

QUALIDADE DE ÁGUA EM VEREDAS DA BACIA DO RIO UBERABINHA – UBERLÂNDIA/MG

Water quality in the palm swamp of Uberabinha watershed – Uberlândia/MG

Rudmir Rogerio de Camargo Faxina^{1*}

Sueli Moura Bertolino²

Denis Coelho de Oliveira³

RESUMO

As veredas são ecossistemas típicos do Cerrado central do Brasil, caracterizados por ocorrer em solos hidromórficos, com afloramento do lençol freático e buritis como símbolo arbóreo. Essa fitofisionomia contribui para a manutenção de rios e são áreas de preservação permanente. O objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade da água em cinco veredas na região de Uberlândia/MG, sendo três rurais e duas urbanas. O monitoramento de parâmetros físico-químicos e metais foram realizados em quatro campanhas ao longo de doze meses, abrangendo épocas de chuva e seca. Análises por componentes principais mostraram uma perda na qualidade da água devido ao uso e ocupação do solo nas proximidades das veredas, constatado por diferenças nos parâmetros físico-químicos das áreas alagadas analisadas. Sendo que a área com mais interferências antrópicas foi uma das veredas urbanas. Este estudo também mostrou que as áreas com mais intervenções, exercem maior pressão na qualidade de água do que nos ambientes preservados.

Palavras-chave: Intervenções antrópicas. Parâmetros físico-químicos. Quimiometria.

¹ Mestre em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental, Engenheiro Ambiental e de Segurança do Trabalho e Tecnólogo em Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Uberlândia (UFU) – e-mail: rudcmg@gmail.com * Autor correspondente

² Doutora em Engenharia de Materiais pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Professora do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia (UFU) – e-mail: smbertolino@gmail.com

³ Doutor em Biologia Vegetal pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professor e Pesquisador do Instituto de Biologia da Universidade Federal de Uberlândia (UFU). – e-mail: denisoliveira@ufu.br

ABSTRACT

*The palm swamps (vereda) are ecosystems in Brazilian savanna (Cerrado) characterized by the occurrence of hydromorphic soils, where there are water table outcrops and the *Mauritia flexuosa* is the arboreal symbol. This phyto physiognomy contributes to the maintenance of rivers and those zones are considered permanent preservation areas. The objective of this study was to evaluate water quality in five palm swamps near the city of Uberlandia/MG, three in rural and two in urban areas. It was carried out the analysis of physical-chemical parameters and metallic elements over twelve months covering rainy and dry seasons. The analysis of the most relevant components also showed a decrease in water quality due to land use and occupation in the palm swamps and their surrounding areas, as evidenced by differences in the physicochemical parameters of analyzed wetlands. The area with the most anthropic interference was one of the urban located palm swamp. This study also showed that the areas with more interventions exert grater pressure on water quality than in preserved environments.*

Keywords: *Anthropic interventions. Physicochemical parameters. Chemometrics.*

Data de submissão: 19/05/2021

Data de aprovação: 10/09/2021

1 INTRODUÇÃO

Ao longo das últimas décadas, o Cerrado sofreu grande redução de sua 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. O Cerrado é um dos maiores biomas brasileiros ocupando cerca de 2 milhões de km² no planalto central (KLINK; MACHADO, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2014) e ainda, desempenha um papel fundamental no processo de distribuição dos recursos hídricos, pois é o local de afloramento que dá origem aos rios que constituem grandes regiões hidrográficas (LIMA, 2011). O Cerrado apresenta diferentes fitofisionomias como campo sujo, cerrado típico, cerradão, mata sempre verde, mata de galeria, campo úmido e vereda (SCHWIEDER *et al.*, 2016; NEVES *et al.*, 2019), que são impactadas de diferentes formas pela ação antrópica.

Dentre as fitofisionomias do Cerrado, as veredas são as mais sensíveis e possuem baixo poder regenerativo (GUIMARÃES *et al.*, 2002; RADA; VALDES, 2013). Segundo Ribeiro e Walter (2008), a fitofisionomia de vereda se caracteriza pela presença de vários indivíduos de buriti (*Mauritia flexuosa*) compondo sistemas de drenagem superficial com exsudação do lençol freático formando áreas alagadas em solos predominantemente

hidromórficos. Ainda, as veredas são circundadas por campo limpo com uma vegetação herbáceo-graminosa e outra arbóreo-arbustiva. As veredas são consideradas um complexo vegetacional com diversas vegetações, pois são áreas dinâmicas e transicionais com mata ciliar, floresta de galeria, mata alagada e campo úmido (ARAÚJO *et al.*, 2002; CUNHA, 2014; GUIMARÃES; RODRIGUES; MALAFAIA, 2017).

As áreas alagadas formadas nas veredas integram um sistema armazenador de água importante para a manutenção de cursos d'água à jusante que são componentes de bacias hidrográficas (LIMA; SILVEIRA, 1991). Essas áreas são responsáveis pela alimentação e manutenção da maior parte dos rios do Cerrado (LIMA; SILVEIRA, 1991). Também servem 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 é uma prática comum na região do Triângulo Mineiro, que pode vir a alterar a qualidade da água e comprometer seu uso preponderante que é a preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

A origem da água nas veredas é predominantemente subterrânea. Para tanto, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) por meio da Resolução n° 396 de 2008, dispõe sobre a classificação e fornece diretrizes ambientais para prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas de origem natural (CONAMA, 2008). Como a gestão de águas subterrâneas é de responsabilidade do Estado, em Minas Gerais as diretrizes e procedimentos estão dispostos na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n° 2, de 08 de setembro de 2010 do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) e na Deliberação Normativa COPAM n° 166, de 29 de junho de 2011 que lista os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) (COPAM; CERH, 2010; COPAM, 2011).

Características físicas, químicas e biológicas da água em conjunto, permitem a avaliação de sua qualidade, que pode ser aferida pela concentração de diversos parâmetros, comparados aos padrões estabelecidos nas legislações vigentes (VON SPERLING, 2014). Alguns 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, 2014). Na literatura científica não foram encontrados

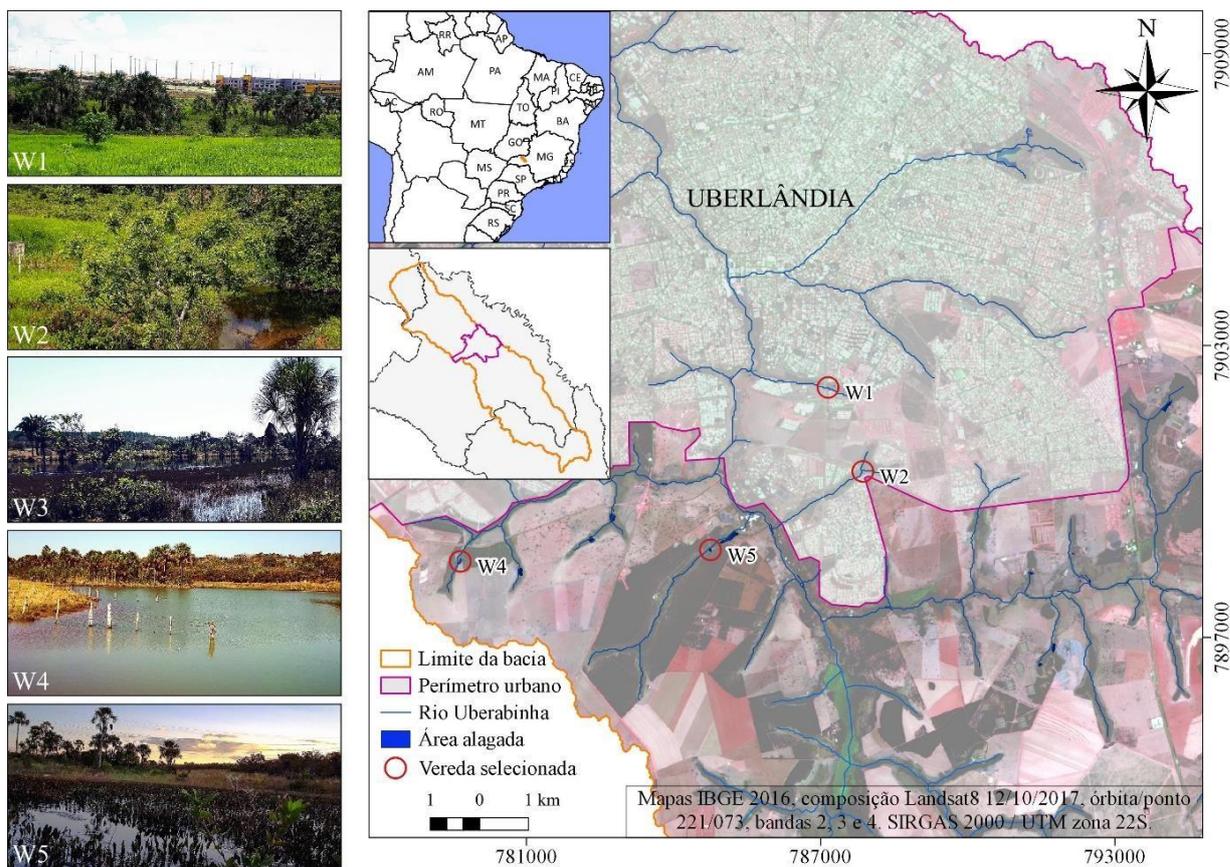
estudos sobre a comparação da qualidade das águas de veredas localizadas na sub-bacia do rio Uberabinha, o que justifica este estudo.

A degradação de ecossistemas e áreas protegidas, assim como as veredas é uma preocupação crescente e tem contribuído para pesquisas e buscas por soluções de controle e preservação ambiental. Nesse contexto e visto que o estudo de veredas são o objetivo deste trabalho, foram avaliados os parâmetros físico-químicos da água em cinco áreas alagadas (zona de fundo) dentre veredas urbanas e rurais na sub-bacia do rio Uberabinha, a fim de verificar se a qualidade das águas se enquadra dentro da classe estabelecida para áreas de preservação permanente. Os dados desse estudo podem ser úteis para as pessoas que usufruem da água das veredas, além de poder servir como base para criação de instrumentos de gestão de recursos hídricos e conservação destes ambientes pelos órgãos responsáveis.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

As áreas de estudo estão inseridas na sub-bacia do rio Uberabinha que possui aproximadamente 2.200 km² e abrange os municípios de Uberaba, Uberlândia e Tupaciguara no Triângulo Mineiro (MAPA 1). O rio Uberabinha é o curso d'água principal, sendo um afluente à margem esquerda do rio Araguari que por sua vez, compõe a bacia do rio Paranaíba. O clima predominante na região de Uberlândia é do tipo Cwa (ALVARES *et al.*, 2013). A sub-bacia do rio Uberabinha possui duas estações bem definidas, a primeira quente e seca e outra chuvosa, sendo que a concentração de chuvas ocorre nos meses de dezembro e janeiro e o período de escassez, entre maio e outubro, com temperatura média anual de 23°C (FLAUZINO, 2014). Nesta região aflora o aquífero Bauru-Caiuá, nas condições livre e semiconfinado, sendo sua principal unidade aflorante, constituída pelos basaltos da Formação Serra Geral (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA, 2005; BATEZELLI *et al.*, 2005). O relevo é suavemente ondulado sobre formações sedimentares e o solo predominante é da ordem dos Latossolos (DEL GROSSI, 1991; REATTO *et al.*, 1998). A vegetação natural é composta por fitofisionomias do Cerrado e os usos e ocupação do solo estão direcionados predominantemente à culturas cíclicas e pastagens de gado (CARVALHO; SCOLFORO, 2008).

Mapa 1 – Localização das áreas de estudo (veredas W1 a W5) na sub-bacia do rio Uberabinha



Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

Caracterização das veredas

A região do Triângulo Mineiro e conseqüentemente suas veredas podem ser consideradas vulneráveis, dadas as características do aquífero Bauru e em virtude da intensa atividade agropecuária fomentada pela ampliação dos cultivos de monoculturas com uso exagerado de defensivos e fertilizantes agrícolas e instalação de indústrias de beneficiamento. A existência de expressivos aglomerados urbanos em franco crescimento também contribuem para os problemas de contaminação, relacionados principalmente ao esgotamento sanitário e à disposição de resíduos sólidos (LIMA; ALMEIDA, 2012).

Os locais de amostragem foram diferenciados conforme a proximidade do perímetro urbano e o uso e ocupação do solo. Assim como descrito por Batezelli *et al.* (2005) para a região do Triângulo Mineiro, nas veredas da área de estudo, também ocorre a exploração das águas subterrâneas para consumo agrícola e criação de gado.

As áreas urbanas foram denominadas de W1 e W2. A primeira possui uma área alagada de aproximadamente 2.394 m², centralizada nas coordenadas latitude 18°57'11.70"S e longitude 48°16'23.88"O. No entorno existe vegetação característica de vereda, com fragmentos de mata de galeria e áreas urbanas, com construções e vias em expansão. A segunda área alagada com 363,30 m² está localizada em uma vereda próxima das coordenadas latitude 18°58'6.55"S e longitude 48°16'0.61"O. No local, a vegetação se mistura entre mata ciliar e de nascentes com a fitofisionomia de vereda. No entorno existem loteamentos residenciais em expansão e bairros já consolidados, bem como algumas áreas de vazios urbanos. Ambas as áreas consideradas urbanas aparentam não ter a delimitação adequada para Área de Preservação Permanente (APP), conforme o Código Florestal vigente. Entretanto, esse parâmetro não foi avaliado integralmente neste estudo.

Dentre as áreas em zona rural, a W3 está localizada próxima à Rodovia BR 050 com uma área alagada de 22.683 m², centralizada nas coordenadas latitude 19°1'35.04"S e longitude 48°11'51.22"O. A vegetação no local é característica de veredas, porém está circundada por cultivos 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. A W4 com 11.847 m², centralizada em latitude 18°59'10.96"S e longitude 48°20'38.36"O, possui vegetação 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, com sinais de pisoteio e dejetos. Por fim, a W5 com uma área alagada de 11.152 m² e centralizada na latitude 18°59'0.73"S e longitude 48°17'44.01"O, no interior de uma reserva legal. A vegetação do local é a que mais se aproxima da fitofisionomia típica de vereda, com presença de buritis na faixa central, além de outras espécies arbustivas circundada por área de campo limpo.

De todos os locais monitorados, a vereda W5 é a que possui maior cobertura vegetal no entorno da área alagada. Outra observação relevante é que em todas as áreas alagadas visitadas, foi observado eventualmente, o uso recreacional por parte dos moradores da região.

Plano de amostragens e análises físico-químicas

Foram realizadas quatro campanhas de amostragem de água durante um período de doze meses, abrangendo diferentes épocas de 2018 e 2019, a fim de contemplar a sazonalidade e possíveis variações dos parâmetros no ambiente. Com base no comportamento hidrológico da região e nos 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, sendo 5 pontos nas veredas localizadas em zona urbana e 10 nas rurais, distribuídos em função das dimensões de cada área alagada. As amostras de água foram coletadas e armazenadas conforme as orientações dispostas no Standard Methods (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF), 2017).

Os elementos alumínio (Al), bário (Ba), berílio (Be), cálcio (Ca), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), potássio (K), lítio (Li), magnésio (Mg), manganês (Mn), molibdênio (Mo), sódio (Na), níquel (Ni), chumbo (Pb), vanádio (V) e zinco (Zn), foram mensurados por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) marca Agilent Technologies, modelo 5100. As condições de operação do ICP-OES para as análises dos elementos metálicos na água foram: potência RF 1200W, plasma 12L min⁻¹, auxiliar 1L min⁻¹, vazão do nebulizador 0,7L min⁻¹, velocidade da bomba 12 rpm, tempo de estabilização 15 s, tempo de leitura 5 s.

Para avaliação da qualidade de água, também foram realizadas aferições de temperatura e análises físico-químicas dos parâmetros de potencial hidrogeniônico (pH), Condutividade Elétrica (CE), Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Oxigênio Dissolvido (OD) com Multiparâmetros marca HANNA modelo HI 9829. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}) foi estimada pelo método Manométrico (APHA, 2017).

As análises foram conduzidas nos Laboratórios de Qualidade Ambiental (LAQUA/ICP), ambos da Universidade Federal de Uberlândia (UFU).

Análises estatística e quimiometria

Os dados das análises físico-químicas foram submetidos à estatística descritiva. As médias dos parâmetros foram testadas conforme as condições de normalidade, aditividade, independência e homogeneidade. Os parâmetros sem distribuição normal foram considerados não paramétricos e avaliados pelo método de Kruskal-Wallis. As médias dos elementos foram dispostas em matrizes. Os dados foram submetidos a um estudo de quimiometria, sem padronização, com aplicação da análise por componentes principais (ACP). Também foi conduzido um estudo de associação entre os elementos presentes nos sedimentos, analisados anteriormente por Faxina, Guimarães e Bertolino (2019) e os metais na água, e entre o parâmetro pH e os metais das amostras de água, pelo coeficiente de correlação de Pearson (ρ). As análises, descritiva e univariada foram executadas com o suplemento ActionStat para Excel (ESTATCAMP, 2015). Enquanto que o método multivariado foi conduzido no programa STATISTICA (STATSOFT, 2014).

Os tratamentos com análise de significância foram considerados significativos para $p < 0,05$. Com os resultados das análises foram elaborados tabelas e gráficos a fim de classificar a qualidade da água conforme legislação vigente, identificar semelhanças e possíveis influências antrópicas nas veredas monitoradas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

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 (Tabela 1), 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.

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n° 2 de 2010, atualizada pela Deliberação Normativa do COPAM n° 166 de 2011, como Lei estadual de Minas Gerais,

estabelece alguns valores de investigação para substâncias presentes na água subterrânea (COPAM; CERH, 2010; COPAM, 2011).

Tabela 1 – Médias, Valores Máximos Permitidos (VMP) e valores de investigação dos elementos metálicos em $\mu\text{g L}^{-1}$ na água por vereda monitorada

Metal	Área					VMP (CONAMA n°396)				Investig. (COPAM n°166)
	W1	W2	W3	W4	W5	C. humano	D. animal	Irrig.	Rec.	
Al	166,38	54,77	68,60	93,43	83,68	200	5.000	5.000	200	3.500
Ba	26,52	10,87	11,65	10,72	25,52	700	-	-	1.000	700
Be	0,72	0,71	0,69	0,69	0,61	4	100	100	-	-
Cd	0,30	0,22	0,25	0,21	0,13	5	50	10	5	5
Cr	3,43	2,74	20,69	2,55	2,56	50	1.000	100	50	50
Cu	4,67	1,67	3,82	1,72	1,87	2.000	500	200	1.000	2.000
Fe	1.124,88	661,35	1.075,26	939,86	472,70	300	-	5.000	300	2.450
Li	0,33	0,28	0,37	0,33	0,36	-	-	2.500	-	-
Mn	32,04	15,33	12,84	20,08	19,91	100	50	200	100	400
Mo	0,75	0,32	0,26	0,22	0,23	70	150	10	-	70
Na	1.486,35	579,66	414,67	301,42	248,17	200.000	-	-	300.000	-
Ni	12,88	10,98	13,01	13,89	13,86	20	1.000	200	100	20
Pb	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	10	100	5.000	50	10
V	0,71	0,04	0,17	0,61	0,39	50	100	100	-	-
Zn	93,64	65,08	68,20	60,37	56,55	5.000	24.000	2.000	5.000	1.050

Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

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

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

Para o alumínio foi observada uma diferenciação estatística da W2 em relação às demais áreas em ambas as épocas. A maior média encontrada nas análises de água das áreas alagadas foi de $236,6 \pm 462,32 \mu\text{g L}^{-1}$ na W1 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 W4 ($124,5 \pm 73,29 \mu\text{g L}^{-1}$) durante a estação chuvosa. Ribeiro *et al.* (2019) encontraram valores similares ($\leq 100 \mu\text{g L}^{-1}$) na água de veredas na mesma região. Elevadas concentrações de alumínio na água podem causar efeitos organolépticos indesejados (COPAM, 2011).

O bário possui baixa mobilidade geoquímica e pode ser facilmente adsorvido por hidróxidos e óxidos metálicos e em altas concentrações pode ser tóxico aos organismos (FENZL, 1988). As áreas alagadas rurais apresentaram comportamento estatístico semelhante entre si, diferenciando-se das urbanas, principalmente na estação chuvosa. A maior média encontrada foi de $28,74 \pm 0,01 \mu\text{g L}^{-1}$ na W1 na época seca e $37,49 \pm 0,08 \mu\text{g L}^{-1}$ na W5 durante a época chuvosa.

Em relação ao berílio, foi notado significância apenas na época de estiagem com diferenciação entre as áreas W5 e W1. As maiores médias encontradas foram nas áreas urbanas, W1 ($0,68 \pm 0,06 \mu\text{g L}^{-1}$) na época seca e W2 ($0,79 \pm 0,07 \mu\text{g L}^{-1}$) na estação chuvosa.

As áreas urbanas também apresentaram diferenciação estatística entre as concentrações de cálcio na água. Sendo que a W2 possui mais semelhanças com as áreas rurais. As maiores médias observadas foram na W1 em ambas as estações, variando de $3.681 \pm 787,34 \mu\text{g L}^{-1}$ a $4.350 \pm 2.939,57 \mu\text{g L}^{-1}$. 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.

As maiores médias de cádmio foram observadas nas áreas rurais, sendo de $0,27 \pm 0,22 \mu\text{g L}^{-1}$ na W4 em época de estiagem e de $0,35 \pm 0,29 \mu\text{g L}^{-1}$ na W3 durante a estação de maior pluviosidade. A única diferenciação estatística nas áreas monitoradas foi na W5, durante o período de chuvas. A presença desse elemento na água das áreas alagadas 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 cobre é um elemento traço nas águas subterrâneas e nos metabolismos animal e vegetal, sendo que pode ser tóxico dependendo de sua concentração (FENZL, 1988). Para esse elemento, houve uma diferenciação estatística da W3 em relação às demais. As maiores médias encontradas foram na W1 ($3,5 \pm 5,0 \mu\text{g L}^{-1}$) em época de estiagem e na W3 ($6,6 \pm 19,32 \mu\text{g L}^{-1}$) 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 Cr, o Cu também pode ser derivado de insumos agrícolas, pesticidas, fertilizantes fosfatados ou ainda de dejetos da criação de suínos, aves e bovinos (MENDES *et al.*, 2006; FREITAS *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2007; FARRÉ *et al.*, 2012). Outra fonte pode ser proveniente da disposição, por várias décadas, dos resíduos da indústria de curtume, por exemplo, que contem elevadas

concentrações destes elementos, conforme a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB, 2004).

A solubilidade do ferro depende de outros fatores, como o pH e CE e a concentração nas águas pode sofrer influência da atividade microbiana (FENZL, 1988). Nas áreas monitoradas a concentração de Fe pode ser considerada elevada, pois foram observadas variações médias de $472,7 \pm 0,36 \mu\text{g L}^{-1}$ na W5 até $1.124,9 \pm 840,69 \mu\text{g L}^{-1}$ na W1. A maior concentração encontrada foi de $6.893,87 \mu\text{g L}^{-1}$ na W3 durante a época chuvosa. Os valores amostrados indicam a impropriedade do uso da água nas áreas avaliadas para fins de consumo ou recreação. Ramos *et al.* (2006) encontraram concentrações médias de ferro variando de $700 \mu\text{g L}^{-1}$ a $1.300 \mu\text{g L}^{-1}$. Já Ribeiro *et al.* (2019) observaram valores em torno de $450 \mu\text{g L}^{-1}$ na água de veredas da mesma região.

Para o potássio foi notada uma maior diferenciação estatística entre as áreas na estação chuvosa. Esse elemento pode ser liberado das rochas durante o intemperismo, mas vários fertilizantes artificiais também são produzidos a base de K, pois é muito importante para o ciclo biológico das plantas (FENZL, 1988). Nas áreas estudadas, a concentração de potássio teve variações de $234,8 \pm 80,18 \mu\text{g L}^{-1}$ (W5) a $670,7 \pm 1.574,73 \mu\text{g L}^{-1}$ (W2). Sendo que a maior média aferida foi na W2 ($1.176 \pm 2.160,41 \mu\text{g L}^{-1}$), em época de seca.

As concentrações de lítio encontradas foram relativamente baixas, com diferenciação entre as áreas urbanas e rurais principalmente na estação chuvosa. As maiores médias foram de $0,31 \pm 0,06 \mu\text{g L}^{-1}$ na W3 durante estiagem e de $0,45 \pm 0,01 \mu\text{g L}^{-1}$ na W5 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).

Dentre as áreas monitoradas também foi observada uma diferenciação estatística para o magnésio entre as urbanas (W1 e W2) em relação a W5, sendo que as rurais W3 e W4 se assemelharam. As maiores médias encontradas foram de $610,9 \pm 291,13 \mu\text{g L}^{-1}$ na época de estiagem e de $440,6 \pm 80,39 \mu\text{g L}^{-1}$ na chuvosa, ambas na W1.

O uso da água de origem subterrânea pode ser prejudicado com teores de manganês acima de $50 \mu\text{g L}^{-1}$. Esse elemento participa do ciclo biológico e também é liberado na decomposição das plantas (FENZL, 1988). Houve uma diferenciação estatística das concentrações entre as áreas urbanas e as rurais na época de seca. A maior média analisada foi

de $39,37 \pm 38,00 \mu\text{g L}^{-1}$ na W1 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 apresentaram semelhança em ambas as épocas. Entretanto, diferem estatisticamente entre as áreas urbanas e rurais. Esse elemento pode ser liberado nas águas subterrâneas durante o intemperismo de rochas magmáticas, silicatos e trocas iônicas. As maiores médias observadas foram de $1.389 \pm 458,13 \mu\text{g L}^{-1}$ durante a época de seca e $1.584 \pm 235,40 \mu\text{g L}^{-1}$ na estação chuvosa, ambas na W1.

As concentrações médias de níquel apresentaram semelhança estatística na água das áreas W3 e W5 durante época seca e uma diferenciação total da W2 em relação às demais na época chuvosa. A maior média observada foi na W4 ($18,15 \pm 1,34 \mu\text{g L}^{-1}$) durante a época de maior pluviosidade.

Em relação ao vanádio, os valores analisados foram consideravelmente baixos sendo em algumas campanhas inferior ao limite de quantificação do equipamento. Entretanto, foi notado diferenciação estatística significativa e a maior média foi na W1 ($1,08 \pm 1,23 \mu\text{g L}^{-1}$) durante estação de seca.

Em relação ao zinco, todas as áreas apresentaram semelhança durante a estação chuvosa. A maior concentração média foi de $106,2 \pm 60,20 \mu\text{g L}^{-1}$ na W1. Ramos *et al.* (2006) identificaram variações de Zn de $0 \mu\text{g L}^{-1}$ a $30 \mu\text{g L}^{-1}$ na água de veredas da mesma região. Grandes concentrações desse elemento também podem causar efeitos organolépticos indesejados na água (COPAM, 2011).

Os parâmetros pH, CE, STD, turbidez, OD e $\text{DBO}_{5,20}$ foram considerados não paramétricos, devido a distribuição não normal e a heterogeneidade dos dados (TABELA 2). As aferições de temperatura não apresentaram variação estatística significativa e refletiram o esperado, conforme a época de amostragem e a base de dados da normal climatológica.

Tabela 2 – Medianas e diferenciação estatística dos parâmetros de pH, CE, STD, Turbidez, OD e $\text{DBO}_{5,20}$ entre as áreas e as estações seca e chuvosa

(Continua)

Área	Época	pH		CE		STD		Turbidez		OD		DBO _{5,20}	
		-		($\mu\text{S cm}^{-1}$)		(mg L^{-1})		(UNT)	(mg L^{-1})		(mg L^{-1})		
W1	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
W2	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	6,2	ab

(Conclusão)

Área	Época	pH		CE		STD		Turbidez		OD		DBO _{5,20}	
		-		($\mu\text{S cm}^{-1}$)		(mg L^{-1})		(UNT)		(mg L^{-1})		(mg L^{-1})	
W3	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
W4	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
W5	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

Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

Nota: Medianas seguidas por letras iguais verticalmente, não diferem entre si pelo teste Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$).

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. Essa distinção pode ter se dado em função da contribuição do período chuvoso, para uma maior homogeneização.

Para o pH, a diferença entre os valores médios observados na W1 em relação às demais, indica que a água desta vereda pode estar perdendo uma de suas características típicas (pH baixo) em decorrência de intervenções antrópicas, provavelmente em função do lançamento pontual de efluentes existente no local.

No geral, a variabilidade se manteve estável com exceção das áreas W4 e W1, onde foi observado uma maior quantidade de valores acima da média. A W5 foi a área onde o pH seguiu uma distribuição de valores mais próximos da média registrada. Com base nas Resoluções CONAMA n° 357 e COPAM n° 5/2008, os valores médios observados nas áreas monitoradas estão abaixo da faixa recomendada (6 a 9) independente da classificação (CONAMA, 2005; COPAM, 2008). Em regiões tropicais úmidas, como é o caso das áreas alagadas de vereda, a intensidade das chuvas pode ocasionar uma rápida lixiviação dos solos e diluição constante das águas naturais. As vegetações produzem gás carbônico no solo, por meio da respiração das raízes e decomposição da matéria orgânica. Dessa forma, o CO₂ e os ácidos orgânicos reduzem o pH da água, tornando-as mais ácidas e elevando a capacidade de dissolver alguns metais como o Fe e Mn (FENZL, 1988). Ramos *et al.* (2006) encontraram valores similares (5,4 a 6) em análises de água em veredas da mesma região.

Em relação a CE, quando comparadas por período as únicas áreas que diferem entre estação seca e chuvosa são a W4 e W5. A variação dos valores observados é similar em todas as áreas com exceção da W1, onde foi possível observar um maior número de valores acima da média, além da maior média entre as áreas. Conforme 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 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.

No parâmetro de turbidez, as menores médias foram na W5 (4,37 UNT) e W3 (6,08 UNT), sendo que o maior valor médio foi na W1 (22,20 UNT). Os parâmetros de turbidez e STD 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. Ramos *et al.* (2006) observaram variações mais amplas (13,16 UNT a 36,1 UNT) na turbidez da água de veredas da região.

Com base nas Resoluções CONAMA n° 357 e COPAM n° 5/2008, as médias de STD registradas nas áreas monitoradas estão abaixo do valor máximo permitido (500 mg L^{-1}) independente da classificação (CONAMA, 2005; COPAM, 2008). A W1 foi a área com a maior quantidade de valores acima da média, sendo 39 mg L^{-1} o valor máximo observado de durante o período de estiagem.

Em relação ao parâmetro de OD a área com a maior média registrada foi a W5 ($4,9 \text{ mg L}^{-1}$), 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 foi na W1. A presença de algumas substâncias orgânicas e íons metálicos como o Fe^{2+} e Mn^{2+} podem reduzir a quantidade de oxigênio dissolvido nas águas subterrâneas e estabelecer condições redutoras (FENZL, 1988). Os resultados 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. 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 OD na água de outras veredas na mesma região.

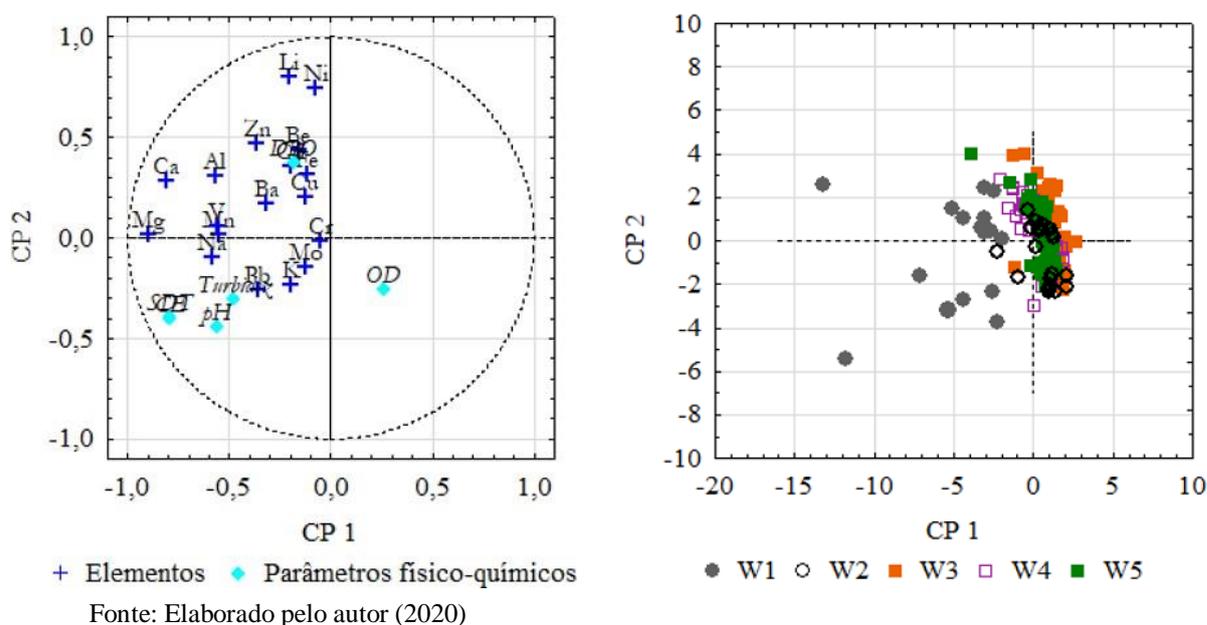
Nas campanhas em período de estiagem, a $\text{DBO}_{5,20}$ foi o parâmetro com maior diferenciação. A W5 foi a vereda com o menor valor médio observado ($3,5 \text{ mg L}^{-1}$). Embora na W4 tenham sido observados mais valores distantes da média, o maior valor encontrado foi na W1 ($7,32 \text{ mg L}^{-1}$). Valores elevados de $\text{DBO}_{5,20}$ 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. Os valores encontrados na W4 estão relacionados a contaminação da água por dejetos de animais (gado), já na W1, os resultados apontam para uma poluição pontual decorrente do lançamento de efluentes.

Conforme o disposto nas Resoluções CONAMA n° 357 e COPAM n° 5/2008 e nos resultados dos parâmetros de OD e DBO_{5,20}, todas as áreas alagadas monitoradas estão em desconformidade com a classe especial, a qual deveriam estar enquadradas, por se tratarem de APP (CONAMA, 2005; COPAM, 2008). O enquadramento dos corpos d'água é um importante instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos, pois a depender da classe, a água pode ser inapropriada para consumo humano ou dessedentação animal, por exemplo, demandando vários níveis de tratamento (CONAMA, 2005).

Classificação da água nas áreas alagadas

De acordo com a ACP, quando compilados em conjunto, os elementos metálicos e os parâmetros físico-químicos, os dados se associaram em oito CP com autovalor ≥ 1 , identificando a importância da composição química da água atrelada a parâmetros de qualidade. As oito CP juntas explicam 71,48% dos dados e as CP 1 e CP 2 ilustram a variação e representatividade dos parâmetros, bem como as associações entre os elementos e pontos de amostragem nas áreas monitoradas (GRÁFICO 1).

Gráfico 1 – ACP dos parâmetros analisados na água e das veredas monitoradas



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 STD. Foi observado também que nas campanhas com maior índice pluviométrico, a composição química da água na maior parte das áreas alagadas monitoradas é mais homogênea e as características litológicas acabam sendo menos perceptíveis.

Em relação às áreas alagadas com base nas amostras de água, a ACP apresentada no Gráfico 1, também revelou uma não associação estatística da W1 em relação às demais áreas monitoradas em ambas as épocas. Durante a estação chuvosa a singularidade da W1 é ainda 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 W2 em alguns dos pontos com as demais áreas.

As áreas rurais W3 e W4 são ligeiramente semelhantes à W5, porém diferentes entre si. Durante a época de estiagem, as áreas rurais e a W2 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.

As amostragens de água na W5 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 também poderia ser considerada como uma vereda de referência, pois é visualmente e estatisticamente diferente das demais, sendo evidente a maior homogeneidade entre os pontos amostrados e a qualidade da água.

Correlações Sedimentos-Água

Existe uma correlação entre os sedimentos e a água por conta de diversos processos naturais e físico-químicos. As variações na composição química dos sedimentos são dinamicamente mais lentas do que na água e os elementos presentes nos sedimentos são uma memória dos processos que ocorreram nos usos e ocupação do solo (CARVALHO, 2008). Com base nos dados de metais analisados no mesmo período e áreas por FAXINA *et al.* (2019), foi possível correlacionar estatisticamente os elementos nos sedimentos e na água (TABELA 3).

Tabela 3 – Correlações estatísticas (Pearson) entre os elementos metálicos presentes nos sedimentos e na água, por época e área monitorada

Área	Época	Elemento	ρ
W1	Seca	Ca	0,65
	Seca	Zn	0,75
	Chuvosa	Ca	-0,78*
	Chuvosa	Mg	-0,88*
	Chuvosa	Na	-0,77*
W2	Seca	Cu	0,63
	Seca	Mo	0,76
W3	Seca	Cd	0,64
	Seca	Cu	0,60
	Seca	Fe	0,49
	Chuvosa	K	-0,50*
	Chuvosa	Zn	0,53
W4	Chuvosa	V	-0,53*
W5	Chuvosa	Cd	-0,61*

Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

Nota: *Correlações indiretas com possíveis fontes externas.

De todas as correlações indiretas observadas, 86% ocorreram na época 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 consequentemente na qualidade de água das áreas alagadas verificadas. 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 W1, 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, além da possível influência litológica (MOURA *et al.*, 2010). A contribuição desses componentes químicos indica uma ausência de vegetação como cobertura natural do solo, substituída por obras de infraestrutura e construções, como é o caso do entorno (W1). Uma

das possíveis fontes externas de sódio na área alagada em questão pode ser um lançamento irregular de efluentes existente no local, observado durante as campanhas de amostragem.

Outra área onde foram observadas correlações entre os elementos presentes nos sedimentos e na água foi a W3. Os parâmetros de Cd, Cu e Fe com interações significativas durante a época seca e Zn na chuvosa, todos 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 chuvosa, 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.

O cádmio identificado na W5 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 de 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 vanádio 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 W4 para esse elemento em relação aos sedimentos e a água, indica que o solo/sedimento do local não possui capacidade de reter esse elemento.

Ao correlacionar o parâmetro pH com os metais analisados nas amostras de água, com exceção do Al e do Pb, todos apresentaram algum tipo de correlação nas amostras das áreas urbanas. No total foram 21 correlações diretas com valores (ρ) estatisticamente significativos,

sendo 11 na época chuvosa e 10 na seca. Dentre os elementos com maior número de correlações com o pH, destacaram-se o Ba (2) e o Mn (2) na estação seca e o Mn (3) e o Li (3) na estação chuvosa.

4 CONCLUSÃO

Neste diagnóstico foram utilizados diversos métodos para avaliação da qualidade de água em veredas da sub-bacia do rio Uberabinha. A ACP reduziu a matriz inicial de dados de 24x160 para 24x8, ou seja, foram extraídas oito CP, que permitiram identificar a associação dos elementos e dos parâmetros físico-químicos da água, além da diferenciação entre as áreas alagadas monitoradas. A análise de correlação permitiu detectar fontes externas antrópicas e naturais de metais possivelmente associadas à rede de drenagem, como a construção civil, lançamento de efluentes, uso de insumos agrícolas e o intemperismo de minerais do solo. A adição de metais, a depender das concentrações, pode contribuir para o desequilíbrio e a degradação da qualidade de água nos ecossistemas de vereda.

Este trabalho revelou que as áreas com mais influência da urbanização e intervenções antrópicas no entorno das veredas, exercem maior pressão na qualidade de água do que nos ambientes rurais e com vegetação natural preservada, como pode ser verificado nos resultados da W5.

É fundamental ampliar os conhecimentos sobre as pressões da antropização e do agronegócio na qualidade de água das veredas, a fim de que os resultados possam contribuir para a discussão e criação de ferramentas de planejamento e gestão, bem como, de futuras legislações mais detalhadas para a preservação da qualidade das águas em função dos usos.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. Brasília: ANA, 2005. (Cadernos de Recursos Hídricos). Disponível em: http://www.ana.gov.br/pnrh_novo. Acesso em: 30 jul. 2020.

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

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for examination of water and wastewater**. 23 ed. Washington: APHA, 2017.

ARAÚJO, G. M. *et al.* Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 475-493, 2002.

BATEZELLI, A. *et al.* Análise de bacia aplicada às unidades mesozoicas do triângulo mineiro (sudeste do Brasil): uma estratégia na prospecção de recursos hídricos subterrâneos. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 19, n. 1, 2005.

BEZERRA, J. D. *et al.* Characterization of heavy metals in a uranium ore region of the state of Pernambuco. **Springer**, Amsterdam, v. 92, n. 4, p. 270-273, 2014. DOI: <http://doi.org/10.1007/s00128-013-1183-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00128-013-1183-4>. Acesso em: 18 jun. 2019.

BRAGA, P. F. A.; SAMPAIO, J. A. Lítio. *In: 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.

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

CARVALHO, L. M. T.; SCOLFORO, J. R. (Ed.). **Inventário Florestal de Minas Gerais: monitoramento da flora nativa**. [Lavras]: UFLA, 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo: 2001–2003**. São Paulo: CETESB, 2004. 106 p. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/publicacoes.asp>. Acesso em: 30 ago. 2020.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (Minas Gerais); CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (Minas Gerais). Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 5, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 13 maio. 2008.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (Minas Gerais); CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (Minas Gerais). Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 2, de 08 de setembro de 2010. Institui o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas, que estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas. **Diário Oficial de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 16 set. 2010.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (Minas Gerais). Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH nº 2 de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. **Diário Oficial de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 27 jul. 2011.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005 p. 58-63.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução CONAMA Nº 396, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 07 abr. 2008. p. 64-68.

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

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

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

ESTATCAMP CONSULTORIA EM ESTATÍSTICA E QUALIDADE. **Software Action**. Versão 2.9. São Carlos, SP. 2015. Disponível em: <http://www.portalaction.com.br/>. Acesso em: 15 jul. 2019.

FARRÉ, M. *et al.* 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: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.07.024>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S002196731201059X?via%3Dihub>. Acesso em: 15 jul. 2019.

FAXINA, R. R. C.; BERTOLINO, S. M.; AZEVEDO, L. C. 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: <http://dx.doi.org/10.9771/gesta.v6i1.22206>. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/gesta/article/view/22206>. Acesso em: 30 jul. 2019.

FAXINA, R. R. C.; GUIMARÃES, E. C.; BERTOLINO, S. M. Qualidade dos sedimentos em áreas alagadas de veredas rurais e urbanas. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aracajú, v. 10, n. 4, p. 261-272, 2019. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.004.0020>. Disponível em:

<http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2019.004.0020>. Acesso em: 30 jul. 2019.

FENZL, N.; RAMOS, J. F. **Introdução à hidrogeoquímica**. Belém: Universidade Federal do Pará, 1988.

FLAUZINO, F. S. **Qualidade da água e dos sedimentos nos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Nova Ponte e Miranda - Minas Gerais**. 2014. 47 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

FREITAS, E.V.S. *et al.* Disponibilidade de cádmio e chumbo para milho em solo adubado com fertilizantes fosfatados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 3, p. 1899-1907, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000600039>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/Q55B4LYF8d49h7fs5phTMFq/?lang=pt>. Acesso em: 10 jul. 2019.

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**, Duque de Caxias, RJ, v. 6, n. 1, p. 24-30, 2011.

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**, Alta Floresta, MT, v. 16, n. 3, p. 317-329, 2002. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062002000300007>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/FqWhFdYpBcRxr6PHMvr9xxy/?lang=pt>. Acesso em: 20 abr. 2019.

GUIMARÃES, A.; RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G. Adapting a rapid assessment protocol to environmentally assess palm swamp (Veredas) springs in the Cerrado biome, Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, Switzerland, v. 189, n. 11, p. 592, 2017.

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

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, New Jersey, v. 19, n. 3, p.707–713, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>. Acesso em: 12 ago. 2019.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation and land use. *In*: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.) **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, v. 1, p. 69-88, 2002.

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: <http://dx.doi.org/10.21800/S0009-67252011000300011>. Disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252011000300011&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 18 maio. 2019.

LIMA, J. E. S.; ALMEIDA, C. S. C. **Projeto Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas**: relatório diagnóstico Sistema Aquífero Bauru–Caiuá no estado de Minas Gerais Bacia Sedimentar do Paraná. Belo Horizonte: CPRM, 2012. (Coleção Diagnóstico dos Aquíferos Sedimentares do Brasil, v.13).

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: Universidade Estadual de Londrina, 1991, p. 204-218.

MENDES, A. M. S. *et al.* Bioavailability of cadmium and lead in a soil amended with phosphorus fertilizers. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 63, n. 2, p. 328-332, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162006000400003>. Disponível: <https://www.scielo.br/j/sa/a/NdzSXn4vL8D4FtsG9qKJ87s/?lang=en>. Acesso em: 11 jul. 2019.

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. **Quim. Nova**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 97-103, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422010000100018>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/43zKtg9FghnLNXcQLRhbq5L/?lang=pt>. Acesso em: 18 maio. 2019.

MUEHE, E. M. *et al.* A. Organic carbon and reducing conditions lead to cadmium immobilization by secondary Fe mineral formation in a pH-neutral soil. **Environmental science & technology**, Washington, DC, v. 47, n. 23, p. 13430-13439, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1021/es403438n>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es403438n>. Acesso em: 13 jul. 2019.

NEVES, A. K. *et al.* Hierarchical classification of Brazilian savanna physiognomies using very high spatial resolution image, superpixel and geobia. *In*: IGARSS 2019-2019 IEEE INT GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM, 2019, Yokohama. **Conferences [...]** New Jersey: Institute of Electrical and Electronics Engineers, 2019. p. 3716-3719. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/abstract/document/8898649>. Acesso em: 10 jul. 2019.

OLIVEIRA, P. T. S. *et al.* Trends in water balance components across the Brazilian Cerrado. **Water Resources Research**, New Jersey, v. 50, n. 2, p. 1-17, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1002/2013WR014333>. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2013WR014333>. Acesso em: 03 jun. 2019.

RADA, N.; VALDES, C. Policy, technology, and efficiency of brazilian agriculture. **Economic Research Report**, Washington, n. 137. 2012.

RAMOS, M. V. V. *et al.* Veredas do Triângulo Mineiro: solos, água e uso. **Ciência e Agrotecnologia**. Lavras, v. 30, n. 2, p. 283-293, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542006000200014>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cagro/a/vDZrGdgVNvshrfzgdLr77Zp/?lang=pt>. Acesso em: 07 abr. 2019.

REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. *In*: SANO, S. M.; SEMÍRAMIS, P.; RIBEIRO, J. F. (Ed). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília, Embrapa Cerrados. 1998. Cap. 5. p. 107-149.

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: EMBRAPA-CPAC, p. 151-199, 2008.

RIBEIRO, B. T. *et al.* Assessment of trace elements contents in soils and water from Cerrado wetlands, Triângulo Mineiro region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 43, n. 1, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbcs20180059>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/vYnCKwPQzJLz9j5WY8nBYTK/?lang=en>. Acesso em: 12 jul. 2019.

SAMPAIO, M. B. **Boas práticas de manejo para extrativismo sustentável do buriti**. Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza. 2011. Disponível em: http://www.bibliotecadigital.abong.org.br/bitstream/handle/11465/292/ISPN_boas_praticas_manejo_do_Buriti.pdf?sequence=1. Acesso em: 10 jul. 2019.

SCHWIEDER, M. *et al.* Mapping Brazilian savanna vegetation gradients with Landsat time series. **Int J Appl Earth Obs Geoinf**, Amsterdam, v. 52, p. 361-370, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.06.019>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0303243416301003?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mar. 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, SP, 2002.

SILVA, L. S. *et al.* A. Heavy metal contents in Latosols cultivated with vegetable crops. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 46, p. 391-400, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1983-40632016v46i4641587>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pat/a/9QTThpKmQNRBLR4PSHq3y9Q/?lang=en>. Acesso em: 13 jul. 2019.

SOARES, M. S. *et al.* Interpretação das anomalias de potássio hidrotermal e parâmetro *F* da região do Complexo Bossoroca, São Sepé, RS. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 57, n. 1, p. 39–44, 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672004000100008>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rem/a/ndP56mnYFxyPTHQ9JmNKfGB/?lang=pt>. Acesso em: 23 jul. 2019.

STATSOFT. **STATISTICA (data analysis software system)**. Version 12. 2014. Disponível em: www.statsoft.com. Acesso em: 12 jul. 2019.

VAN ZINDEREN, B; JAWORSKI, J. F. Effects of vanadium in the Canadian environment. Ottawa: National Research Council Canada, Associate Committee Scientific Criteria for Environmental Quality. 1980 *apud* SHUQUAIR, 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, SP, 2002.

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. 452 p. v.1.

AGRADECIMENTOS

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