólicos e esses produtos podem ser dissolvidos na água ou sofrerem transformações por ação bacteriana. Algumas plantas (macrófitas) presentes nas áreas alagadas também podem interferir na composição química e qualidade da água, retirando alguns elementos e funcionando como filtros naturais (FAXIN; BERTOLINO; AZEVEDO, 2018). Os processos bioquímicos que utilizam energia solar (fotossíntese), os que redistribuem energia quimicamente armazenada e os que transformam a energia armazenada (oxidação ou redução) são os principais para a hidroquímica das águas (FENZL; RAMOS, 1988; APPELO; POSTMA, 2004).

As águas e o ambiente geológico estão submetidos a processos de transformações geoquímicas contínuos, que dependem da composição química dessas águas, dos fatores físicos

do subsolo e das águas e da existência de influência antropogênica. Existem dois grupos principais de reações que determinam essa composição, a saber: as reações reversíveis com balanço energético favorável ao estabelecimento do equilíbrio químico em condições ambientais e; as reações irreversíveis sob condições naturais (FENZL; RAMOS, 1988; TIKHOMIROV, 2016).

A maior parte dos minerais que constituem a crosta terrestre é originária do intemperismo de silicatos por meio de reações de hidrólise. A hidrólise também é capaz de contribuir decisivamente na formação de novos minerais. Outros dois processos importantes são os de dissolução e precipitação, capazes de produzirem alterações químicas nas águas subterrâneas. Os fatores climáticos, como a precipitação, evapotranspiração, variações de temperatura, também influenciam consideravelmente sobre a composição química das águas, mediante processos de diluição, concentração ou aumento da solubilidade (FENZL; RAMOS, 1988; TIKHOMIROV, 2016).

As condições climáticas de uma determinada região influem na química das águas. A intensidade das chuvas acarreta uma lixiviação rápida dos solos e uma diluição constante da água. Por outro lado, a vegetação é responsável pela produção de Dióxido de Carbono (CO_2) nos solos, com a respiração das raízes e a decomposição da matéria orgânica (FENZL; RAMOS, 1988; APPELO; POSTMA, 2004).

A adsorção química é pré-requisito para as trocas iônicas da água com minerais e substâncias orgânicas. A capacidade e velocidade dessas trocas dependem além da intensidade das ligações dos íons dos minerais, como da temperatura e do pH da água. Os processos de oxirredução determinam a solubilidade de muitas substâncias e se desenvolvem com a participação dos microrganismos. A preservação da qualidade das águas subterrâneas está diretamente relacionada com os processos de adsorção nos solos (FENZL; RAMOS, 1988; TIKHOMIROV, 2016).

2.3 Qualidade de Água e Sedimentos

O Estado de Minas Gerais é conhecido como a “caixa d’água” brasileira em referência à relevância de suas bacias hidrográficas. As principais bacias que compõem a rede hidrográfica do Estado conforme os dados da Divisão de Sistema da Informação do Setor de Geoprocessamento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) são as dos rios Doce, Grande, Jequitinhonha, Mucuri, Paraíba do Sul, Paranaíba, Pardo e São Francisco (MINAS

GERAIS, 2019). Sendo as áreas de veredas selecionadas neste estudo, pertencentes à Bacia do Paranaíba.

A água é um recurso essencial para todas as formas de vida existentes e para o desempenho das atividades humanas e está presente em vários processos físicos, químicos e biológicos. A sobrevivência e o desenvolvimento dependem da água. Entretanto a diversificação dos usos, o descarte de resíduos nos cursos d'água e a destruição das áreas alagadas e matas ciliares têm gerado perdas significativas na qualidade. Isso também está diretamente relacionado à saúde, pois muitas doenças têm veiculação hídrica (TUNDISI, 2009).

A sociedade moderna com suas atividades cotidianas causa um grande impacto transformador da natureza, modificando de muitas formas, direta ou indiretamente, à composição química das águas (FENZL; RAMOS, 1988). A degradação de qualquer tipo de ecossistema aquático, assim como as áreas alagadas de vereda é uma preocupação e tem contribuído para pesquisas e buscas por soluções de controle e preservação ambiental.

A distribuição da água no planeta não é homogênea. O Brasil possui uma imensa disponibilidade hídrica quando comparado com outros países do mundo, porém distribuída de maneira desigual, o que pode gerar períodos de escassez temporária em algumas regiões. A reserva de água doce brasileira representa 53% do continente sul-americano e aproximadamente 12% do total mundial (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2006).

Tundisi (2009) afirma que as estratégias para enfrentar a escassez hídrica devem considerar tecnologias para a diminuição dos desperdícios e consumo excessivo, técnicas de reuso para conservação e proteção de mananciais superficiais e de águas subterrâneas, do contexto local ao global.

A Lei das Águas, a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433 de 1997 que institui a criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas como forma de gerenciamento dos recursos hídricos, permitindo a criação de um plano de gestão dos recursos, veio para assegurar o recurso água em quantidade e qualidade para todos os seus usos. A cobrança pelo uso, o enquadramento e os planos de gerenciamento das bacias são os principais instrumentos deste modelo de gestão (BRASIL, 2006).

Uma bacia hidrográfica pode ser denominada por toda a área que contribui com o escoamento por gravidade para os rios. É definida pelo relevo do terreno e pela extensão do curso d'água principal. Seu contorno é delimitado pelas partes mais altas, chamada de divisor de águas (TUCCI, 2006). Esta área pode ser considerada como um sistema, composto por um conjunto de vertentes e uma rede de drenagem formada por cursos de água (TUCCI, 2000).

Para Tundisi (2009), uma bacia hidrográfica envolve componentes estruturais, funcionais, processos biogeofísicos, econômicos e sociais, possui uma unidade geofísica delimitada, de dimensões variadas que apresenta ciclos hidrológicos e de energia definidos e integra sistemas hídricos a sua montante, jusante e águas subterrâneas e superficiais. Sendo assim, uma unidade ideal para pesquisas e gerenciamento.

A demanda por recursos hídricos provoca alterações que podem gerar conflitos ou influenciar significativamente nos usos existentes, quer seja durante a captação para consumo ou no descarte. Dessa forma, torna-se necessário o enquadramento para garantir a qualidade deste recurso. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 357 de 2005, classifica as águas do território brasileiro conforme seus usos preponderantes, de forma que, após definidos os usos da água em um manancial superficial, também estarão definidos sua classe e a qualidade que este deverá apresentar (BRASIL, 2005). Entretanto, a gestão de águas é de competência estadual e em Minas Gerais a legislação vigente para águas superficiais é a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 05 de 2008 (MINAS GERAIS, 2008).

O sistema hídrico nas veredas pode ser considerado como de transição, porém, a origem da água nas áreas alagadas é predominantemente subterrânea. Para tanto, o CONAMA com a Resolução nº 396 de 2008, dispõe sobre a classificação e fornece diretrizes ambientais para prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas de origem natural (BRASIL, 2008). Como a gestão de águas subterrâneas também é de responsabilidade do Estado, em Minas Gerais as diretrizes e procedimentos estão dispostos na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02 de 2010 e na Deliberação Normativa COPAM nº 166 de 2011 que lista alguns Valores de Referência de Qualidade (VRQ) (MINAS GERAIS, 2010, 2011).

A qualidade dos recursos hídricos tem relação direta com o uso e a ocupação do solo em uma bacia. Dessa forma, a análise da qualidade de água deve considerar as atividades e a interação com os componentes do meio físico, biótico e antrópico (MOTA, 2008). A qualidade da água em qualquer ponto de um corpo hídrico, seja um rio ou uma área alagada, por exemplo, pode refletir a influência da geologia, vegetação, solos, clima, e sobretudo, das atividades antropogênicas. No caso da influência humana, os corpos hídricos são capazes de assimilar diversos materiais provenientes de efluentes, atividades agrícolas, indústrias, construções civis e de qualquer outra atividade em que as condições naturais da bacia hidrográfica são alteradas em função da expansão rural/urbana. Entretanto, alguns fatores podem acabar sendo atenuados

pelos processos naturais, como as chuvas e variações climáticas (SHRESTHA; KAZAMA, 2007).

Von Sperling (2014) faz menção a características físicas, químicas e biológicas da água, que em conjunto, permitem a avaliação de sua qualidade. A qualidade da água pode ser aferida pela concentração de diversos parâmetros, comparados aos padrões e valores orientadores estabelecidos nas legislações vigentes. Entretanto, ainda não existem legislações e padrões específicos para sistemas de transição como é o caso das veredas. Dentre alguns dos parâmetros mais utilizados estão os de turbidez, pH, condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT), demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$) e alguns elementos metálicos.

A turbidez pode ser expressa em unidades de Turbidez (uT) ou unidades Nefelométricas (UNT). É uma medida do grau de interferência à passagem da luz através de um líquido. A redução da intensidade de um feixe de luz ao atravessar um líquido pode ser gerada por absorção e espalhamento. As partículas que originam a turbidez na água são maiores que o comprimento de onda da luz branca. Partículas em suspensão como as inorgânicas de areia, silte, argila e detritos orgânicos como algas e bactérias, podem alterar a penetração da luz na água (BRASIL, 2006). Em ambientes aquáticos naturais, a turbidez está em uma faixa de 3 a 500 uT, podendo ser reduzida por sedimentação (VON SPERLING, 2014). A turbidez também pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas e nos usos doméstico, industrial e de recreação.

O pH representa o logaritmo da atividade de íons hidrogênio em um meio. O valor de pH influencia na distribuição de formas livre e ionizada de diversos compostos, além de ser responsável pela variação no grau de solubilidade de substâncias e de definir a toxicidade de alguns elementos. A variação de pH pode influenciar o equilíbrio de compostos, sendo que valores distantes da neutralidade afetam o crescimento de microrganismos e valores elevados possibilitam a precipitação de metais (VON SPERLING, 2014).

O parâmetro pH é muito útil, pois pode fornecer informações sobre a qualidade de água. A variação de pH em ambientes naturais geralmente ocorre devido ao consumo ou produção de dióxido de carbono (CO_2), realizado por organismos presentes na massa de água (VON SPERLING, 2014). A faixa ideal para a vida aquática é de 6,0 a 9,0. Entretanto, existem exceções naturais onde o pH pode ser mais ácido (4 a 6), como em alguns rios onde a cor é mais intensa em decorrência de ácidos húmicos oriundos de processos de decomposição (VON SPERLING, 2014). Águas subterrâneas naturais em climas tropicais úmidos tendem a ser geralmente mais ácidas, sendo que a acidificação também pode advir da poluição atmosférica

(FENZL; RAMOS, 1988). Podem existir ainda, ambientes aquáticos naturalmente alcalinos em função da composição química de suas águas e da litologia local (BRASIL, 2006).

A CE está diretamente relacionada com as substâncias dissolvidas na água. Este parâmetro avalia indiretamente a quantidade de matéria inorgânica passível de solubilização à fração aquosa. As Deliberações Normativas do COPAM nº 02 e nº 166 não estabelece valores limites para CE (MINAS GERAIS, 2010, 2011).

Para Basso, Moreira e Pizzato (2011), a determinação da concentração de sólidos dissolvidos totais é de extrema importância para a avaliação da qualidade de água e do ambiente, pois estão diretamente relacionados com a produção de sedimentos nos corpos hídricos. Os efeitos desse parâmetro na vida aquática são indiretos, podem reduzir o teor de oxigênio dissolvido levando ao aquecimento do meio. Os sólidos dissolvidos presentes em áreas alagadas podem ser originados de processos erosivos do solo, naturais ou antrópicos, do lançamento de efluentes ou carreados pelas chuvas.

A DBO_{5,20} é uma medida indireta de carbono orgânico biodegradável que afere a quantidade de oxigênio necessário para consumir a matéria orgânica presente em uma alíquota de água através de processos bioquímicos aeróbios. Inúmeros organismos dependem do oxigênio em processos metabólicos que produzem energia para o seu crescimento e reprodução. Em meio aquoso natural, a matéria orgânica presente tende a ser mineralizada por microrganismos aeróbios que consomem oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2014).

Elementos metálicos podem estar presentes em ecossistemas aquáticos de maneira natural ou serem inseridos por meio da atmosfera, das chuvas, pela liberação da rocha matriz, por transporte de outros compartimentos do solo ou por atividades antrópicas diversas (GOMES; SATO, 2011; BEZERRA et al., 2014). O ferro é um exemplo que está presente em grandes quantidades em sua forma insolúvel (Fe^{3+}) em todos os tipos de solo. Em ambientes com ausência de oxigênio dissolvido, se apresenta na forma reduzida e na água pode oxidar e precipitar causando coloração característica ao entrar em contato com a atmosfera (VON SPERLING, 2014). Em áreas alagadas profundas e águas subterrâneas esse elemento também pode ser encontrado em altas concentrações (BRASIL, 2006).

A alta biodisponibilidade, mobilidade e potencial toxicidade de alguns elementos metálicos em organismos aquáticos é preocupante. As alterações na salinidade e no pH têm sido relatadas como as causadoras da mobilidade de metais em ecossistemas aquáticos (CHEN et al., 2010). As preocupações levantadas sobre as potenciais restrições ecológicas relacionadas

principalmente ao Cd são devido aos seus efeitos nocivos sobre os organismos aquáticos (CAO et al., 2015).

Alguns elementos, considerados metais pesados podem ter alta biodisponibilidade, podendo ser adicionados ao meio por atividades antrópicas. O estudo de Cao et al. (2015) ressaltou que os elementos Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Níquel (Ni), Cromo (Cr) e Arsênio (As), podem ser de fontes de resíduos industriais, esgotos e do intemperismo.

O Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos na América Latina (ARAÚJO; OLIVEIRA, 2017). A agricultura convencional é uma das principais fontes de contaminação aquática por metais. Embora os insumos agrícolas sejam responsáveis pelo aumento da produção de alimentos, também liberam esses elementos, principalmente presentes em fertilizantes (Cd, Cr, Pb, Zn) e pesticidas (Cu, Pb, Mn, Zn) (MENDES et al., 2006; SILVA et al., 2016). Fertilizantes fabricados a partir de rochas fosfatadas podem elevar os níveis de metais como Cd, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn no solo (FREITAS et al., 2009). A criação intensiva de animais, principalmente bovinos, suínos e aves também é responsável pela liberação de Cu, As e Zn no solo, por meio dos dejetos (fezes e urina) muitas vezes sem o tratamento adequado (COSTA; DUARTE; NISHYAMA, 2007; FARRÉ et al., 2012).

Barreiras geoquímicas podem influenciar nos níveis de metais na água. A cobertura de plantas que concentram carbono, oxigênio, hidrogênio e nitrogênio, assim como o horizonte de húmus do solo e as colônias de microrganismos podem desempenhar papel importante na dispersão desses elementos (FENZL; RAMOS, 1988).

Alguns metais ocorrem em baixas concentrações e são chamados de elementos traço. Esses oligoelementos tiveram maior destaque com a evolução das tecnologias para análises químicas. A espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) é uma das técnicas mais utilizadas atualmente, pois é capaz de quantificar macro e microelementos em matrizes complexas, proporcionando menor risco de contaminação das amostras, menos interferências e maior agilidade na leitura multielementar (MASSON et al., 1999).

2.4 Quimiometria Aplicada a Dados Ambientais

A avaliação dos dados de qualidade de água pode envolver uma grande quantidade de variáveis, cuja interpretação pode se tornar difícil e dispendiosa (SHRESTHA; KAZAMA,

2007). Com isso, as análises estatísticas computacionais são ferramentas essenciais para facilitar a complexidade matemática e reduzir o tempo sem perder informações (HAIR et al., 2009; FÁVERO; BELFIORE, 2017).

O conceito de quimiometria surgiu na década de 70 baseado na computação científica, envolvendo métodos estatísticos multivariados aplicados a dados químicos. Na década de 80 foi organizada como uma disciplina, surgindo as primeiras publicações associadas a cursos específicos. Porém, foi apenas na década de 90 que ganhou ênfase e expandiu, especialmente no ramo industrial e farmacêutico. Desde então, devido aos instrumentos analíticos adquirirem grandes quantidades de dados e, associado ao aumento da capacidade de processamento dos computadores, a quimiometria se consolidou como uma ferramenta importantíssima para análise de dados (BRERETON 2007, 2009).

Dentro da quimiometria existem diferentes técnicas para análise do comportamento dos dados. Duas das mais utilizadas são as técnicas de análise por componentes principais (PCA) e análise por agrupamento hierárquico (HCA).

A PCA é um método multivariado utilizado para projetar dados n-dimensionais em um espaço de baixa dimensão. Isso é feito através do cálculo de componentes principais obtidas por combinações lineares das variáveis originais. Este método é exploratório porque auxilia na elaboração de hipóteses gerais a partir dos dados coletados. É capaz de separar as informações importantes de redundâncias e aleatoriedades. Em uma análise de componentes principais, o agrupamento das amostras define a estrutura dos dados através de gráficos de *scores* e *loadings*, cujos eixos são componentes principais (PC) nos quais os dados são projetados. Os *scores* definem a composição das PC em relação às amostras, enquanto os *loadings* fornecem essa mesma composição em relação às variáveis. Como as PC são ortogonais, é possível examinar as associações entre amostras e variáveis através dos gráficos dos *scores* e dos *loadings*. O estudo conjunto de *scores* e *loadings* ainda permite estimar a influência de cada variável em cada amostra (HAIR et al., 2009; OTTO, 2016).

A HCA é um processo em que cada passo a matriz de dados é reduzida em uma dimensão, pela reunião de pares semelhantes, até a reunião de todos os pontos em um único grupo. O objetivo é exibir os dados em um espaço bidimensional de maneira a dar ênfase nos agrupamentos e padrões naturais. A distância entre os pontos (amostras) indica a similaridade de suas propriedades, portanto quanto mais próximos estiverem os pontos no espaço amostral, mais parecidos eles são. Os resultados são apresentados na forma de dendogramas que agrupam as amostras em função da similaridade. A técnica de ligação baseada no método de Ward e a

distância euclidiana são algumas das metodologias mais utilizadas (HAIR et al., 2009; OTTO, 2016).

Para Nishihara, Alaburda e Maio (1998), a composição química de amostras de águas minerais é definida pela constituição mineralógica da região na qual é feita sua captação. Diferentes formações geológicas conferem à água depositada nos lençóis freáticos distintas composições minerais, que podem ser evidenciadas com a utilização de métodos multivariados.

Silva et al. (2002) utilizaram as técnicas de PCA e HCA para correlacionar os valores de pH e os teores de Bário (Ba), Cálcio (Ca), Potássio (K), Magnésio (Mg), Sódio (Na) e Vanádio (V) com a procedência de diferentes amostras de água mineral do Estado de São Paulo. Enquanto, Moura, Boaventura e Pinelli (2010) avaliaram a qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo de uma bacia no Distrito Federal por meio de parâmetros físico-químicos e métodos multivariados. Brito, Pereira e Martins (2016) aplicaram a técnica de PCA em um estudo sobre indicadores de atividades humanas em dois cursos d'água de uma bacia no município de Frutal/MG, com parâmetros físico-químicos – temperatura, pH, CE, oxigênio dissolvido (OD), SDT e turbidez – da água e granulométricos dos sedimentos.

Ribeiro et al. (2019) conduziram estudos sobre a qualidade do solo e da água com à análise de elementos traço (As, Cd, Pb, Ni, Zn, Cu, Mn e Fe) em veredas do Triângulo Mineiro, utilizando técnicas de correlação e análise por componentes principais.

Matrizes de correlação e análises multivariadas como a técnica de PCA também foram utilizadas por Cao et al. (2015) na avaliação de elementos metálicos (Cu, Zn, As, Cr, Pb, Ni e Cd) em amostras de sedimentos superficiais de uma baía no sul da China. Bingöl et al. (2013) testaram amostras de água (doce e salgada) de várias localidades na região de Dilovasi em Kocaeli na Turquia quanto a contaminação por metais – Cr, Mn, Cobalto (Co), Ni, Cobre (Cu), Zn, As, Cd, Pb e Mercúrio (Hg) – utilizando plasma indutivamente acoplado (ICP) e um estudo de quimiometria com PCA e HCA.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi dividido em fases com etapas específicas. A primeira fase foi definida pela coleta remota de informações para a construção da base cartográfica digital da área de estudo e o levantamento de veredas. A segunda, caracterizada por visitas a campo, com as etapas de seleção das áreas para monitoramento e coleta de amostras, seguidas pelo processamento das informações das análises físico-químicas e estatísticas.

3.1 Base Cartográfica Digital

A construção da base cartográfica digital foi necessária para a elaboração de mapas e levantamento das áreas de vereda, para isso, foram utilizados os seguintes materiais:

- a) Imagens do Modelo Digital de Elevação (MDE) do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA): 18S48_ZN, 18S495ZN, 19S48_ZN, 19S495ZN, 20S48_ZN e 20S495ZN, elaboradas a partir dos dados da Missão Topográfica Radar Shuttle (SRTM) e disponibilizados pelo Departamento de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos (USGS) (VALERIANO, 2008);
- b) Imagens do satélite Landsat-8, sensor OLI, órbita/ponto 221/073, bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7 obtidas em 12/10/2017 com porcentagem 0,00 de nuvens e qualidade 9;
- c) Imagens PAN e multiespectrais do satélite Cbers-4, PAN5M e PAN10M, órbitas/pontos 157/122 e 158/121, bandas 1, 2, 3 e 4 obtidas entre 25/07/2018 e 12/09/2018 com porcentagem 0,00 de nuvens e qualidade 9.

Os softwares de processamento de imagem e SIG utilizados foram ENVI 5.3 e QGIS 3.4. O primeiro é um programa para visualização, exploração, análise e apresentação de dados de sensoriamento remoto que combina ferramentas de altíssimo desempenho para realizar processamentos avançados em imagens (EXELIS VISUAL INFORMATION SOLUTIONS, 2015). O segundo é um sistema que combina as funções de processamento de imagens, análise espacial e modelagem numérica do terreno (EQUIPE DE DESENVOLVIMENTO DO QGIS, 2018).

As imagens passaram pelo processo de correção geométrica e adequação do sistema de coordenadas. Essa etapa de pré-processamento é importante para a possibilitar a sobreposição espacial adequada dos dados coletados em campo. Para a geração dos mapas e identificação das áreas de vereda foram executados os seguintes procedimentos:

- a) Elaboração da base cartográfica digital da bacia;

A base cartográfica digital da área de estudo contendo seus limites, coordenadas geográficas e rede de drenagem, foi elaborada no QGIS a partir das imagens do MDE do TOPODATA com os algoritmos *r.watershed* e *r.water.outlet*.

- b) Processamento digital de imagens;

As imagens do satélite Cbers-4 foram processadas no ENVI com as seguintes operações:

- Fusão das imagens PAN5m com a multiespectral PAN10m (*HSV Sharpening*),
- Geração do mosaico georeferenciado com as imagens e bandas 3, 4 e 2,
- Recorte do mosaico por meio do vetor com os limites da bacia.

As imagens do satélite Landsat-8 foram processadas no QGIS, com as seguintes operações:

- a) Geração das imagens pancromáticas (*Sharpening*) para composição colorida com as bandas 4, 3 e 2;
- b) Recorte do mosaico por meio do vetor com os limites da bacia.

Com a base cartográfica digital construída, foi possível realizar a caracterização da área de estudo com a determinação de alguns atributos básicos, bem como, mapear as áreas alagadas em veredas e confeccionar mapas.

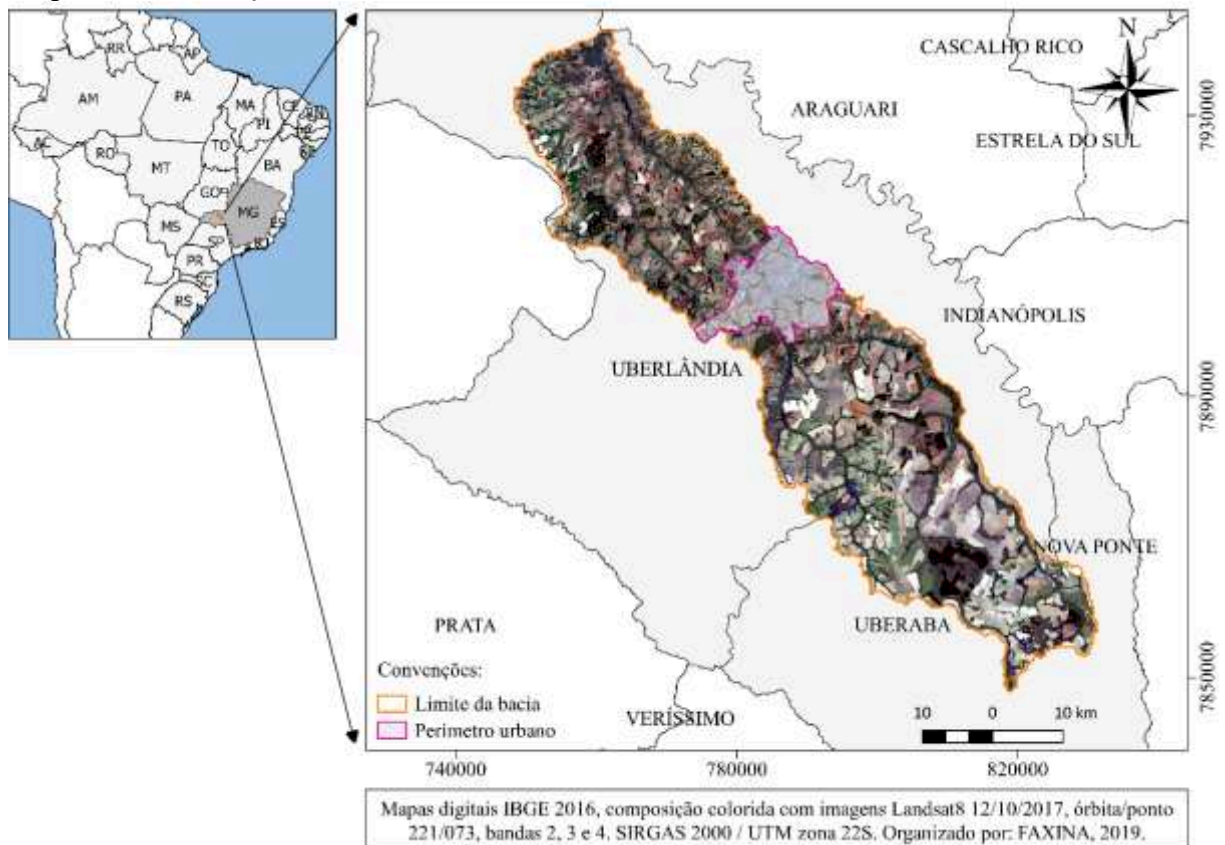
3.2 Área de Estudo

As áreas de estudo deste trabalho estão inseridas na sub bacia do rio Uberabinha. Essa região hidrográfica (mapa 1) possui uma área de aproximadamente 2.200 km², sendo drenada pelo rio Uberabinha e ribeirões Bom Jardim, das Pedras e Beija Flor. Está localizada na mesorregião do Triângulo Mineiro e abrange os municípios de Tupaciguara, Uberlândia e Uberaba. O rio Uberabinha é o curso d'água principal e possui aproximadamente 155 km de extensão, sendo um afluente à margem esquerda do rio Araguari que por sua vez, compõe a bacia do rio Paranaíba.

O clima na porção superior da bacia é do tipo (Aw), na região do município de Uberlândia predomina-se o tipo Cwa, enquanto na parte inferior o tipo Cwb, conforme a classificação de Köppen-Geiger (ALVARES et al., 2013). Ao longo do ano existem duas estações bem definidas, uma quente e seca e outra chuvosa. A concentração de chuvas ocorre nos meses de dezembro e janeiro, com média anual de 1.350 mm e o período de escassez, entre maio e outubro, com temperatura média anual de 23 °C (FLAUZINO, 2014).

A geologia da região é composta principalmente pelo Grupo Bauru (Cretáceo), sendo que esse conjunto sedimentar está assentado sobre rochas Pré-Cambrianas do Grupo Araxá (BACCARO et al., 2001). O relevo é suavemente ondulado sobre formações sedimentares e a área da bacia está inserida em um conjunto de formas denominadas de Domínio dos Chapadões Tropicais do Brasil Central e Planaltos e Chapadas da Bacia Sedimentar do Paraná e o solo predominante é da ordem dos Latossolos (DEL GROSSI, 1991; REATTO; CORREIA; SPERA, 2008). Conforme o Inventário Florestal de Minas Gerais, o uso e ocupação do solo na bacia está voltado principalmente para o cultivo de culturas cíclicas e pastagens de gado e a vegetação natural predominante é composta por fitofisionomias do Cerrado (CARVALHO; SCOLFORO, 2008).

Mapa 1 – Localização da bacia do rio Uberabinha



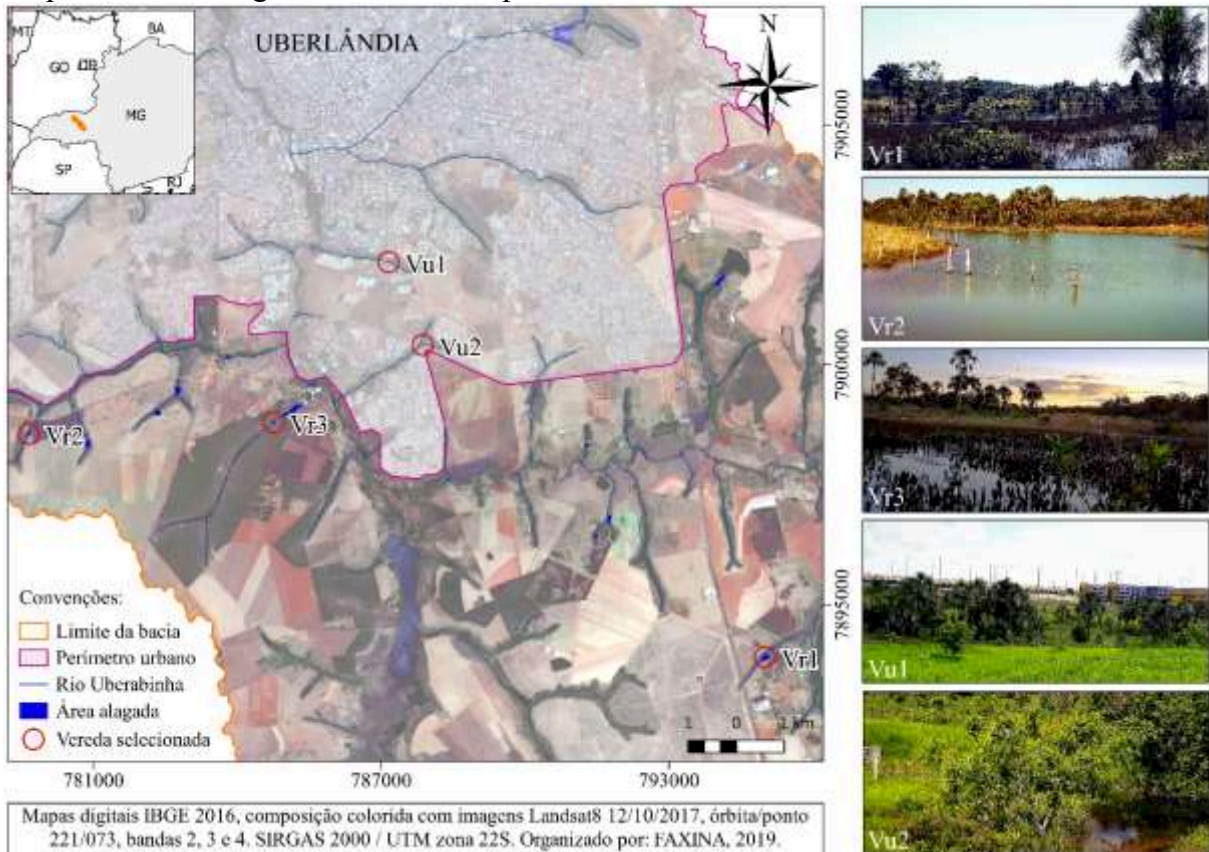
Fonte: autoria própria, 2019.

3.3 Levantamento e Seleção das Veredas

A identificação das veredas foi conduzida por fotointerpretação com imagens do satélite Cbers-4 na base cartográfica digital da bacia de estudo. Foram identificadas possíveis áreas alagadas em veredas urbanas e rurais na região de Uberlândia/MG por meio do software QGIS.

Posteriormente, com visitas a campo, foram selecionadas cinco dessas áreas com características típicas, como a presença de solo hidromórfico, buritis na faixa central e formação de área alagada, para monitoramento por um período de doze meses. As áreas alagadas selecionadas para o monitoramento (mapa 2) foram diferenciadas conforme a proximidade do perímetro urbano e o uso e ocupação do solo na região.

Mapa 2 – Áreas alagadas selecionadas para o monitoramento



Fonte: autoria própria, 2019.

Dentre as veredas selecionadas, duas estão localizadas em área urbana e foram denominadas de vereda urbana 1 (Vu1) e vereda urbana 2 (Vu2). As demais áreas em zona rural foram nomeadas de vereda rural 1 (Vr1), vereda rural 2 (Vr2) e vereda rural 3 (Vr3). Sendo que esta última é uma área com vegetação protegida e diversos estudos ecológicos em desenvolvimento pelo Instituto de Biologia – UFU. Os pontos de coleta foram alocados ao longo das áreas alagadas conforme as dimensões e condições de acessibilidade em campo.

3.4 Uso e Ocupação do Solo

Os mapas de uso e ocupação do solo foram confeccionados a partir das imagens processadas do satélite Cbers-4. A delimitação da APP teórica foi realizada por foto interpretação da área de solo hidromórfico, conforme disposto no Art. 4º, inciso XI do atual Código Florestal brasileiro (BRASIL, 2012).

Os usos do solo foram diferenciados em classes definidas conforme as informações visuais disponíveis e conhecimentos de campo. A organização foi feita em dez categorias diferentes, a saber:

- a) Solo exposto - solo sem cobertura vegetal e sem uso;
- b) Pastagem - cobertura vegetal graminosa destinada a criação de gado;
- c) Hortifrutigranjeiro - cultivo de hortaliças e/ou granjas de avicultura;
- d) Cultura cíclica - cultivo de monoculturas cíclicas;
- e) Área vegetada - remanescentes de vegetação natural e/ou reflorestamento, praças, canteiros e áreas verdes em geral;
- f) Área alagada - acúmulo de água subterrânea;
- g) Estrada rural/Via urbana - acesso para automóveis com ou sem pavimentação asfáltica;
- h) Construção (rural/urbana) - áreas com edificações consolidadas;
- i) Vazio urbano - áreas não construídas e não enquadradas como áreas verdes no perímetro urbano;
- j) Expansão urbana - espaços loteados e/ou com construções em andamento no perímetro urbano.

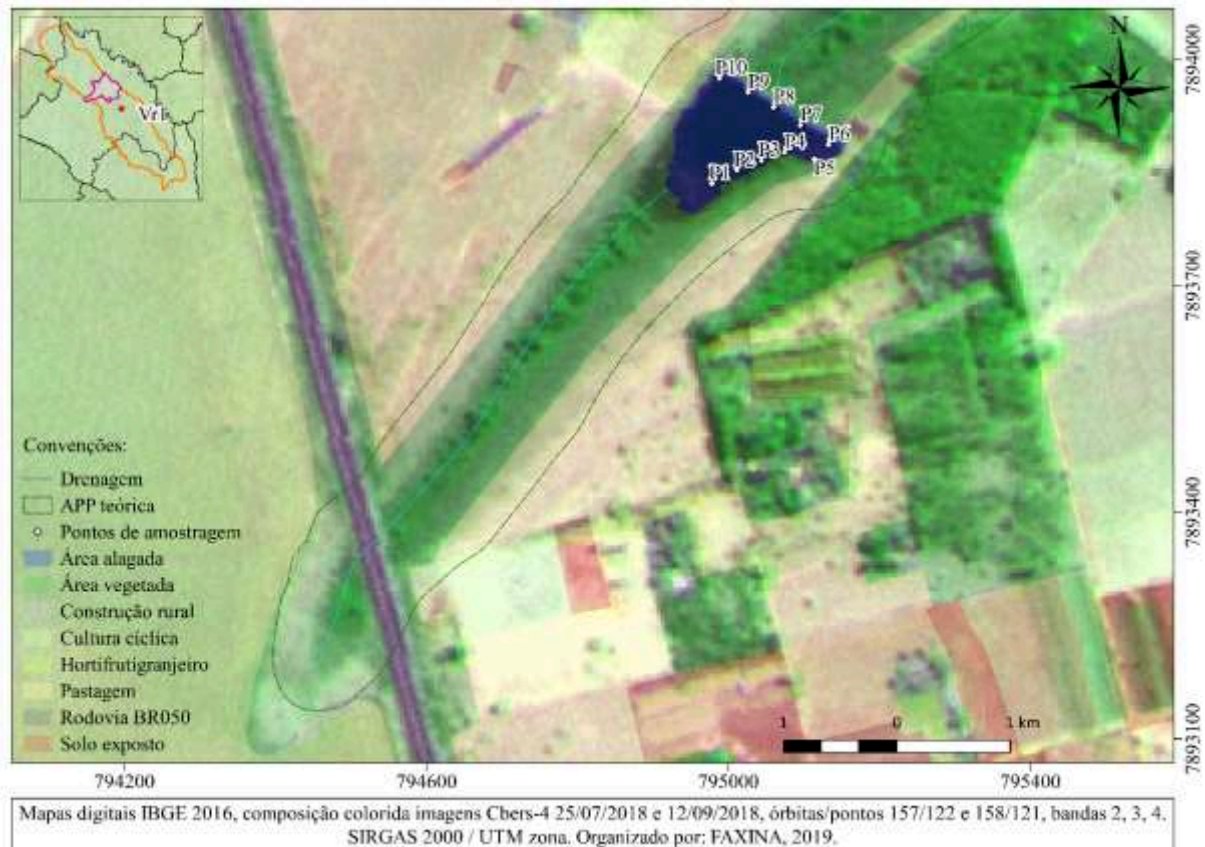
A área de cada classe foi extraída pela calculadora de campo por meio da tabela de atributos do QGIS, a partir da interseção da APP teórica com as camadas de cada classe de uso e ocupação do solo.

3.5 Caracterização das Veredas Seleccionadas

Dentre as veredas em zona rural, a Vr1 abrange diferentes propriedades e está localizada próxima à Rodovia BR050, centralizada nas coordenadas 795003,00 E e 7893898,00 S. A vegetação é característica de veredas, porém está circundada por áreas com cultivo de culturas cíclicas e pastagens. A cabeceira foi seccionada pela rodovia e suas faixas de domínio, mas

encontra-se cercada até a área alagada, com exceção de um pequeno trecho onde existe acesso para dessedentação de animais. O mapa 3 ilustra os principais usos e ocupação do solo na Vr1.

Mapa 3 – Uso e ocupação do solo na Vr1

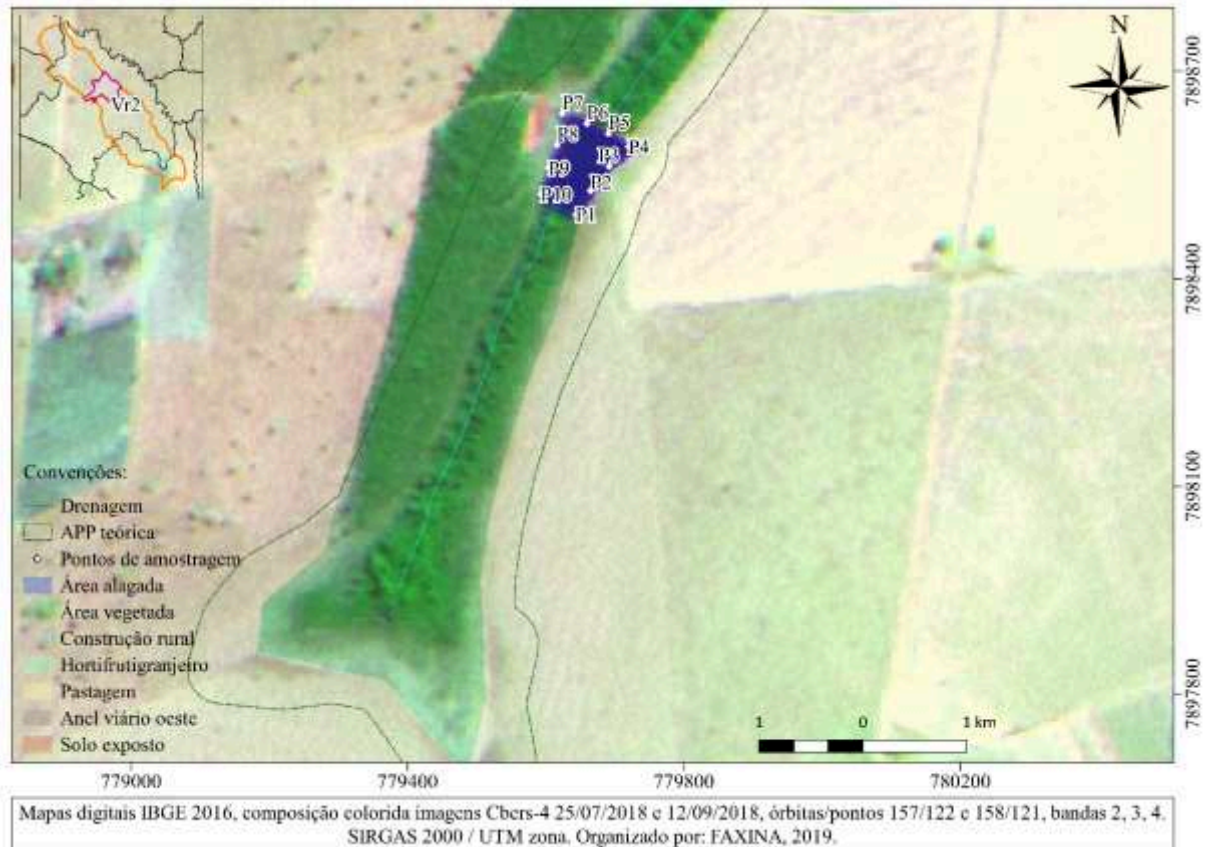


Fonte: autoria própria, 2019.

Dentro da área de APP teórica delimitada no mapa de uso e ocupação do solo da Vr1, a área alagada possui 22.683 m², outros 65,56% são ocupados por remanescentes de vegetação natural e reflorestamento, 21,40% por pastagens de gado, 1,41% por hortifrutigranjeiros, 0,93% pelo cultivo de culturas cíclicas e 2,24% pela Rodovia BR050, sendo que suas faixas de domínio foram consideradas como áreas vegetadas não naturais.

A Vr2 está centralizada nas coordenadas 779647,12 E e 7898570,00 S, próxima ao anel viário do setor oeste do município de Uberlândia. A vegetação da área é característica de vereda, porém está circundada por um dos lados com pastagem para gado e por outro com um pequeno fragmento remanescente de Cerradão. Em uma das margens da área alagada o acesso para dessedentação animal é livre, sendo possível observar sinais de pisoteio e dejetos próximos a água rotineiramente. O mapa 4 ilustra os principais usos e ocupação do solo na Vr2.

Mapa 4 – Uso e ocupação do solo na Vr2



Fonte: autoria própria, 2019.

Na área de APP teórica definida no mapa de uso e ocupação do solo da Vr2, a área alagada possui 11.847 m², 61,71% são de remanescentes de vegetação natural de vereda e cerradão, 33,76% de pastagens, 0,59% solos expostos e 0,64% ocupado pelo anel viário do setor oeste, sendo que suas faixas laterais de domínio foram consideradas como áreas vegetadas não naturais.

A Vr3 está localizada no interior da Reserva Legal do Clube Caça & Pesca em Uberlândia, centralizada nas coordenadas 784754,15 E e 7898807,11 S. A vegetação no local é bastante característica da fitofisionomia de vereda e assim como nas outras áreas, com presença de buritis na faixa central, além de outras espécies arbustivas circundados por área de campo limpo. O mapa 5 ilustra os principais usos e ocupação do solo na Vr3.

Mapa 5 – Uso e ocupação do solo na Vr3



Fonte: autoria própria, 2019.

Dentro da APP teórica delimitada para a Vr3 no mapa de uso e ocupação do solo, a área alagada possui 11.152 m², 94,43% são ocupados por vegetação natural (vereda, campo limpo e cerradão) e apenas 1,16% por solos expostos nas vias de acesso rural.

A Vu1 está localizada próxima ao Centro Universitário do Triângulo (UNITRI), na Avenida Nicomedes Alves dos Santos em Uberlândia, com área alagada centralizada nas coordenadas 787137,17 E e 7902135,35 S. Nesta área a vegetação é característica de vereda, similar a encontrada nas áreas rurais, entretanto em alguns trechos também ocorre fragmentos de mata de galeria. O mapa 6 ilustra os principais usos e ocupação do solo na Vu1.

Mapa 6 – Uso e ocupação do solo na Vu1



Fonte: autoria própria, 2019.

Na APP teórica do mapa de uso e ocupação do solo da Vu1, a área alagada possui 2.394 m². Os remanescentes de vegetação natural e áreas com algum tipo de cobertura vegetal ocupam 88,47% da APP, outros 3,13% são ocupados por construções urbanas, 2,77% por vias urbanas, 1,54% por áreas de expansão urbana, 1,52% por solos expostos e 1,42% por áreas consideradas de vazio urbano. Os canteiros das vias públicas foram considerados como áreas vegetadas não naturais. Nas proximidades da área alagada também existem áreas urbanas em expansão.

A Vu2 está localizada em uma vereda próxima ao anel viário do setor sul de Uberlândia, com área alagada centralizada nas coordenadas 787801,29 E e 7900429,38 S. Nesse local, a vegetação se mistura entre mata ciliar e de nascentes com a fitofisionomia característica de vereda. Também é possível observar obras de engenharia (escada hidráulica) e outras intervenções próximas a área alagada. No entorno existem loteamentos residenciais em expansão e bairros já consolidados, bem como algumas áreas de vazio urbano. O mapa 7 ilustra os principais usos e ocupação do solo na Vu2.

Mapa 7 – Uso e ocupação do solo na Vu2



Fonte: autoria própria, 2019.

A APP teórica do mapa de uso de ocupação do solo da Vu2 possui uma área alagada 363,30 m². As áreas com construção urbana e intervenções representam 0,33%, áreas de expansão urbana 0,74%, vazios urbanos 5,37% e vias urbanas 2,57%, sendo que 90,91% são ocupados por remanescentes de vegetação e algum tipo de cobertura vegetal. Os canteiros das vias foram considerados como áreas vegetadas, porém não naturais.

Assim como o curso d'água principal é de suma importância para o município de Uberlândia, seus contribuintes são fundamentais para a manutenção das propriedades rurais na região, visto que, todas as veredas selecionadas e monitoradas são contribuintes diretos do curso d'água principal.

3.6 Plano de Amostragens de Água e Sedimentos

Foram realizadas quatro amostragens de água, denominadas de C1, C2, C3 e C4, e uma de sedimentos em um período abrangendo diferentes épocas, de julho de 2018 a julho de 2019, a fim de contemplar a sazonalidade e possíveis variações dos parâmetros no ambiente. Com

base no comportamento hidrológico da região, levando em consideração que a concentração das chuvas ocorre nos meses de dezembro e janeiro e a estiagem entre maio e outubro, conforme análise dos dados da normal climatológica (1981 – 2010) do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, os dados das duas primeiras campanhas foram considerados como sendo a época de seca e as demais a época chuvosa (INMET, 2018).

Em cada campanha foram extraídas amostras simples de 50 mL em tubos *falcon* com o auxílio de um coletor e 1000 mL em frasco âmbar em amostragem composta, de acordo com as dimensões de cada área alagada, sendo 5 nas veredas localizadas em zona urbana e 10 nas rurais, a fim de garantir representatividade. As amostras de água foram coletadas e armazenadas conforme as orientações dispostas nas NBR 9897 e 9898 de 1987 (ABNT, 1987a; ABNT, 1987b).

Na campanha única de amostragem de sedimentos foram coletadas 34 amostras simples de 0,5 Kg, sendo 5 em cada área alagada urbana e 8 nas rurais, em pontos distribuídos conforme as dimensões de cada área. As amostragens foram realizadas com um dispositivo pressurizado confeccionado em PVC, na profundidade de 0 a 0,05 m. As amostras coletadas foram secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas e passadas em peneira ABNT 50, obtendo-se terra fina seca ao ar (TFSA).

3.7 Análises Físico-químicas

Para avaliação da qualidade de água, foram realizadas análises físico-químicas (quadro 1) dos parâmetros de pH, Condutividade Elétrica (CE), Turbidez, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}) e dos elementos metálicos Al, Ba, Be, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, V e Zn.

Quadro 1 – Parâmetros e métodos para avaliação da qualidade de água

Amostra	Parâmetros	Metodologias	Unidade
Água	pH	Multiparâmetros HANNA HI 9829	-
Água	CE	Multiparâmetros HANNA HI 9829	$\mu\text{s cm}^{-1}$
Água	Turbidez	Multiparâmetros HANNA HI 9829	UNT
Água	SDT	Multiparâmetros HANNA HI 9829	mg L^{-1}
Água	OD	Multiparâmetros HANNA HI 9829	mg L^{-1}
Água	DBO _{5,20}	Método Manométrico – (APHA; AWWA; WEF, 2012)	mg L^{-1}
Água/Sedimentos	Elementos metálicos*	ICP-OES Agilent Technologies 5100	mg L^{-1}

* Al, Ba, Be, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, V, Zn.

Fonte: autoria própria, 2019.

Para avaliação dos sedimentos, foram analisados os mesmos elementos das amostras de água, sendo seus teores totais extraídos pelo método conhecido como água régia, uma modificação do método EPA 3051A (MCGRATH; CUNLIFFE, 1985; USEPA, 1998). Triplicatas de subamostras de 500 mg, foram adicionadas em tubos de borosilicato e misturadas com 9 mL de Ácido clorídrico (HCL) (32%) e 4 mL de Ácido Nítrico (HNO₃) (65%) (3:1) concentrados de pureza analítica, deixando em repouso para pré-digestão por 12 horas em bloco digestor. Posteriormente, foram submetidas ao aquecimento em três estágios: (I) a 105 °C por uma hora; (II) elevação da temperatura a 140 °C até ponto de secura; e, (III) o resíduo foi resuspendido com 12 mL de HCL (20% v/v) e novamente aquecido em bloco digestor por mais 20 minutos a 80 °C. A solução final obtida foi submetida a filtragem lenta, transferida para balões e seu volume aferido para 50 mL com água deionizada. Para armazenamento, a solução foi transferida para tubos *falcon* de 50 mL e acondicionados sob refrigeração em geladeira até o momento da leitura por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

O controle de qualidade do método utilizado para análise dos teores totais de metais nas amostras de sedimentos foi avaliado por meio das taxas de recuperação de uma amostra de referência certificada BCR[®] - 414 (European Commission – Join Research Centre).

A calibração completa do equipamento multiparâmetro foi executada previamente a cada campanha de amostragem em campo com as soluções padrões HANNA[®] para os parâmetros selecionados.

As soluções de calibração para o ICP-OES foram preparadas utilizando soluções estoque Agilent[®], sendo os padrões com 100 miligramas por litro (mg L⁻¹) de concentração para Ca, Fe, Na e K e 10 mg L⁻¹ para os demais. As condições de operação do aparelho tanto para as análises das amostras de água quanto para as de sedimentos estão dispostas no quadro 2.

Quadro 2 – Condições de análise e operação do ICP-OES

Parâmetro	Valor
Potência RF	1200W
Plasma	12L min ⁻¹
Auxiliar	1L min ⁻¹
Vazão do nebulizador	0,7L min ⁻¹
Velocidade da bomba	12 rpm
Replicatas	4
Leituras por replicatas	5

Fonte: autoria própria, 2019.

Os parâmetros analíticos de comprimentos de onda selecionados (λ), coeficiente de determinação (R^2) e limites de quantificação (LQ) para às análises de água e sedimentos estão apresentados no quadro 3.

Quadro 3 – Parâmetros de operação do ICP-OES: Elemento, λ , R^2 e LQ

Elemento	λ (nm)	R^2	LQ (mg L ⁻¹)
Al	396.152	0,9996	0,0040
Ba	455.403	0,9997	0,0005
Be	313.042	0,9991	0,0010
Ca	396.847	0,9990	0,0050
Ca ⁽¹⁾	422.673	0,9996	8,0000
Cd	226.502	0,9996	0,0005
Co	238.892	0,9999	0,0010
Cr	283.563	0,9998	0,0005
Cu	327.395	0,9995	0,0005
Fe	238.204	0,9991	0,0050
K	766.491	0,9999	0,0600
Li	670.783	0,9989	0,0005
Mg	279.553	0,9981	0,0040
Mn	257.610	0,9997	0,0005
Mo	202.032	0,9998	0,0005
Na	588.995	0,9954	0,0100
Ni	230.299	0,9998	0,0020
Pb	220.353	0,9994	0,0080
V	292.401	0,9998	0,0020
Zn	213.857	0,9994	0,0020

⁽¹⁾ Parâmetro com comprimento de onda utilizado apenas para amostras de sedimentos.

Fonte: autoria própria, 2019.

As análises foram conduzidas nos Laboratórios de Qualidade Ambiental (LAQUA), LAQUA/ICP e de Laboratórios de Pedologia (LAPED), ambos localizados no Campus Umuarama da Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Os parâmetros físico-químicos e os elementos metálicos foram selecionados conforme as orientações da Resoluções n° 396 e n° 420 do CONAMA e Deliberação Normativa do COPAM n° 166 (BRASIL, 2008, 2009; MINAS GERAIS, 2011).

3.8 Análises Estatística e Quimiometria

Os resultados do ICP-OES por configuração padrão de operação são emitidos em partes por milhão (ppm). Com isso, foi necessário a conversão dos resultados em miligrama por Litro (mg L⁻¹) para as amostras de água e miligrama por Quilo (mg Kg⁻¹) para as de sedimentos. As

unidades de ppm e mg L⁻¹ são equivalentes. Entretanto, para a conversão de ppm para mg Kg⁻¹ foi utilizado a equação (1).

$$\text{Metais (mg Kg}^{-1}\text{)} = \left(\frac{\text{Concentração de metais (mg L}^{-1}\text{)} * \text{Volume da amostra (L)}}{\text{Peso da amostra (Kg)}} \right) \quad (1)$$

Onde: a concentração de metais (mg L⁻¹) foi o resultado gerado pelo ICP-OES; o volume da amostra (L) foi o volume final da solução aferido em balão volumétrico após a metodologia de digestão (0,05 L); o peso da amostra foi a parcela de sedimentos utilizada no processo de digestão (0,0005 Kg).

Os dados das análises físico-químicas de água e sedimentos foram submetidos à estatística descritiva. As médias dos parâmetros foram testadas conforme as condições de normalidade, aditividade, independência e homogeneidade para aplicação de análise de variância (ANOVA). Os elementos analisados nas amostras de sedimentos com comportamento heterogêneo e/ou sem distribuição normal foram submetidos à transformação dos dados, a saber: Ba= \sqrt{x} ; Ca= $\frac{1}{\log(x)}$; Cu= $\log(x)$; K= \sqrt{x} ; Mg= $\log(x)$; Mn= $\frac{1}{\log(x)}$; Na= $\frac{1}{\sqrt{x}}$; Pb= \sqrt{x} e as médias foram comparadas pelo teste de Tuckey. Os parâmetros analisados nas amostras de água sem distribuição normal foram considerados não paramétricos e avaliados pelo método de Kruskal-Wallis.

Um estudo das associações existentes entre os elementos analisados nos sedimentos e na água, e entre o parâmetro pH e os metais das amostras de água foi conduzido pelo coeficiente de correlação de Pearson (ρ), que mede o sentido e a intensidade da relação linear entre duas variáveis aleatórias. O sentido da correlação pode ser positivo ou negativo, no intervalo de $-1 \leq r \leq 1$, sendo que a intensidade será maior, quanto mais próximo a $|1|$. As correlações diretas (positivo) indicam que quanto maior a concentração de um determinado elemento nos sedimentos, maior a concentração deste elemento na água, ou quanto menor a concentração nos sedimentos, menor a concentração na água e vice-versa. Já as correlações indiretas (negativo) indicam estatisticamente que quanto maior a concentração de um elemento nos sedimentos, menor a concentração na água, ou quanto menor a concentração nos sedimentos, maior a concentração na água e vice-versa (HAIR et al., 2009; FÁVERO; BELFIORE, 2015).

As médias dos elementos das amostras de água e de sedimentos foram dispostos em matrizes. Os dados foram submetidos a um estudo de quimiometria, com aplicação da PCA e HCA, a fim de identificar possíveis associações entre os grupos de elementos e entre as áreas. As análises descritiva, univariada e de correlação foram executadas com o suplemento ActionStat[®] para Excel[®] (EQUIPE ESTATCAMP, 2015). Os métodos multivariados foram

aplicados no STATISTICA[®] (STATSOFT, 2014). Os tratamentos com análise de significância foram considerados significativos para $p < 0,05$.

Com os resultados das análises foram elaboradas tabelas e gráficos para classificar a qualidade de água e identificar possíveis influências antrópicas conforme os usos e ocupação do solo nas áreas alagadas monitoradas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do diagnóstico ambiental das veredas foram divididos em caracterização dos sedimentos, parâmetros de qualidade de água, classificação da água nas áreas alagadas e correlações sedimentos-água.

4.1 Caracterização dos Sedimentos

Os teores totais extraídos (tabela 1) para os elementos metálicos (Al, Ba, Be, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, V e Zn) nas amostras de sedimentos das áreas alagadas das veredas monitoradas podem ser comparados com os valores encontrados nas camadas superficiais de solo de outros estudos, como os desenvolvidos por Marques et al. (2004), Ramos et al. (2006), Campos et al. (2013), Jacob et al. (2013), Rosolen et al. (2015b) e Ribeiro et al. (2019).

Tabela 1 – Teores totais, variações e diferenciação estatística dos elementos metálicos nos sedimentos por área alagada monitorada

Área Elem.	Vr1		Vr2		Vr3		Vu1		Vu2	
	Teor total ⁽¹⁾	CV ⁽²⁾	Teor total ⁽¹⁾	CV ⁽²⁾	Teor total ⁽¹⁾	CV ⁽²⁾	Teor total ⁽¹⁾	CV ⁽²⁾	Teor total ⁽¹⁾	CV ⁽²⁾
Al	39,69 ± 11,06	a 27,87	28,21 ± 7,72	ab 27,37	24,16 ± 10,05	b 41,60	21,25 ± 10,83	b 50,99	24,16 ± 10,50	b 43,46
Ba*	13,13 ± 4,94	bc 37,68	4,64 ± 1,39	d 30,02	15,94 ± 5,21	b 32,70	70,32 ± 21,89	a 31,13	7,01 ± 3,31	cd 47,15
Be	0,10 ± 0,04	ab 38,49	0,06 ± 0,01	b 24,98	0,15 ± 0,05	a 35,79	0,17 ± 0,08	a 47,02	0,10 ± 0,08	ab 79,08
Ca*	0,27 ± 0,09	a 33,02	0,27 ± 0,11	a 41,87	0,22 ± 0,08	a 36,16	4,44 ± 2,73	b 61,49	0,20 ± 0,10	a 48,59
Cd	3,33 ± 1,40	ab 42,12	2,12 ± 0,73	b 34,35	2,28 ± 1,90	b 83,25	4,94 ± 1,27	a 25,66	1,57 ± 0,72	b 45,91
Cr	56,66 ± 9,06	a 15,99	52,94 ± 7,83	a 14,79	83,28 ± 33,63	a 40,38	78,89 ± 14,11	a 17,88	74,69 ± 47,03	a 62,97
Cu*	20,59 ± 5,57	bc 27,04	14,86 ± 2,65	b 17,81	16,14 ± 6,93	b 42,96	59,37 ± 26,56	a 44,74	36,01 ± 39,43	ab 109,48
Fe	15,54 ± 4,59	ab 29,56	10,84 ± 3,07	b 28,33	10,73 ± 7,22	b 67,27	19,59 ± 3,00	b 15,31	7,20 ± 4,84	b 67,23
K*	0,15 ± 0,05	bc 36,60	0,10 ± 0,03	b 33,70	0,12 ± 0,05	b 38,99	0,44 ± 0,20	a 44,67	0,10 ± 0,04	b 42,36
Li	2,09 ± 0,59	bc 28,07	1,63 ± 0,45	b 27,89	1,70 ± 0,81	ab 47,86	3,46 ± 1,13	a 32,73	2,86 ± 2,07	ab 72,56
Mg*	0,10 ± 0,01	bc 15,11	0,11 ± 0,05	b 42,60	0,14 ± 0,06	b 43,63	0,87 ± 0,48	a 55,26	0,12 ± 0,05	b 37,75
Mn*	60,52 ± 19,95	a 32,96	69,23 ± 12,17	a 17,58	105,65 ± 149,90	a 141,87	234,12 ± 102,40	b 43,74	57,79 ± 14,05	a 24,31
Mo	0,54 ± 0,16	ab 30,01	0,72 ± 0,09	a 12,81	0,54 ± 0,12	ab 21,81	0,43 ± 0,22	b 50,60	0,49 ± 0,07	ab 14,08
Na*	0,21 ± 0,03	a 13,69	0,19 ± 0,01	a 7,65	0,20 ± 0,03	a 12,81	0,83 ± 0,43	b 52,27	0,19 ± 0,02	a 11,13
Ni	11,71 ± 2,08	bc 17,73	10,67 ± 1,23	b 11,56	12,95 ± 3,36	ab 25,95	15,63 ± 2,27	a 14,54	11,47 ± 2,21	b 19,31
Pb*	5,89 ± 2,54	ab 43,03	2,84 ± 0,70	b 24,46	5,91 ± 2,82	ab 47,75	10,73 ± 2,77	a 25,83	6,82 ± 6,12	ab 89,72
V	82,00 ± 19,10	ab 23,29	68,83 ± 15,54	ab 22,57	84,00 ± 35,79	ab 42,61	102,56 ± 8,19	a 7,99	55,55 ± 15,14	b 27,25
Zn	36,24 ± 12,81	b 35,33	75,56 ± 29,52	b 39,07	275,60 ± 64,23	a 23,30	76,02 ± 40,96	b 53,88	84,46 ± 29,24	b 34,62

⁽¹⁾ Teor total: Média ± desvio padrão. ⁽²⁾ Coeficiente de variação (CV): %. * Elementos submetidos à transformação dos dados.

Médias seguidas por letras iguais horizontalmente, não diferem entre si pelo teste de Tuckey ($\alpha=0,05$).

Unidades: Al, Ca, Fe, K, Mg e Na (g Kg⁻¹); Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, V e Zn (mg Kg⁻¹).

Fonte: autoria própria, 2019.

As diferenças entre os teores naturais de metais em solos podem ser atribuídas, principalmente, ao material de origem e a fatores pedogenéticos (GUILHERME et al., 2005). Em relação aos sedimentos, essa afirmação corrobora parcialmente com os baixos teores encontrados nas veredas analisadas, visto que toda a região do Triângulo Mineiro incluindo a bacia do rio Uberabinha foi esculpida em rochas sedimentares, sobretudo do Grupo Bauru, representadas pelos arenitos das Formações Marília, Adamantina e Uberaba, e da Formação Botucatu do Grupo São Bento e encontra-se assentada sobre rochas Pré-Cambrianas, representadas principalmente pelos xistos do Grupo Araxá (BACCARO, 1991). Solos derivados de rochas sedimentares e ígneas ácidas cristalinas, apresentam teores mais baixos de metais quando comparados aos solos originados de rochas básicas, especialmente as máficas que são mais ricas em metais (SÁ PAYE et al., 2010).

A influência da pedogênese não é óbvia, pois os teores médios de metais podem variar amplamente entre amostras diferentes de solos pertencentes a uma mesma classe (SÁ PAYE et al., 2010). Essas variações nos teores médios também foram observadas em solos, por outros autores, como Fadigas et al. (2006) e Sá Paye et al. (2010), os quais justificam essas diferenças em função das variações nas suas propriedades físico-químicas. Para os sedimentos, outro fator que pode exercer influência nas variações dos elementos metálicos são as atividades antrópicas. As alterações nos usos e ocupações do solo podem contribuir com a adição de metais não naturais em uma determinada área. Variações dos teores superiores aos valores de referência podem ser caracterizadas como contaminação.

A Deliberação Normativa do COPAM nº 166 de 2011 lista os valores orientadores de alguns elementos metálicos para fins de referência de qualidade (VRQ) e valor de prevenção (VP) de contaminação do solo. Dentre as substâncias listadas na Deliberação Normativa do COPAM nº 166 de 2011 e as analisadas nos sedimentos neste trabalho estão nove elementos (tabela 2), sendo que ainda não existem valores definidos para o Al, Be, Ca, Fe, K, Li, Mg, Mn e Na (MINAS GERAIS, 2011).

Tabela 2 – Médias, VRQ e VP em mg Kg⁻¹ dos elementos nos sedimentos por área

	Vr1	Vr2	Vr3	Vu1	Vu2	VRQ	VP
Ba	13,13	4,64	15,94	70,32	7,01	93	150
Cd	3,33*	2,12*	2,28*	4,94*	1,57*	<0,4	1,3
Cr	56,66	52,94	83,28*	78,89*	74,69	75	75
Cu	20,59	14,86	16,14	59,37*	36,01	49	60
Mo	0,54	0,72	0,54	0,43	0,49	<0,9	30
Ni	11,71	10,67	12,95	15,63	11,47	21,5	30
Pb	5,89	2,84	5,91	10,73	6,82	19,5	72
V	82,00	68,83	84,00	102,56	55,55	129	-
Zn	36,24	75,56*	275,60*	76,02*	84,46*	46,5	300

* Parâmetros com valor médio acima do Valor de Referência de Qualidade estabelecido na Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011.

Fonte: autoria própria.

Em relação aos VRQ e VP estabelecidos na Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011, foram observados valores médios superiores para quatro elementos metálicos (Cd, Cr, Cu e Zn) nas áreas alagadas monitoradas. Sendo que a Vu1 foi o local de amostragem com maior número de inconformidades.

Dentre os elementos encontrados em maior concentração nas amostras de sedimentos analisadas, destacam-se o alumínio (Al) e o ferro (Fe), ambos abundantes no grupo dos Latossolos, predominante nas áreas monitoradas. Em áreas alagadas profundas e águas subterrâneas o Fe também pode ser encontrado em altas concentrações (BRASIL, 2006). As concentrações de ferro (Fe) em solos de veredas são importantes por causa das reações de oxirredução que controlam a disponibilidade e mobilidade de outros elementos (RIBEIRO et al., 2019).

Para o bário (Ba) foi estabelecido na Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011 o valor de 93 mg Kg⁻¹ como referência de qualidade do solo e 150 mg Kg⁻¹ como limiar para prevenção (MINAS GERAIS, 2011). Nos sedimentos analisados as concentrações ficaram abaixo dos valores de referência, sendo que a maior média encontrada para o mesmo elemento foi de 70,32 mg Kg⁻¹ na Vu1 e a menor 4,64 mg Kg⁻¹ na Vr2.

Em relação ao cádmio (Cd), foram estabelecidos os valores de < 0,4 mg Kg⁻¹ como VRQ e 1,3 mg Kg⁻¹ para VP (MINAS GERAIS, 2011). Entretanto nas análises conduzidas foram encontrados valores superiores em todas as áreas monitoradas, com destaque para a área Vu1 onde a média foi de 4,94 mg Kg⁻¹. Em estudos dos solos de veredas no Triângulo Mineiro, Ribeiro et al. (2019), encontraram um valor máximo de Cd inferior (0,077 mg Kg⁻¹), assim como o valor médio (1,88 mg Kg⁻¹) observado por Campos et al.

(2013) anteriormente na mesma região. Internacionalmente, em um estudo realizado com mais de 300 áreas de solo alagado, Jacob et al. (2013) encontraram valor médio de 0,382 mg Kg⁻¹ para o Cd. Este elemento é bioacumulativo, ou seja, também pode ter sido depositado nos sedimentos das áreas alagadas através de usos e ocupações do solo anteriores.

Os VRQ e VP definidos para o cromo (Cr) foram de 75 mg Kg⁻¹. Este parâmetro foi o único que não apresentou significância estatística dentre os resultados analisados. Entretanto, duas das cinco áreas (Vr3 e Vu1) apresentaram valores médios superiores ao VRQ e VP estabelecidos na Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011 (MINAS GERAIS, 2011).

A referência de qualidade indicada para o cobre (Cu) foi de 49 mg Kg⁻¹ e o limiar de prevenção 60 mg Kg⁻¹ (MINAS GERAIS, 2011). No geral, a maioria das áreas apresentaram concentrações médias de Cu nos sedimentos inferiores à referência de qualidade, sendo que na Vu1 o valor médio foi de 59,37 mg Kg⁻¹. Ribeiro et al. (2019) também encontraram valores de cobre abaixo da referência de qualidade. Enquanto Rosolen et al. (2015) observaram concentrações de Cu variando de 31 mg Kg⁻¹ a 88 mg Kg⁻¹ em solos na mesma região. Os autores também enfatizaram que o principal risco de contaminação das veredas do Triângulo Mineiro pode advir do cromo, arsênio e cobre oriundos de insumos agroquímicos.

Em relação ao molibdênio (Mo), o valor de 30 mg Kg⁻¹ foi definido como limiar de prevenção e valores < 0,9 mg Kg⁻¹ indicados como referência de qualidade (MINAS GERAIS, 2011). Para este elemento, todas as áreas apresentaram concentrações médias inferiores ao estabelecido.

Para o níquel (Ni) foram definidos os valores de 21,5 mg Kg⁻¹ como sendo referência de qualidade e 30 mg Kg⁻¹ como limiar para prevenção (MINAS GERAIS, 2011). Todas as áreas monitoradas apresentaram valores inferiores ao estabelecido como referência. Ribeiro et al. (2019) observaram que o Ni não é diretamente influenciado pelas condições alternantes de oxirredução, típicas de ambientes alagados também encontraram valores abaixo da referência na maioria das veredas avaliadas.

O VRQ determinado para o chumbo (Pb) foi de 19,5 mg Kg⁻¹ enquanto VP foi 72 mg Kg⁻¹ (MINAS GERAIS, 2011). Dentre as médias dos sedimentos analisados nas áreas alagadas, não foram encontradas inconformidades. Ribeiro et al. (2019) também encontraram valores inferiores ao limiar de prevenção nos solos de veredas na mesma

região. Em outros solos do mesmo bioma de Cerrado, Rosolen et al. (2015b) observaram variações nas concentrações de 12,1 a 81 mg Kg⁻¹ de Pb.

Para o elemento vanádio (V), a referência de qualidade é de 129 mg Kg⁻¹ (MINAS GERAIS, 2011). A maior média observada foi na Vu1 (102,56 mg Kg⁻¹) e nenhuma área apresentou valor superior ao estabelecido.

No caso do zinco (Zn), a referência definida foi de 46,5 mg Kg⁻¹ para qualidade e 300 mg Kg⁻¹ como prevenção (MINAS GERAIS, 2011). Foram observados valores acima do estabelecido como referência de qualidade em quatro das cinco áreas monitoradas e a única que apresentou valor inferior foi a Vr1 (36,24 mg Kg⁻¹). Em estudo realizado por Marques et al. (2004) os valores de Zn encontrados nos solos de veredas da mesma região variaram de 5 mg Kg⁻¹ a 36 mg Kg⁻¹.

Os valores de recuperação de metais para solubilização total das amostras do material de referência certificado variaram de 80 a 162% (tabela 3).

Tabela 3 – Teores totais recuperados para o material de referência certificado (BCR - 414) pelo método da Água Régia

	Elemento	Teor total ⁽¹⁾		Recuperação ⁽²⁾	Unidade
Certificado	Cd	0,62	± 0,04	162,75	mg Kg ⁻¹
	Cr	24,58	± 0,73	103,29	mg Kg ⁻¹
	Cu	40,84	± 1,72	138,44	mg Kg ⁻¹
	Fe	1,49	± 0,01	80,56	g Kg ⁻¹
	K	8,55	± 0,15	113,27	g Kg ⁻¹
	Mn	241,36	± 5,65	80,72	mg Kg ⁻¹
	Mo	1,36	± 0,15	100,49	mg Kg ⁻¹
	Ni	17,49	± 0,38	93,03	mg Kg ⁻¹
	Pb	4,24	± 0,40	106,80	mg Kg ⁻¹
	V	8,16	± 0,16	100,74	mg Kg ⁻¹
	Zn	96,98	± 0,82	86,90	mg Kg ⁻¹
Não certificado	Al	2,20	± 0,06	-	g Kg ⁻¹
	Ba	29,08	± 0,53	-	mg Kg ⁻¹
	Be	0,10	± 0,00	-	mg Kg ⁻¹
	Ca	31,30	± 0,33	-	g Kg ⁻¹
	Li	3,74	± 0,10	-	mg Kg ⁻¹
	Mg	1,40	± 0,02	-	g Kg ⁻¹
	Na	8,81	± 0,19	-	g Kg ⁻¹

⁽¹⁾ Média ± desvio padrão. ⁽²⁾ % Recuperação = (valor recuperado ÷ valor certificado) × 100.

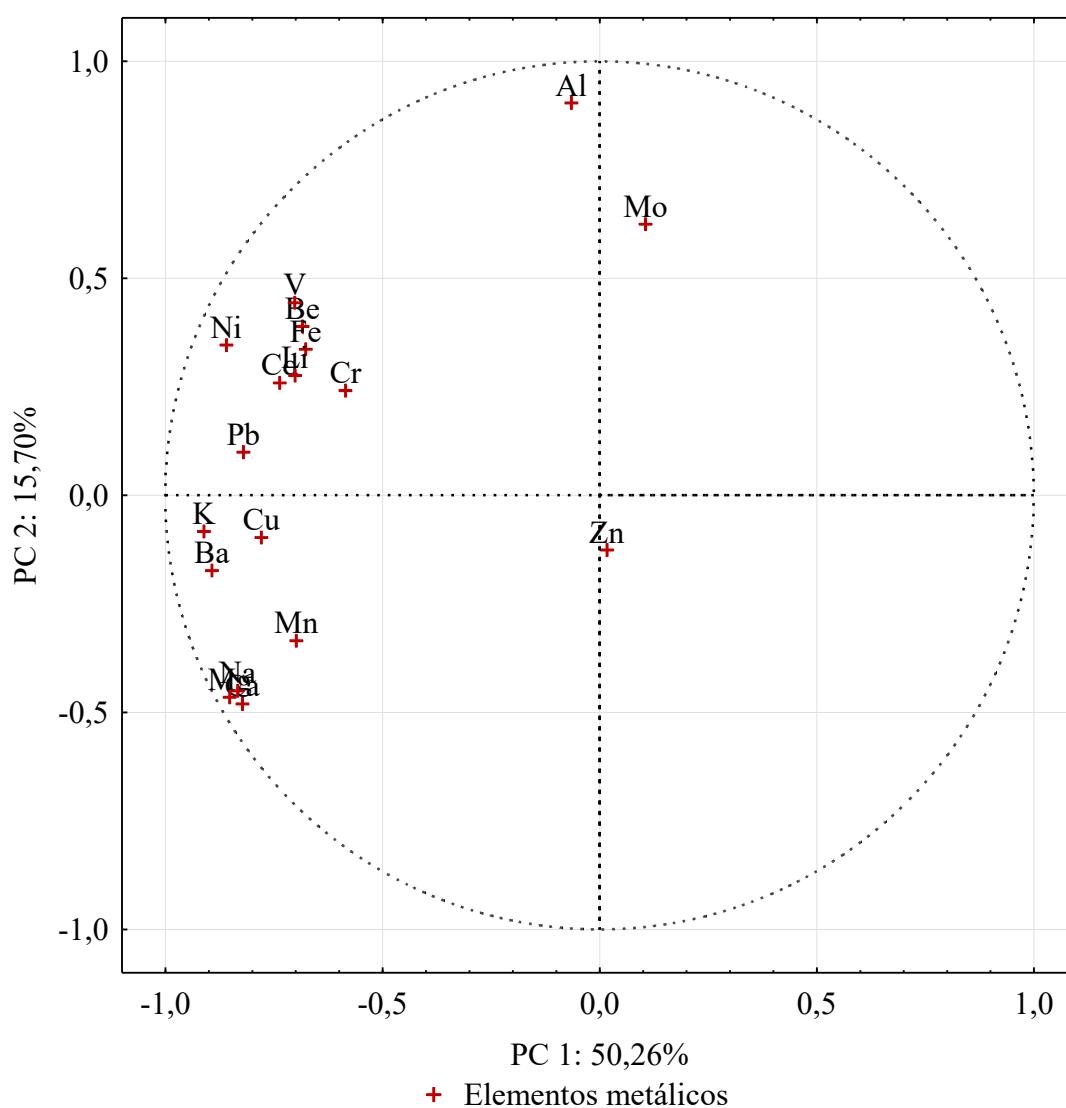
Fonte: autoria própria, 2019.

As variações observadas estão dentro da faixa recomendada para a maioria dos elementos estudados (USEPA, 1996). Portanto, os resultados de recuperação dos analitos na amostra certificada atestam a qualidade das análises conduzidas.

É possível que tenha ocorrido uma pequena sobreposição dos picos de Cd e Fe, devido às taxas de recuperação encontradas para esses elementos.

De acordo com a PCA, os parâmetros se associaram em quatro PC com autovalor ≥ 1 que juntas explicam 86,21% dos parâmetros, identificando respostas ao usos e ocupação do solo nas áreas monitoradas, bem como a importância das variações na composição química dos sedimentos. As PC 1 e PC 2 (gráfico 1) foram responsáveis por 65,96% das variações e representatividade dos dados.

Gráfico 1 – Associação dos elementos metálicos analisados nos sedimentos



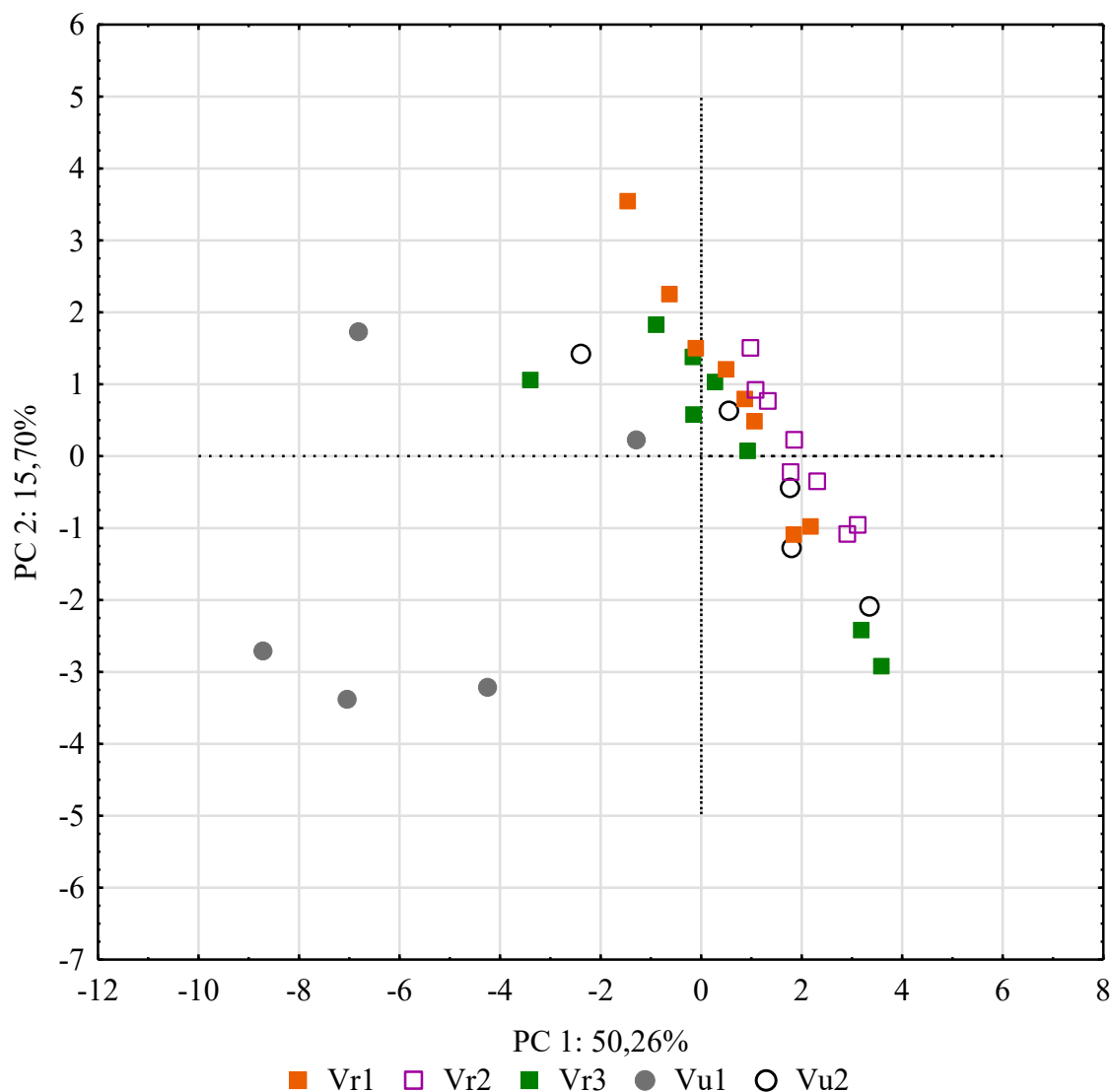
Fonte: autoria própria, 2019.

A PC 1 explica 50,26% da variância total e os elementos Ba, K, Mg, Na, Ni e Pb, melhor contribuem para essa componente. Os elementos Al, Ca e Mo são as principais

variáveis da PC 2 (15,70%). Na terceira PC (11,02%) os maiores pesos estão relacionados ao Be, Cd, Cr, Fe e Zn. Na quarta PC (9,23%) estão associados Cu, Li, Mn e V.

O resultado da PCA (gráfico 2) com base nos elementos presentes nos sedimentos em relação às áreas alagadas, revelou uma não associação estatística da Vu1 em relação às demais áreas monitoradas.

Gráfico 2 – PCA das áreas monitoradas com base nos elementos dos sedimentos



Fonte: autoria própria, 2019.

As outras veredas analisadas apresentaram alguma semelhança, porém, foi possível observar uma maior homogeneidade dentre os pontos amostrados na Vr2.

Os modelos de agrupamento hierárquico foram construídos utilizando os dados dos pesos (*scores*) da análise por componentes principais (tabela 4), com o método de

Ward como ligação e a distância Euclidiana, de modo a conferir maior importância aos dados que efetivamente causam variação na composição química dos sedimentos.

Tabela 4 – Pesos dos elementos das PC mais significantes para as áreas monitoradas nas amostras de sedimentos

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4
Al	0,0005	0,2893	0,0137	0,0226
Ba	0,0882	0,0106	0,0098	0,0011
Be	0,0518	0,0535	0,1000	0,0001
Ca	0,0748	0,0817	0,0234	0,0047
Cd	0,0600	0,0238	0,0874	0,0570
Cr	0,0378	0,0207	0,2223	0,0121
Cu	0,0671	0,0033	0,0346	0,1443
Fe	0,0507	0,0402	0,1137	0,0567
K	0,0918	0,0024	0,0255	0,0129
Li	0,0544	0,0269	0,0181	0,1749
Mg	0,0802	0,0765	0,0085	0,0009
Mn	0,0540	0,0398	0,0002	0,1444
Mo	0,0012	0,1381	0,0487	0,0039
Na	0,0768	0,0719	0,0180	0,0043
Ni	0,0817	0,0425	0,0108	0,0191
Pb	0,0744	0,0035	0,0593	0,0318
V	0,0545	0,0697	0,0038	0,1147
Zn	0,0000	0,0056	0,2023	0,1943
Autovalor	9,05	2,83	1,98	1,66
% Variância	50,26	15,70	11,02	9,23
% Var. Acum.	50,26	65,96	76,98	86,21

Fonte: autoria própria, 2019.

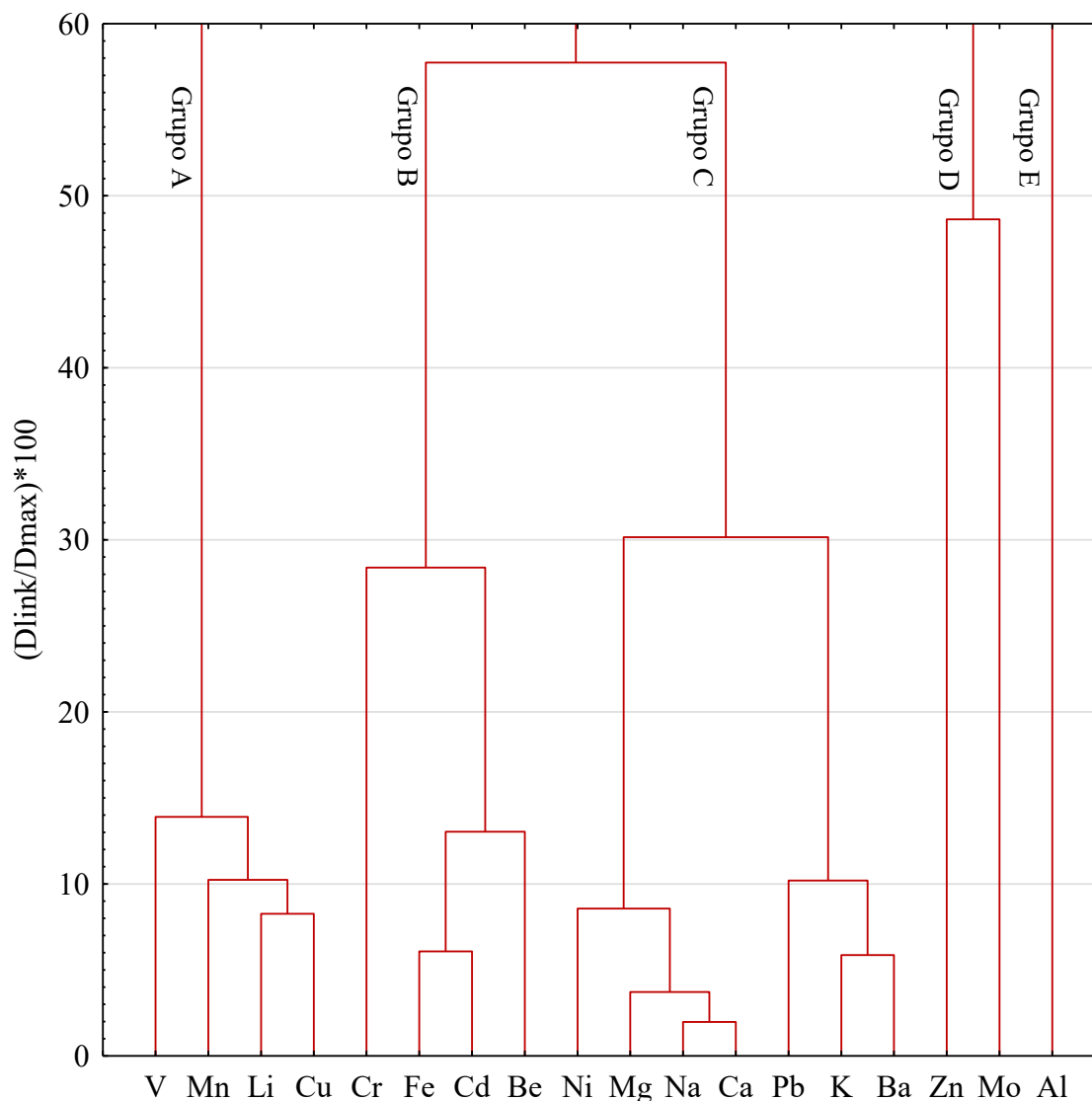
Em um gráfico do tipo dendograma, a similaridade é o inverso da distância ilustrada no eixo Y, ou seja, quanto menor a distância entre os pontos, mais similar é o comportamento estatístico dos elementos dentro das amostras analisadas e agrupadas. A distância vertical onde foi feita a ligação também possibilita inferir sobre a relação entre as variações desses elementos.

A HCA reuniu os parâmetros mais semelhantes em cinco grupos (gráfico 3) cuja similaridade de cada agrupamento foi determinada através do critério da equação 2, com $Y=50$.

$$\left(\frac{D_{link}}{D_{max}}\right) 100 < Y \quad (2)$$

Onde: D_{link} é a distância de similaridade; D_{max} a máxima distância euclidiana entre os dados e Y a linha de corte no gráfico.

Gráfico 3 – Associação dos elementos metálicos analisados nos sedimentos



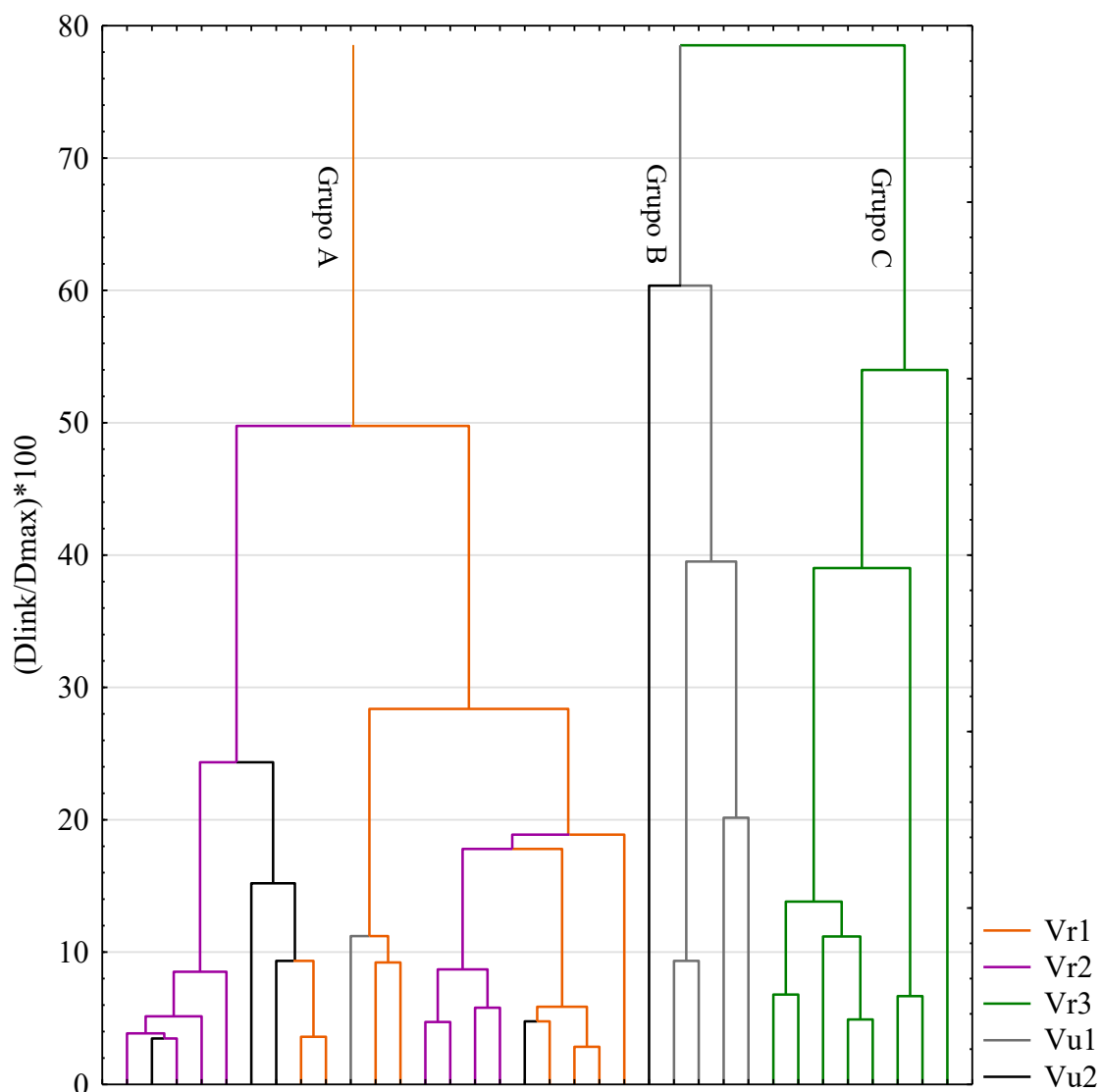
Fonte: autoria própria, 2019.

O Grupo E, formado exclusivamente pelo Alumínio (Al) e correlacionável com a PC 2, reflete a abundância desse elemento no Grupo dos Latossolos, característico da pedologia local. Os grupos B – Berílio (Be), Cd, Cr e Fe – correlacionável com a PC 3 e C (Ba, Ca, K, Mg, Na, Ni e Pb), correlacionável com a PC 1, são formados por uma mescla indicadores geoquímicos e não geoquímicos. O Grupo A é correlacionável com a PC 4 e composto pelos parâmetros V, Mn, Lítio (Li) e Cu. Com exceção do Li, os elementos desse grupo estão mais relacionados com a abundância de Fe, visto que são fortemente associados aos óxidos de ferro (hematita, goetita) abundantes nos Latossolos de Minas Gerais (CAIRES, 2009). O Grupo D formado pelos elementos Zn e Molibdênio

(Mo) é correlacionável com a PC 5. Esses dois elementos são mais escassos no solo, mas podem ser encontrados facilmente em fertilizantes minerais primários.

Pela análise de HCA dos sedimentos (gráfico 4) para a classificação das áreas alagadas, a similaridade de cada agrupamento foi determinada através do critério da Equação 2, com $Y=70$.

Gráfico 4 – Classificação das áreas em função dos elementos nos sedimentos



Fonte: autoria própria, 2019.

Observa-se uma divisão em três grupos e novamente a pouca similaridade da Vu1 em relação às demais áreas. As amostras da Vu2 apresentaram composição similar às áreas rurais (Vr1 e Vr2). Essa similaridade entre uma área urbana e as rurais pode ser justificada primeiramente por ambas estarem localizadas sobre o mesmo tipo de solo, e

também pela condição atual de uso e ocupação do solo, visto que, ainda existe uma faixa de vegetação circundando toda a vereda e vazios urbanos com vegetação rasteira. A Vr3 possui algumas características que também a distingue estatisticamente das demais áreas, como a similaridade na distribuição dos pontos amostrados. Esse resultado corrobora com o que pode ser observado em campo. Esta área alagada está inserida em uma Reserva Ecológica dentro de uma área de Reserva Legal, com vegetação natural preservada, poucos sinais de intervenção antrópica e visualmente diferente das demais áreas monitoradas.

4.2 Parâmetros de Qualidade de Água

De todos os parâmetros listados na Resolução CONAMA n° 396 de 2008 para o monitoramento de águas subterrâneas, quinze foram analisados neste estudo (Al, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, V e Zn), sendo que ainda não existem valores de referência definidos para os elementos Ca, Mg e K. A mesma Resolução também lista os parâmetros com maior probabilidade de ocorrência em águas subterrâneas e seus respectivos Valores Máximos Permitidos (VMP) para cada um dos usos preponderantes (consumo humano, dessedentação de animais, irrigação e recreação), a fim de definir um padrão de qualidade.

Dentre os parâmetros relacionados à composição química da água, os resultados obtidos (tabelas 5 e 6) mostram que existem diferenças nas concentrações dos elementos metálicos entre as áreas e as épocas amostradas.

Tabela 5 – Medianas e diferença estatística dos elementos Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni e Zn, entre as estações seca e chuvosa

Área	Época	Parâmetros ($\mu\text{g L}^{-1}$)																	
		Al		Ca		Fe		K		Mg		Mn		Na		Ni		Zn	
Vr1	Seca	39,7	AB	525,4	BC	383,0	AB	183,9	B	140,3	bc	10,6	BC	205,7	B	10,6	AB	25,8	C
	Chuvosa	71,7	ab	1.173,6	c	1.060,8	a	205,4	bc	177,6	c	11,6	c	316,1	b	15,5	b	86,0	a
Vr2	Seca	46,2	A	227,6	C	735,6	A	300,5	AB	134,7	bc	12,2	BC	259,2	B	9,2	C	45,1	AB
	Chuvosa	107,1	a	2.111,1	b	673,9	a	491,8	a	243,5	b	26,9	a	326,4	b	18,0	a	60,4	a
Vr3	Seca	62,9	A	642,7	B	692,9	AB	257,9	AB	186,3	b	21,5	AB	223,3	B	11,0	A	34,6	BC
	Chuvosa	83,0	ab	1.974,3	b	314,4	b	197,8	c	275,5	b	16,0	b	237,4	c	17,3	ab	74,6	a
Vu1	Seca	80,6	A	4.237,9	A	537,0	A	834,1	A	603,1	a	24,2	A	1.275,3	A	8,3	C	68,3	A
	Chuvosa	108,3	ab	3.481,1	a	1.180,1	a	255,1	b	417,8	a	24,0	ab	1.485,2	a	17,1	ab	107,5	a
Vu2	Seca	18,6	B	604,7	B	245,1	B	158,4	B	114,7	c	7,7	C	459,9	A	9,4	BC	76,9	A
	Chuvosa	60,3	b	1.578,2	bc	480,1	a	157,4	c	160,9	c	17,8	ab	528,5	a	13,3	c	49,2	a

Medianas seguidas por letras iguais verticalmente, não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$). Letras maiúsculas referem-se à diferenciação em época seca.

Fonte: autoria própria, 2019.

Tabela 6 – Medianas e diferença estatística dos elementos Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Li, Mo, Pb e V, entre as estações seca e chuvosa

Área	Época	Parâmetros ($\mu\text{g L}^{-1}$)																	
		Ba		Be		Cd		Cr		Cu		Li		Mo		Pb		V	
Vr1	Seca	10,2	B	0,65	AB	0,12	A	0,05	A	0,70	B	0,30	A	0,53	A	<LQ	A	0,23	B
	Chuvosa	12,6	b	0,73	a	0,33	a	4,60	a	1,97	a	0,43	a	<LQ	a	<LQ	a	<LQ	c
Vr2	Seca	11,1	B	0,67	AB	0,22	A	<LQ	A	1,00	A	0,23	C	0,40	A	<LQ	A	0,28	AB
	Chuvosa	11,7	b	0,75	a	0,15	ab	4,17	a	1,38	a	0,42	a	<LQ	a	<LQ	a	0,87	a
Vr3	Seca	11,4	B	0,60	B	0,13	A	<LQ	A	0,97	AB	0,27	AB	0,43	A		A		A
	Chuvosa	21,1	a	0,73	a	0,13	b	4,65	a	1,33	a	0,42	a	<LQ	a	<LQ	a	0,07	bc
Vu1	Seca	28,7	A	0,70	A	0,20	A	0,35	A	1,40	A	0,22	BC	0,48	A		A		A
	Chuvosa	26,5	a	0,77	a	0,30	a	5,68	a	1,63	a	0,40	ab	0,05	a	<LQ	a	0,32	b
Vu2	Seca	9,6	B	0,63	AB	0,17	A	<LQ	A	0,73	AB	0,20	C	0,40	A	<LQ	A	<LQ	C
	Chuvosa	10,5	c	0,77	a	0,27	a	4,82	a	1,43	a	0,32	b	<LQ	a	<LQ	a	0,03	c

Medianas seguidas por letras iguais verticalmente, não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$). Letras maiúsculas referem-se à diferenciação em época seca.

Fonte: autoria própria, 2019.

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n° 02 de 2010, atualizada pela Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011, como Lei estadual de Minas Gerais estabelece alguns Valores de Referência de Qualidade (VRQ) e de Prevenção (VP) diferentes dos Valores Máximos Permitidos (VMP) conforme os usos preponderantes definidos na Resolução CONAMA n° 396 de 2008 de âmbito federal (BRASIL, 2008; MINAS GERAIS, 2010, 2011). A tabela 7 compara os valores médios dos metais na água de cada área com o VMP, VRQ e VP das legislações vigentes.

Tabela 7 – Médias, VMP, VRQ e VP em $\mu\text{g L}^{-1}$ dos elementos na água por área

	Médias					VMP ⁽¹⁾				VRQ ⁽²⁾	VP ⁽²⁾
	Vr1	Vr2	Vr3	Vu1	Vu2	Consumo Humano	Dessedentação Animal	Irrigação	Recreação		
Al	68,60	93,43	83,68	166,38	54,77	200	5.000	5.000	200	-	-
Ba	11,65	10,72	25,52	26,52	10,87	700	-	-	1.000	93	150
Be	0,69	0,69	0,61	0,72	0,71	4	100	100	-	-	-
Cd	0,25	0,21	0,13	0,30	0,22	5	50	10	5	< 0,4	1,3
Cu	3,82	1,72	1,87	4,67	1,67	2.000	500	200	1.000	49	60
Cr	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	50	1.000	100	50	75	75
Fe	1.075	939,86	472,70	1.125	661,35	300	-	5.000	300	-	-
Li	0,37	0,33	0,36	0,33	0,28	-	-	2.500	-	-	-
Mn	12,84	20,08	19,91	32,04	15,33	100	50	200	100	-	-
Mo	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	70	150	10	-	< 0,9	30
Na	414,67	301,42	248,17	1.486	579,66	2 10 ⁵	-	-	3 10 ⁵	-	-
Ni	13,01	13,89	13,86	12,88	10,98	20	1.000	200	100	21,5	30
Pb	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	10	100	5.000	50	19,5	72
V	0,17	0,61	0,39	0,71	0,04	50	100	100	-	129	-
Zn	68,20	60,37	56,55	93,64	65,08	5.000	2,4 10 ⁴	2.000	5.000	46,5	300

⁽¹⁾ Valor Máximo Permitido estabelecido na Resolução CONAMA n° 396 de 2008.

⁽²⁾ Valor de Referência de Qualidade e Valor de Prevenção definidos na Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011.

Fonte: autoria própria.

Entre os elementos encontrados em maiores concentrações nas amostras de água analisadas, destacam-se o Ca, Fe, K, Na e Al. Ambos considerados elementos litológicos, ou seja, característicos do local de armazenamento da água subterrânea (SOARES et al., 2004).

Para o alumínio (Al) foi observada uma diferenciação estatística da Vu2 em relação às demais áreas em ambas as épocas analisadas. Entretanto na estação mais chuvosa também foi notado uma maior semelhança entre as concentrações desse elemento nas áreas alagadas. A Resolução CONAMA n° 396 de 2008 estabelece o VMP de 5.000 $\mu\text{g L}^{-1}$ para a

dessedentação de animais e irrigação e $200 \mu\text{g L}^{-1}$ para consumo humano ou recreação (BRASIL, 2008). Já a Deliberação Normativa do COPAM nº 166 de 2011 define o valor de $3.500 \mu\text{g L}^{-1}$ para investigação de Al nas águas subterrâneas. Esse limite mais restritivo foi estabelecido, pois elevadas concentrações de alumínio advindas de contaminação no solo, podem causar efeitos organolépticos indesejados na água (MINAS GERAIS, 2011). A maior média encontrada nas análises de água das áreas alagadas foi de $236,6 \mu\text{g L}^{-1}$ na Vu1 durante as campanhas em época de estiagem, ou seja, com essa concentração de Al a água dessa área não seria indicada para consumo ou recreação. Nas áreas rurais a maior média observada foi na Vr2 ($124,5 \mu\text{g L}^{-1}$) durante a estação chuvosa. Ribeiro et al. (2019) encontraram valores similares ($\leq 100 \mu\text{g L}^{-1}$) para o Al na água de veredas na mesma região.

O bário (Ba) possui baixa mobilidade geoquímica e pode ser facilmente adsorvido por hidróxidos e óxidos metálicos (HEM, 1970 apud FENZL, 1988). Esse elemento em altas concentrações pode ser tóxico aos organismos. As áreas alagadas rurais apresentaram comportamento estatístico semelhante entre si, diferenciando-se das urbanas, principalmente na estação chuvosa. O valor para investigação estabelecido pela Deliberação Normativa do COPAM nº 166 de 2011 é de $700 \mu\text{g L}^{-1}$ (MINAS GERAIS, 2011). Já a Resolução CONAMA nº 396 de 2008 define como VMP o mesmo valor para o consumo humano e $1.000 \mu\text{g L}^{-1}$ para recreação (BRASIL, 2008). Sendo que, a maior média encontrada para este elemento nas amostras analisadas foi de $28,74 \mu\text{g L}^{-1}$ na Vu1 na época seca e $37,49 \mu\text{g L}^{-1}$ na Vr3 durante campanhas na época chuvosa. Em um estudo realizado por Silva et al. (2002) com amostras de água mineral também de origem subterrânea, os valores médios de Ba variaram de $18 \mu\text{g L}^{-1}$ a $25,2 \mu\text{g L}^{-1}$.

Em relação ao berílio (Be), foi notado significância apenas na época de estiagem com diferenciação estatística entre as áreas Vr3 e Vu1. A Deliberação Normativa do COPAM nº 166 de 2011 não estabelece valor de investigação para esse elemento (MINAS GERAIS, 2011). Entretanto o valor máximo permitido definido pela Resolução CONAMA nº 396 de 2008 é de $4 \mu\text{g L}^{-1}$ para consumo humano e de $100 \mu\text{g L}^{-1}$ para dessedentação de animais e irrigação (BRASIL, 2008). Nas veredas monitoradas as maiores médias encontradas foram nas áreas alagadas urbanas, Vu1 ($0,68 \mu\text{g L}^{-1}$) na época seca e Vu2 ($0,79 \mu\text{g L}^{-1}$) na estação chuvosa.

As áreas alagadas urbanas apresentaram diferenciação estatística entre as concentrações de cálcio (Ca) na água. Sendo que para este elemento, a Vu2 possui mais semelhanças com as áreas rurais. Nas áreas avaliadas as maiores médias observadas foram na Vu1 em ambas as estações, variando de $3.681 \mu\text{g L}^{-1}$ a $4.350 \mu\text{g L}^{-1}$. Nas áreas alagadas

rurais, a concentração média de Ca variou de 925,8 $\mu\text{g L}^{-1}$ na Vr1 a 1.487 $\mu\text{g L}^{-1}$ na Vr3, quando comparadas todas as campanhas. Embora os Conselhos Estadual e Federal não tenham atribuído valores de referência para Ca em águas subterrâneas, Ramos et al. (2006) encontraram concentrações variando de 0 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 2.730 $\mu\text{g L}^{-1}$ na água de veredas na região do Triângulo Mineiro. Enquanto Silva et al. (2002) encontraram valores variando de 72 $\mu\text{g L}^{-1}$ até 23.400 $\mu\text{g L}^{-1}$ em amostras de água mineral ao longo de vários pontos de amostragem no Estado de São Paulo.

A Deliberação Normativa do COPAM nº 166 de 2011 estabelece o valor de 5 $\mu\text{g L}^{-1}$ como indicativo para investigação de Cádmio (Cd) em água subterrânea (MINAS GERAIS, 2011). O VMP de Cd definido pela Resolução CONAMA nº 396 de 2008 também é de 5 $\mu\text{g L}^{-1}$ para consumo humano e recreação, 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ para dessedentação de animais e 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ para irrigação (BRASIL, 2008). As maiores médias de Cd foram observadas nas áreas rurais em ambas as estações, sendo de 0,27 $\mu\text{g L}^{-1}$ na Vr2 em época de estiagem e de 0,35 $\mu\text{g L}^{-1}$ na Vr1 durante a estação de maior pluviosidade. A única diferenciação estatística nas áreas monitoradas foi na Vr3, durante o período de maior concentração de chuvas na região. A presença desse elemento nas áreas alagadas pode ser correlacionada aos sedimentos e possivelmente provém da lixiviação do solo de áreas de cultivo de culturas cíclicas com a utilização de insumos agrícolas, uma vez que este elemento pode ser encontrado em fertilizantes fosfatados (MENDES et al., 2006; FREITAS et al., 2009; SILVA et al., 2016).

O cromo (Cr), molibdênio (Mo) e chumbo (Pb) tiveram valores abaixo do limite de quantificação (<LQ) do ICP-OES e não apresentaram significância nas análises estatísticas.

O cobre (Cu) é um elemento traço nas águas subterrâneas e nos metabolismos animal e vegetal, sendo que pode ser tóxico dependendo de sua concentração (FENZL; RAMOS, 1988). Para esse elemento, houve uma diferenciação estatística da Vr1 em relação às demais e o valor indicado para investigação, assim como para consumo humano é de 2.000 $\mu\text{g L}^{-1}$, para recreação 1.000 $\mu\text{g L}^{-1}$, dessedentação de animais 500 $\mu\text{g L}^{-1}$ e irrigação 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ (BRASIL, 2008; MINAS GERAIS, 2011). As maiores médias encontradas foram nas áreas alagadas Vu1 (3,5 $\mu\text{g L}^{-1}$) em época de estiagem e na Vr1 (6,6 $\mu\text{g L}^{-1}$) no período chuvoso. Ramos et al. (2006) observaram concentrações médias variando de 0 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ na água de veredas também no Triângulo Mineiro. Assim como o Cd e o Cr, o cobre também pode ser derivado de insumos agrícolas, especialmente dos pesticidas, fertilizantes fosfatados ou ainda dos desejos da criação de suínos, aves e bovinos (MENDES et al., 2006; FREITAS et al., 2009; COSTA; DUARTE; NISHIYAMA, 2007; FARRÉ et al., 2012).

A solubilidade do ferro (Fe) depende de outros fatores, como por exemplo o pH e a CE. A concentração desse elemento nas águas pode sofrer influência da atividade microbiana (FENZL; RAMOS, 1988). Foram estabelecidos os valores máximos de $300 \mu\text{g L}^{-1}$ para água subterrânea destinada ao consumo humano ou recreação, pois assim como o Al, uma elevada concentração de Fe pode alterar os padrões organolépticos da água. Já para a irrigação o limite é de $5.000 \mu\text{g L}^{-1}$ (BRASIL, 2008). No âmbito estadual, a Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011 define como valor para investigação $2.450 \mu\text{g L}^{-1}$ (MINAS GERAIS, 2011). Nas áreas monitoradas a concentração de Fe na água pode ser considerada elevada, pois foram observadas variações médias de $472,7 \mu\text{g L}^{-1}$ na Vr3 até $1.124,9 \mu\text{g L}^{-1}$ na Vu1. A maior concentração encontrada em um dos pontos de amostragem foi de $6.893,87 \mu\text{g L}^{-1}$ na Vr1 durante campanha em época chuvosa. Na época de estiagem foi observada uma diferenciação estatística na Vu2 e na estação chuvosa na Vr3. Os valores amostrados indicam a impropriedade do uso da água nas áreas avaliadas para fins de consumo ou recreação. A variação na concentração média de Fe encontrada nas áreas monitoradas foi similar a observada por Ramos et al. (2006) de $700 \mu\text{g L}^{-1}$ a $1.300 \mu\text{g L}^{-1}$. Já Ribeiro et al. (2019) observaram valores médios em torno de $450 \mu\text{g L}^{-1}$ na água de veredas da mesma região desse estudo.

Para o potássio (K) foi notada uma maior diferenciação estatística entre as áreas alagadas na estação chuvosa. Esse elemento também pode ser liberado das rochas durante o intemperismo. É importante para o ciclo biológico das plantas e muitos fertilizantes artificiais são produzidos a base de potássio (FENZL; RAMOS, 1988). A Resolução CONAMA n° 396 de 2008 e a Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011 não estabelecem valores de referência de K em águas subterrâneas (BRASIL, 2008; MINAS GERAIS, 2011). Entretanto Silva et al. (2002) ao analisar esse mesmo elemento em amostras de água mineral encontraram concentrações variando de $141 \mu\text{g L}^{-1}$ a $2.460 \mu\text{g L}^{-1}$. Nas áreas estudadas, a concentração de K teve variações de $234,8 \mu\text{g L}^{-1}$ (Vr3) a $670,7 \mu\text{g L}^{-1}$ (Vu2) quando comparadas todas as campanhas de amostragem. Sendo que a maior média aferida foi na época de seca na Vu2 ($1.176 \mu\text{g L}^{-1}$).

O VMP para o lítio (Li) é definido apenas na esfera federal para fins de irrigação, sendo de $2.500 \mu\text{g L}^{-1}$ (BRASIL, 2008). As concentrações encontradas nas áreas alagadas avaliadas foram relativamente baixas, com diferenciação das áreas urbanas e rurais principalmente na estação mais chuvosa. As maiores médias foram de $0,31 \mu\text{g L}^{-1}$ na Vr1 durante campanhas na estiagem e de $0,45 \mu\text{g L}^{-1}$ na Vr3 durante a estação chuvosa. Geralmente a concentração desse elemento em ambientes aquáticos é baixa. Entretanto pode

estar associado a fontes de águas termais ou fontes de poluição antrópica como efluentes industriais da produção de derivados de baterias, graxas lubrificantes e derivados (BRAGA; SAMPAIO, 2008).

A Resolução CONAMA n° 396 de 2008 e a Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011, não definem valores de referência para o magnésio (BRASIL, 2008; MINAS GERAIS, 2011). Entretanto, no estudo de Silva et al. (2002), por exemplo, foram encontrados valores médios variando de 524 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 10.400 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Mg em amostras de água mineral. Dentre as áreas alagadas monitoradas foi observada uma diferenciação estatística entre as urbanas (Vu1 e Vu2) em relação a Vr3, sendo que as rurais Vr1 e Vr2 se assemelharam. As maiores médias encontradas para o Mg nas áreas monitoradas foi de 610,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ na época de estiagem e de 440,6 $\mu\text{g L}^{-1}$ na estação chuvosa, ambas na Vu1.

O uso da água de origem subterrânea pode ser prejudicado com teores de manganês (Mn) acima de 50 $\mu\text{g L}^{-1}$. Esse elemento participa do ciclo biológico sendo também liberado na decomposição das plantas (FENZL; RAMOS, 1988). Para o Mn, houve uma diferenciação estatística das concentrações encontradas nas amostras de água entre as áreas urbanas e as rurais na época de seca. Na estação chuvosa as áreas alagadas urbanas se assemelharam e as rurais demonstraram diferenças entre si. A Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011 estabelece como valor de investigação 400 $\mu\text{g L}^{-1}$ para águas subterrâneas e a Resolução CONAMA n° 396 de 2008 define como VMP para consumo humano e recreação 100 $\mu\text{g L}^{-1}$, pois o Mn também possui efeito organoléptico. Para a dessedentação de animais é estabelecido 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ e para a irrigação 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ (BRASIL, 2008; MINAS GERAIS, 2011). Dentre as áreas monitoradas, a maior média analisada foi de 39,37 $\mu\text{g L}^{-1}$ na Vu1 durante a época de seca. Ramos et al. (2006) também encontraram concentração média similar (30 $\mu\text{g L}^{-1}$) na água de veredas da mesma região.

As concentrações de sódio (Na) nas áreas alagadas urbanas apresentaram semelhança estatística em ambas as épocas analisadas. Entretanto, diferem das áreas rurais que também demonstraram concentrações semelhantes entre si. O Na pode ser liberado nas águas subterrâneas durante o intemperismo de rochas magmáticas, silicatos e trocas iônicas. A Resolução CONAMA n° 396 de 2008 define como VMP 200 mg L^{-1} para consumo humano e 300 mg L^{-1} para recreação (BRASIL, 2008). Esse mesmo elemento foi encontrado em concentrações variando de 399 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 90.700 $\mu\text{g L}^{-1}$ em amostras de água mineral no Estado de São Paulo (SILVA et al. 2002). As maiores médias observadas nas áreas monitoradas foram de 1.389 $\mu\text{g L}^{-1}$ durante campanha na época seca e 1.584 $\mu\text{g L}^{-1}$ na estação chuvosa,

ambas na Vu1. Já a menor concentração média foi na Vr3 (248,2 $\mu\text{g L}^{-1}$) quando comparadas todas as campanhas.

O valor indicado para investigação de Ni pela Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011 é de 20 $\mu\text{g L}^{-1}$, mesma referência de VMP definida pela Resolução CONAMA n° 396 de 2008 para fins de consumo humano de águas subterrâneas. Este valor é a máxima concentração de Ni na água de irrigação em 20 anos, para fins de proteção de plantas e outros organismos. Para recreação, é estabelecido o valor máximo de 100 $\mu\text{g L}^{-1}$, para irrigação 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ e para dessedentação de animais 1.000 $\mu\text{g L}^{-1}$ (BRASIL, 2008; MINAS GERAIS, 2011). As concentrações médias observadas apresentaram semelhança estatística na água das áreas alagadas Vr1 e Vr3 durante época seca e uma diferenciação total da Vu2 em relação às demais na época chuvosa. A maior média de Ni observada foi na Vr2 (18,15 $\mu\text{g L}^{-1}$) durante a época de maior pluviosidade.

Em relação ao vanádio (V), apenas a Resolução CONAMA n° 396 de 2008 estabelece valores de referência, sendo 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ para consumo humano e 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ para dessedentação de animais e irrigação (BRASIL, 2008). Os valores analisados nas áreas monitoradas foram consideravelmente baixos sendo que em algumas campanhas inferior ao limite de quantificação do equipamento. Entretanto, foi notado diferenciação estatística significativa entre as concentrações de V na água. A Vr1 e a Vu2 demonstraram singularidade frente as demais áreas. A maior concentração média analisada foi na Vu1 (1,08 $\mu\text{g L}^{-1}$) na estação seca. Sendo que Silva et al. (2002) ao analisar amostras de água mineral no Estado de São Paulo, observaram uma concentração média significativamente superior (70 $\mu\text{g L}^{-1}$).

Em relação ao zinco (Zn), todas as áreas apresentaram semelhança durante a estação chuvosa. A Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011 estabelece o valor de 1.050 $\mu\text{g L}^{-1}$ como valor para investigação (MINAS GERAIS, 2011). Já a Resolução CONAMA n° 396 de 2008 define que para o consumo e recreação o VMP é 5.000 $\mu\text{g L}^{-1}$, pois grandes concentrações de Zn também podem causar efeitos organolépticos na água. Para irrigação o limite é 2.000 $\mu\text{g L}^{-1}$ e para dessedentação de animais 24.000 $\mu\text{g L}^{-1}$ (BRASIL, 2008). A maior concentração média nas áreas analisadas foi de 106,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ na Vu1 durante a estação mais chuvosa. Sendo que Ramos et al. (2006) identificaram variações menores nas concentrações de Zn na água de veredas da mesma região estudada (0 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 30 $\mu\text{g L}^{-1}$).

Os parâmetros pH, CE, SDT, turbidez, OD e $\text{DBO}_{5,20}$ (tabela 8) foram tratados como não paramétricos, devido a distribuição não normal e a heterogeneidade de alguns parâmetros.

Tabela 8 – Medianas e diferença estatística dos parâmetros de pH, CE, SDT, turbidez, OD e DBO_{5,20} entre as áreas e as estações seca e chuvosa

Área	Época	pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	SDT (mg L^{-1})	Turbidez (UNT)	OD (mg L^{-1})	DBO _{5,20} (mg L^{-1})
Vr1	Seca	4,87 B	6,00 D	3,00 D	8,65 C	3,25 B	2,07 E
	Chuvosa	4,54 b	4,50 d	2,00 c	2,35 c	4,25 a	5,12 bc
Vr2	Seca	5,18 B	7,00 C	3,00 C	12,60 B	3,12 B	3,04 C
	Chuvosa	4,64 b	5,00 d	3,00 c	25,10 a	2,77 b	9,37 a
Vr3	Seca	5,15 B	10,50 B	5,00 B	6,05 C	5,72 A	3,38 B
	Chuvosa	4,85 b	11,00 c	5,00 b	1,70 d	2,85 b	3,62 c
Vu1	Seca	6,03 A	45,00 A	22,50 A	35,50 A	2,54 B	3,60 A
	Chuvosa	5,33 a	28,50 a	14,00 a	4,90 b	3,24 b	9,18 a
Vu2	Seca	4,91 B	9,50 B	5,00 B	22,00 A	3,94 B	2,11 D
	Chuvosa	4,84 b	12,50 b	6,50 b	2,25 c	4,38 a	6,21 ab

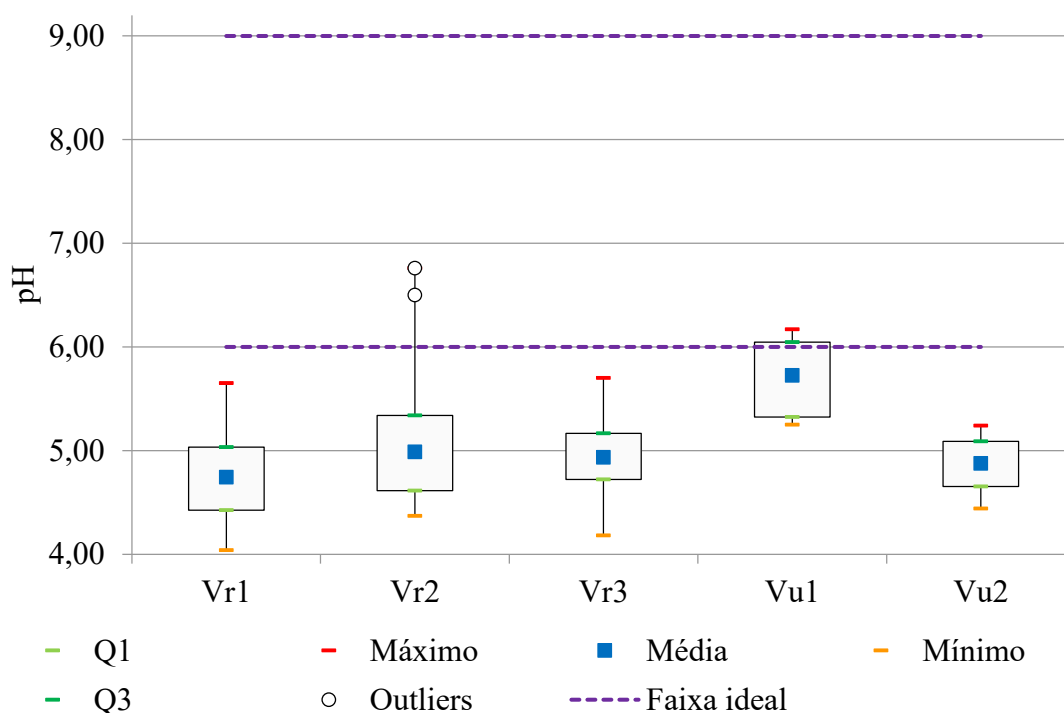
Medianas seguidas por letras iguais verticalmente, não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$). Letras maiúsculas referem-se à diferenciação em época seca.

Fonte: autoria própria, 2019.

Os resultados mostram que existem diferenças entre as áreas e as épocas. Alguns parâmetros físico-químicos apresentaram maior diferenciação estatística durante a época de estiagem, enquanto outros durante a estação chuvosa.

Em relação ao pH (gráfico 5), a única área que apresentou diferenciação estatística das demais foi a Vu1 em ambos períodos. A diferença entre os valores médios de pH dessa área em relação às demais, indica que a água desta vereda está perdendo uma de suas características típicas (pH baixo) em decorrência de intervenções antrópicas.

Gráfico 5 – Valores de pH observados ao longo das campanhas por área



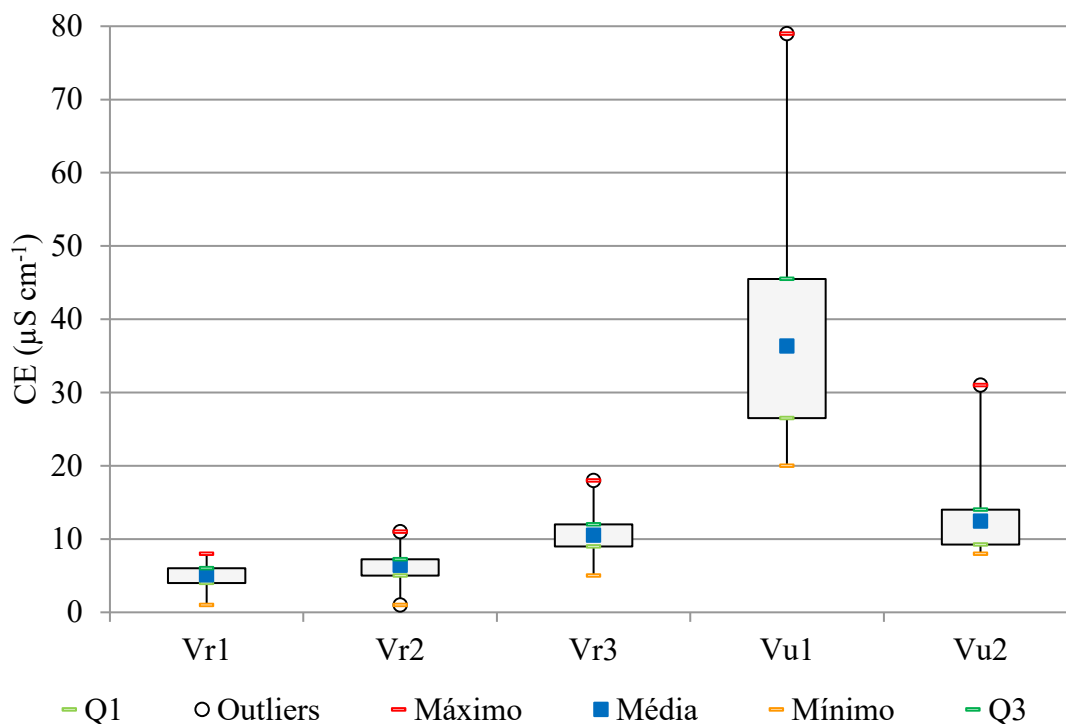
Fonte: autoria própria, 2019.

No geral, a variabilidade se manteve estável com exceção das áreas Vr2 e Vu1, onde é possível observar uma maior quantidade de valores acima da média.

A Vr3 foi a área onde o pH seguiu uma distribuição de valores mais próximos da média registrada. Com base nas Resoluções CONAMA n° 357 de 2005 e COPAM n° 05 de 2008, os valores médios observados nas áreas monitoradas estão abaixo da faixa recomendada (6 a 9) independente da classificação conforme os usos preponderantes (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008). Entretanto, essa característica ligeiramente mais ácida das águas de vereda é um comportamento já conhecido e está relacionado com o tipo de ambiente das áreas alagadas. Isso ocorre devido as vegetações típicas que produzem gás carbônico no solo, por meio da respiração das raízes e decomposição da matéria orgânica. Sendo que o CO₂ e os ácidos orgânicos além de reduzir o pH da água também elevam a capacidade de dissolver alguns metais como o Fe e Mn (FENZL; RAMOS, 1988). Ramos et al. (2006) encontraram valores de pH similares (5,4 a 6,0) em análises de água em outras veredas da mesma região.

Em relação a CE (gráfico 6), existe diferenciação estatística entre quase todas as áreas, porém, quando comparadas por período as únicas que diferem entre estação seca e chuvosa são a Vr2 e Vr3.

Gráfico 6 – Valores de CE observados ao longo das campanhas por área

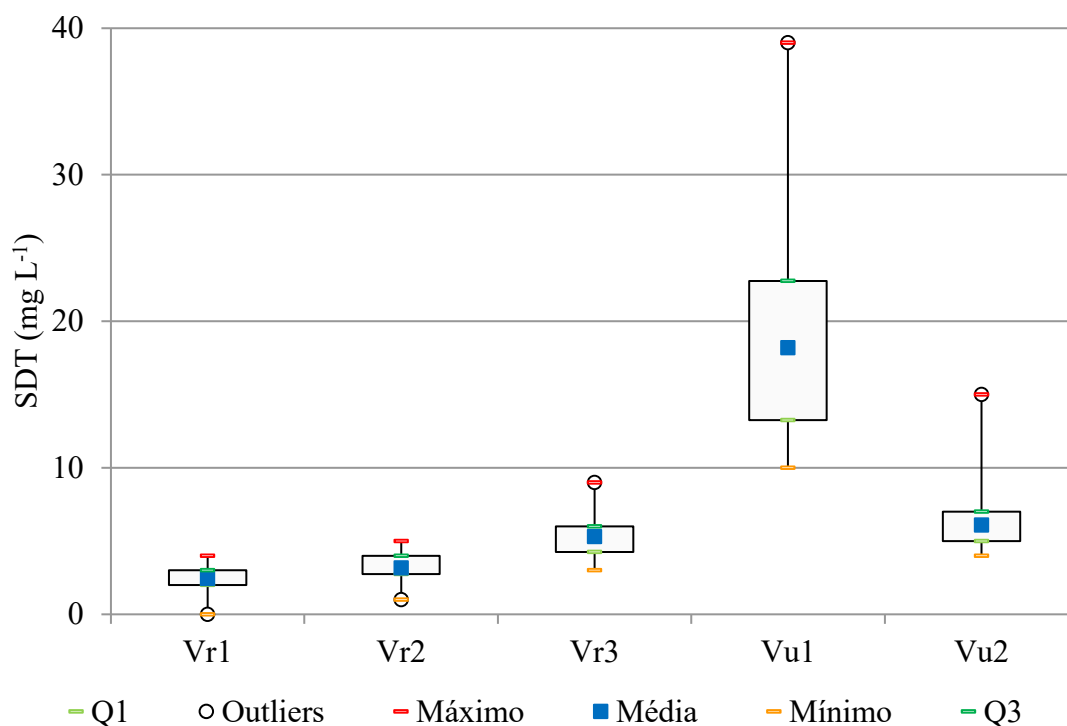


Fonte: autoria própria, 2019.

A variação dos valores observados é similar em todas as áreas com exceção da Vu1, onde é possível observar um maior número de valores acima da média, além da maior média entre as áreas. As Resoluções CONAMA n° 357 de 2005 e COPAM n° 05 de 2008 não estabelece padrões para este parâmetro (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008). Entretanto, segundo dados do Ministério da Saúde, a CE de águas naturais no Brasil pode variar de $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ (BRASIL, 2006). Ramos et al. (2006) observaram valores similares de CE variando de $8,55 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $38,17 \mu\text{S cm}^{-1}$ em amostras de água subterrânea de veredas na mesma região.

Existe diferenciação estatística do parâmetro de SDT (gráfico 7) em três das cinco áreas monitoradas, sendo que na época de maior pluviosidade esta diferenciação é menor.

Gráfico 7 – Valores de SDT analisados ao longo das campanhas por área

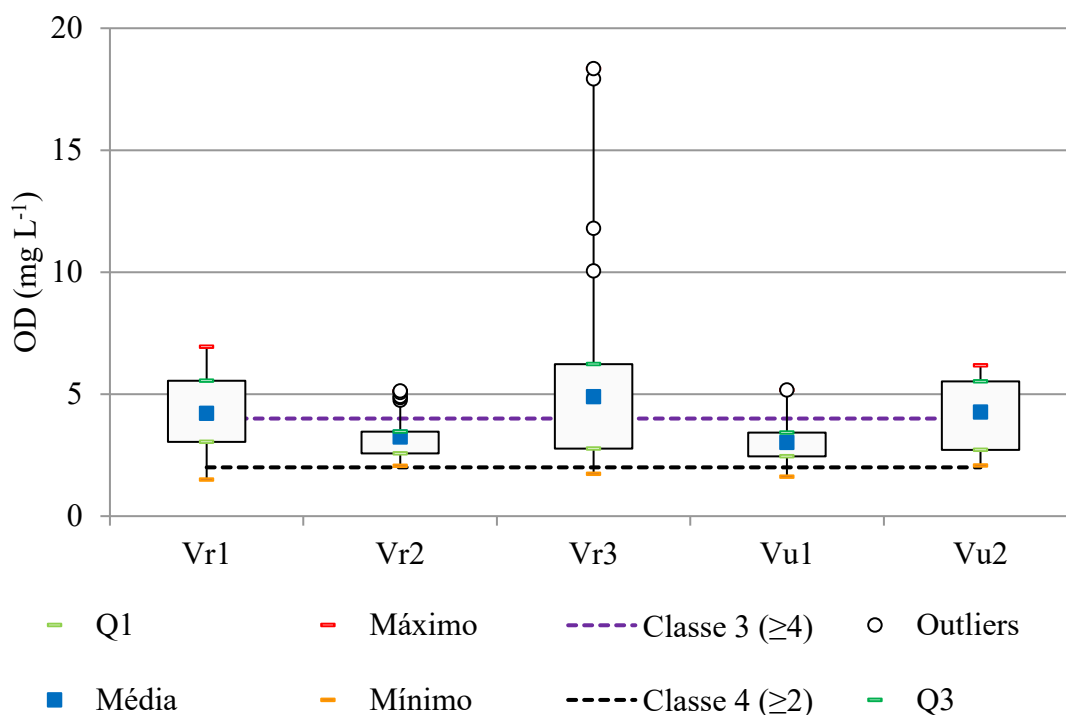


Fonte: autoria própria, 2019.

Com base nas Resoluções CONAMA n° 357 de 2005, n° 396 de 2008 e COPAM n° 05 de 2008, as médias registradas nas áreas monitoradas estão abaixo do valor máximo permitido independente da classificação conforme os usos preponderantes (BRASIL, 2005, 2008; MINAS GERAIS, 2008). A Vu1 foi a área com a maior quantidade de valores acima da média, além da maior média, sendo que o valor máximo observado foi de 39 mg L⁻¹ durante o período de estiagem.

Em relação ao parâmetro de OD (gráfico 8) existe diferenciação estatística da Vr3 em relação às demais no período de estiagem.

Gráfico 8 – Valores de OD observados nas campanhas por área



Fonte: autoria própria, 2019.

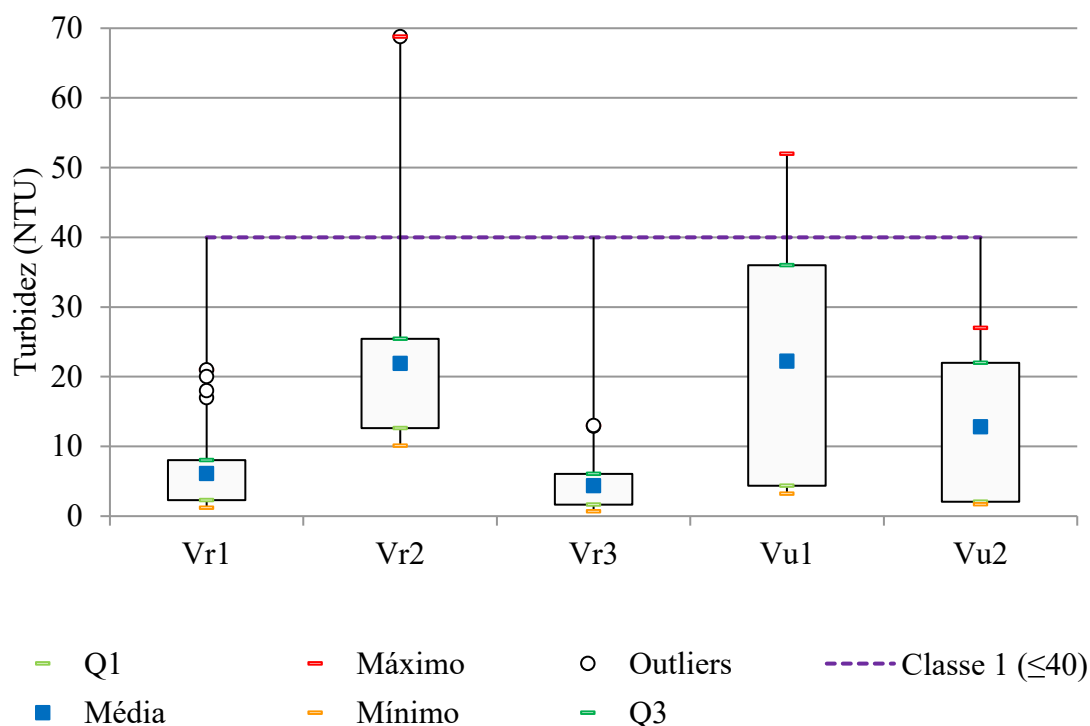
A área com a maior média registrada foi a Vr3 ($4,9 \text{ mg L}^{-1}$), a única que difere estatisticamente das demais no período de estiagem. As outras áreas tiveram médias variando de 3 mg L^{-1} a $4,2 \text{ mg L}^{-1}$, sendo que o menor valor médio observado para esse parâmetro foi na Vu1.

Os baixos níveis de oxigênio dissolvido é outra característica típica das águas de veredas. Sendo que a presença de algumas substâncias orgânicas e íons metálicos como o Fe^{2+} e Mn^{2+} podem reduzir ainda mais a quantidade de oxigênio dissolvido nas águas subterrâneas e estabelecer condições redutoras (FENZL; RAMOS, 1988).

Os resultados da avaliação de OD refletem nas condições de preservação do ambiente, quanto menor o grau de interferências antrópicas, maior a condição natural do ambiente em se manter dentro das faixas adequadas. Com base nas Resoluções CONAMA n° 357 de 2005 e COPAM n° 05 de 2008, as médias registradas na Vu1 e Vr2 enquadrariam a água como sendo de classe 4. Já as outras áreas como classe 3, onde o valor de OD não deve ser inferior a 4 mg L^{-1} (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008). Ramos et al. (2006) identificaram uma variação de $3,37 \text{ mg L}^{-1}$ a $5,57 \text{ mg L}^{-1}$ para o parâmetro de oxigênio dissolvido na água de outras veredas na mesma região.

O parâmetro de turbidez (gráfico 9) apresentou diferenciação estatística principalmente entre as áreas urbanas e as rurais.

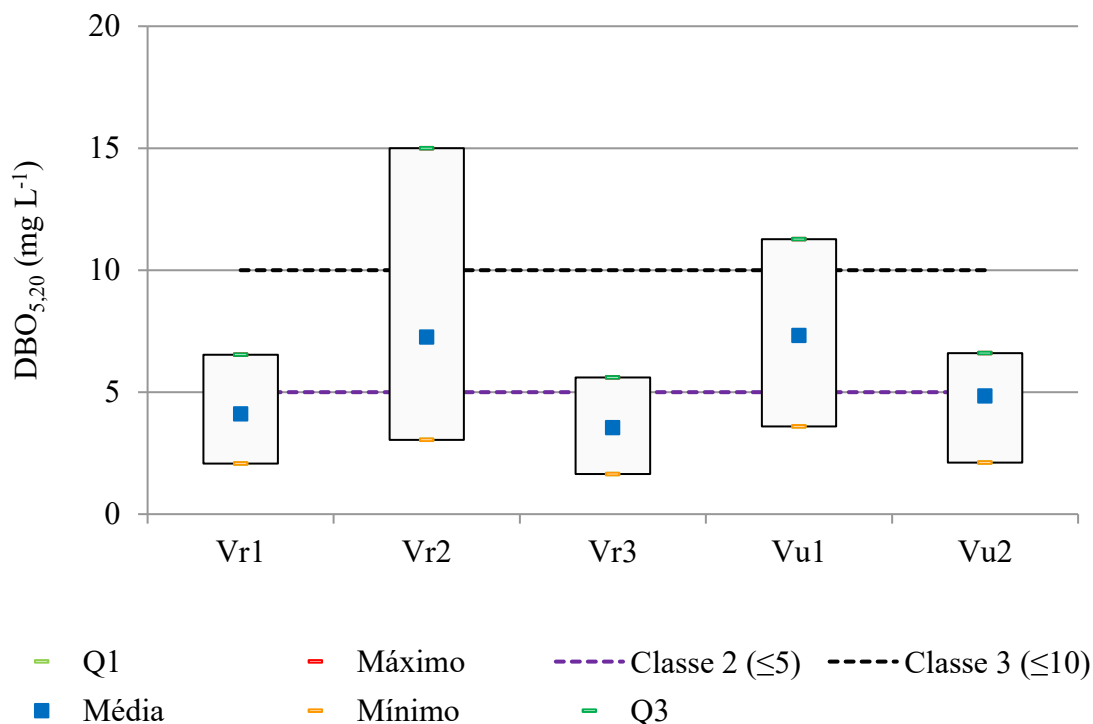
Gráfico 9 – Valores de turbidez analisados nas campanhas por área



Fonte: autoria própria, 2019.

As menores médias observadas foram na Vr3 (4,37 UNT) e Vr1 (6,08 UNT), sendo que o maior valor médio registrado foi na Vu1 (22,20 UNT). Os parâmetros de turbidez e SDT estão correlacionados e são afetados diretamente pela condição da cobertura do solo das áreas adjacentes às veredas. Os resultados de ambos os parâmetros apontam valores mais elevados nas áreas urbanas com maior grau de intervenções. Em relação as Resoluções CONAMA n° 357 de 2005 e COPAM n° 05 de 2008, todas as áreas se enquadrariam como sendo de classe 1, onde o limite é de até 40 UNT (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008). Ramos et al. (2006) observaram variações mais amplas (13,16 UNT a 36,1 UNT) na turbidez da água de veredas na mesma região.

Nas campanhas em período de estiagem, a $DBO_{5,20}$ (gráfico 10) foi o parâmetro com maior diferenciação estatística entre as áreas.

Gráfico 10 – Valores de $DBO_{5,20}$ analisados por área nas campanhas

Fonte: autoria própria, 2019.

Na estação chuvosa, a vereda que se destacou das demais foi a Vr3, pois nessa área alagada foi observada a menor média de $DBO_{5,20}$ ($3,5 \text{ mg L}^{-1}$). Embora na Vr2 tenham sido observados mais valores distanciados da média, o maior valor médio encontrado foi na Vu1 ($7,32 \text{ mg L}^{-1}$). Valores elevados de $DBO_{5,20}$ indicam uma maior quantidade de oxigênio necessário para estabilizar a matéria orgânica presente na água. Os resultados mais elevados foram nas áreas com maior grau de interferências antrópicas.

Na Vr2, os resultados de $DBO_{5,20}$ estão relacionados com o pisoteio dos animais que além de compactar o solo, reduzem o tamanho dos poros, diminuem a capacidade de infiltração de água, aproximam o lençol freático da superfície e contaminam a água, através de sua urina e fezes (RAMOS et al., 2014). Já na Vu1, os resultados apontam para uma poluição pontual decorrente do lançamento de efluentes. Com base nas Resoluções CONAMA nº 357 de 2005 e COPAM nº 05 de 2008 para o parâmetro de $DBO_{5,20}$, as áreas Vr1, Vr3 e Vu2 se enquadrariam como sendo de classe 2 onde o limite é de até $5 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ e as demais de classe 3 (até $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$) (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008).

4.3 Classificação da Água nas Áreas Alagadas

Para fins de classificação da água doce do sistema hídrico transicional que ocorre nos ecossistemas de veredas, foram organizados na tabela 9 os valores médios de alguns elementos metálicos e parâmetros físico-químicos. As médias foram comparadas com os Valores Máximos (VM) de cada Classe estabelecida nas Resoluções CONAMA n° 357 de 2005 e COPAM n° 05 de 2008 (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008). Por se tratarem de APP, as áreas alagadas das veredas deveriam ser classificadas como sendo de Classe Especial (BRASIL, 2005).

Tabela 9 – Médias e Valores Máximos por Classe dos parâmetros na água por área

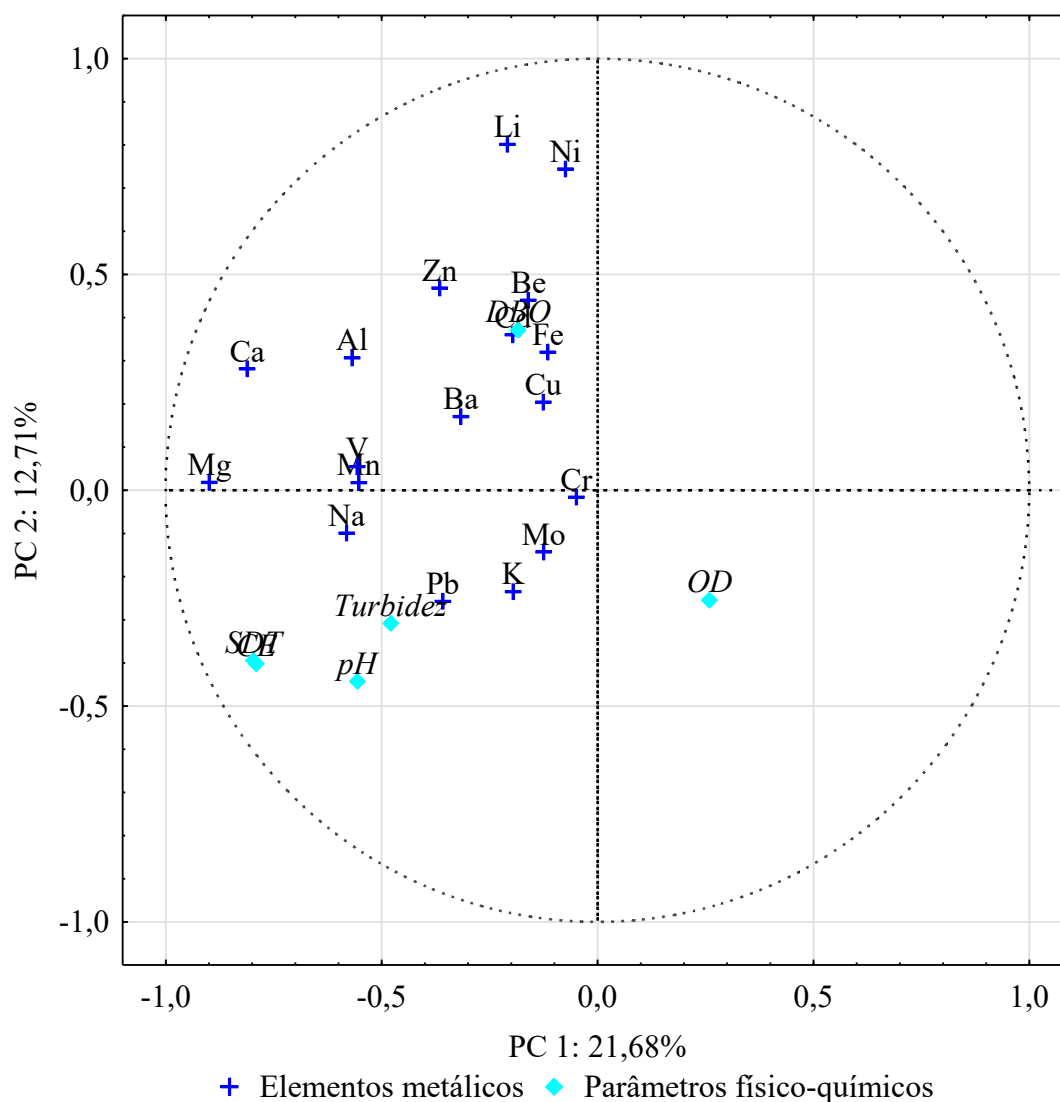
	Médias					Valores Máximos ⁽¹⁾			Unidades
	Vr1	Vr2	Vr3	Vu1	Vu2	Classe 1	Classe 2	Classe 3	
pH	4,74	4,99	4,93	5,72	4,88	6 a 9	6 a 9	6 a 9	-
SDT	2,45	3,16	5,30	18,20	6,10	500	500	500	mg L ⁻¹
OD	4,21	3,25	4,89	3,02	4,26	≥ 6	≥ 5	≥ 4	mg L ⁻¹ O2
Turbidez	6,09	21,90	4,37	22,21	12,81	≤ 40	≤ 100	≤ 100	NTU
DBO _{5,20}	4,10	7,26	3,54	7,32	4,84	≤ 3	≤ 5	≤ 10	mg L ⁻¹ O2
Al	0,0686	0,0934	0,0837	0,1664	0,0548	0,1	0,1	0,2	mg L ⁻¹
Ba	0,0116	0,0107	0,0255	0,0265	0,0109	0,7	0,7	1,0	mg L ⁻¹
Be	0,0007	0,0007	0,0006	0,0007	0,0007	0,04	0,04	0,1	mg L ⁻¹
Cd	0,0003	0,0002	0,0001	0,0003	0,0002	0,001	0,001	0,01	mg L ⁻¹
Cu	0,0038	0,0017	0,0019	0,0047	0,0017	0,009	0,009	0,013	mg L ⁻¹
Cr	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,05	0,05	0,05	mg L ⁻¹
Fe	1,0753	0,9399	0,4727	1,1249	0,6614	0,3	0,3	5,0	mg L ⁻¹
Li	0,0004	0,0003	0,0004	0,0003	0,0003	2,5	2,5	2,5	mg L ⁻¹
Mn	0,0128	0,0201	0,0199	0,032	0,0153	0,1	0,1	0,5	mg L ⁻¹
Ni	0,0130	0,0139	0,0139	0,0129	0,0110	0,0025	0,0025	0,025	mg L ⁻¹
Pb	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,01	0,01	0,033	mg L ⁻¹
V	0,0002	0,0006	0,0004	0,0007	0,0001	0,1	0,1	0,1	mg L ⁻¹
Zn	0,0682	0,0604	0,0565	0,0936	0,0651	0,18	0,18	5,0	mg L ⁻¹

⁽¹⁾ Valores Máximos estabelecidos na Resolução CONAMA n° 357 de 2005 e na Deliberação Normativa do COPAM n° 05 de 2008.

Fonte: autoria própria.

De acordo com a PCA, quando compilados em conjunto, os elementos metálicos e os parâmetros físico-químicos se associaram identificando a importância da composição química da água atrelada a parâmetros físico-químicos e de qualidade. As oito PC juntas explicam 71,48% dos dados. Sendo a PC 1 e PC 2 (gráfico 11) responsáveis por 34,39% da variação e representatividade dos parâmetros.

Gráfico 11 – Associação dos elementos e parâmetros físico-químicos na água

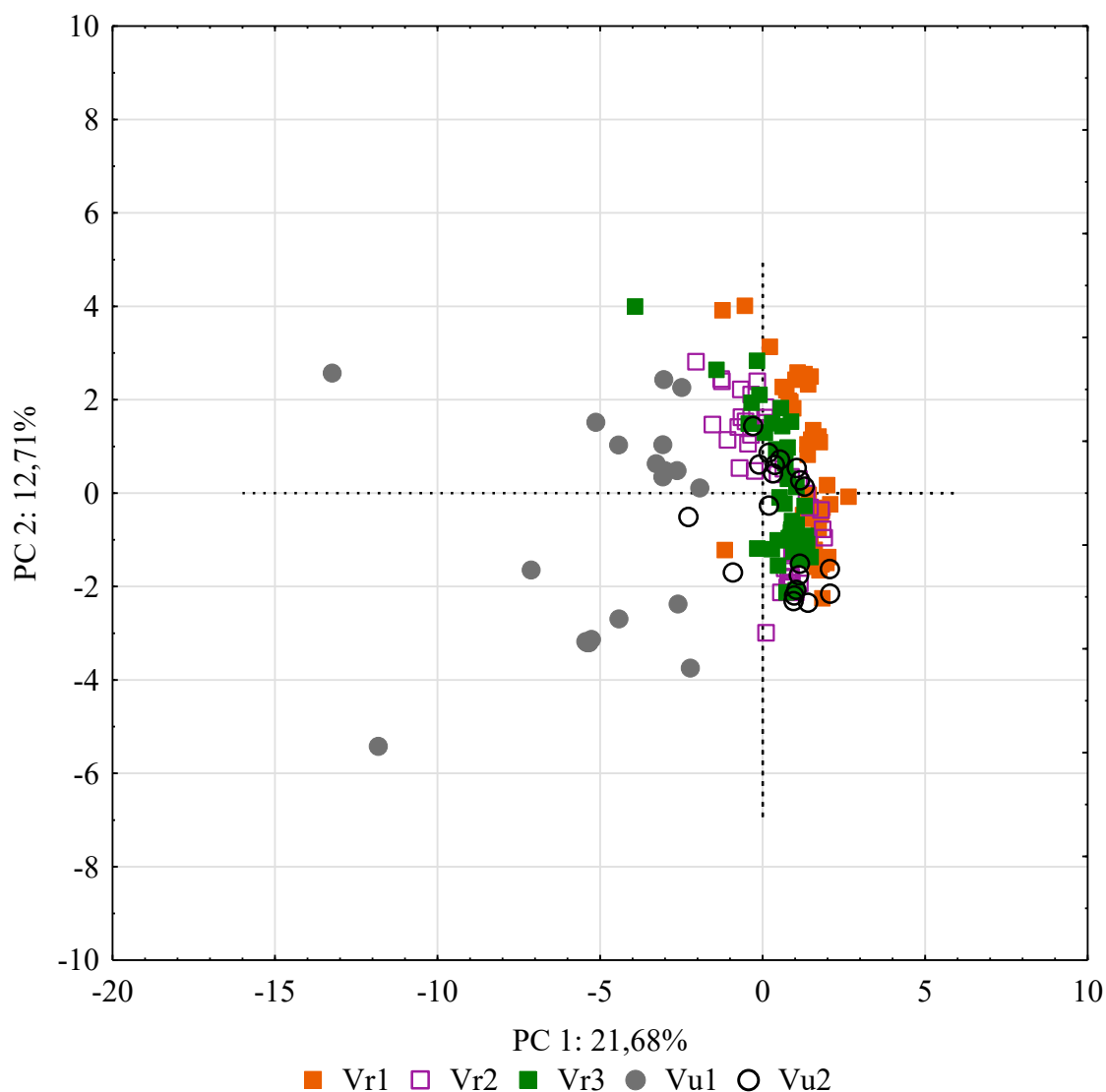


Fonte: autoria própria, 2019.

Com este modelo foi possível observar a relevância dos parâmetros físico-químicos na classificação da qualidade de água, com destaque para a influência dos parâmetros de OD e $DBO_{5,20}$, bem como a associação entre CE e SDT.

Em relação às áreas alagadas com base nas amostras de água, a PCA (gráfico 12) revelou uma não associação estatística da Vu1 em relação às demais áreas monitoradas em ambas as épocas.

Gráfico 12 – PCA das áreas com base nos elementos e parâmetros da água



Fonte: autoria própria, 2019.

Na estação chuvosa a singularidade da Vu1 é mais evidente em relação às demais, ressaltando a grande diferenciação de sua composição.

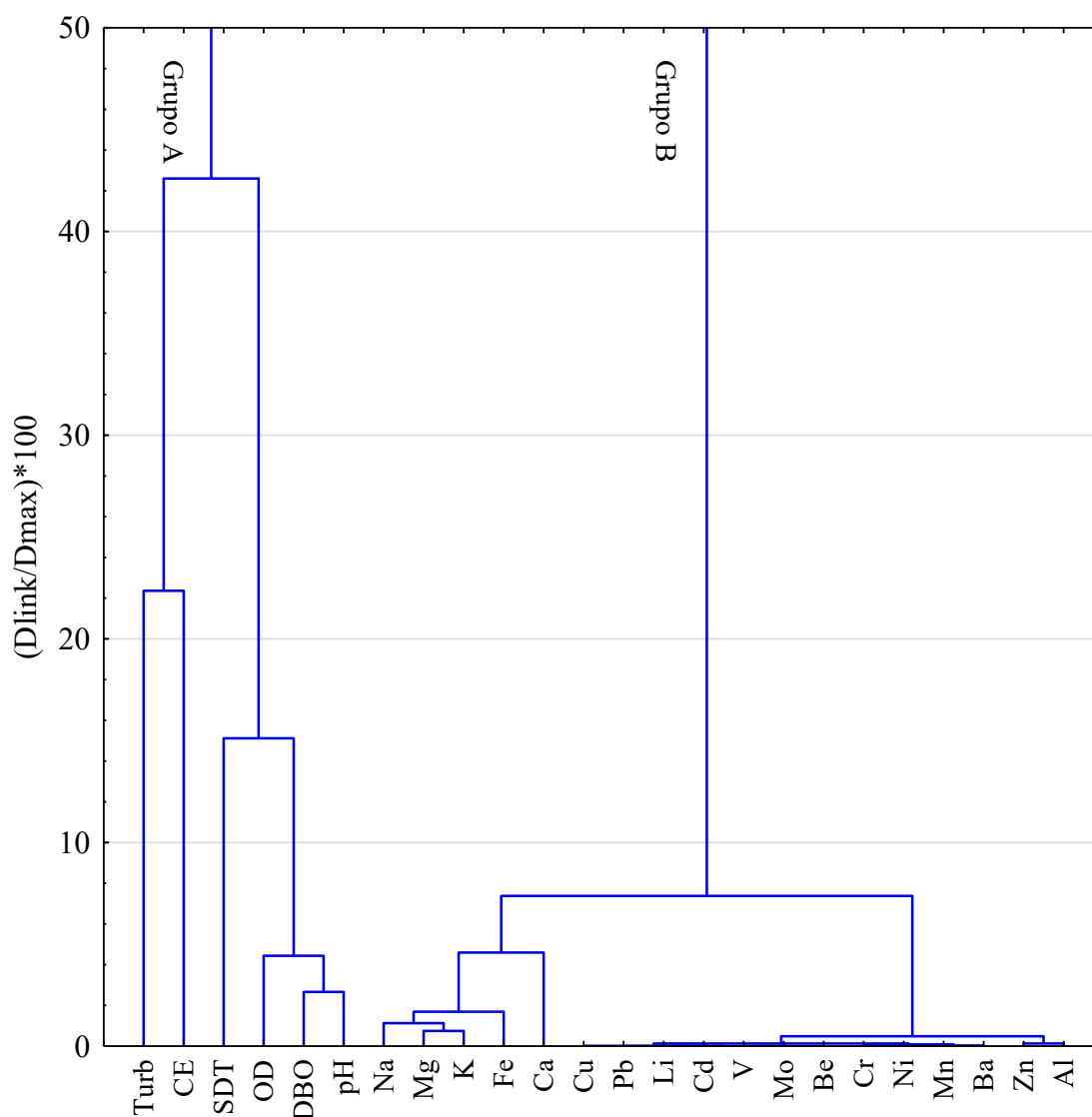
Os modelos também diferenciaram as duas áreas alagadas urbanas entre si, indicando apenas a associação da Vu2 em alguns dos pontos de amostragem com as demais áreas. As áreas rurais Vr1 e Vr2 são ligeiramente semelhantes à Vr3, porém diferentes entre si. Sendo que a composição da Vr3 é mais homogênea que as demais.

Durante a época de estiagem, as áreas rurais e a Vu2 se assemelham mais do que na estação chuvosa. Isso pode estar relacionado com o uso e ocupação do solo nas áreas e a presença de diversos lançamentos de águas pluviais à montante da área alagada na Vu2.

O modelo da análise de agrupamento hierárquico foi construído utilizando as médias dos pontos de amostragem de água, com o método de Ward como ligação e a distância Euclidiana.

A HCA (gráfico 13) dos elementos metálicos em conjunto com os parâmetros físico-químicos reuniu os pontos das áreas mais semelhantes em dois grandes grupos cuja similaridade foi determinada através do critério da Equação 2, com $Y=50$.

Gráfico 13 – Associação dos elementos e parâmetros físico-químicos na água



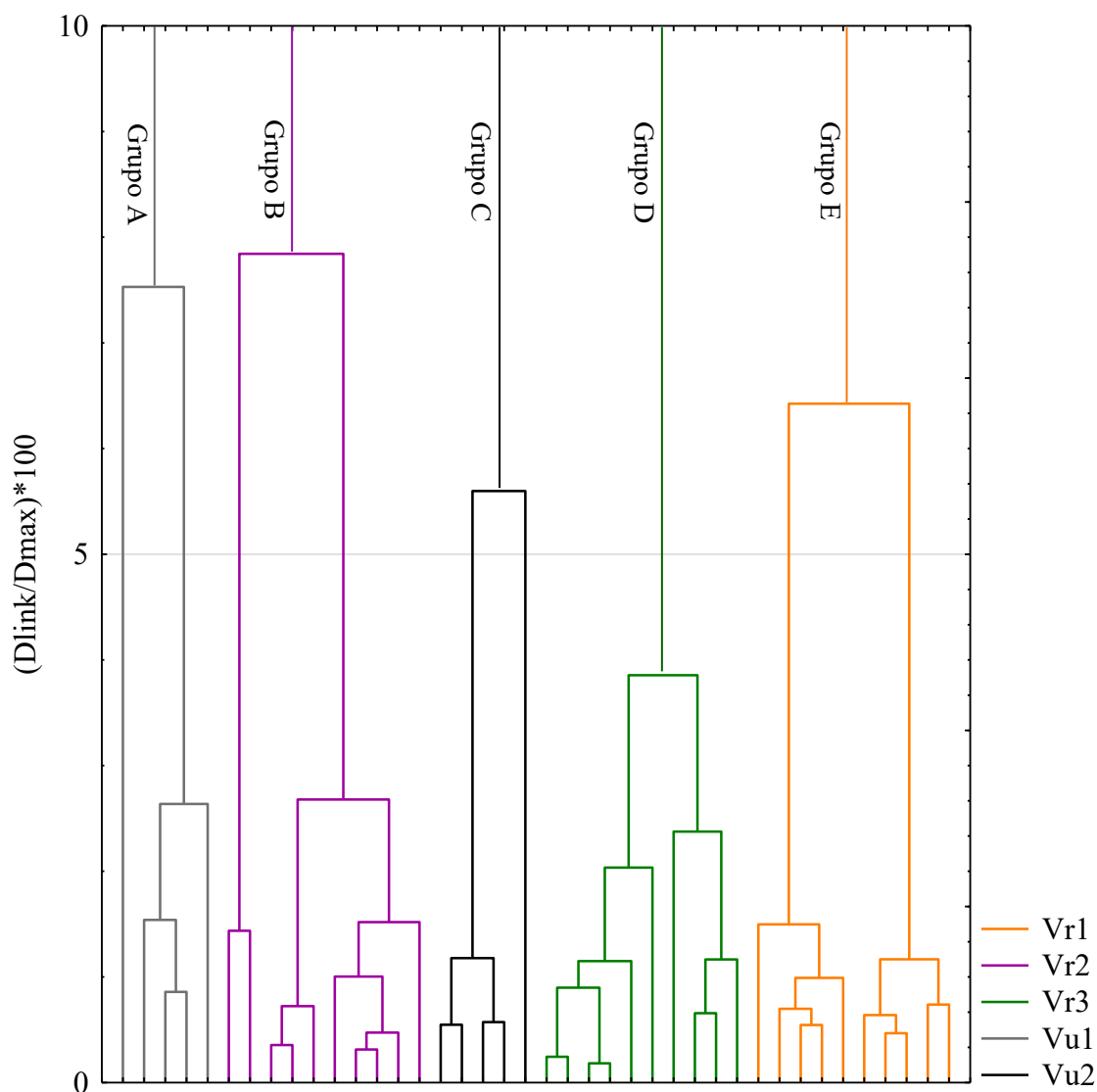
Fonte: autoria própria, 2019.

A divisão dos grupos tem como característica principal a associação de parâmetros físico-químicos no Grupo A e uma mescla de elementos metálicos no Grupo B. Dentre os analisados, alguns elementos podem ser considerados litológicos e mais móveis, como é o caso do Ca, Fe, K, Mg e Na (SOARES et al., 2004). Foi observado também que nas

campanhas com maior índice pluviométrico, a composição química da água nas áreas alagadas é mais homogênea e as características litológicas acabam sendo menos perceptíveis.

A HCA (gráfico 14) resultou em cinco grupos, um para cada área monitorada, cuja similaridade foi determinada através do critério da Equação 2, com $Y=10$.

Gráfico 14 – Classificação das áreas em função dos elementos e parâmetros da água



As amostragens de água na Vr3 se assemelharam em ambas épocas e o resultado estatístico corrobora com o que pode ser observado em campo. A presença de macrófitas na área alagada pode ter colaborado na remoção de alguns elementos orgânicos e metálicos, visto que algumas espécies de vereda possuem essa capacidade de atuar como filtros naturais (FAXINA; BERTOLINO; AZEVEDO, 2018). Esta área alagada pode ser considerada uma referência, pois é visualmente e estatisticamente diferente das demais.

O estudo de quimiometria foi conduzido separadamente para os dados dos sedimentos e da água, devido à variância das amostras dos sedimentos ser muito elevada a ponto de sobrepondo à variância das amostras de água, forçando os dados a ficarem próximos conferindo uma falsa impressão de semelhança. Embora os modelos sejam distintos, podem ser correlacionados pelas componentes principais.

4.4 Correlações Sedimentos-Água

Os elementos presentes nos sedimentos são uma memória dos processos que ocorreram nos usos e ocupação do solo e existe uma correlação com a água por conta de diversos processos naturais, físicos (abrasão, lixiviação) e químicos (dissolução, hidrólise, oxidação/redução) (CARVALHO, 2008). Partindo do pressuposto que as variações na composição química dos sedimentos são mais lentas do que na água, foi possível comparar os elementos de ambas as fontes. Foram observadas correlações (tabela 10) entre dez elementos dentre os analisados.

Tabela 10 – Correlações estatísticas pelo teste de Pearson entre elementos presentes nos sedimentos e na água, por época e área alagada monitorada

Área	Época	Elemento	ρ
Vr1	Seca	Cd	0,64
	Seca	Cu	0,60
	Seca	Fe	0,49
	Chuvosa	K	-0,50
	Chuvosa	Zn	0,53
Vr2	Chuvosa	V	-0,53
Vr3	Chuvosa	Cd	-0,61
Vu1	Seca	Ca	0,65
	Seca	Zn	0,75
	Chuvosa	Ca	-0,78
	Chuvosa	Mg	-0,88
	Chuvosa	Na	-0,77
Vu2	Seca	Cu	0,63
	Seca	Mo	0,76

Fonte: autoria própria, 2019.

Dentre os resultados significativos, 50% ocorreram no período com maior concentração de chuvas. De todas as correlações indiretas observadas, 86% também ocorreram na época mais chuvosa, ou seja, quanto menor a concentração do elemento no sedimento, maior a concentração deste na água e vice-versa. Com isso, pode-se inferir que existem fontes externas, naturais ou antrópicas, influenciando na concentração dos elementos

e conseqüentemente na qualidade de água. O escoamento superficial das águas pluviais pode ter sido o principal fator contribuinte para as variações dos elementos, seguido pelo tipo de manejo e a respectiva cobertura do solo nas áreas das veredas monitoradas.

As correlações com valores (ρ) estatisticamente mais significativos foram observadas nas amostras da Vu1, na época chuvosa, com sentido indireto e nível moderado. Esses resultados indicam que veredas em zona urbana consolidada, são os ambientes mais suscetíveis a alterações e impactos. Embora os elementos que apresentaram maior correlação (Ca, Mg e Na) sejam considerados litológicos, também podem ser provenientes de fontes antropogênicas, podendo afetar a qualidade, conferindo, por exemplo, a característica de dureza na água. Os elementos Ca e Mg também podem ser originados de materiais utilizados na construção civil (MOURA; BOAVENTURA; PINELLI, 2010). A contribuição desses componentes químicos (bases) indica uma ausência de vegetação como cobertura natural do solo, substituída por obras de infraestrutura e construções, como é o caso do entorno dessa área. Uma das possíveis fontes externas de sódio (Na) na área alagada em questão pode ser um lançamento irregular de efluentes existente no local, observado durante as campanhas de monitoramento e amostragem.

Outra área onde foi observado um maior número de correlações entre os elementos presentes nos sedimentos e na água foi na Vr1. Os parâmetros de Cd, Cu e Fe com interações significativas durante a época seca e Zn na chuvosa, ambos com comportamento direto, ou seja, a concentração dos elementos presentes na água varia estatisticamente conforme a concentração dos elementos nos sedimentos. No caso do Fe, sua dispersão está associada à processos de erosão do solo, sendo responsável pela alteração da cor na água (MOURA et al., 2010). Ainda na estação com mais chuvas, o potássio apresentou correlação indireta entre as concentrações dos sedimentos e da água. A origem desse elemento pode estar associada à lixiviação do solo e ao uso de fertilizantes como insumos agrícolas, uma vez que o cultivo de culturas cíclicas ocorre ao entorno da cabeceira da vereda a montante da área alagada, como pode ser visualizado no mapa de uso e ocupação do solo da Vr1.

O Cd identificado na Vr3 pode ser oriundo de insumos agrícolas, principalmente os fertilizantes fosfatados, um dos mais utilizados no Brasil (MENDES et al., 2006; FREITAS et al., 2009; MUEHE et al., 2013; SILVA et al., 2016). Embora esta vereda não possua cultivos de culturas cíclicas próximos da área alagada, é possível que o Cd tenha sido lixiviado pelo escoamento superficial durante chuvas intensas. Mesmo com uma pequena variância é possível que este elemento tenha se destacado devido à sua mobilidade no solo e

justamente por se tratar de uma área com pouquíssimas intervenções antrópicas e baixas concentrações dos outros elementos metálicos.

O vanádio é um dos elementos mais comuns da crosta terrestre. A própria queima de combustíveis fósseis também libera V, sendo uma das suas principais fontes antrópicas. O nível de vanádio no solo está relacionado ao tipo de rocha geradora e pode substituir o ferro ou sorvido pelo óxido de ferro, explicando sua presença nos sedimentos. O intemperismo de rochas também pode liberar V que na presença de ácidos húmicos, pode se tornar imóvel e acumular no local ou migrar para a água (VAN ZINDEREN; JAWORSKI, 1980 apud SHUQAIR, 2002). A correlação indireta identificada na Vr2 para esse elemento em relação aos sedimentos e a água, corrobora com a conclusão de Shuqair (2002). O autor constatou que não sendo possível a detecção da concentração de V no solo devido as limitações do equipamento utilizado na época, que a presença de vanádio na água subterrânea indica que o solo/sedimento do local avaliado não possuem capacidade de reter esse elemento.

Ao correlacionar o parâmetro pH com os elementos metálicos analisados nas amostras de água, com exceção do Al e do Pb, todos os metais apresentaram algum tipo de correlação significativa pelo teste de Pearson. As correlações com valores (ρ) estatisticamente mais significativos foram observadas nas amostras das áreas urbanas, com um total de 21 correlações diretas, sendo 11 na época chuvosa. Dentre os elementos com maior número de correlações com o pH nas áreas monitoradas, destacaram-se na estação seca o Ba (2) e o Mn (2). Na estação com maior pluviosidade o Mn (3) novamente se sobressaiu, juntamente com o Li (3).

5 CONCLUSÕES

Durante o monitoramento foi observado a ocorrência de assoreamento de algumas áreas alagadas, acarretando no rebaixamento aparente do nível freático. Aparente, pois o lençol encontra-se soterrado pela grande quantidade de material oriundo de erosões tanto à montante, quanto nas bordas das veredas. Também foram observados desvios dos canais principais para canais artificiais, reduzindo o volume de água acumulado nas áreas alagadas e promovendo prejuízos a continuação das veredas a jusante.

As análises dos sedimentos mostraram que as áreas foram associadas em três grupos, sendo um formado pela Vr3, outro pela Vu1 e o terceiro por uma associação dos pontos das demais veredas. Com isso, pode-se dizer que as atividades antrópicas no entorno da Vu2 ainda não são intensas a ponto de modificar significativamente a composição dos sedimentos. Enquanto que na Vu1, as características naturais estão sendo alteradas em decorrência de atividades antrópicas. No modelo composto pelo conjunto dos elementos metálicos e os parâmetros físico-químicos, a classificação e diferenciação das veredas resultou em cinco grupos, corroborando com a hipótese inicial.

A correlação pelo teste de Pearson permitiu detectar a origem de metais transportados pelas drenagens associados a fontes externas, antrópicas e naturais, como a construção civil, lançamento de efluentes, o uso de insumos agrícolas e o intemperismo. A adição desses metais, dependendo das concentrações, pode contribuir para o desequilíbrio e a degradação da qualidade nos ecossistemas de vereda.

Este trabalho mostrou claramente que as áreas com mais intervenções antrópicas ao entorno das veredas exercem maior pressão na qualidade de água e sedimentos do que nos ambientes com vegetação preservada. A conservação da vegetação natural pode contribuir para a qualidade de água, como pode ser verificado nos resultados das análises multivariadas dos sedimentos e da água na Vr3.

Este estudo pode ser considerado uma importante ferramenta de gestão, visto que ainda não existem valores de referência de qualidade para sistemas hídricos de transição como os ecossistemas de vereda. Ressalta-se também a importância de diagnósticos mais aprofundados de outras áreas, para que seja possível uma melhor compreensão das dinâmicas hidrogeomorfológicas, pois somente com o entendimento do papel ambiental desses ecossistemas e a disseminação do conhecimento é que será possível adotar políticas de uso e ocupação adequadas e assertivas.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9897**: planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, ABNT, 1987a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, ABNT, 1987b.
- ALVARES, E. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- STANDARD Methods for examination of water and wastewater. 22. ed. Washington: American Public Health Association, 2012.
- APPELO, E. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**. 1. ed. [S.l.]: CRC Press, 2004.
- ARAÚJO, G. M.; BARBOSA, A. A. A.; ARANTES, A. A.; AMARAL, A. F. Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 475-493, 2002. DOI: 10.1590/S0100-84042002012000012. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042002012000012. Acesso em: 10 jan. 2019.
- ARAÚJO, I. M. M.; OLIVEIRA, A. G. R. C. Agronegócio e agrotóxicos: impactos à saúde dos trabalhadores agrícolas no nordeste brasileiro. **Trabalho, Educação e Saúde**, [s.l.], v. 15, n. 1, p. 117-129, 2017. DOI: 10.1590/1981-7746-sol00043. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S198177462017000100117&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 10 jan. 2019.
- AUGUSTIN, C. H. R. R.; MELO, D. R.; ARANHA, P.R. A. Aspectos geomorfológicos de veredas: um ecossistema do bioma do Cerrado, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [s.l.], v. 10, n. 1, p. 103-114, 2009. DOI: 10.20502/rbg.v10:1.123. Disponível em: <http://www.lsie.unb.br/rbg/index.php/rbg/article/view/123/117>. Acesso em: 12 jan. 2019.
- BACCARO, E. A. D. Unidades geomorfológicas do triângulo mineiro: estudo preliminar. **Revista Sociedade & Natureza**, Uberlândia, n. 3, p. 5, 1991.
- BACCARO, C. A. D.; FERREIRA, I. L. ROCHA, M. R.; RODRIGUES, S. C. Mapa geomorfológico do Triângulo Mineiro: uma abordagem morfoestrutural- escultural. **Revista Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 13, n. 25, 2001.
- BASSO, L. A.; MOREIRA, L. G. R.; PIZZATO, F. A influência da precipitação na concentração de sólidos em cursos d'água urbanos: o caso do arroio Dilúvio, Porto Alegre/RS. **Geosul**, Florianópolis, v. 26, n. 52, p. 145-163, 2011. DOI: 10.5007/2177-

5230.2011v26n52p145. Disponível em:
<https://periodicos.ufsc.br/index.php/geosul/article/view/21775230.2011v26n52p145>.
Acesso em 8 jan. 2019.

BEZERRA, J. D.; AMARAL, R. S.; SANTOS JÚNIOR, J. A. S.; GENEZINL F. A.; MENEZES, R. S. C.; OLIVEIRA, I. A. Characterization of heavy metals in a uranium ore region of the state of Pernambuco. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, New York, v. 92, n. 4, p. 270-273, 2014. DOI: 10.1007/s00128-013-1183-4. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs00128-013-1183-4.pdf>. Acesso em: 5 jan. 2019.

BINGÓL, D.; AY, Ú.; BOZBAS, S. K.; UZGÓREN, N. Chemometric evaluation of the heavy metals distribution in waters from the Dilovasi region in Kocaeli, Turkey. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 68, n. 1-2, p. 134-139, 2013. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.12.006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X12005905?via%3Dihub>. Acesso em: 2 jan. 2019.

BRAGA, P. F. A.; SAMPAIO, J. A. In: LUZ, A. B; LINS, F. A. F. (ed.). **Rochas e Minerais Industriais no Brasil: usos e especificações**. 2. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2008. p. 585-603. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/1115>. Acesso em: 18 jun. 2019.

BRANDÃO, M.; CARVALHO, P. G. S.; BARUQUI, F. M. Veredas: uma abordagem integrada. **Daphne**, Belo Horizonte, v. 1, n. 3, p. 5-8, 1991. Disponível em: http://www.cecs.unimontes.br/media/k2/attachments/Veredas%20_%20uma%20abordagem%20integrada.pdf_c3cd706123a3474a540b2d2c816c9674.pdf. Acesso em: 5 fev. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 357, de 18 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 53. p. 58-63, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 396, de 03 de abril de 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 66, p. 66-68, 7 abr. 2008.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 420, de 28 de dezembro de 2009. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 29 jan. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília, DF: Ed. MS, 2006. (Série B. Textos Básicos de Saúde).

BRERETON, R. G. **Applied chemometrics for scientists**. Chichester: John Wiley & Sons: Chichester, 2007.

BRERETON, R. G. **Chemometrics for Pattern Recognition**. Chichester: John Wiley & Sons, 2009.

BRITO, S. L.; PEREIRA, T. T. C.; MARTINS, I. E. Sediments of watersheds from Frutal and Bebedouro Streams (Frutal, MG, Brazil) as an indicator of human activities. **Ambiente & Agua**, Taubaté, v. 12, n. 1, p. 17-32, 2016. DOI: 10.4136/ambi-agua.

1978. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980993X2017000100017.

Acesso em: 4 fev. 2019.

CAIRES, S. M. **Determinação dos teores naturais de metais pesados em solos do estado de Minas Gerais como subsídio ao estabelecimento de valores de referência de qualidade**. 2009. 304 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

CAMPOS, M. L.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N.; ARAÚJO, A. S. A.; MIQUELLUTI, D. J.; LOPES, C.; SPIAZZI, F. R. Teores de arsênio e cádmio em solos do bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 37, n. 1, p. 281-286, 2013. DOI: 10.1590/8S0100-06832013000100029.

Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832013000100029.

Acesso em: 1 mar. 2019.

CAO, L.; TIAN, H.; YANG, J.; SHI, P.; LOU, Q.; WAXI, L.; NI, Z.; PENG, X. Multivariate analyses and evaluation of heavy metals by chemometric BCR sequential extraction method in surface sediments from Lingdingyang Bay, south China.

Sustainability, [s.l.], v. 7, n. 5, p. 4938-4951, 2015. DOI: 10.3390/su7054938.

Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/7/5/4938/htm>. Acesso em: 2 fev. 2019.

CARVALHO, L. M. T.; SCOLFORO, J. R. Monitoramento da flora nativa. *In*: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; ACERBI JUNIOR, F. W. **Inventário florestal de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2008.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CARVALHO, P. G. S. As veredas e sua importância no domínio dos cerrados. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 168, p. 54-56, 1991.

CHEN, E.; LU, J.; YE, M.; WANG, Y. Metal and metalloid contaminant availability in Yun dang Lagoon sediments. Xiamen Bay, China, after 20 years continuous rehabilitation. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 175, p. 1048-1055, 2010.

DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.117. Disponível em:

<http://europepmc.org/abstract/med/19945221>. Acesso em: 30 jan. 2019.

COSTA, F. P. M.; DUARTE, W. O.; NISHIYAMA, L. Mapa das permeabilidades do solo da bacia do Rio Uberabinha elaborado a partir de ensaios. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA GEOTÉCNICA E GEOAMBIENTAL, 6., 2007, Uberlândia, MG. **Anais [...]**. Uberlândia, 2007.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Mapa temático geodiversidade Minas Gerais**. [s. l.]: CPRM, 2010. Mapa. Disponível em: <http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/14704>. Acesso em: 15 maio 2019.

CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. (ed.). **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus Macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2014.

DEL GROSSI, S. R. **De Uberabinha a Uberlândia: os caminhos da natureza - Contribuição ao estudo da geomorfologia urbana**. São Paulo: FFCH/USP, 1991.

EQUIPE DE DESENVOLVIMENTO DO QGIS. **Sistema de informações geográficas do QGIS, versão 3.4**: projeto código aberto geospatial foundation. [8.1.:8.n.], 2018.

Disponível em: <http://ggis.osgeo.org/>. Acesso em: 9 jul. 2018.

EQUIPE ESTATCAMP. **Software action, versão 2.9**: estatcamp consultoria em estatística e qualidade. São Carlos, SP: [s.n.], 2015. Disponível em: <http://www.portalaction.com.br/>. Acesso em: 11 fev. 2019.

EXELIS VISUAL INFORMATION SOLUTIONS. **ENVI, version 5.3**. Boulder: [s.n.], 2015. Disponível em: <https://www.harrisgeospatial.com/Software-Technology/ENVI>. Acesso em: 9 jul. 2018.

FADIGAS, F. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. S.; MAZUR, N.; ANJOS, L. H. E.; FREIXO, A. A. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos 82brasileiros. **Bragantia**, [s.l.], v. 6, n. 2, p. 151-159, 2002. DOI: 10.1590/S0006-87052002000200008. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0006-87052002000200008. Acesso em: 28 jan. 2019.

FARREÉ, M.; KANTIANI, L.; PETROVIC, M.; PÉREZ, S.; BARCELÓ, D. Achievements and future trends in the analysis of emerging organic contaminants in environmental samples by mass spectrometry | and bioanalytical techniques. **Journal Chromatography. A**, Amsterdam, v. 1259, n. 12, p. 86-99, 2012. DOI: 10.1016/j.chroma.2012.07.024. Disponível em: <http://europepmc.org/abstract/med/22877973>. Acesso em: 3 fev. 2019.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Manual de análise de dados: estatística e modelagem multivariada com Excel®, SPSS® e Stata®**. Rio de Janeiro: Elsevier Brasil, 2017.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Estatística aplicada: para cursos de administração, contabilidade e economia com Excel® e SPSS®**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.

FAXINA, R. R. C.; BERTOLINO, S. M.; AZEVEDO, L. E. B. Espécie de vereda na fitorremediação de efluente de uma central de processamento de alimentos vegetais. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, Salvador, v. 6, n. 1, p. 71- 84, 2018. DOI: 10.9771/gesta.v6i1.22206. Disponível em: <https://portalseer.ufba.br/index.php/gesta/article/view/22206>. Acesso em 15 fev. 2019.

FENZL, N.; RAMOS, J. F. **Introdução à hidrogeoquímica**. Belém: UFPA, 1988.

- FLAUZINO, F. S. **Qualidade da água e dos sedimentos nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Nova Ponte e Miranda - Minas Gerais**. 2014. 147f. Tese (Doutorado em Ciências Humanas) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.
- FREITAS, E. V. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; GOULART, D. F.; SILVA, J. P. S. Disponibilidade de cádmio e chumbo para milho em solo adubado com fertilizantes fosfatados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 33, n. 3, p. 1899-1907, 2009. DOI: 10.1590/S0100-06832009000600039. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n6/a39v33n6.pdf>. Acesso em 18 jan. 2019.
- GAMA, M. G. C. C. **Água, vereda, veredeiro: um estudo sobre as agriculturas camponesa e comercial, nas cabeceiras do rio Formoso, em Buritizeiro-MG**. 2006. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2006.
- GOMES, M. V. T.; SATO, Y. Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes do rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. **Saúde & Ambiente em Revista**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 24-30, 2011.
- GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: TORRADO-VIDAL, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P. (ed). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4. p. 345-390.
- GUIMARÃES, A. J. M. **Características do solo e da comunidade vegetal em área natural e antropizada de uma vereda na região de Uberlândia, MG**. 2001. 83f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais do Solo) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2001.
- GUIMARÃES, A. J. M.; DE ARAÚJO, G. M.; CORRÊA, G. F. Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. **Acta Botânica Brasílica**, [s.l.], v. 16, n. 3, p. 317-329, 2002. DOI: 10.1590/S0102-33062002000300007. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062002000300007. Acesso em: 2 fev. 2019.
- HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. 6. ed. São Paulo: Artmed, 2009.
- IBGE. Diretoria de Geociências Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual Técnico de Pedologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv37318.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2019.
- IBGE. Diretoria de Geociências Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual Técnico de Geomorfologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv66620.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2019.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Bacias Hidrográficas. MG.GOV.** Belo Horizonte, 2019. Disponível em: <https://www.mg.gov.br/conteudo/conhecaminas/geografia/bacias-hidrograficas>. Acesso em: 20 maio 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (Brasil). **Normais climatológicas do Brasil.** Brasília, DF: INMET, 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso em: 10 abr. 2019.

JACOB, D. L.; YELICK, A. H.; KISSOON, L. T. T.; ASGARY, A.; WIJAYARATNE, D. N.; SAINLEIDUKAT, B.; OTTE, M. L. Cadmium and associated metals in soils and sediments of wetlands across the Northern Plains, USA. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 178, n. 1, p. 211-219, 2013. DOI: 10.1016/envpol.2013.03.005. Disponível em: <http://europemc.org/abstract/med/23583941>. Acesso em: 15 fev. 2019.

LIMA, J. E. F. W. Situação e perspectivas sobre as águas do cerrado. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 63, n. 3, p. 27-29, 2011. DOI: 10.21800/S0009-67252011000300011. Disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252011000300011. Acesso em: 28 jan. 2019

LIMA, S. C. **As veredas do Ribeirão Panga no Triângulo Mineiro e a evolução da paisagem.** 1996. 260 f. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.

LIMA, S. C.; SILVEIRA, F. P. A preservação das veredas para manutenção do equilíbrio hidrológico dos cursos d'água. *In*: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS SOBRE O MEIO AMBIENTE, 3., 1991, Londrina, PR. **Anais [...]**, Londrina, p. 204-218, 1991.

MARQUES, J. J.; SCHULZE, D. G.; CURI, N. MERTZMAN, S. A. Trace element geochemistry in Brazilian Cerrado soils. **Geoderma**, [s.l.], v. 121, n. 1-2, p. 31-43, 2004. DOI: 10.1016/j.geoderma.2003.10.003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706103003100>. Acesso em: 27 jan. 2019.

MASSON, P.; ORIGNAC, D.; VIVES, A.; PRUNET, T. Matrix effects during trace elements analysis in plant samples by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry with axial view configuration and ultrasonic nebulizer. **Analisis**, [s.l.], v. 27, n. 9, p. 813-820, 1999. DOI: 10.1051/analisis:1999148. Disponível em: <https://analisis.edpsciences.org/articles/analisis/abs/1999/09/masson/masson.html>. Acesso em: 28 jan. 2019.

MCGRATH, S. P.; CUNLIFFE, C. H. A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludge. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, [s.l.], v. 36, n. 9, p. 794-798, 1985. DOI: 10.1002/jsfa.2740360906. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/jsfa.2740360906>. Acesso em: 10 jan. 2019.

MEIRELLES, M. L.; GUIMARÃES, A. J. M.; OLIVEIRA, R. C.; ARAÚJO, G. M.; RIBEIRO, J. F. Impactos sobre o estrato herbáceo de áreas úmidas do Cerrado. *In*:

AGUIAR, L. M. S.; CAMARGO, A. J. A. (ed.). **Cerrado: ecologia e caracterização**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. p. 41-68.

MENDES, A. M. S.; DUDA, G. P.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, M. O. Bioavailability of cadmium and lead in a soil amended with phosphorus fertilizers. **Scientia Agricola**, Piracicaba, SP, v. 63, n. 2, p. 328-332, 2006. DOI: 10.1590/S0103-90162006000400003. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162006000400003. Acesso em: 5 fev. 2019.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 05, de 05 de maio de 2008. **Diário Executivo de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 2008.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 02, de 08 de setembro de 2010. **Diário Executivo de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 2010.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011. **Diário Executivo de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 2011.

MINAS GERAIS. **Lei nº 20.922, de 16 de outubro de 2013**. Dispõe sobre as políticas florestal e de proteção à biodiversidade no Estado. **Diário Executivo de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 2013.

MOTA, S. **Gestão ambiental de recursos hídricos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2008.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: Bacia do Gama - Distrito Federal. **Química Nova**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 97-103, 2010. DOI: 10.1590/S0100-40422010000100018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422010000100018. Acesso em 1 mar. 2019.

MUEHE, E. M.; ADAKTYLOU, I. J.; OBST, M.; ZEITVOGEL, F.; BEHRENS, S.; PLANER-FRIEDRICH, B.; KRAEMER, U.; KAPPLER A. Organic carbon and reducing conditions lead to cadmium immobilization by secondary Fe mineral formation in a pH-neutral soil. **Environmental science & technology**, [s.l.], v. 47, n. 23, p. 13430-13439, 2013. DOI: 10.1021/es403438n. Disponível em: <https://europepmc.org/abstract/med/24191747>. Acesso em: 2 fev. 2019.

NISHIHARA, L.; ALABURDA, J.; MAIO, F. D. Características físico-químicas das águas de fontes minerais da região da grande São Paulo. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, [s.l.], v. 57, n. 2, p. 19-25, 1998.

OTTO, M. **Chemometrics: statistics and computer application in analytical chemistry**. Chichester: John Wiley & Sons, 2016.

- RADA, N.; VALDES, C. Policy, technology, and efficiency of brazilian agriculture. **USDA**, Washington, D.C., 2012. DOI: 10.2139/ssrn.2112029. Disponível em: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2112029. Acesso em: 15 fev. 2019.
- RAMOS, M. V. V.; CURI, N.; MOTTA, P. E. F.; VITORINO, A. C. T.; FERREIRA, M. M.; SILVA, M. L. N. Veredas do Triângulo Mineiro: solos, água e uso. **Ciência e Agrotecnologia**, [s.l.], v. 30, n. 2, p. 283-293, 2006. DOI: 10.1590/S1413-70542006000200014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542006000200014. Acesso em: 1 fev. 2019.
- RAMOS, M. V. V.; HARIDASAN, M.; ARAÚJO, G. M. Caracterização dos solos e da estrutura fitossociológica da vegetação de Veredas da Chapada no Triângulo Mineiro. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, [s.l.], v. 3, n. 2, p. 180-210, 2014. DOI:10.21664/2238-8869.2014v3i2.p180-210. Disponível em: <http://periodicos.unievangelica.edu.br/index.php/fronteiras/article/view/1011>. Acesso em: 10 jan. 2019.
- REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. *In*: SANO, S. M.; SEMIRAMIS, P.; RIBEIRO, J. F. (ed). **Cerrado ecologia e flora**. Brasília,DF: Embrapa Cerrados. 2008. p. 107-149.
- REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISL J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 2006.
- RIBEIRO, B. T.; NASCIMENTO, D. C.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G.; COSTA, E. T. S.; LOPES, G.; CARNEIRO, J. P. Assessment of trace elements contents in soils and water from Cerrado wetlands, Triângulo Mineiro region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 43, n. 1, 2019. DOI: 10.1590/18069657rbcs20180059. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0100-06832019000100515&lng=en&nrm=iso. Acesso em 3 mar. 2019.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B.M. T. As principais fitofisionomias do bioma cerrado. *In*: SANO, M.S.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J. F. (ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília, DF: EMBRAPA-CPAC, 2008. p. 151-199.
- ROSOLEN, V.; DE-CAMPOS, A. B.; GOVONE, J. S.; ROCHA, C. Contamination of wetland soils and floodplain sediments from agricultural activities in the Cerrado Biome (State of Minas Gerais, Brazil). **Catena**, [s.l.], v. 128, n. 1, p. 203-210, 2015b. DOI: 10.1016/j.catena.2015.02.007. Disponível em: 20 jan. 2019.
- ROSOLEN, V.; OLIVEIRA, D. A.; BUENO, G. T. Vereda and Murundu wetland and changes in Brazilian environmental laws: challenges to conservation. **Wetlands Ecology and Management**, [s.l.], v. 23, n. 2, p. 285-292, 2015a. DOI: 10.1007/s11273-014-9380-4. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11273-014-9380-4>. Acesso em: 1 fev. 2019.
- SÁ PAYE, H.; MELLO, J. W. V.; ABRAHÃO, W. A. P.; FERNANDES FILHO, E. I.; DIAS, L. C. P.; CASTRO, M. L. O.; MELO, S. B.; FRANÇA, M.M. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 34, n. 6, 2010. DOI: 10.1590/80100-

06832010000600028. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832010000600028.

Acesso em: 30 jan. 2019.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling & Software**, [s.l.], v. 22, n. 4, p. 464-475, 2007. DOI:

10.1016/j.envsoft.2006.02.001. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/222422396_Assessment_of_Surface_Water_Quality_Using_Multivariate_Statistical_Techniques_A_Case_Study_of_the_Fuji_River_Basin,_Japan. Acesso em: 29 jan. 2019.

SHUQAIR, M. S. S. **Estudo da contaminação do solo e água subterrânea por elementos tóxicos originados dos rejeitos das minas de carvão de figueira no Estado do Paraná.**

2002. 129 f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

SILVA, F. V.; KAMOGAWA, M. Y.; FERREIRA, M. M. C.; NÓBREGA, J. A.; NOGUEIRA, A. R. A. Discriminação geográfica de águas minerais do Estado de São Paulo através da análise exploratória. **Ecletica Química**, São Paulo, v. 27, número especial, p. 91- 102. 2002. DOI: 10.1590/80100-46702002000200008. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-46702002000200008. Acesso em: 10 fev. 2019.

SILVA, L. S.; GALINDO, I. C. L.; NASCIMENTO C. W.A.; GOMES, R. P.; CAMPOS M. C. C.; FREITAS, L.; OLIVEIRA, I. A. Heavy metal contents in Latosols cultivated with vegetable crops. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 46, p. 391- 400, 2016. DOI: 10.1590/1983-40632016v4641587. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-40632016000400391. Acesso em: 10 jan. 2019.

SOARES, M. S.; KOPPE, J. C.; COSTA, J. F.C. L.; ROLIM, S. B. Interpretação das anomalias de potássio hidrotermal e parâmetro F da região do Complexo Bossoroca, São Sepé, RS. **Revista Escola de Minas**, [s.l.], v. 57, n. 1, p. 39-44, 2004. DOI 10.1590/80370-44672004000100008. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rem/v57n1/v57n1a08.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2019.

STATSOFT. **STATISTICA (data analysis software system), version 12.** [S.l.: s.n.], 2014. Disponível em: www.statsoft.com. Acesso em: 4 mar. 2019.

TIKHOMIROV, V. V. **Hydrogeochemistry fundamentals and advances: groundwater Composition and Chemistry.** [S.l.]: Scrivener Publishing, 2016. 1 v. TUCCI, C. E. M. (org.). **Hidrologia: ciência e aplicação.** 2. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2000.

TUCCI, C. E. M. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica.** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente/MMA, 2006.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez.** São Carlos: Rima, 2009.

USEPA. **Method 30514**: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. Washington: [s.n.], 1998.

USEPA. **Soil screening guidance**: technical background document. Washington: Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996.

VALERIANO, M. M. **TOPODATA**: guia de utilização de dados geomorfométricos locais. São José dos Campos: INPE, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2014. 452p. v. 1.