

Article

Caracterização da Composição Química dos Sedimentos e a Presença de Coliformes Termotolerantes em Diferentes Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Grande

Lelisberto Baldo Vieira¹, Eliana Aparecida Panarelli², Daniela Fernanda da Silva Fuzzo³, Rodrigo Ney Millan⁴

¹ Licenciado em Biologia pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Câmpus Botucatu Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Minas Gerais Unidade Frutal, Minas Gerais, Brasil. ORCID: 0009-0006-1860-973X. E-mail: lelisberto@hotmail.com

² Doutora em Ciências Biológicas (Área de Concentração: Zoologia) pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) Professora do Mestrado em Ciências Ambientais Universidade do Estado de Minas Gerais Unidade Frutal, Minas Gerais, Brasil. ORCID: 0000-0003-1605-6298. E-mail: eliana.panarelli@uemg.br

³ Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) Professora do Mestrado em Ciências Ambientais Universidade do Estado de Minas Gerais Unidade Frutal, Minas Gerais, Brasil. ORCID: 0000-0003-0442-5578. E-mail: daniela.fuzzo@uemg.br

⁴ Doutor em Microbiologia Geral pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Câmpus Jaboticabal Professor do Mestrado em Ciências Ambientais Universidade do Estado de Minas Gerais Unidade Frutal, Minas Gerais, Brasil. ORCID: 0000-0002-9324-7330. E-mail: rodrigo.millan@uemg.br

RESUMO

A água e os sedimentos em nascentes são influenciados por fatores naturais e antrópicos. Em áreas rurais, a atividade agropecuária exerce influência na dinâmica e estrutura dos ecossistemas de nascentes. Este estudo teve como objetivo verificar diferenças na composição química dos sedimentos e na presença de coliformes termotolerantes na água de 15 nascentes da região da Serrinha, localizadas em paisagem rural de cinco sub-bacias do Rio Grande, no Cerrado Mineiro. Foram analisadas concentrações de metais e nutrientes, além da estimativa da densidade de coliformes termotolerantes, a fim de correlacionar esses parâmetros com o uso e ocupação da terra. Os elementos chumbo, cromo, níquel e manganês não foram detectados nas amostras, dentro dos limites do equipamento utilizado. A análise de componentes principais (ACP) indicou que a sub-bacia 3 apresentou maiores concentrações de cálcio, enquanto a sub-bacia 6 se destacou pelo teor elevado de fósforo, alumínio e magnésio. A sub-bacia 2 apresentou altos níveis de potássio e ferro, enquanto as sub-bacias 1 e 4 mostraram as maiores concentrações de cobre e coliformes termotolerantes, possivelmente associadas à presença de áreas de pastagem próximas. Os valores de coliformes nestas sub-bacias sugerem influência direta da atividade pecuária, reforçando a necessidade de práticas de manejo que impeçam o contato de dejetos animais com a água das nascentes. Os resultados indicam que a dinâmica dos elementos químicos nos sedimentos está diretamente relacionada ao uso da terra na região. Esses achados reforçam a importância da preservação adequada da vegetação ciliar e do controle da poluição difusa para garantir a qualidade dos recursos hídricos.

Palavras-chave: cerrado, rios de primeira ordem; contaminação de nascentes; metais tóxicos; coliformes fecais.



Submissão: 21/02/2025



Aceite: 08/04/2025



Publicação: 05/06/2025





ABSTRACT

Natural and anthropogenic factors influence water and sediment in springs. In rural areas, agricultural and livestock activities affect the dynamics and structure of spring ecosystems. This study aimed to assess differences in the sediment chemical compositions and the presence of thermotolerant coliforms in the water of fifteen springs, in Serrinha region, located in rural landscape of the five Grande River's sub basins. Concentrations of metals and nutrients were analyzed, along with density estimates of thermotolerant coliforms, to correlate these parameters with land use and occupation. Lead, chromium, nickel, and manganese were not detected in the samples, considering the detection limits of the analytical equipment. Principal component analysis (PCA) indicated that sub-basin 3 had the highest calcium concentrations, while sub-basin 6 exhibited elevated levels of phosphorus, aluminum, and magnesium. Sub-basin 2 had high concentrations of potassium and iron, while sub-basins 1 and 4 showed the highest levels of copper and thermotolerant coliforms, which are probably associated with pasture areas around springs. The coliforms values in these sub-basins suggest a direct influence of livestock activities, emphasizing the need for management practices that prevent the animal waste contact with spring water. The results indicate that the dynamics of chemical elements in sediments are directly related to land use in the region. These findings underscore the importance of adequate preservation of riparian vegetation and controlling diffuse pollution to ensure water resource quality.

Keywords: brazilian savanna; first-order stream; spring contamination; toxic metals; fecal coliforms.

Introdução

O cerrado brasileiro é uma das maiores savanas tropicais do mundo em extensão e, como consequência de seu tamanho, torna-se uma área atrativa para os cultivos de interesse econômico (Pinto 2020). Mesmo com altos índices de alumínio e teores de cálcio e magnésio em baixa concentração natural no solo, a biodiversidade vegetal apresenta-se em altos índices nos cerrados distróficos (Haridasan 2008). Esta diversidade evidencia a importância ecológica deste bioma que é considerado um *hotspot* mundial e o mais impactado de todos os biomas brasileiros (Reis 2022). O bioma está sob intensa pressão antrópica, com conflitos de terra e altas taxas de desmatamento, que vêm aumentando desde a década de 1990 (Silva et al. 2023). A principal característica climática deste bioma são duas estações bem definidas de inverno seco e verão chuvoso. As chuvas concentradas influenciam nos eventos edáficos, lixiviando o solo e causando empobrecimento do mesmo, com influência na hidrologia (Nascimento & Novais 2020).

Seis das oito grandes bacias hidrográficas brasileiras têm nascentes na região: a bacia Amazônica (rios Xingu, Madeira e Trombetas), a bacia do Tocantins (rios Araguaia e Tocantins), a bacia Atlântico Norte/Nordeste (rios Parnaíba e Itapecuru), a bacia do São Francisco (rios São Francisco, Pará, Paraopeba, das Velhas, Jequitaiá, Paracatu, Urucuia, Carinhanha, Corrente e Grande), a bacia Atlântico Leste (Rios Pardo e Jequitinhonha) e a bacia dos Rios Paraná/Paraguai (Felfili et al. 2005).

As nascentes correspondem a pontos de afloramento do lençol freático, cujas matas ciliares desempenham papel essencial na sua preservação e estabilidade ecológica. De acordo com a Lei nº 12.651/2012 (Brasil 2012), esses ambientes naturais são responsáveis pela gênese dos cursos d'água, os quais, em estágio inicial, são classificados como de primeira ordem, considerando sua vazão e volume. Esses cursos podem confluir, dando origem a rios de ordens superiores. Tal processo evidencia a relevância da conservação das nascentes para garantir a integridade das redes hidrográficas e, por consequência, a sustentação da biodiversidade associada aos diferentes biomas (Moreira et al. 2019). Atuam também como filtros naturais das águas pluviais, promovendo sua liberação gradual à superfície da crosta terrestre (Anyanwu & Onyele 2018). Ainda, contribuem para o transporte e redistribuição de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos. Ademais, alterações físicas e químicas induzidas pela água proveniente das nascentes, como mudanças na turbidez e na oxigenação, atuam como importantes estímulos ecológicos à reprodução de diversas espécies de peixes (Carvalho & Uieda 2004).

Nesse contexto, destaca-se a importância do Cerrado como região estratégica para a manutenção dos sistemas hidrológicos do Brasil, dada sua posição central e sua elevada altimetria. Tal configuração geográfica favorece a ocorrência do chamado efeito “guarda-chuva”, expressão que descreve o comportamento de dispersão das águas superficiais em múltiplas direções a partir do planalto central, abastecendo diversas



bacias hidrográficas adjacentes (Souza 2019). Como consequência desse relevo peculiar e da intensa lixiviação que o acompanha, os solos do Cerrado tornam-se naturalmente pobres em nutrientes, promovendo o carreamento de sedimentos para os corpos hídricos da região. Esse processo afeta diretamente a composição física e química dos sedimentos das nascentes, interferindo na qualidade da água e nos processos ecológicos associados (Novais 2019).

Os sedimentos são parte integrante do ecossistema aquático, definidos como sólidos suspensos ou depositados, de material mineral ou orgânico, que age como componente principal de uma matriz que foi ou é suscetível ao transporte pela água (Owens 2008). Esse compartimento pode ser utilizado para monitorar o impacto ocasionado pela poluição antrópica, como a ocasionada por metais tóxicos (Alves et al. 2014).

São considerados metais tóxicos os elementos que não fazem parte do ciclo biológico dos organismos e que a presença dos mesmos interfira em qualquer reação bioquímica ou fisiológica do organismo, alguns possuindo afinidade química com o DNA, promovendo respostas cancerígenas (Garcia 2022). Os poluentes metálicos apresentam persistência, reciclagem biogeoquímica e risco ambiental, e, os sedimentos, apresentam capacidade de absorção de metais vestigiais da água e possuem associação a espécies metálicas, a depender do material geológico da bacia de drenagem (Paula-Filho et al. 2015).

Este estudo tem como objetivo principal avaliar a existência de variações na composição de elementos químicos presentes nos sedimentos, bem como na concentração de coliformes termotolerantes na água, entre diferentes sub-bacias hidrográficas localizadas em uma região do Cerrado.

Material e métodos

Área de estudo

O trabalho foi realizado na região denominada Serrinha, no município de Frutal, MG, entre as latitudes 19°46'52"; 20°01'28" S e longitudes 48°49'29"; 49°08'53" O (Figura 1). A média de precipitação na região é de aproximadamente 1600 mm, com temperatura média anual de aproximadamente 24°C. Clima definido como Aw, tropical com a estação seca e fria ocorrendo no inverno, e o verão com maiores índices pluviométricos (Alvares et al. 2014). Tal clima juntamente com a estrutura geomorfológica estabelecem a configuração do Domínio Fitogeográfico e Morfoclimático do Cerrado, onde o ambiente estudado está situado.

A Serrinha compõe o divisor de bacias entre o rio Paranaíba e o rio Grande, composta por rochas areníticas da Formação Uberaba (Grupo Bauru), seguida ao sul por uma faixa da Formação Vale do Rio do Peixe (CPRM 2012). As bordas dessa formação compõem área de recarga importante para a manutenção da qualidade e quantidade das águas subterrâneas e seus afloramentos. Recentemente, foram contabilizadas 702 nascentes nas bacias dos principais riachos que formam a rede hidrográfica do município de Frutal: Ribeirão São Mateus, Ribeirão Marimbondo, Córrego Bebedouro, Ribeirão Frutal e Rio São Francisco (Panarelli et al. 2025). Todos esses riachos possuem as nascentes na porção sul da Serrinha, compondo sub-bacias da bacia hidrográfica do Rio Grande.

A proteção da Serrinha é fundamental para evitar o desmatamento, o uso incorreto dos solos e a instalação de atividades potencialmente poluidoras (Brasil, 2007), em ambiente de grande importância para a manutenção dos recursos hídricos, onde o setor agropecuário movimenta grandes recursos financeiros (IBGE 2023).

Período e pontos de coleta

A Figura 1 apresenta a área de estudo, com a identificação da cabeceira das sub-bacias do Rio Grande, onde estão inseridas as áreas de nascentes que foram estudadas. Em cinco sub-bacias hidrográficas (1, 2, 3, 4, 6), foram selecionados três trechos de rios de primeira ordem, nos quais foram coletadas 3 réplicas de sedimento



em cada trecho (Figura 1), nos períodos de seca e chuva, totalizando um número amostral de 90. A sub-bacia 5 foi descartada por dificuldade de acesso às nascentes.

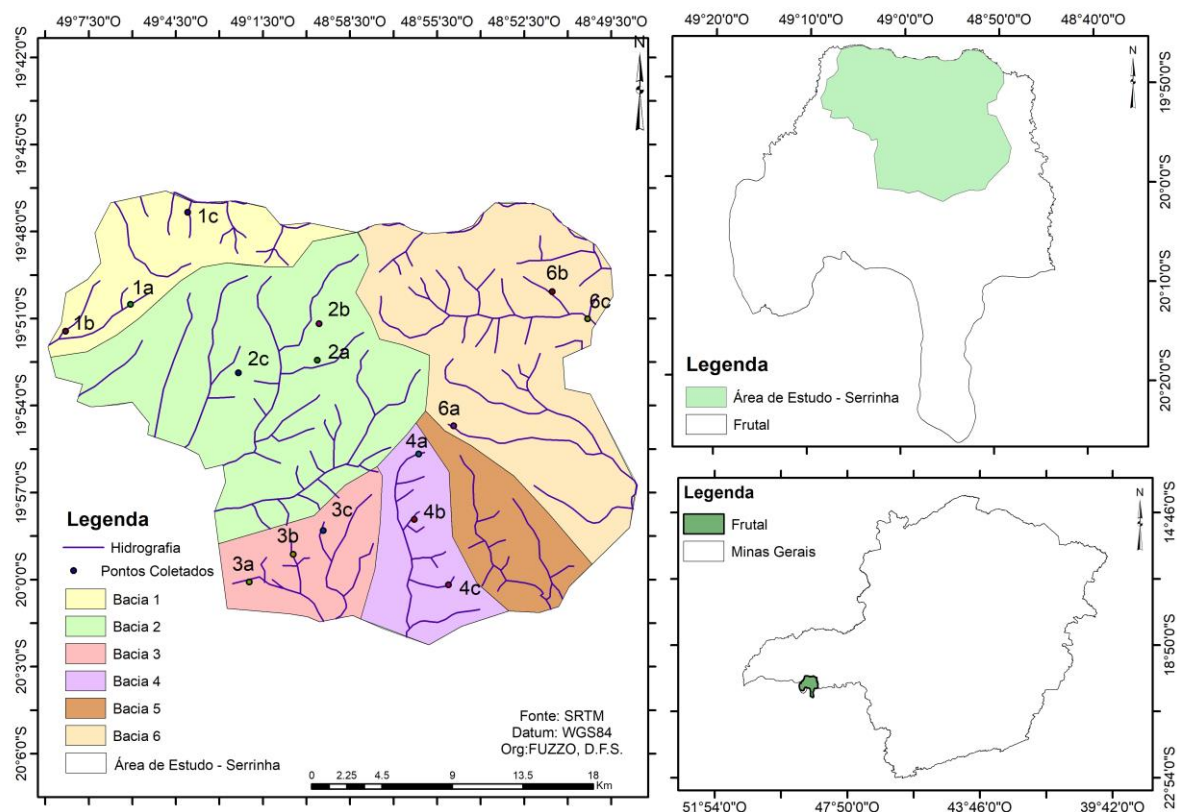


Figura 1. Localização da área de estudo inserida nas sub-bacias dos principais rios no município de Frutal: 1 – Ribeirão São Mateus; 2 – Ribeirão Marimbondo; 3 – Córrego Bebedouro; 4 – Ribeirão Frutal; 5 – Córrego São Bento da Ressaca (área marrom - não foi amostrado); 6 – São Francisco.

Organização: D.F.S. Fuzzo, 2024

A Figura 2 mostra a altimetria da região de estudo. A área da Serrinha, em Frutal (MG), apresenta altitudes entre <530 m e >660 m, as porções mais baixas, localizadas ao sul e sudoeste, concentram-se nos fundos de vale, enquanto as áreas mais elevadas, ao norte-central, correspondem a divisores de bacia. Essa variação altimétrica influencia diretamente o escoamento superficial, o uso da terra e o potencial erosivo. Áreas baixas costumam ser mais voltadas à agricultura e pastagens, enquanto áreas com altitudes maiores requerem mais cuidado com o manejo.

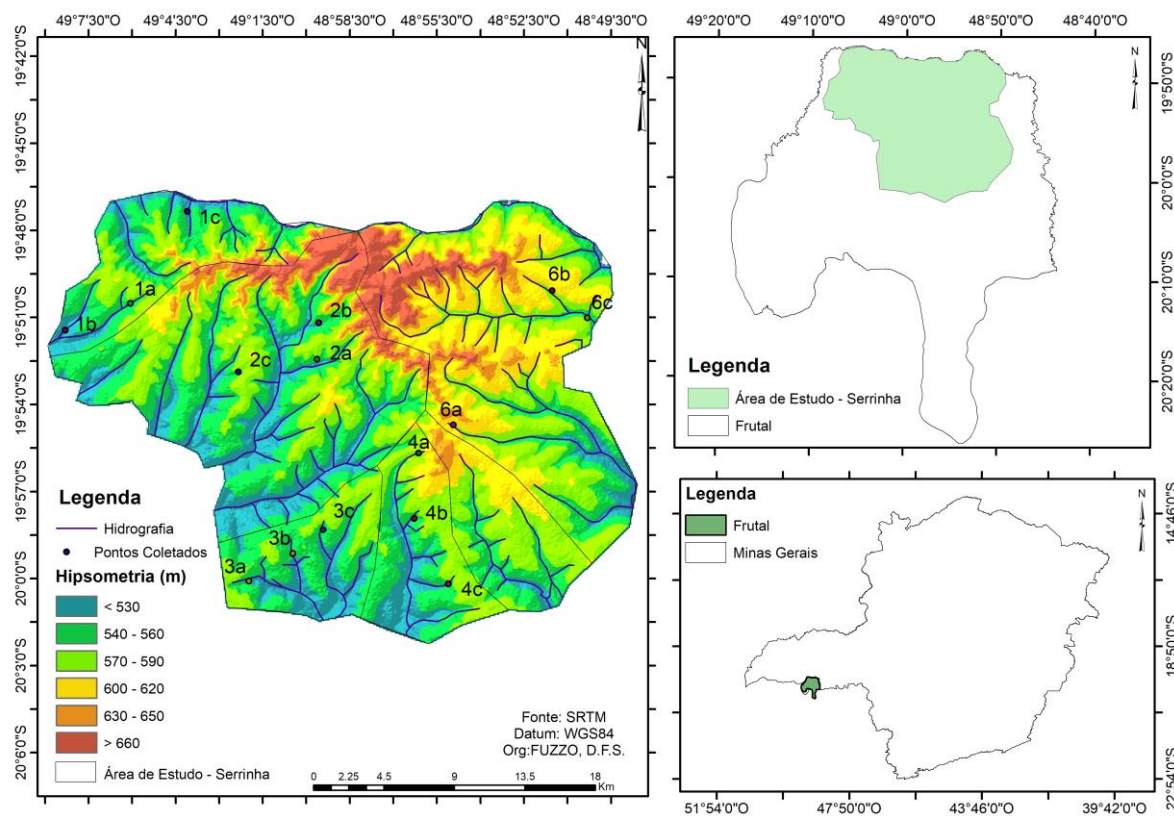


Figura 2. Altimetria da região da Serrinha e os pontos selecionados para análises. Organização: D.F.S. Fuzzo, 2024

As coletas de sedimentos foram executadas nos períodos de seca e chuva no ano de 2023. As amostras foram coletadas usando um tubo de PVC de 50 mm de diâmetro. O sedimento foi armazenado em frascos plásticos devidamente identificados e levados ao freezer para congelamento até o momento dos processos laboratoriais.

Análise do sedimento

As amostras encaminhadas para as dependências do laboratório foram devidamente registradas em uma planilha de excel para obtenção de dados de rastreabilidade. Para quantificar os elementos escolhidos para este estudo os processos laboratoriais foram divididos em seis etapas: secagem, pesagem, ataque das amostras, diluições (quando necessário), leitura pelos equipamentos e digitação.

As amostras foram colocadas em estufa aquecida para secagem a uma temperatura de 45°C por 12 horas. Em seguida as amostras foram peneiradas em malha de 20 mesh, para retirada de galhos, pedras e qualquer material não desejado. A pesagem foi realizada utilizando uma balança semi-analítica para obtenção de uma alíquota de 5 g de terra fina seca em estufa (TFSE) que foram acondicionadas em frascos de polietileno de 80 mL. O próximo passo foi adicionar 50 mL da solução extratora às amostras, atingindo-se a proporção 1:10. Os frascos foram levados a uma mesa agitadora para serem misturados à 200 rpm por 5 minutos. Ao término da agitação as soluções ficaram em repouso por 16 horas. Esse processo tem a função de decantar materiais particulados da amostra para que se possa retirar uma alíquota líquida superficial do sobrenadante e encaminhá-la para leitura em equipamento adequado. Para leitura de cálcio e magnésio foi adicionado cloreto de estrôncio (SrCl_2) 0,5 mol/l para estabilização da chama do espectrofotômetro de absorção atômica (AAS). Para leitura de fósforo foi adicionado o cromóforo constituído por molibdato de amônio ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), ácido ascórbico ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$), ácido sulfúrico (H_2SO_4) e subcarbonato de bismuto ($(\text{BiO})_2(\text{CO}_3)$).



Para leitura de chumbo, cromo, níquel, manganês, cobre, zinco, ferro, cálcio e magnésio foi utilizado um espectrofotômetro de absorção atômica marca Perkin Elmer, modelo 3110. Para leitura de potássio foi utilizado um fotômetro de chama (Micronal). Para a leitura do fósforo um espectrofotômetro ultravioleta visível foi utilizado (Analytik Jena). Alumínio fora quantificado por titulação. Todas as amostras foram processadas seguindo a metodologia de extração recomendada pela EMBRAPA (2017). Para avaliação de cálcio, magnésio e alumínio fora utilizado como solução extratora de KCl 1,0 mol por litro na relação sedimento/solução de 1:10.

Para leitura do chumbo, cromo, níquel, manganês, cobre, zinco, ferro, fósforo e potássio a solução extratora foi mehlich -1 (0,05 mol L⁻¹ de HCl + 0,0125 mol L⁻¹ H₂SO₄) (Mehlich 1953) na proporção de sedimento/solução de 1:10. O elemento alumínio fora titulado com NaOH 0,025 molar e como agente indicador azul de bromotimol 1,0 molar, até a viragem de amarelo para azul.

Curvas de calibração foram montadas para cada elemento cuja leitura fora realizada em equipamentos seguindo a lei de Lambert-Beer, onde foram medidas absorbâncias de soluções padrão com concentração conhecida e posteriormente calculados a equação reduzida da reta onde $y = ax + b$. Assumiu-se curvas com r^2 superiores a 0,9800. Todas diluições foram calculadas para obtenção das concentrações reais dos elementos detectados nos sedimentos. Na tabela 1 apresenta-se os limites de quantificação de cada elemento químico analisado.

Tabela 1. Limite de quantificação dos elementos químicos analisados

Elemento	Limite de quantificação (mg L ⁻¹)
Ca	0,003
Mg	0,002
Zn	0,001
Cu	0,003
K	0,632
P	0,029
Fe	0,500
Al	0,010
Pb	0,020
Cr	0,250
Ni	0,030

Fonte: elaborada pelos autores.

Coliformes termotolerantes

A amostragem de água para determinação de coliformes termotolerantes ocorreu em frascos de vidro previamente esterilizados com volume de 500 mL. A quantificação ocorreu por meio do kit de análises Colilert, onde diluições da amostra (1 mL, 0,1 mL e 0,01 mL) foram agregadas ao meio de cultura. As amostras foram incubadas em cartelas Quanti-Tray/ 2000, por 24 horas em estufa a 35°C ± 0,5°C. Os resultados foram verificados através da leitura dos poços positivos na tabela de NMP 100 mL⁻¹ (IDEXX 2017).

Mapas de uso e ocupação da terra

Foram gerados os mapas de composição colorida RGB-432, com imagens do satélites Landsat8/Sensor Oli, disponibilizadas pela NASA, no site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USG). Foi possível elaborar uma base cartográfica com o limite e rede de drenagem, obtidas das imagens SRTM (Shuttle Radar



Topography Mission) resultados da missão espacial americana (NASA E NGA), italiana (ASI) e alemã (DLR), com resolução espacial de 30 m. Os dados foram processados em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica) software QGIS, versão 3.16, e a delimitação da bacia foi realizada a partir do complemento Grass, onde foram criados dados *raster* de elevação das depressões, que originaram as sub-bacias. Logo, o limite da bacia foi obtido por meio da determinação do ponto de exutório (seção de controle). O arquivo resultante foi transformado em vetor para posteriores análises, do que se refere à rede de drenagem. As imagens vetoriais de limites municipais, foram obtidas por meio do *site* do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística).

Para identificação e análise de uso e cobertura da terra foram utilizadas imagens do catálogo MapBiomas, disponibilizadas por meio do *site* <https://brasil.mapbiomas.org/>, gratuitamente. São mapas no formato matricial (pixel de 30x30m) baseados na coleção Landsat 5/TM e 8/OLI, dos anos de 1985 a 2023. Os dados na plataforma são classificados automaticamente e processados em nuvem para gerar uma série histórica de mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil (Moraes 2020). Assim, cada pixel das imagens é classificado, entre 27 classes de uso da terra (MAPBIOMAS 2019). Os dados foram processados pelo software QGIS 3.16, possibilitando a quantificação da análise espacial do uso da terra.

Análise estatística dos dados

Foi realizada uma análise de componentes principais (ACP) para comparar a composição de elementos químicos dos sedimentos e coliformes termotolerantes da água entre as sub-bacias. Os dados foram padronizados para homogeneizar as variâncias (Legendre & Legendre 2012). As análises foram realizadas utilizando o software Statistica 14 (Cloud Software Group 2023).

Resultados e discussão

Os elementos chumbo, cromo, níquel e manganês não foram detectados pelo método quantitativo empregado neste trabalho o que não representa a ausência destas espécies químicas nas amostras, apenas que, se houver, não estão dentro do limite de detecção do equipamento utilizado (Tabela 1).

O primeiro plano fatorial da análise de componentes principais envolvendo as sub-bacias hidrográficas da região da Serrinha reteve 71,09% da variabilidade original dos dados (CP1 = 38,27% e CP2 = 32,82%). A sub-bacia 3 (B3) posicionou-se do lado positivo do componente principal 1, associando-se ao cálcio. Contrastando-se a este cenário, a sub-bacia 6 posicionou-se do lado negativo do componente principal 1, associando-se às variáveis fósforo total, alumínio e magnésio. A sub-bacia 2 posicionou-se do lado positivo do componente principal 2, associando-se às variáveis potássio e ferro. Contrastando a este diagnóstico, posicionaram-se do lado negativo do componente principal 2 as sub-bacias 1 e 4, que se associaram a coliformes termotolerantes e cobre (Figura 3).

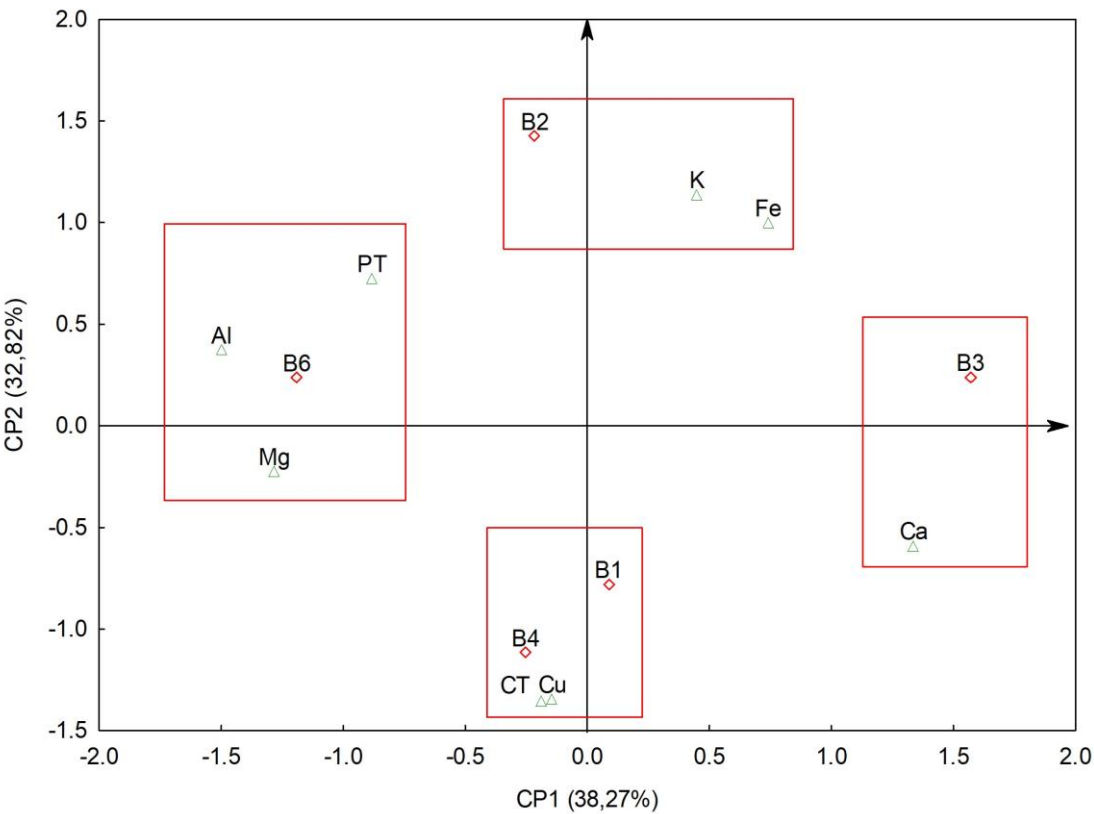


Figura 3. Gráfico biplot da análise de componentes principais envolvendo as sub-bacias hidrográficas amostradas na região da Serrinha no município de Frutal/MG desprezando a influência dos períodos de seca e chuva, onde: B1 a B6 = sub-bacias hidrográficas; CT = coliformes termotolerantes; K = potássio; Al = alumínio; Mg = magnésio; Ca = cálcio; Fe = ferro; PT = fósforo total. Fonte: Autores (2025).

A sub-bacia 3 apresentou os maiores valores médios de cálcio ($13,3 \text{ mg L}^{-1}$) e a sub-bacia 2 os menores ($3,1 \text{ mg L}^{-1}$). A sub-bacia 6 apresentou os maiores valores médios de fósforo total ($9,0 \text{ mg L}^{-1}$), alumínio ($87,7 \text{ mg L}^{-1}$) e magnésio ($2,1 \text{ mg L}^{-1}$). A sub-bacia 2 apresentou os maiores valores médios de K ($21,1 \text{ mg L}^{-1}$) e Fe ($64,2 \text{ mg L}^{-1}$) (Tabela 2). As sub-bacias 1 e 4 apresentaram os maiores valores de coliformes termotolerantes ($515,1$ e $1312,1 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$, respectivamente) e cobre ($0,09$ e $0,08 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente).

Tabela 2. Média e desvio padrão dos elementos químicos quantificados (mg L^{-1}) e coliformes termotolerantes (CT - $\text{NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$) nas sub-bacias hidrográficas (B1-B6)

Sub-bacias	PT	K	Ca	Mg	Al	Fe	Cu	CT
B1	3,9	16,1	7,0	2,1	75,5	45,5	0,09	515,1
	$\pm 3,4$	$\pm 6,7$	$\pm 6,7$	$\pm 0,9$	$\pm 20,9$	$\pm 18,5$	$\pm 0,22$	$\pm 576,9$
B2	5,9	21,1	3,1	2,2	82,4	64,2	0,05	124,9
	$\pm 5,3$	$\pm 9,0$	$\pm 9,5$	$\pm 1,0$	$\pm 17,6$	$\pm 23,2$	$\pm 0,03$	$\pm 121,3$
B3	5,3	18,4	13,3	1,3	63,6	47,0	0,05	324,0
	$\pm 5,6$	$\pm 6,3$	$\pm 14,4$	$\pm 0,9$	$\pm 18,6$	$\pm 34,2$	$\pm 0,11$	$\pm 416,5$
B4	4,7	17,6	7,9	2,3	77,0	22,4	0,08	1312,1
	$\pm 3,9$	$\pm 6,1$	$\pm 7,1$	$\pm 0,7$	$\pm 22,6$	$\pm 13,8$	$\pm 0,12$	$\pm 3415,8$
B6	9,0	15,8	4,2	2,1	87,7	18,5	0,06	356,6
	$\pm 12,8$	$\pm 5,9$	$\pm 4,9$	$\pm 1,5$	$\pm 24,8$	$\pm 14,6$	$\pm 0,02$	$\pm 581,0$

Fonte: Autores (2025).



Nas sub-bacias 1 e 4 a análise estatística indicou grande quantidade de coliformes termotolerantes, que são bactérias encontradas em material fecal de animais homeotérmicos (Brito et al. 2024). Todas as nascentes amostradas estão pelo menos parcialmente inseridas em pastagens (Figura 4; Tabela 3), sendo que duas nascentes da sub-bacia 1 possuem as condições de mata ciliar alteradas, já as nascentes da bacia 4 possuem mata ciliar relativamente preservada (conforme Antônio et al. 2023). Entretanto os valores de coliformes termotolerantes, apresentaram-se com valores alarmantes, o que indica que mesmo com a vegetação presente as nascentes não estão protegidas do acesso do gado ou do escoamento de seus dejetos. Na região, foram observadas fezes bovinas, associadas a pastagem, evidenciando que a proximidade de animais e o tipo de cobertura promovem contaminação fecal que está atingindo os pontos e que a área deveria estar protegida e inacessível à criação animal (Santos et al. 2021).

O cobre apresentou maior concentração nas sub-bacias 1 e 4, porém os valores estão abaixo do limite máximo permitido pela CONAMA 357/2005 (Brasil 2005) que é $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ para a água (não existe referência para o sedimento). Apesar de estar dentro do preconizado na legislação, nota-se que ocorre incremento de cobre nos locais associados a pastagem e cana-de-açúcar, com lixiviação de parte dos produtos agrícolas utilizado nos tratos culturais para o sistema hídrico, que estão atingindo o sedimento (Moreira et al. 2024).

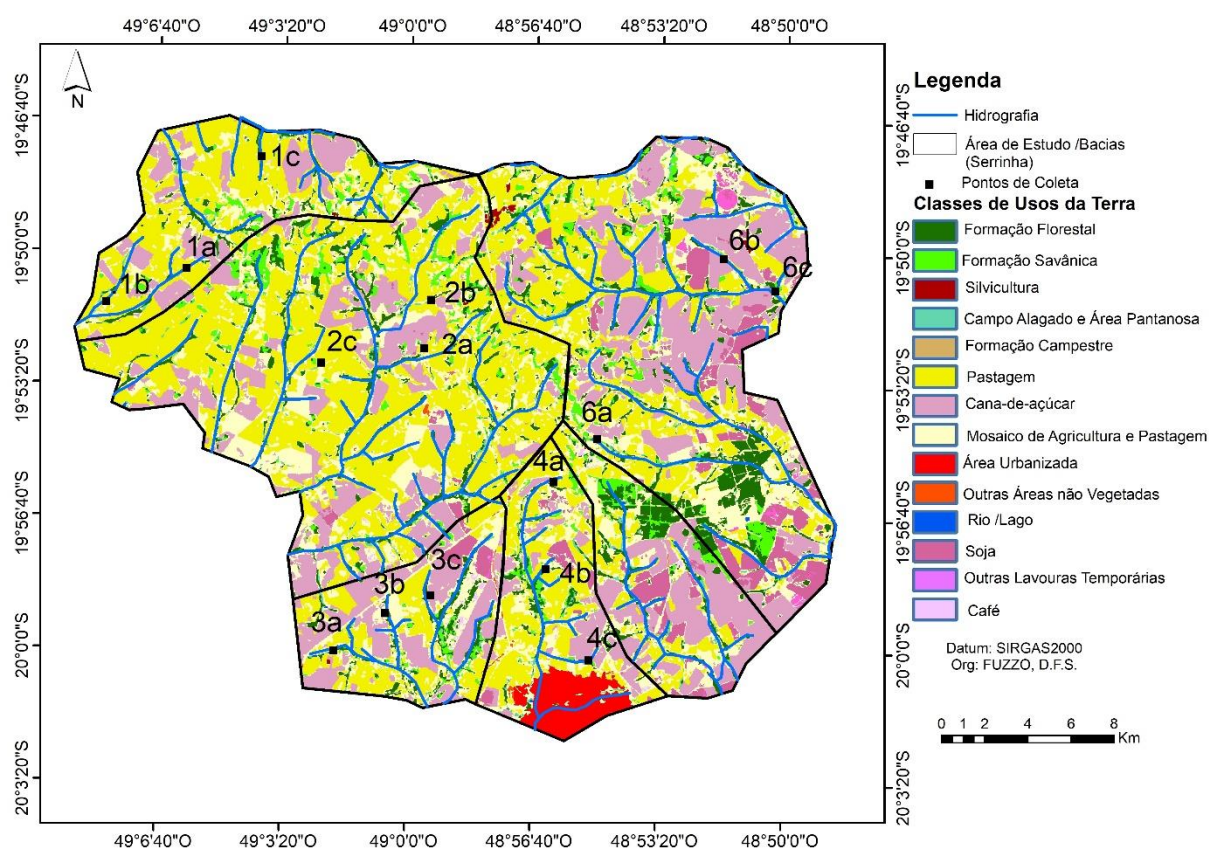


Figura 4. Uso e ocupação de terra da região da Serrinha, no município de Frutal-MG, onde: 1 = sub-bacia do Ribeirão São Mateus; 2 = Ribeirão Marimbondo; 3 = Córrego São José do Bebedouro; 4= Ribeirão Frutal; 6 = Rio São Francisco. Organização: D.F.S. Fuzzo, 2024.



Tabela 3. Associação entre os resultados da ACP com o uso e ocupação da terra preponderante em cada sub-bacia

Sub-bacia	Parâmetro agrupado pela ACP	Ambiente alóctone
B1	Coliformes termotolerantes e cobre	Pastagem
B2	Potássio e Ferro	B2A e B2B: Pastagem e cana-de-açúcar B2C: Pastagem
B3	Cálcio	Pastagem e cana-de-açúcar
B4	Coliformes termotolerantes e cobre	B4A: Pastagem e cana-de-açúcar B4B: Pastagem B4C: Pastagem e cana-de-açúcar
B6	Alumínio, magnésio e fósforo total	B6A: Pastagem B6B: cana-de-açúcar B6C: Pastagem e cana-de-açúcar

Fonte: Autores (2025).

Na sub-bacia 2 potássio e ferro foram encontrados em maior quantidade. Nesta sub-bacia, prevaleceram pastagem e cana-de-açúcar, com uma rede de drenagem bem distribuída (Figura 4; Tabela 3). Potássio é um nutriente importante para adubação de cobertura em pastagem (Nascimento 2024). A mobilidade do potássio no solo é alta sendo facilmente lixiviado pelas chuvas (Medeiros et al. 2021), o que pode explicar a presença deste elemento no sedimento das nascentes, em especial na sub-bacia 2. Ferro é um elemento de grande abundância nos solos do cerrado e apresenta pouca mobilidade no solo e sedimento, estando presente até mesmo em solos agricultáveis deste bioma (Botrel et al. 2020).

Na sub-bacia 3, observa-se a presença de pastagem e cana-de-açúcar (Figura 4), associada ao elemento cálcio (Tabela 3), que está mais presente. Nota-se também reduzida quantidade de alumínio. Desta forma, tais concentrações podem ser associadas à atividade de calagem para o preparo do solo, visando o cultivo da cana-de-açúcar. Solos do cerrado se caracterizam por possuírem altas concentrações de alumínio, por isto a correção anual se faz necessária para que nutrientes sejam disponibilizados para as plantas em áreas cultiváveis.

A sub-bacia 6 está associada à cultura de cana-de-açúcar, pastagem e formação florestal (Figura 4; Tabela 3) e os elementos fósforo, alumínio e magnésio apresentaram-se associados a essa bacia. A presença do alumínio demonstra que o sedimento está caracterizado de acordo com o bioma. Magnésio e fósforo são elementos encontrados em fertilizantes agrícolas, o macronutriente magnésio pode ser aplicado via solo através do processo de calagem ou via foliar. O calcário agrícola tem poder de neutralização do alumínio, logo, pode-se inferir que o magnésio fora aplicado via foliar, uma vez que o alumínio se apresentou em altas concentrações. A adubação fosfatada se faz necessária para o crescimento primário da cana-de-açúcar, sendo este elemento disponibilizado na adubação de solo (Garcia & Mendes 2022).

Diante desses resultados, fica evidente que a composição química dos sedimentos e a presença de coliformes termotolerantes estão diretamente relacionadas ao uso e manejo do solo nas sub-bacias estudadas. As variações observadas refletem tanto as características naturais dos solos do Cerrado quanto os impactos das atividades agropecuárias, evidenciando a influência da calagem, da adubação e da contaminação por resíduos orgânicos na qualidade ambiental das nascentes.



Conclusão

A distribuição dos elementos químicos analisados variou entre sub-bacias indicando influência do uso e a ocupação da terra. A associação entre o cálcio e a sub-bacia 3, deve estar relacionada com a calagem para cultivo de cana-de-açúcar, enquanto a presença expressiva de fósforo, alumínio e magnésio na sub-bacia 6, indica a aplicação de fertilizantes. Tais observações demonstram a influência de práticas agrícolas sobre a qualidade ambiental das nascentes.

Os elevados valores de coliformes termotolerantes nas sub-bacias 1 e 4, associados às áreas de pastagem, ressaltam a necessidade de estratégias de conservação ambiental para evitar a contaminação dos recursos hídricos. Além disso, o incremento de cobre, ainda que abaixo dos limites estabelecidos pela legislação, indica a possível contribuição da lixiviação de insumos agrícolas para os sedimentos analisados.

Diante disso, torna-se essencial a implementação de práticas sustentáveis de manejo do solo e de conservação das nascentes, com especial atenção para o controle da contaminação fecal e a mitigação dos impactos dos insumos agrícolas. A recuperação da vegetação ciliar, o impedimento do acesso do gado para dessedentação nas nascentes e o monitoramento contínuo da qualidade dos sedimentos são medidas fundamentais para garantir a integridade ecológica e a disponibilidade hídrica na região.

Agradecimentos

A FAPEMIG processo APQ – 00420-21

Referências

- Bagheri H, Zare Abyaneh H, Izady A 2021. Nutrient and colloid leaching from un-amended versus vermicompost-amended soil. *Soil and Tillage Research* 213: 105092. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105092>
- Beauchamp C, Fridovich, I 1971. Superoxide Dismutase: Improved Assays and an Assay Applicable to Acrylamide Gels. *Analytical Biochemistry* 44: 276-287. [http://dx.doi.org/10.1016/0003-2697\(71\)90370-8](http://dx.doi.org/10.1016/0003-2697(71)90370-8)
- Brasil 2020. Instrução Normativa No 61, de 08 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura.
- Bremner JM, Mulvaney, CS 1982. Nitrogen-Total. In: *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, Page, A.L., Miller, R.H. & Keeney, D.R. Eds., American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, 595-624.
- Brinton WF 2000. Compost quality standards and guidelines, Final Report by Woods End Research Laboratories for the New York State Association of Recyclers.
- Brunetto G, Marques ACR, Trentin E, Sete PB, Soares CRFS, Ferreira PAA, Melo GWB, Zalamena J, da Silva LOS, Marchezan C, da Silva ICB, dos Santos JPJ, Morsch L 2023. Arbuscular mycorrhizal fungi inoculation as strategy to mitigate copper toxicity in young field-grown vines. *Ciência e Técnica Vitivinícola* 38: 60-66. <https://doi.org/10.1051/ctv/ctv20233801060>



- Campillo-Cora C, Fernández-Calviño D, Pérez-Rodríguez P, Fernández-Sanjurjo MJ, Núñez-Delgado A, Álvarez-Rodríguez E, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC 2019. Copper and zinc in rhizospheric soil of wild plants growing in long-term acid vineyard soils. Insights on availability and metal remediation. *Science of The Total Environment* 672: 389-99. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.301>
- Chance B, Maehly AC 1955. Assay of Catalase and Peroxidase. *Methods in Enzymology* 2: 764-775. [http://dx.doi.org/10.1016/S0076-6879\(55\)02300-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0076-6879(55)02300-8)
- Chileshe MN, Syampungani S, Sandell Festin E, Tigabu M, Daneshvar A, Odén PC 2020. Physico-chemical characteristics and heavy metal concentrations of copper mine wastes in Zambia: implications for pollution risk and restoration. *Journal of Forestry Research* 31(4): 1283-1293. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00921-0>
- Cipoleta NS, Simões da Silva LF, Lopes-Assad MLRC 2019. Use of organic materials to attenuate copper contamination of Bordeaux mixture. *Ambiência* 15(2): 289-307.
- CONAMA 2008. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. *Diário Oficial da União* 66: 64-68.
- Covre WP, Carvalho CS, Campos ML, Rodrigues MTL, Silva CF, Fernandes AR, Alleoni LRF. 2022. Impact of copper mining wastes in the Amazon: Properties and risks to environment and human health. *Journal of Hazardous Materials* 421: 126688. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126688>
- Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS). 2016. *Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina*, 11. ed., Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo-Núcleo Regional Sul, 376 p.
- CPHEEO 2016. *Municipal Solid Waste Management Manual Part II: The manual*, Central Public Health and Environmental Engineering Organisation (CPHEEO) Ministry of Urban Development.
- Daniel JB, Brugger D, van der Drift S, van der Merwe D, Kendall N, Windisch W, Doelman J, Martín-Tereso J 2023. Zinc, copper, and manganese homeostasis and potential trace metal accumulation in dairy cows: longitudinal study from late lactation to subsequent mid-lactation. *The Journal of Nutrition* 153(4): 1008-1018. <https://doi.org/10.1016/j.tjnut.2023.02.022>.
- De Conti L, Ceretta CA, Tiecher TL, da Silva LOS, Tassinari A, Somavilla LM, Mimmo T, Cesco S, Brunetto G2018. Growth and chemical changes in the rhizosphere of black oat (*Avena strigosa*) grown in soils contaminated with copper. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 163: 19-27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.045>.
- De Conti L, Ceretta CA, Melo GWB, Tiecher TL, Silva LOS, Garlet LP, Mimmo T, Cesco S, Brunetto 2019. Intercropping of young grapevines with native grasses for phytoremediation of Cu-contaminated soils. *Chemosphere* 216: 147-156. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.134>.
- Ehiomogue P 2023. Vermicompost remediation of contaminated soil: a mini review. *Annals of the Faculty of Engineering Hunedoara-International Journal of Engineering* 21(3): 153-160.



Facco DB, Trentin E, Drescher GL, Hammerschmitt RK, Ceretta CA, da Silva LS, Brunetto G, Ferreira PAA 2023. Chemical speciation of copper and manganese in soil solution and young grapevine growth in copper contaminated soil with amendment application. *Pedosphere* 33(3): 496-507. <https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2022.06.060>.

Fang W, Delapp RC, Kosson DS, van der Sloot HA, Liu J 2017. Release of heavy metals during long-term land application of sewage sludge compost: Percolation leaching tests with repeated additions of compost. *Chemosphere* 169: 271-280. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.086>.

Filipović L, Defterdarović J, Chen R, Krevh V, Gerke HH, Baumgartl T, Kovač Z, Ondrašek G, Ružičić S, He H, Dusek J, Filipović V 2023. Leached copper correlation with dissolved organic carbon in sloped vineyard soil. *Water* 15(4): 800. <https://doi.org/10.3390/w15040800>.

Giannopolitis CN, Ries SK 1977. Superoxide dismutase I. Occurrence in higher plants. *Plant Physiology* 59: 309-314.

Hamed A, Zarabi M, Mahdavi S 2021. Comparative study on the effect of common ions on Zn^{2+} and Cu^{2+} adsorption by cattle manure vermicompost (VC) and VC-amended soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 52(22): 2821-2836. <https://doi.org/10.1080/00103624.2021.1966438>

IUSS Working Group WRB. 2015. *World reference base for soil resources 2014, update 2015: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. <https://www.fao.org/3/i3794en/I3794en.pdf>

Jordán MM, Almendro-Candel MB, Navarro-Pedreño J, Pardo F, García-Sánchez E, Bech J 2020. Bioavailability, mobility and leaching of phosphorus in a Mediterranean agricultural soil (ne Spain) amended with different doses of biosolids. *Environmental Geochemistry and Health*: 1-8. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00772-3>

Kumar V, Pandita S, Sidhu GPS, Sharma A, Khanna K, Kaur P, Bali AS, Setia R 2021. Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: a comprehensive review. *Chemosphere* 262: 127810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127810>

Li Q, Chen H-H, Qi Y-P, Ye X, Yang L-T, Huang Z-R, Chen L-S 2019. Excess copper effects on growth, uptake of water and nutrients, carbohydrates, and PSII photochemistry revealed by OJIP transients in Citrus seedlings. *Environmental Science and Pollution Research* 26(29): 30188-30205. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06170-2>

Liu B, Wu C, Pan P, Fu Y, He Z, Wu L, Li Q 2019. Remediation effectiveness of vermicompost for a potentially toxic metal-contaminated tropical acidic soil in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 182: 109394. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109394>

Marques ACR, Tiecher TL, Brunetto G, Vendruscolo D, De Conti L, Ambrosini VG, Miotto A, Rosa DJ, Silva ICB, Trentin E, Ferreira PAA, Jacques RJS, Pescador R, Comin JJ, Ceretta CAC, Melo GWB, Parent L-É 2023. Phytoremediation of Cu-contaminated vineyard soils in Brazil: A compendium of Brazilian pot studies. *Journal of Environmental Quality* 52(5): 1024-1036. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20503>



- Miotto A, Ceretta CAC, Girotto E, Trentin G, Kaminski J, De Conti L, Moreno T, Elena B, Brunetto G 2017. Copper accumulation and availability in sandy, acid, vineyard soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 48(10): 1167-1183. <https://doi.org/10.1080/00103624.2017.1341908>
- Mir AR, Pichtel J, Hayat S 2021a. Copper: uptake, toxicity and tolerance in plants and management of Cu-contaminated soil. *Biometals* 34(4): 737-759. <https://doi.org/10.1007/s10534-021-00306-z>
- Mir AR, Alam P, Hayat S 2021b. Effect of different levels of soil applied copper on the morpho-physiological, photochemical, and antioxidant system of *Brassica juncea*. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 21: 3477-3492.
- Morsch L, Marques ACR, Trentin E, Oliveira FN, Andreolli T, Barbosa JGP, Ferreira MM, Moura-Bueno JM, Comin JJ, Loss A, Lourenzi CR, Brunetto G 2024. Diversity and botanical composition of native species in the Pampa biome in vineyards cultivated on soils with high levels of copper, zinc and manganese and phytoremediation potential. *Chemosphere* 349: 140819. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140819>
- Murphy J, Riley JPA 1962. Modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36.
- Rangel TS, Santana NA, Jacques RJS, Ramos RF, Scheid DL, Koppe E, Tabaldi LA, Silveira AO 2023. Organic fertilization and mycorrhization increase copper phytoremediation by *Canavalia ensiformis* in a sandy soil. *Environmental Science & Pollution Research* 30(26): 68271-68289. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27126-7>
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available online at: <http://www.r-project.org/>
- Santana NA, Ferreira PAA, Soriani HH, Brunetto G, Nicoloso FT, Antoniolli ZI, Jacques RJS 2015. Interaction between arbuscular mycorrhizal fungi and vermicompost on copper phytoremediation in a sandy soil. *Applied Soil Ecology* 96: 172-182. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.001>
- Santana NA, Rabuscke CM, Soares VB, Soriani HH, Nicoloso FT, Jacques RJS 2018. Vermicompost dose and mycorrhization determine the efficiency of copper phytoremediation by *Canavalia ensiformis*. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 12663-12677. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1533-1>
- Schwalbert R, Stefanello LO, Schwalbert RA, Tarouco CP, Drescher GL, Trentin E, Tassinari A, Silva IB da, Brunetto G, Nicoloso FT 2021. Soil tillage affects soybean growth and promotes heavy metal accumulation in seeds. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 216: 112191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112191>
- Shabbir Z, Sardar A, Shabbir A, Abbas G, Shamshad S, Khalid S, Natasha, Murtaza G, Dumat C, Shahid M 2020. Copper uptake, essentiality, toxicity, detoxification and risk assessment in soil-plant environment. *Chemosphere* 259: 127436. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127436>
- Shahkolaie SS, Baranimotlagh M, Dordipour E, Khormali F 2020. Effects of inorganic & organic amendments on physiological parameters and antioxidant enzymes activities in *Zea mays* L. from a cadmium-contaminated calcareous soil. *South African Journal of Botany* 128: 132-140. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2019.10.007>
- Shrestha P, Bellitürk K, Görres JH 2019. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soil by switchgrass: A comparative study utilizing different composts and coir fiber on pollution remediation, plant productivity, &



nutrient leaching. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 6(7): 1261. <https://doi.org/10.3390/ijerph16071261>

Silva JAF, García AC, Lima AS, Souza CCB, Amaral Sobrinho NMB 2022a. Effect of short-term pig slurry amendment of soil on humified organic matter and its relationship with the dynamics of heavy metals and metals uptake by plants. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 57(11): 958-969. <https://doi.org/10.1080/10934529.2022.2132795>

Silva ICB, Marques ACR., Quadros FF, Sans G, Soares VM, De Conti L, Ceretta CA, Ferreira PAA, Toselli M, Brunetto G 2022b. Spatial variation of herbaceous cover species community in Cu-contaminated vineyards in Pampa biome. *Environmental Science and Pollution Research* 27: 13348-13359. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21738-1>

Teixeira PC, Donagemma GK, Fontana A, Teixeira W G 2017. Manual de métodos de análise de solo.

Trentin E, Cesco S, Pii Y, Valentinuzzi F, Celletti S, Feil SB, Alzate Zuluaga MY, Ferreira PAA, Ricachenevsky FK, Stefanello LO, De Conti L, Brunetto G, Mimmo T 2022. Plant species and pH dependent responses to copper toxicity. *Environmental and Experimental Botany* 196: 104791. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2022.104791>

Vione EL, Silva LS, Cargnelutti Filho A, Aita NT, de Freitas de Moraes A, Kokkonen da Silva AA 2018. Caracterização química de compostos e vermicompostos produzidos com casca de arroz e dejetos animais. *Revista Ceres* 65: 65-73.

Wang Y, Xu YA, Li D, Tang BC, Man SL, Jia YF, Xu H 2018. Vermicompost and biochar as bio-conditioners to immobilize heavy metal & improve soil fertility on cadmium contaminated soil under acid rain stress. *Science of the Total Environment* 621: 1057-1065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.121>

Wang X, Xue J, He M, Qi H, Wang S2024. The effects of vermicompost and steel slag amendments on the physicochemical properties and bacterial community structure of acidic soil containing copper sulfide mines. *Applied Sciences* 14(3): 1289. <https://doi.org/10.3390/app14031289>

Zeng Q, Ling Q, Wu J, Yang Z, Liu R, Qi Y 2019. Excess copper-induced changes in antioxidative enzyme activity, mineral nutrient uptake and translocation in sugarcane seedlings. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 103(6): 834-840. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02735-6>

Zeraik AE, Souza FS, Fatibello-Filho O, Leite OD 2008. Desenvolvimento de um spot test para o monitoramento da atividade da peroxidase em um procedimento de purificação. *Química Nova* 31: 731-734. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000400003>