



**PROGRAMA DE
PÓS-GRADUAÇÃO
EM GEOCIÊNCIAS
E MEIO AMBIENTE**

**AVALIAÇÃO PEDOHIDROQUÍMICA DE ÁREA
ÚMIDA GEOGRAFICAMENTE ISOLADA
DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ (SP)**

André Luís Reis Bacha

Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Campus de Rio Claro

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

ANDRÉ LUÍS REIS BACHA

**AVALIAÇÃO PEDOHIDROQUÍMICA DE ÁREA ÚMIDA
GEOGRAFICAMENTE ISOLADA DA BACIA DO RIO
CORUMBATAÍ (SP)**

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geociências e Meio Ambiente.

Orientadora: Profa. Dra. Vânia Silvia Rosolen
Coorientador: Prof. Dr. Diego de Souza Sardinha

Rio Claro - SP
2024

B118a

Bacha, André Luís Reis

Avaliação pedohidroquímica de área úmida geograficamente isolada da bacia do rio Corumbataí (SP) / André Luís Reis Bacha. -- Rio Claro, 2024

77 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro

Orientadora: Vânia Silvia Rosolen

Coorientador: Diego de Souza Sardinha

1. Geociências. 2. Química do solo. 3. Química da água. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor.

Essa ficha não pode ser modificada.

Impacto potencial desta pesquisa¹

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) constituem um compromisso global para promover o desenvolvimento da sociedade em harmonia com o meio ambiente. Os ODS têm como meta, eliminar a pobreza, resguardar o meio ambiente e o clima e assegurar que todos os povos possam usufruir de paz e progresso. Entre os 17 objetivos definidos pela ONU, este trabalho contempla os ODS 6, 13, 14, 15 e 17.

O ODS 6, Água potável e saneamento, é abordado neste trabalho através da análise hidrológica e hidroquímica em áreas úmidas. As áreas úmidas constituem ambientes importantes para manutenção dos recursos hídricos, pois ajudam a recarregar aquíferos, disponibilizar água para o meio ambiente e manter a sua qualidade. Além disso, as áreas úmidas oferecem serviços ecossistêmicos vitais, como a requalificação da água e a proteção contra enchentes.

O ODS 13, Ação contra a mudança global do clima, é abordado neste trabalho por meio de análises históricas e hidrológicas das áreas úmidas. As áreas úmidas têm um papel importante na retenção e armazenamento de grandes quantidades de carbono, além de contribuir para a regulação do microclima.

Os ODS 14 e 15, Vida na água e Vida terrestre, são estudados neste trabalho por se tratar de ambientes que se encontram na interface terrestre-aquática. As áreas úmidas beneficiam diversas espécies de animais e plantas, e prestam suporte para as comunidades locais. A conservação desses ecossistemas é fundamental para garantir a manutenção da diversidade biológica.

O ODS 17, Parcerias e meios de implementação, é abordado neste trabalho através da geração de dados qualitativos e quantitativos para diferentes partes interessadas na gestão, monitoramento e preservação das áreas úmidas. A cooperação entre governos, organizações não governamentais, empresas e comunidades locais é de suma importância para a sustentabilidade e preservação das áreas úmidas.

¹ De acordo com a Portaria UNESP 117-2022 e Instrução AT-PROPG N° 02 (22/12/2022), passa a ser obrigatório que todas as dissertações e teses, defendidas a partir dessa data apresentem uma descrição do impacto esperado relacionado aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável.

Potential impact of this research

The Sustainable Development Goals (SDGs) represent a global commitment to promote the development of society in harmony with the environment. The SDGs aim to eliminate poverty, protect the environment and climate, and ensure that all people can enjoy peace and progress. Among the 17 goals defined by the UN, this work includes SDGs 6, 13, 14, 15 and 17.

SDG 6, Clean water and sanitation, is addressed in this work through hydrological and hydrochemical analysis in wetlands. Wetlands are important environments for maintaining water resources, as they help recharge aquifers, make water available to the environment and maintain its quality. In addition, wetlands provide vital ecosystem services, such as water requalification and flood protection.

SDG 13, Climate Action, is addressed in this paper through historical and hydrological analyses of wetlands. Wetlands play an important role in retaining and storing large amounts of carbon, as well as contributing to microclimate regulation.

SDGs 14 and 15, Life in water and Life on land, are studied in this work because they are environments that are located at the terrestrial-aquatic interface. Wetlands benefit several species of animals and plants, and provide support for local communities. The conservation of these ecosystems is essential to ensure the maintenance of biological diversity.

SDG 17, Partnerships for the Goals, is addressed in this work through the generation of qualitative and quantitative data for different stakeholders in the management, monitoring and preservation of wetlands. Cooperation between governments, non-governmental organizations, companies and local communities is extremely important for the sustainability and preservation of wetlands.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

ANDRÉ LUÍS REIS BACHA

AVALIAÇÃO PEDOHIDROQUÍMICA DE ÁREA ÚMIDA GEOGRAFICAMENTE
ISOLADA DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ (SP)

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geociências e Meio Ambiente.

Comissão Examinadora

Prof. Dra. VANIA SILVIA ROSOLEN
IGCE/UNESP/Rio Claro (SP)

Dra. KAREN LUKO SULATO
Pós-Doutoranda/IGCE/UNESP/Rio Claro (SP)

Prof. Dr. DIEGO ALVES DE OLIVEIRA
IFMG/Ouro Preto (MG)

Prof. Dr. ALISSON DUARTE DINIZ
IGEO/UFBA/Salvador (BA)

Prof. Dr. HERMANO MELO QUEIROZ
FFLCH/USP/São Paulo (SP)

Conceito: Aprovado.

Rio Claro (SP), 20 de setembro de 2024.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Também contou com apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq. Esta pesquisa faz parte do processo nº 2020/03207-9, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Muito obrigado pelo suporte financeiro prestado a este trabalho.

Um agradecimento especial para minha orientadora, Prof.^a Vânia, e para meu coorientador, Prof. Diego, pelo suporte, apoio, orientação, paciência, compreensão e tempo dedicado. Muito obrigado!

À minha companheira de vida Cristiane Hadano Saito, pelo apoio constante e por me trazer à realidade nos momentos de ansiedade, frustração e medo. Aos meus familiares pela tolerância e compreensão. Aos meus colegas Isabella, Lucas Furlan, Matheus, Allan Tomazella (*in memoriam*), Fernanda, Leonides e Lucas Pellegrini, meus agradecimentos pela ajuda, suporte e contribuição que vocês me proporcionaram.

Ao professor Dr. César Augusto Moreira e ao professor Dr. Amauri Antônio Menegário pelo apoio prestado, à professora Dra. Maria Cristina Perusi pelo apoio e oportunidade de trabalho docente, e aos professores Dr. Diego Alves de Oliveira, Dr. Alisson Duarte Diniz, Dr. Hermano Melo Queiroz e Dra. Karen Luko Sulato pela valiosa contribuição oferecida para o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos professores das disciplinas cursadas no IGCE pela oportunidade de aprendizado e aos servidores do programa de pós-graduação, pela cordialidade, presteza e atenção. Ao Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA IGCE UNESP), pelos dados da Estação Meteorológica gentilmente fornecidos para esta pesquisa.

Muito obrigado!

RESUMO

As áreas úmidas (AUs) são ambientes intermediários entre ecossistemas terrestres e aquáticos que interagem constantemente com a atmosfera e o meio circundante, e apresentam significativa importância ambiental, social e econômica. Na bacia do rio Corumbataí, na zona rural do município de Rio Claro (SP), encontra-se uma área úmida geograficamente isolada (AUGI) cujo entorno é ocupado por cultivo de cana-de-açúcar. A sua configuração topográfica contribui para que seja um local preferencial de aporte e acúmulo de água e sedimentos provenientes do entorno. Assim, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a química do solo e da água desta AUGI, por meio de análise laboratorial. Para isso foram instalados quatro poços de monitoramento (P1, P2, P3 e P4) no seu entorno e coletadas amostras de solos durante o processo de perfuração. Bimensalmente (setembro/2021, novembro/2021, janeiro/2022, março/2022, maio/2022), foram realizadas coletas de amostras de água (amostrador bailer), e mensurados o nível freático do poço (trena) e os parâmetros físicos e químicos da água (leitor Pro2030 YSI e pHmetro Kasvi). As amostras de solos foram avaliadas por ICP-OES e por difratômetro de raios X. As amostras de água tiveram seus teores de Na^+ e K^+ determinados por Fotômetro de Chama, Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} e SiO_2 por espectrofotômetro DR 890, HCO_3^- por método titulométrico e Cl^- por método de Mohr. O uso da terra no entorno da AUGI é realizado de forma intensa e contínua. Os resultados do solo mostraram mineralogia (quartzo, caulinita e anatásio) representativa da Formação Rio Claro, porém com concentrações de Ca, K e P que podem indicar a utilização de fertilizantes e condicionadores, e de Pb, Cr e Cu acima do valor de referência de qualidade para solo. As análises mostraram que a água da chuva pode ser o principal elemento de controle químico das águas da AUGI e estas apresentaram elevados valores de Ce e HCO_3^- mesmo nos períodos de chuva. Foram encontradas concentrações de PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , especialmente no P4 em setembro/2021. Estes elementos podem ser encontrados na constituição de fertilizantes (PO_4^{3-} , NO_3^- , Cl^-) e condicionadores do solo (SO_4^{2-} , CO_3^{2-}), alguns associados aos cátions K^+ , Ca^{2+} e Mg^{+2} ou como desagregadores de grânulos de fertilizantes (NaHCO_3). A presença de NO_3^- na água pode comprometer o sequestro de carbono realizado pela AUGI e a análise de PCA indicou que P2 e P4 são, possivelmente, os pontos mais impactados.

Palavras-chave: Depressões topográficas isoladas; Química do solo e da água; Uso e cobertura da terra.

ABSTRACT

Wetlands are intermediate environments between terrestrial and aquatic ecosystems that constantly interact with the atmosphere and the surrounding environment, and have significant environmental, social and economic importance. In the Corumbataí river basin, in the rural area of the municipality of Rio Claro (SP), there is a geographically isolated wetland (GIW) whose surroundings are occupied by sugarcane crops. Its topographic configuration contributes to it being a preferred location for the contribution and accumulation of water and sediments from the surroundings. Thus, the objective of this research was to evaluate the soil and water chemistry of this GIW, through laboratory analysis. For this purpose, four monitoring wells (P1, P2, P3 and P4) were installed in its surroundings and soil samples were collected during the drilling process. Bimonthly (September/2021, November/2021, January/2022, March/2022, May/2022), water samples were collected (bailer sampler), and the water table of the well (measuring tape) and the physical and chemical parameters of the water were measured (Pro2030 YSI reader and Kasvi pH meter). Soil samples were evaluated by ICP-OES and X-ray diffractometer. Water samples had their Na^+ and K^+ contents determined by Flame Photometer, Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} and SiO_2 by DR 890 spectrophotometer, HCO_3^- by titrimetric method and Cl^- by Mohr method. Land use around GIW is intense and continuous. Soil results showed mineralogy (quartz, kaolinite and anatase) representative of the Rio Claro Formation, but with concentrations of Ca, K and P that may indicate the use of fertilizers and conditioners, and Pb, Cr and Cu above the reference value for soil quality. The analyses showed that rainwater may be the main element of chemical control of GIW waters and that these presented high values of Ce and HCO_3^- even during rainy periods. Concentrations of PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , K^+ were found, especially in P4 in September/2021. These elements can be found in the composition of fertilizers (PO_4^{3-} , NO_3^- , Cl^-) and soil conditioners (SO_4^{2-} , CO_3^{2-}), some associated with K^+ , Ca^{2+} and Mg^{+2} cations or as disaggregators of fertilizer granules (NaHCO_3). The presence of NO_3^- in water can compromise the carbon sequestration carried out by GIW and the PCA analysis indicated that P2 and P4 are possibly the most impacted points.

Keywords: Isolated topographic depressions; Soil and water chemistry; Land use and land cover.

Title in english: Pedohydrochemical evaluation of a geographically isolated wetland in the Corumbataí river basin (SP).

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – INFLUÊNCIA DO CLIMA NAS AUs INTERIORES: A ESQUERDA, PERÍODO DE ESTIAGEM; A DIREITA, PERÍODO DE CHUVA.	21
FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.	26
FIGURA 3 – MAPA TOPOGRÁFICO DA ÁREA DE ESTUDO.	28
FIGURA 4 – MAPA HIDROGRÁFICO DA ÁREA DE ESTUDO.	29
FIGURA 5 – IMAGENS DE SATÉLITE MOSTRAM O HISTÓRICO DE USO INTENSO E CONTÍNUO DA TERRA NO ENTORNO DA AUGI DO COCHO, DURANTE O PERÍODO DE 2013 A 2024.	31
FIGURA 6 – MAPA DE USO DA TERRA NO MUNICÍPIO DE RIO CLARO.	32
FIGURA 7 – (A) ENTORNO ELEVADO DA AUGI (FUNDO). (B) FOTO TOMADA DA BORDA DA AUGI, MOSTRANDO O CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR (MAIO/2022), JÁ EM FASE DE COLHEITA. (C) ASPECTO EROSIVO DO SOLO (HIDROMÓRFICO) NA ESTRADA QUE SEPARA O CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR (ESQUERDA) DA BORDA DA AUGI (DIREITA). (D) FOTO TOMADA EM SETEMBRO/2022 DA BORDA DA AUGI, MOSTRANDO O ENTORNO TOPOGRAFICAMENTE ELEVADO E PREPARADO PARA NOVA SAFRA DE CANA. (E) QUEIMADA REALIZADA NA VEGETAÇÃO DA BORDA DA AUGI (SETEMBRO/2022).	33
FIGURA 8 – IMAGEM DE SATÉLITE DA AUGI REGISTRADA EM AGOSTO DE 2021.	33
FIGURA 9 – (A) POÇOS PERFURADOS COM TRADO MANUAL. (B) LOCALIZAÇÃO DOS POÇOS PERFURADOS E TRANSECTO P1-C-P2 PARA ANÁLISE MINERALÓGICA. (C) COLETA DE AMOSTRAS.	35
FIGURA 10 – PREPARO DOS CANOS PARA INSTALAÇÃO DOS POÇOS.	37
FIGURA 11 – (A) DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS ANTES DA COLETA. (B) AMOSTRADOR BAILER RETIRANDO AMOSTRA DE ÁGUA DO POÇO.	37
FIGURA 12 – PROCESSO DE FILTRAGEM DAS AMOSTRAS.	38
FIGURA 13 – (A) AMOSTRA DO HORIZONTE HIDROMÓRFICO COLETADO PELO TRADO DURANTE A PERFURAÇÃO; (B) GRETA NA SUPERFÍCIE DO SOLO, NA ÁREA CENTRAL DA AUGI, MOSTRANDO O VOLUME DE MATERIAL ORGÂNICO (TURFEIRA).	42
FIGURA 14 – DIFRATOGRAMA DAS AMOSTRAS DE SOLO DO TRANSECTO P1-C-P2.	43
FIGURA 15 – DISTRIBUIÇÃO DOS ELEMENTOS MAIORES NOS SOLOS DOS HORIZONTES.	45
FIGURA 16 – DISTRIBUIÇÃO DOS ELEMENTOS TRAÇOS NOS SOLOS DOS HORIZONTES.	50
FIGURA 17 – GRÁFICO DE PRECIPITAÇÃO E EVAPOTRANSPIRAÇÃO DO PERÍODO DE AMOSTRAGEM.	52
FIGURA 18 – FOTOS TOMADAS DO CENTRO DA AUGI DURANTE A PRIMEIRA QUINZENA DE SETEMBRO DE 2021, NO FINAL DO PERÍODO DE ESTIAGEM. (A) RESQUÍCIO DE FAUNA AQUÁTICA.	

(B) ABRANGÊNCIA DO UMEDECIMENTO DO SOLO AO REDOR DE UM OLHO D'ÁGUA REMANESCENTE. (C) GRETAS CAUSADAS PELO RESSECAMENTO DO SOLO.....	54
FIGURA 19 – PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DOS POÇOS.	55
FIGURA 20 – CONCENTRAÇÃO QUÍMICA DA ÁGUA POR POÇO.	59
FIGURA 21 – DIAGRAMA TIPO STIFF (1951), AMOSTRAS DO PERÍODO DE ESTIAGEM.	62
FIGURA 22 – DIAGRAMA STIFF (1951), AMOSTRAS DO PERÍODO DE CHUVA.	62
FIGURA 23 – DIAGRAMA DE PIPER (1944) PARA AS AMOSTRAS ANALISADAS.	63
FIGURA 24 – DIAGRAMA RAS (RICHARDS, 1954).	64
FIGURA 25 – DIAGRAMA DE GIBBS (1970).....	64
FIGURA 26 – COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS VALORES MÉDIOS DAS VARIÁVEIS OBTIDAS NAS CAMPANHAS.	66
FIGURA 27 – ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS.	66
FIGURA 28 – (A) IMAGEM SATÉLITE GOOGLE EARTH, MÊS DE JUNHO DE 2023. (B) IMAGEM SATÉLITE GOOGLE EARTH, MÊS DE FEVEREIRO DE 2024. AS DUAS IMAGENS MOSTRAM MOMENTOS DIFERENTES NO USO DA TERRA NO ENTORNO DA AUGI.	67

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – ALGUNS NOMES POPULARES PARA OS DIFERENTES TIPOS DE AUs BRASILEIRAS...	19
QUADRO 2 – DADOS DOS POÇOS INSTALADOS NA ÁREA DE ESTUDO.....	34
QUADRO 3 – INTERPRETAÇÃO QUALITATIVA PARA OS VALORES DO COEFICIENTE DA CORRELAÇÃO DE PEARSON.	40
QUADRO 4 – MINERALOGIA DO SOLO TRANSECTO P1-C-P2.....	42

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – RESULTADOS ANALÍTICOS DOS ELEMENTOS MAIORES NOS SOLOS DOS HORIZONTES.	45
TABELA 2 – RESULTADOS ANALÍTICOS DOS ELEMENTOS TRAÇOS NOS SOLOS DOS HORIZONTES.	49
TABELA 3 – COMPARAÇÃO DA MÉDIA DOS ELEMENTOS TRAÇOS DOS SOLOS DO P1, P2, P3 E P4 COM OS VALORES ORIENTADORES CETESB 2021 E COM O ESTUDO DE ROSOLEN <i>ET AL.</i> , 2015 (R).....	50
TABELA 4 – DADOS CLIMÁTICOS DA REGIÃO DE RIO CLARO.....	52
TABELA 5 – NÍVEL FREÁTICO DOS POÇOS DURANTE AS CAMPANHAS DE AMOSTRAGENS.....	53
TABELA 6 – TABELA PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS MEDIDOS <i>IN SITU</i> DURANTE AS CAMPANHAS DE AMOSTRAGEM.	55
TABELA 7 – ANÁLISE ESTATÍSTICA INTEGRADA DOS POÇOS P1, P2, P3 E P4.....	57
TABELA 8 – TABELA RESULTADOS ANALÍTICOS PARA AS SUBSTÂNCIAS DE INTERESSE.	58
TABELA 9 – ANÁLISE ESTATÍSTICA INTEGRADA DOS POÇOS P1, P2, P3 E P4.....	61

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
1.1 Hipótese.....	17
1.2 Objetivos.....	18
1.2.1 <i>Objetivo geral</i>	18
1.2.2 <i>Objetivos específicos</i>	18
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	19
2.1 Áreas úmidas interiores.....	19
2.2 Importância das AUs e pressão antrópica.....	21
2.3 Áreas úmidas geograficamente isoladas (AUGIS) da bacia do rio Corumbataí.....	24
3. ÁREA DE ESTUDO.....	26
3.1 Localização geográfica.....	26
3.2 Geologia e geomorfologia.....	26
3.3 Clima e hidrografia.....	28
3.4 Solo e vegetação.....	29
3.5 Uso da terra.....	30
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
4.1 Caracterização morfológica, mineralógica e química.....	34
4.2 Caracterização hidrológica e hidroquímica.....	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	41
5.1 Caracterização morfológica, mineralógica e química.....	41
5.1.1 <i>Caracterização morfológica</i>	41
5.1.2 <i>Caracterização mineralógica</i>	42
5.1.3 <i>Caracterização química</i>	44
5.2 Caracterização hidrológica.....	51
5.3 Caracterização hidroquímica.....	54
5.3.1 <i>Parâmetros físicos e químicos</i>	54
5.3.2 <i>Parâmetros hidroquímicos</i>	58
5.3.3 <i>Relações hidroquímicas</i>	62
5.4 Integrações dos resultados.....	65
6. CONCLUSÕES.....	68
REFERÊNCIAS.....	69

1. INTRODUÇÃO

As áreas úmidas (AUs) são ambientes de interface terrestre e aquática localizadas no interior dos continentes (AUs interiores) ou nas faixas costeiras (AUs costeiras), e são conhecidas internacionalmente como *natural wetlands*. Elas oferecem uma gama variada de importantes serviços ecossistêmicos, tanto para a sociedade quanto para o meio natural, podendo, por exemplo: mitigar o efeito estufa através da retenção do carbono orgânico; contribuir na regulação do microclima e do escoamento hídrico superficial na paisagem, acumulando água durante a estação úmida e disponibilizando-a durante a estação seca; auxiliar na contenção de inundações nas áreas urbanas; atuar como barreiras naturais nas áreas costeiras, reduzindo a energia das ondas; contribuir para a retenção de sedimentos e limpeza de poluentes da água; prestar suporte à fauna local ou transitória; fornecer produtos madeireiros e não madeireiros (fibras, plantas medicinais, frutos, etc.), pescados, água para consumo e irrigação para as comunidades locais, dentre outros (Mitsch; Gosselink, 2015; Hu *et al.*, 2017).

Dado à sua capacidade de reter elementos químicos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) provenientes do seu entorno, as AUs chegam a ser construídas por empreendimentos (AUs construídas artificialmente), para serem utilizadas no tratamento de efluentes domésticos em áreas de condomínios urbanos (Jia; Ma; Wei, 2011).

A vulnerabilidade desses ambientes diante da pressão antrópica sobre os recursos naturais gera consequências desastrosas para a sociedade. As transformações das AUs ao longo dos rios em áreas urbanizadas influencia na potencialidade das inundações durante os períodos de chuva no Brasil (Cunha; Piedade, Junk, 2015). A conversão de AUs em pastagens e áreas de cultivos para o agronegócio, associados ao desmatamento indiscriminado, são os principais fatores de pressão exercidos sobre as AUs, tornando-as vulneráveis ao constante aporte de insumos químicos (e.g. fosfato, nitratos, sulfatos) provenientes da intensa atividade agrícola (Smolders *et al.*, 2010).

A capacidade que uma AU tem em reter poluentes, sedimentos e nutrientes depende, pelo menos parcialmente, do grau de exposição em que ela se encontra diante dos fluxos hidrológicos, biogeoquímicos e biológicos oriundos de paisagens agrícolas, florestais ou urbanas (Marton *et al.*, 2015). De acordo com Fischer e Acreman (2004), a capacidade de retenção e processamento de nutrientes e contaminantes realizados em uma AU pode ficar comprometida com o aumento da descarga desses elementos provenientes da paisagem circundante. Nichols (1983) observou que, com baixo volume de carga, as AUs têm a capacidade de remover grande parte do fósforo recebido, e continua a fazê-lo por muitos anos,

porém, à medida que o volume de carga aumenta, a eficiência da remoção de fósforo diminui rapidamente.

Por conta da sua extensão territorial, o Brasil possui cerca de 20% do seu território coberto por uma grande variedade de tipos de AUs (Junk *et al.*, 2011), sendo que mais de 90% destas estão distribuídas no interior do país, em áreas onde o relevo favorece o acúmulo de água proveniente das precipitações (Cunha; Piedade; Junk, 2015).

As grandes variações nas precipitações anuais, tanto em latitude e longitude, quanto em altitude, são responsáveis por criar um mosaico de diferentes tipos de AUs no interior do Brasil (Cunha; Piedade; Junk, 2015). Dentre os vários tipos, estão as áreas úmidas geograficamente isoladas (AUGIs) ou *Geographically Isolated Wetlands* (GIWs), termo criado por Tiner (2003) para classificar as várias AUs isoladas espalhadas pelo interior dos Estados Unidos.

As AUGIs são formadas em depressões topográficas circundadas por topografias mais elevadas, não possuindo conexão visível com outros corpos hídricos superficiais. O seu isolamento se refere a uma análise morfológica, mas não ecológica ou hidrológica, pois estes ambientes apresentam conectividade com a paisagem, seja por meio de fluxos subsuperficiais de água, ou por meio da evapotranspiração ou ainda pelas interações entre os elementos da biota. São ambientes muito importantes, pois acumulam a água da chuva, liberando-as gradualmente no decorrer do ano (Tiner, 2003).

A bacia do rio Corumbataí encontra-se na província geomorfológica denominada Depressão Periférica Paulista (Estado de São Paulo). Esta província geomorfológica é caracterizada pela presença de numerosas AUGIs com áreas menores que 0,3 hectares, estando estas localizadas nos interflúvios de bacias hidrográficas e tendo um regime hidrológico variando de permanente a temporário (Junqueira *et al.*, 2024). Nos últimos 50 anos, a bacia do rio Corumbataí sofreu uma mudança intensiva no uso da terra, através do cultivo de cana-de-açúcar para produção e exportação de biocombustível. Com esta mudança, houve também a expansão da malha urbana, das atividades industriais e das atividades de mineração (Junqueira *et al.*, 2024).

Através de estudos realizados em pequenas AUGIs na bacia do rio Corumbataí, Junqueira *et al.* (2024) observaram uma forte pressão exercida sobre estes ambientes por conta da conversão de áreas de pastagem em áreas de cultivo de cana-de-açúcar, Casagrande *et al.* (2021) observaram mudanças no regime de cheias e redução no volume de água armazenado e Furlan *et al.* (2021) observaram que estas AUGIs apresentam características geomorfológicas

que favorecem o recebimento de um grande volume de água proveniente das suas áreas adjacentes.

Sendo assim, considerando o papel importante que estas AUGIs exercem no ambiente por meio da sua capacidade de armazenar água da chuva para disponibilizá-la ao longo do ano, e sabendo que estes ambientes estão inseridos em áreas de intensa atividade agrícola (cana-de-açúcar), o objetivo desta pesquisa foi avaliar a assinatura química da água e do solo de uma AUGI situada na zona rural do campo do Cocho, no município de Rio Claro (SP).

Para isso, foram realizados trabalhos de campo (coleta de dados e amostras de solo e água) e análise laboratorial. Os resultados mostraram a influência da antropização do entorno nas características químicas do solo e da água e foi possível identificar o período do ano em que o impacto químico na água foi mais expressivo.

Assim, este trabalho buscou contribuir para a formação de dados e para o desenvolvimento de informações que possam embasar e colaborar na criação e/ou fortalecimento de políticas de proteção, gestão e práticas de conservação de AUGIs que se encontram em áreas onde o uso da terra pelas atividades agrícolas são realizadas de forma intensiva e indiscriminada.

1.1 Hipótese

A antropização do entorno da AUGI situada na zona rural do município de Rio Claro (campo do Cocho) pode alterar as características das águas e dos solos destes ambientes.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a assinatura química da água e do solo da AUGI situada na zona rural do campo do Cocho, município de Rio Claro (SP).

1.2.2 Objetivos específicos

- Realizar a caracterização morfológica, mineralógica e química do solo;
- Realizar a caracterização hidrológica e hidroquímica;
- Realizar a integração dos resultados, identificando os impactos na água e no solo provenientes do uso da terra realizado no entorno da AUGI.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Áreas Úmidas Interiores

As áreas úmidas (AUs) são ecossistemas de interface terrestre e aquática da paisagem e podem estar presentes no interior dos continentes (AUs interiores) ou nas faixas costeiras (AUs costeiras). No Brasil, mais de 90% das AUs encontram-se no interior do país, em áreas onde o relevo favorece o acúmulo de água proveniente das precipitações. São ambientes que podem estar permanentemente alagados, apresentando nível d'água relativamente estável, ou podem apresentar pulsos de inundações, ou seja, flutuações do nível d'água de acordo com as condições ambientais (Cunha; Piedade; Junk, 2015).

Apesar de não haver um inventário completo de AUs no Brasil, seja por falta de critérios para a sua definição ou por falta de delimitação, estima-se que cerca de 20% do total do território nacional possa ser considerado área úmida (Junk *et al.*, 2011).

A grande variedade de AUs no território brasileiro reflete a sua diversidade climática e botânica, influenciando na terminologia popular desses ambientes (Quadro 1).

Quadro 1 – Alguns nomes populares para os diferentes tipos de AUs brasileiras.

Nome popular	Região
Vereda	Região do Cerrado
Banhado, turfeiras	Sul do Brasil
Branquilhal, brejo	Paraná
Campina, campinarana, igapó	Amazônia central
Várzea	Amazônia central, outras regiões brasileiras
Varjão	Mato Grosso, Tocantins, Goiás
Chavascal	Amazônia
Lavrados	Roraima
Mata turfosa, mata paludosa, caxetal	Sudeste/Sul
Restinga, lagunas costeiras, manguezal, baixadas litorâneas, carnaubal	Áreas costeiras
Mata ciliar, mata ripária, mata galeria, vargem, nascente, olho d'água, pântano, estuários, lagoas, buritizal	Brasil

Fonte: Cunha; Piedade; Junk, 2015. Adaptado

A precipitação anual no Brasil não se distribui de forma homogênea pelo território, mostrando diferentes padrões entre a época de seca e de chuva, resultando na variabilidade da descarga dos córregos, riachos e rios, estando esta variabilidade dependente dos volumes de chuvas locais (Cunha; Piedade; Junk, 2015).

Os pulsos de inundação são imprevisíveis e de curta duração, aumentando a extensão do alagamento sobre a área nos períodos de chuva e diminuindo durante os períodos de estiagem. Essa característica diferencia as AUs do Brasil para com as AUs de países de clima

frio e temperado, pois nestes países, as AUs permanecem com o nível d'água estável e com os solos permanentemente encharcados, resultando na formação de diferentes tipos de turfeiras (Cunha; Piedade; Junk, 2015).

Além de apresentarem alagamento perene ou sazonal, as AUs representam ambientes que possuem características que as distinguem de outros ecossistemas. Elas possuem condições pedológicas únicas quando comparadas com suas áreas circundantes mais elevadas e suportam uma biota com vegetação adaptada tanto para as condições de umidade ou encharcamento, quanto para as condições de drenagem do solo (Mitsch; Gosselink, 2015).

Os solos das AUs são conhecidos como solos hidromórficos, sendo formados sob condições de saturação, inundação ou alagamento por tempo suficiente que permita que condições anaeróbicas sejam desenvolvidas. Estas condições anaeróbicas ocorrem com a ausência de oxigênio devido a presença de água, e promove uma sequência previsível de condições quimicamente reduzidas (Mitsch; Gosselink, 2015).

Nas AUs, os solos podem ser orgânicos e minerais. Os solos orgânicos possuem densidade aparente mais baixa, permitindo maior capacidade de retenção de água. Possuem também maior percentual de carbono, maior disponibilidade de nutrientes para a vegetação e maior capacidade de troca catiônica. A cor é geralmente escura, variando de tons de preto a marrom escuro. Os solos minerais, quando inundados por longos períodos, desenvolvem feições formadas pela redução, translocação e/ou oxidação de óxidos de ferro e manganês resultando no desenvolvimento de cores acinzentadas (Mitsch; Gosselink, 2015).

O clima e a geomorfologia regem a hidrologia de uma AU interior, sendo que pequenas mudanças no regime hidrológico podem resultar em mudanças significativas para a sua biota. Além disso, a hidrologia modifica o ambiente físico-químico (propriedades físicas e químicas) de uma AU, afetando por exemplo, a disponibilidade de oxigênio e nutrientes, alterando o pH, ou ainda condicionando a produção de sulfetos (Mitsch; Gosselink, 2015).

As condições hidrológicas são extremamente importantes para a manutenção da estrutura e da função de uma AU, pois afetam a composição de espécies, a produtividade primária, a acumulação orgânica e a ciclagem de nutrientes. O hidroperíodo é o resultado do equilíbrio entre entrada e saída de água (balanço hídrico) e constitui o principal determinante dos processos nas AUs, podendo sofrer variações sazonais e anuais significativas. Os principais componentes do balanço hídrico nestes ambientes são a precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial (incluindo inundações transbordantes em AUs ribeirinhas), fluxos de água subterrânea (Mitsch; Gosselink, 2015).

No Brasil, a precipitação não é uniforme na sua distribuição e a maioria das regiões do país enfrenta estações secas e chuvosas pronunciadas, com exceção das florestas tropicais do noroeste e das áreas costeiras do sul, onde a chuva é mais abundante (Junk *et al.*, 2014). Durante a estação da chuva, muitas AUs ficam inundadas apresentando um nível d'água raso ou ficam encharcadas pela subida do lençol freático. Durante a estiagem, as AUs podem ter a sua área de encharcamento diminuída ou então, podem secar completamente (Figura 1) (Cunha; Piedade; Junk, 2015).

Figura 1 – Influência do clima nas AUs interiores: a esquerda, período de estiagem; a direita, período de chuva.



Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2 Importância das AUs e pressão antrópica

As AUs são vitais para o meio ambiente e, globalmente, cobrem uma área total de 12,1 milhões de km², respondendo por 40,6% dos serviços ecossistêmicos no mundo (Costanza *et al.*, 2014). O reconhecimento dos seus serviços ecossistêmicos é citado por vários autores (Mitsch; Gosselink, 2000; Mitsch; Gosselink, 2015; Rebelo *et al.*, 2017; Sieben *et al.*, 2018; Xibao *et al.*, 2020), bem como as ameaças relacionadas às atividades antrópicas (RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT, 2006; Sieben *et al.*, 2018; WETLANDS BEST MANAGEMENT PRACTICES, 2019; Xibao *et al.*, 2020).

De acordo com o MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005), as AUs beneficiam as comunidades e o meio ambiente por meio dos seus variados serviços ecossistêmicos: armazenamento da água; tamponamento da descarga de rios e córregos; recarga hidrológica dos aquíferos; retenção de sedimentos; requalificação da água; regulação do microclima; armazenamento de carbono orgânico; fornecimento de materiais madeireiros; fornecimento de plantas medicinais; pesca; água potável para consumo humano, agrícola e animal; habitat para fauna transitória ou permanente; ecoturismo; recreação; e salvaguarda cultural ao abrigar comunidades tradicionais.

Um exemplo de serviços ecossistêmicos prestados pelas AUs aconteceu durante os anos de 1970, em que o Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (USACE), trabalhando ao longo do rio Charles (Boston), reconheceu as potencialidades dos benefícios sociais das AUs para o controle das enchentes (Maltby; Barker, 2009). Ao invés da construção de reservatórios, paredes ou diques, a proteção de 3.440 ha de AUs surgiu como alternativa mais econômica para o armazenamento das águas das chuvas. Assim, em 1983 o USACE concluiu a aquisição e o estabelecimento de um regime de proteção para AUs da bacia do rio Charles (Weiskel; Barlow; Smieszek, 2005).

O reconhecimento dos serviços ecossistêmicos das AUs levou a Austrália a priorizar políticas de conservação e manutenção (Hensen; Mahony, 2010). No Brasil, a lei federal 14.119 de 13/01/2021 instituiu a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Esta lei estabeleceu vários objetivos, sendo um deles, o incentivo à conservação dos ecossistemas, dos recursos hídricos e do solo. Criou também o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA), que dentre outras ações, objetiva promover a conservação e a melhoria da quantidade e da qualidade da água, especialmente em bacias hidrográficas com cobertura vegetal crítica, e de grande importância para o abastecimento humano e para a dessedentação animal (BRASIL, 2021).

De forma global, muitas AUs foram exploradas ou utilizadas de maneira não sustentável, acarretando uma perda ou comprometimento de suas funcionalidades em níveis elevados (Mitsch; Gosselink, 2000; RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT, 2006; Mitsch; Gosselink, 2015; Rebelo *et al.*, 2017). Mesmo com a ratificação de 169 países na Convenção de Ramsar, as perdas e degradações das AUs continuam em progresso, sendo ameaçadas por projetos antrópicos (irrigação, mineração, obras, etc.) ou pelos seus efeitos colaterais (RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT, 2006; Maltby; Barker, 2009).

As AUs brasileiras não são exceção e estão sob ameaças de diferentes graus de intensidade. Segundo Cunha, Piedade e Junk (2015), dentre os principais mecanismos de degradação e perda das AUs no território brasileiro estão: a drenagem de suas águas pela agricultura e pecuária; a construção de áreas habitacionais, de infraestrutura urbana e de uso industrial; a poluição das AUs por meio do despejo de esgotos e resíduos domésticos, agrícolas, industriais e de mineração; a construção de hidroelétricas que inundam as áreas úmidas localizadas a montante da barragem, ocasionando a interrupção da conectividade longitudinal e a alteração do pulso de inundação à sua jusante; a construção de hidrovias e rodovias, a construção de diques que interferem na ligação lateral entre as áreas úmidas e os rios; a retificação de córregos, canalização de riachos e rios; a exploração predatória dos recursos

naturais disponibilizados pelas AUs, tais como peixes, madeiras, elementos da biodiversidade; as mudanças no regime climático; o desconhecimento por parte dos tomadores de decisão sobre as características das AUs; a ausência de interlocução entre os tomadores de decisão e a comunidade científica; a carência de uma educação ambiental e de um programa de conscientização da população para a necessidade de proteção das AUs.

As pequenas AUs são frequentemente negligenciadas nos processos de inventário, e conseqüentemente estão sujeitas à falta de mecanismos adequados de proteção. Elas desempenham um papel importante na regulação da qualidade da água e no amortecimento dos processos de inundação (Blackwell; Pilgrim, 2011).

Na agricultura brasileira, o cultivo da cana-de-açúcar representa cerca de 16% da produção de energia da matriz energética nacional (BEN, 2020) e o etanol, sendo o principal biocombustível produzido no país, influencia no aumento do cultivo de cana-de-açúcar e, conseqüentemente, na expansão da conversão de áreas naturais para fins de produção agrícola. Dentre os principais problemas ambientais ligados à cultura da cana-de-açúcar, estão a degradação do solo promovida pela erosão (Politano; Pissarra, 2005) e a deterioração da qualidade da água pela contaminação de agrotóxicos (de Armas, *et al.*, 2005).

Além das atividades agrícolas, a mineração é uma das maiores ameaças para as AUs, pois sua atividade leva a mudanças no nível da água impostas por fossas de mineração de argila que podem comprometer o sistema de recarga do aquífero e o fluxo de água para os rios (Junqueira, 2021).

As matas ciliares e ribeirinhas, que geralmente ocupam as faixas entre as zonas aquáticas e as faixas de terra, controlam a entrada de materiais erodidos transportados das partes elevadas do relevo para as águas superficiais. Elas representam Áreas de Preservação Permanente (APPs), e desempenham um papel importante na conservação dos corpos hídricos. Para a legislação ambiental brasileira (Código Florestal Brasileiro, Lei nº 12.651/2012) as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais são consideradas Áreas de Preservação Permanente e uma faixa marginal nestas formações contendo largura mínima de 50 (cinquenta) metros deve ser preservada para um corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície (BRASIL, 2023).

De acordo com Junqueira *et al.* (2024), para evitar maiores perdas ou degradações das pequenas AUs são necessárias ações que visem o fortalecimento das políticas de zoneamento de terras em conjunto com inventários abrangentes e esforços no mapeamento, incluindo a monitoria no uso da terra, para assim, incentivar a proteção destes ambientes.

2.3 Áreas úmidas geograficamente isoladas (AUGIs) da bacia do rio Corumbataí

Área úmida geograficamente isolada (AUGI) ou *Geographically Isolated Wetland* (GIW) é um termo criado por Tiner (2003) para classificar as várias AUs isoladas espalhadas pelo interior dos Estados Unidos. Trata-se de um ambiente formado em depressões topográficas circundadas por áreas mais elevadas e que, visivelmente, não está conectado a outros corpos d'água superficiais (Tiner, 2003).

O seu isolamento se refere a uma análise morfológica, mas não ecológica ou hidrológica, pois a AUGI apresenta conectividade com a paisagem, seja por meio de fluxos subsuperficiais de água, ou pela evapotranspiração ou ainda, através das interações entre os elementos da biota. As AUGIs atuam como reservatórios hídricos que recebem o volume de água pluvial e a libera gradualmente por infiltração ou evapotranspiração no decorrer do tempo (Tiner, 2003).

Na bacia do rio Corumbataí, situada na Depressão Periférica Paulista, são encontradas numerosas AUGIs com tamanhos menores que 0,3 hectares, localizadas no interflúvio de bacias hidrográficas, apresentando um regime hidrológico permanente ou temporário. Elas são reconhecíveis na paisagem por apresentarem um padrão homogêneo de depressões topográficas circulares ou ovais, sem uma conexão visível com outros corpos d'água em uma escala local. A sua posição interfluvial aninhada em encostas convexas e assentada sobre litologias sedimentares ou intrusivas básicas, permite que elas sejam classificadas como áreas úmidas geograficamente isoladas (Junqueira *et al.*, 2024).

No seu interior, a vegetação é caracterizada pelo domínio de gramíneas enquanto que ao longo de suas bordas encontram-se pequenos arbustos. No passado, durante a estação das chuvas, estas AUGIs apresentavam características de lagoas naturais e eram utilizadas para pescarias. Atualmente, observa-se uma forte pressão exercida sobre estes ambientes por conta da conversão de áreas de pastagem em áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Junqueira *et al.*, 2024).

Casagrande *et al.* (2021) observaram mudanças no regime de cheias e redução no volume de água armazenado nestas pequenas AUGIs que, segundo Furlan *et al.* (2021), apresentam características geomorfológicas que favorecem o recebimento de um grande volume de água proveniente das suas áreas adjacentes.

Na bacia do rio Corumbataí as lavouras e as atividades de mineração invadem as AUGIs pelas suas bordas, pois estes ambientes são considerados de pouco valor ambiental e ecológico, o que facilita a negligência na sua conservação. Como consequência, além da perda gradual do espaço ocupado pelas AUGIs (*cumulative loss*), estes ambientes ficam vulneráveis

à contaminação oriunda das atividades agrícolas (e.g. fosfato, nitratos, metais pesados) e aos impactos causados pela mineração.

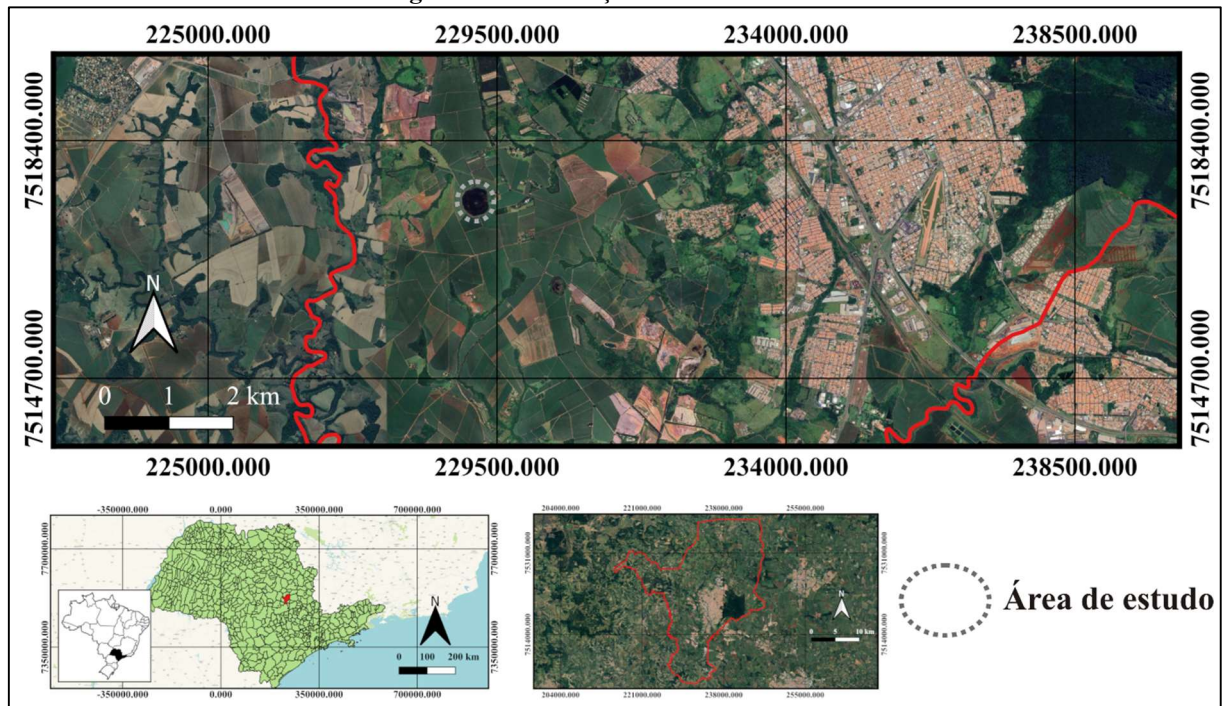
De forma geral, estas AUGIs não são devidamente valorizadas pela sociedade civil ou pelos governos locais e a perda desses ambientes remanescentes ou a diminuição das suas áreas de alagamento parecem ser irreversíveis, diante da constante pressão sofrida (Junqueira *et al.*, 2024).

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização geográfica

A AUGI deste estudo está localizada na bacia do rio Corumbataí (Depressão Periférica Paulista), na região centro-oeste do Estado de São Paulo, na zona rural do campo do Cocho, município de Rio Claro (Figura 2). Encontra-se na longitude UTM 229.169 (47°37'52'' W) e na latitude UTM 7.517.418 (22°25'41'' S) e possui uma área alagável que varia de acordo com o volume de chuva no período hidrológico.

Figura 2 – Localização da área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2 Geologia e geomorfologia

Na Bacia do rio Corumbataí são encontrados afloramentos de litologias pertencentes ao Grupo Tubarão (Formação Itararé e Tatuí) do período Carbonífero, Grupo Passa Dois (Formação Irati e Corumbataí) do período Permiano, Grupo São Bento (arenitos da Formação Piramboia e Botucatu e basaltos da Formação Serra Geral) do período Jurássico e Cretáceo. No topo encontra-se a Formação Rio Claro com arenitos do período Terciário, além de depósitos continentais e aluviais do período Quaternário (Zaine, 1994).

A área de estudo encontra-se sobre a Formação Rio Claro, sendo esta composta por arenitos, arenitos conglomeráticos, arenitos argilosos, e argilitos avermelhados ou brancos (Björnberg; Landim, 1966; CEAPLA, 2001).

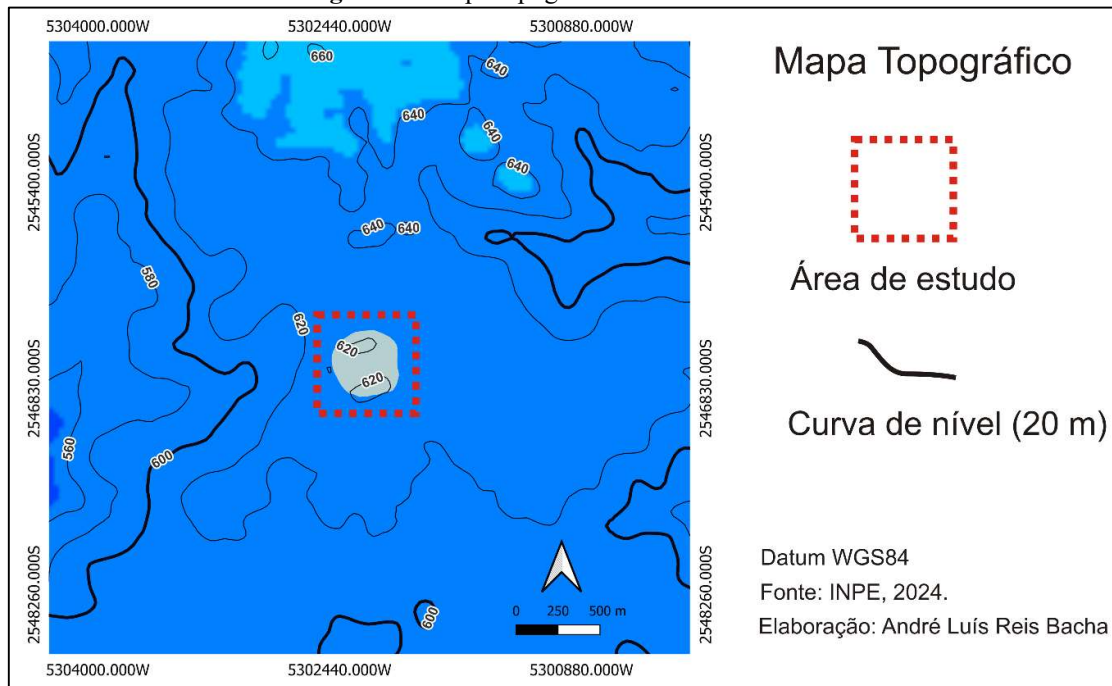
A Formação Rio Claro corresponde a um depósito sedimentar que capeia os grandes divisores de águas – Corumbataí, Cabeça, Passa Cinco – e posiciona-se desde as cotas mais baixas (580 metros) até as mais elevadas (650 a 670 metros), cobrindo assim, os topos de divisores de água e apresentando as maiores manchas sob a cidade de Rio Claro, distrito de Ajapi e área rural do Campo do Cocho (Zaine, 1994). Segundo Ferreira (2005), o arenito que representa a Formação Rio Claro é composto por grãos de quartzo, goethita, caulinita, gibsitais, mica, hematita, evidências de sepiolita, proporções ínfimas de feldspatos e interestratificados esmectíticos.

Quanto ao contexto geomorfológico, o Estado de São Paulo está dividido em cinco grandes províncias geomorfológicas: Província Costeira, Planalto Atlântico, Depressão Periférica, Cuestas Basálticas e Planalto Ocidental (IPT, 1981). A bacia do rio Corumbataí está inserida na província da Depressão Periférica Paulista, sendo que uma pequena parte da bacia se encontra na província das Cuestas Basálticas (Zaine, 1994).

A Depressão Periférica Paulista teve seu desenvolvimento por meio de movimentos epirogênicos, provavelmente iniciados no Mioceno Superior e acelerados no Plioceno, que soergueram a Superfície Sul-Americana de maneira desigual, expondo as coberturas sedimentares (Soares; Landim, 1976). Estas coberturas sofreram fases erosivas condicionadas aos ciclos climáticos (úmido-árido), provocando erosões em zonas de maior fragilidade da rocha, e resultando numa série de níveis topográficos aparentemente aplainados (Penteado, 1968). O escalonamento do relevo em níveis aplainados tem sido associado às oscilações paleoclimáticas e também às variações nas intensidades de basculamento tectônico (Penteado, 1976; Soares; Landim, 1976).

A Depressão Periférica Paulista ocupa áreas altimétricas entre 500 e 650 metros, com predomínio de colinas de topo amplo, tabulares e convexos, declividades baixas a moderada cobertas por uma densa rede de drenagem, de padrão dendrítico e condicionadas por fraturas e corpos intrusivos (Penteado, 1976; Ross; Moroz, 1997). A zona rural do campo do Cocho é representada por colinas tabuliformes, com interflúvios extensos e aplainados, sem divisor de águas ou linhas de cumeada bem definido, sendo comum a presença de AUs ligadas às cabeceiras ou AUs isoladas em topos planos (Penteado-Orellana, 1981).

A área de estudo constitui uma depressão topográfica interfluvial que possibilita acumular água de chuva e receber o aporte de água superficial e subsuperficial do seu entorno (Figura 3).

Figura 3 – Mapa topográfico da área de estudo.

Fonte: INPE, 2024. Elaborado pelo autor.

3.3 Clima e hidrografia

O clima da região em que está inserida a área de estudo foi classificado por Ab' Saber (1956) como Cwa (clima tropical úmido), enquanto que Penteadó (1966) classificou como Aw, ou seja, clima tropical chuvoso com chuvas no verão. Já Monteiro (1973) considera o clima da região como sendo caracterizado por uma moderada precipitação, e controlado pelas correntes de circulação tropical atlântica, tropical continental e polar atlântica.

Com relação à precipitação na região de Rio Claro, tendo por base os dados da série histórica de 30 anos (1991 a 2022), o ano que apresentou o maior volume de chuva foi 2011, com uma pluviosidade superior a 1.800 mm, e o ano com o menor volume foi 2014, com precipitação inferior a 1.000 mm (CEAPLA, 2023). Em relação à distribuição sazonal das chuvas, a estação seca se inicia em abril e termina em setembro, enquanto que a estação chuvosa tem início em outubro e perdura até março.

Para a temperatura, considerando o período de 2011 a 2022, a maior média foi em janeiro de 2015 com 26,3 °C, e a menor média em julho de 2021 com 15,3 °C (CEAPLA, 2023).

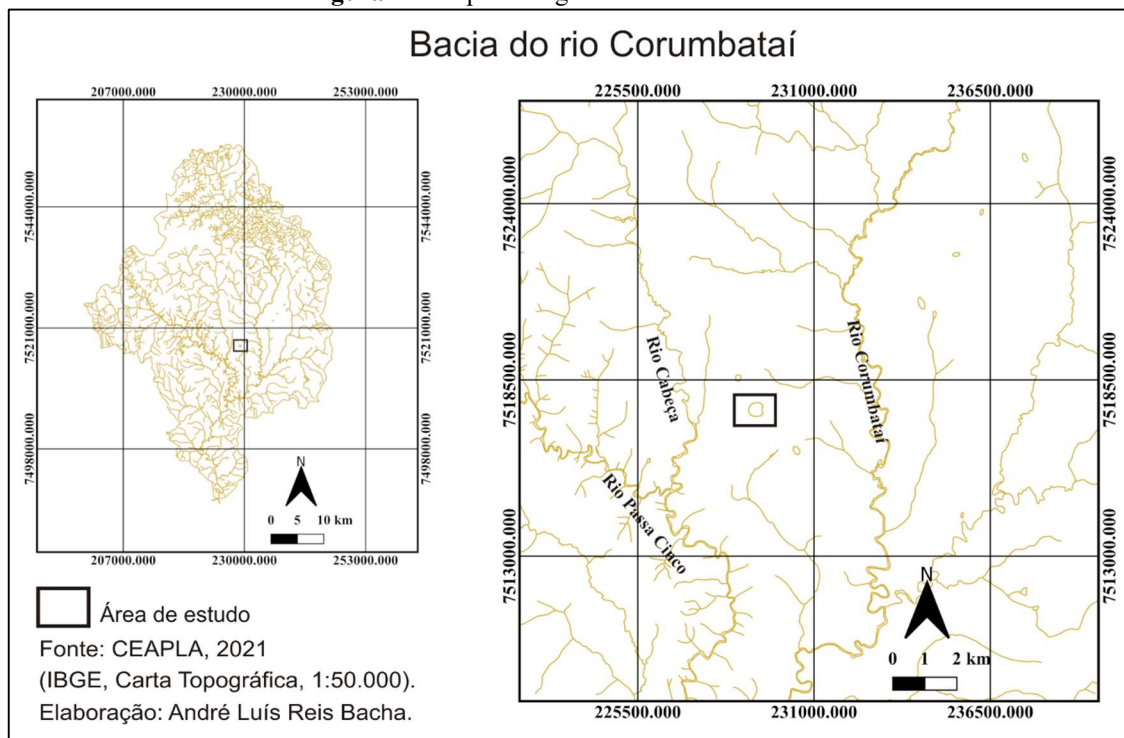
Quanto a hidrografia, a Bacia do Rio Corumbataí está localizada na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, e faz parte do grupo da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 5, sendo esta composta pela Bacia do PCJ (Piracicaba, Capivari e Jundiá).

Trata-se de uma sub-bacia do Rio Piracicaba, instalado na sua margem direita, sendo composta por três afluentes principais: rio Passa Cinco, rio Cabeça, e Ribeirão Claro. A

bacia drena uma área aproximada de 1.700 km² e abrange os municípios de Corumbataí, Ipeúna, Rio Claro, Santa Gertrudes e parte dos municípios de Analândia, Charqueada, Itirapina e Piracicaba (Koffler, 1994).

A AUGI do Campo do Cocho encontra-se entre os rios Cabeça e Corumbataí (Figura 4). O rio Corumbataí tem aproximadamente 120 km de extensão, e suas nascentes se encontram na Serra de Santana, a cerca de 800 m de altitude, enquanto que a microbacia do rio Cabeça possui aproximadamente 214 km² de extensão (Zaine, 1994; Morais, 2010).

Figura 4 – Mapa hidrográfico da área de estudo.



Fonte: CEAPLA, 2021. Elaborado pelo autor.

3.4 Solo e Vegetação

De acordo com o mapeamento pedológico realizado na quadrícula São Carlos, na escala 1:100.000, em Rio Claro os latossolos vermelho-amarelos de textura média e com profundidades de até 12 metros, ocorrem nos topos dos grandes interflúvios tabuliformes, e correspondem ao solo de alteração da Formação Rio Claro. Os gleissolos são encontrados nas baixadas úmidas próximas a córregos e também nas áreas úmidas (Prado; Oliveira; Almeida, 1981).

Os latossolos são solos muito intemperizados, com pequena diferenciação de horizontes, e se desenvolvem em marcantes e prolongadas condições de ambientes tropicais quentes e úmidos. Os gleissolos (solos hidromórficos) são comuns em áreas permanentemente

ou sazonalmente saturadas com água, e apresentam uma coloração com padrões acinzentados característicos (Lepsch, 2011).

Com relação à vegetação predominante, a bacia do rio Corumbataí corresponde a uma zona de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado. A vegetação que preenche a AUGI é formada predominantemente por espécies macrófitas higrófilas que se adaptam às condições de estiagem e chuva, enquanto que no entorno imediato, predomina uma vegetação arbustiva com algumas árvores consideradas pioneiras de áreas em recuperação.

3.5 Uso da terra

A bacia do rio Corumbataí está inserida em uma região economicamente desenvolvida do Estado de São Paulo, com importantes atividades relacionadas à mineração, indústria e agronegócio. Na zona rural de Rio Claro, além da presença de atividades de mineração, encontram-se extensas áreas de monocultura de cana-de-açúcar, que se desenvolvem em locais com boa capacidade de mecanização. Entre 1994 e 2022, a bacia do rio Corumbataí sofreu um aumento no cultivo de cana-de-açúcar (cerca de 5000 hectares), com crescimento substancial após 2010, resultando numa diminuição das áreas de pastagem e florestas nativas (Junqueira *et al.*, 2024).

Dentre os impactos ambientais causados pelo intenso cultivo da cana-de-açúcar estão: desmatamento das áreas naturais e consequente alteração da biodiversidade; ampliação gradual da zona de cultivo para as áreas adjacentes, excedendo os limites estabelecidos para as APAs (áreas de proteção ambiental); alteração da estabilidade dos solos (processos erosivos); comprometimento da qualidade e disponibilidade da água devido ao assoreamento dos corpos hídricos; esgotamento dos nutrientes do solo ou concentração excessiva de determinados elementos devido ao manejo impróprio por meio da aplicação de insumos; dentre outros (Garbiate *et al.*, 2011; Silva; Defante; Vilpoux, 2014).

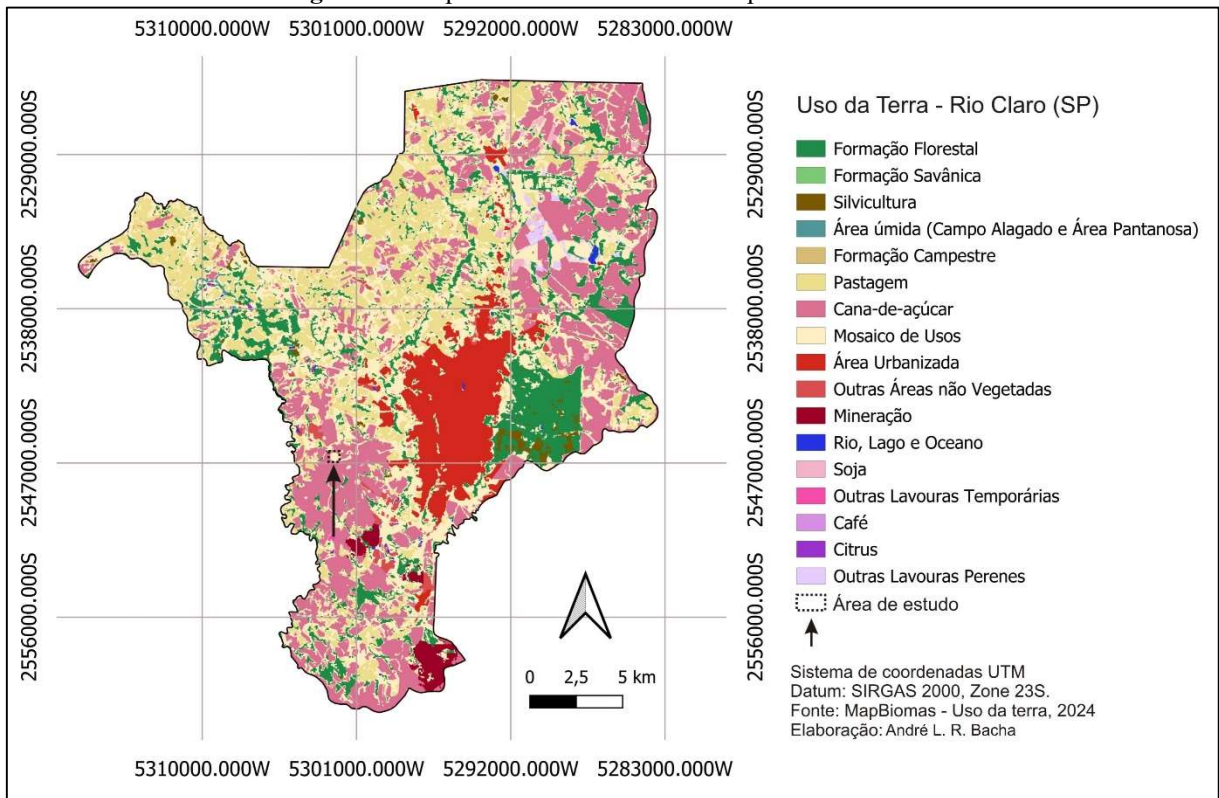
O cultivo de cana-de-açúcar no entorno da AUGI do Cocho tem sido realizado de forma frequente e contínua ao longo do tempo (Figura 5). O mapa de uso e cobertura da terra do município de Rio Claro (Figura 6) não contempla, de forma adequada, a categoria “área úmida” para a AUGI do Cocho, sendo este identificado como “Mosaico de Usos”. Segundo Junqueira *et al.* (2024), as AUGIs da bacia do rio Corumbataí, até o momento, não foram inventariadas ou classificadas, comprometendo ainda mais a preservação destes importantes ambientes.

Figura 5 – Imagens de satélite mostram o histórico de uso intenso e contínuo da terra no entorno da AUGI do Cocho, durante o período de 2013 a 2024.



Fonte: Google Earth, 2024. Elaborado pelo autor.

Figura 6 – Mapa de uso da terra no município de Rio Claro.



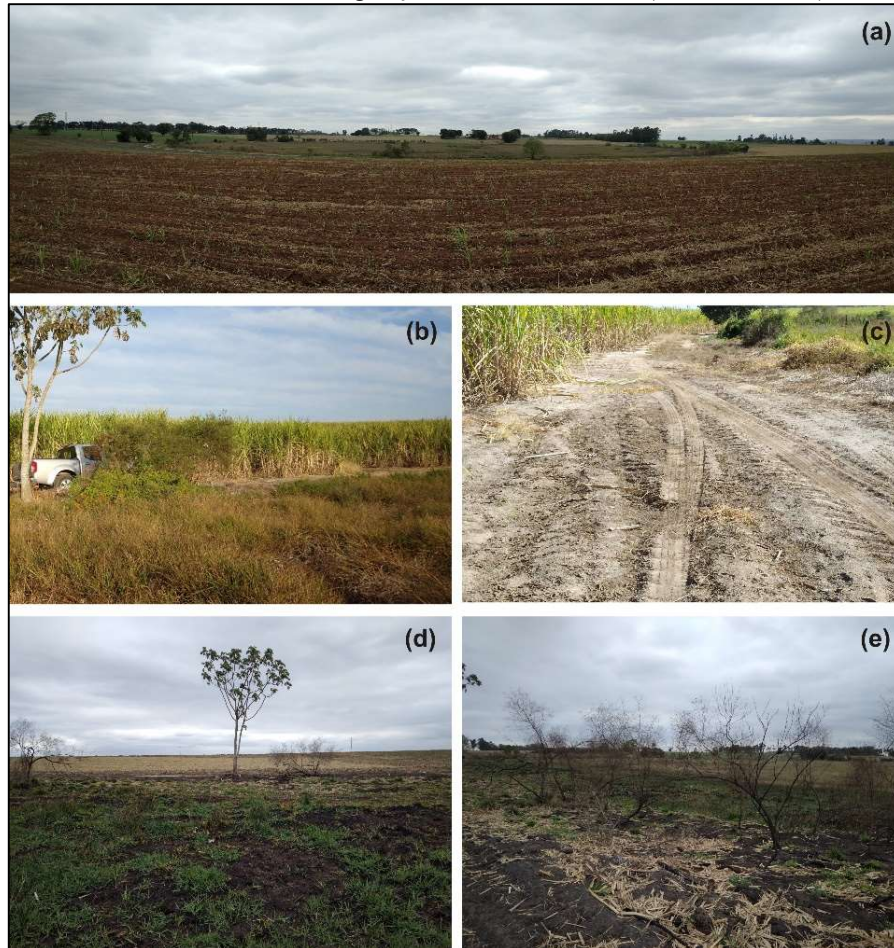
Fonte: Projeto MapBiomias - Uso da Terra, 2024. Elaborado pelo autor.

O entorno da AUGI do Campo do Cocho possui uma residência, galpão, área de pastagem, e cultivo de cana-de-açúcar. Uma estrada margeia a AUGI e permite o trânsito de veículos de vários tamanhos. O entorno é topograficamente mais elevado, o que possivelmente pode facilitar o fluxo do lixiviado durante o período de chuva (Figura 7a).

Durante visita de campo realizada em setembro de 2022, os quatro poços instalados encontravam-se secos (não sendo possível realizar a coleta de água), e a vegetação arbustiva e arbórea presente na borda do limite de inundação da AUGI encontrava-se queimada (Figura 7d, 7e). O entorno da AUGI encontrava com o solo lavrado e preparado para nova safra.

Observando a imagem de satélite Google Earth tomada em agosto de 2021, um mês antes da realização da primeira coleta de amostra de água, é possível perceber que o solo no entorno da AUGI encontrava-se lavrado para nova safra de cana-de-açúcar (Figura 8).

Figura 7 – (a) Entorno elevado da AUGI (fundo). (b) Foto tomada da borda da AUGI, mostrando o cultivo de cana-de-açúcar (Maio/2022), já em fase de colheita. (c) Aspecto erosivo do solo (hidromórfico) na estrada que separa o cultivo de cana-de-açúcar (esquerda) da borda da AUGI (direita). (d) Foto tomada em Setembro/2022 da borda da AUGI, mostrando o entorno topograficamente elevado e preparado para nova safra de cana. (e) Queimada realizada na vegetação da borda da AUGI (Setembro/2022).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 8 – Imagem de satélite da AUGI registrada em agosto de 2021.



Fonte: Google Earth, 2024. Elaborado pelo autor.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Para fazer uma adequada caracterização da área de estudo e escolher os melhores pontos para as amostragens de água, foi utilizado o software Google Earth, que permite verificar o histórico de imagens de satélite, e com alta resolução. As imagens foram editadas no programa QGIS 3.34.6. Durante a exploração de campo, foi possível verificar as informações obtidas em gabinete e determinar os pontos de amostragem.

O trabalho de campo para coleta de solo e instalação dos poços de monitoramento aconteceu no dia 21 de julho de 2021, sendo perfurados quatro pontos (P1, P2, P3 e P4) na borda da AUGI e tomada suas respectivas coordenadas e altitudes, utilizando GPS (Global Positioning System) modelo Garmin GPSMAP 62S (precisão de ± 3 metros) (Quadro 2). As distâncias em linha reta entre os poços foram, aproximadamente:

- P1 – P3: 320 m
- P3 – P2: 292 m
- P2 – P4: 335 m
- P4 – P1: 303 m

Quadro 2 – Dados dos poços instalados na área de estudo.

Poço	Coordenadas UTM		Altitude (m)	Quadrante
	X	Y		
P1	228999	7517587	619	Noroeste
P2	229343	7517320	623	Sudeste
P3	229059	7517272	625	Sudoeste
P4	229295	7517646	623	Nordeste

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.1 Caracterização morfológica, mineralógica e química

A perfuração foi realizada com trado manual e os solos foram coletados a cada 20 cm de profundidade, totalizando oito amostras para cada ponto perfurado. As amostras foram visualmente avaliadas e armazenadas em sacos plásticos. A perfuração atingiu a profundidade máxima de 160 cm, sendo o processo interrompido devido a presença de material rochoso consolidado. As cores do solo e a textura foram descritas no dia 23 de julho de 2021, na sala de estudos da UNESP. Foram utilizados a carta de cores de Munsell e o Manual Técnico de Pedologia do IBGE (2007). A textura foi avaliada através da sensação do tato, esfregando a amostra entre os dedos, após estar devidamente umedecida, amassada e homogeneizada. De acordo com o Manual Técnico de Pedologia, a areia dá a sensação de atrito, o silte de sedosidade e a argila, de plasticidade e pegajosidade (IBGE, 2007).

Uma quinta perfuração (C) foi executada na primeira quinzena de setembro de 2021, na área central da AUGI, entre os poços P1 e P2, aproveitando a oportunidade de acesso durante o período de estiagem (Figura 9). A perfuração foi efetuada para coletar amostras para análise mineralógica, e foi feita através de trado manual, atingindo a profundidade máxima de 560 cm.

A análise mineralógica da fração total foi realizada nas amostras com as seguintes profundidades:

- P1: 0-60 (cm), 120-140 (cm) e 140-160 (cm).
- Ponto C: 80-340 (cm) e 340-560 (cm).
- P2: 100-120 (cm) e 120-160 (cm).

Figura 9 – (a) Poços perfurados com trado manual. (b) Localização dos poços perfurados e transecto P1-C-P2 para análise mineralógica. (c) Coleta de amostras.



Fonte: Imagem de satélite Google Earth, 2024. Elaborado pelo autor.

No procedimento de preparo, as amostras passaram por processo de secagem, destorroamento em almofariz e pistilo de porcelana, e peneiramento em peneira de malha 200 mesh de abertura ($> 0,074$ mm). As amostras em pó, fração total, foram transferidas para o porta amostras e pressionadas com lâmina de vidro para formar uma pastilha, para então, iniciar a leitura em difratômetro de raios X, modelo D2 PHASER – BRUKER (UNESPETRO), equipado com tubo de cobre. A faixa angular de varredura foi no padrão 2θ entre 4° e 90° , com tempo de varredura por passo de 1s, e corrente empregada da ordem de 10 mA e tensão de 30 kV. Os difratogramas gerados foram interpretados com o software DFRAC.EVA.4.2.

A caracterização química objetivou prospectar possíveis elementos presentes no solo da AUGI. O conjunto de amostras de cada ponto foi agrupado de acordo com seu aspecto morfológico, resultando nos seguintes horizontes:

- P1: horizontes 0-60 (cm), 80-100 (cm), 120-140 (cm) e 140-160 (cm).
- P2: horizontes 0-20 (cm), 100-120 (cm) e 140-160 (cm).
- P3: horizontes 0-20 (cm), 40-60 (cm) e 140-160 (cm).
- P4: horizontes 0-20 (cm), 60-80 (cm), 100-120 (cm) e 140-160 (cm).

As amostras foram encaminhadas para o laboratório SGS GEOSOL Laboratórios Ltda., onde passaram pelos seguintes procedimentos: secagem, britagem de 75% a 3 mm, homogeneização, quarteramento (quarterador Jones), pulverização de 250 a 300 g de amostra em moinho de aço 95% a 150 mesh. Após o procedimento de preparo, as amostras foram submetidas ao ataque ácido (digestão com água régia) para então, terem sua geoquímica determinada pelo método ICP14B OES. O método ICP14B OES foi escolhido por contemplar uma gama variada de elementos químicos. Neste estudo, foram analisados Al, Fe, Ti, Mn, Na, P, Ca, K, Mg, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn e Zr.

4.2 Caracterização hidrológica e hidroquímica

Os dados climatológicos (precipitação, evapotranspiração, temperatura, pressão atmosférica) foram produzidos pela Estação Automática Agro-meteorológica Davis Pro Plus II, do Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA), localizado na cidade de Rio Claro (SP). A estação armazena dados a cada cinco minutos e cobre uma área de 100 km² (CEAPLA, 2023).

O balanço hídrico foi calculado através da subtração do valor da precipitação mensal acumulada com o valor da evapotranspiração potencial mensal. Foram considerados os dados dos anos de 2021 e 2022.

Para a instalação dos poços foi utilizado cano de PVC de 50 mm com dois metros de comprimento (Figura 10). Nas duas extremidades dos canos foram utilizados tampões de PVC, e numa das extremidades foram feitos vários furos de aproximadamente 2 mm de diâmetro, para a captação da água. A extremidade contendo os furos foi recoberta por tecido permeável, a fim de se evitar a entrada de partículas sólidas. Os canos foram alocados nos furos abertos com trado, e a borda do cano com a superfície foi preenchida por bentonita, com o propósito de se evitar a infiltração da água oriunda do escoamento superficial.

Dois dias após a instalação foi realizada a retirada das águas dos poços (purga) para fins de limpeza e verificação da sua funcionalidade. A partir daí, os poços passaram a ser purgados no dia anterior ao da coleta das amostras. Tal procedimento visou obter uma água com uma hidroquímica representativa.

Figura 10 – Preparo dos canos para instalação dos poços.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Durante as campanhas de amostragem, a medida do nível freático foi realizada no dia anterior ao da coleta das amostras de água, utilizando uma trena metálica. Após o procedimento, a água do poço era purgada. No dia seguinte, era efetuado a mensuração dos parâmetros físicos e químicos e coletada amostras através de um amostrador bailer de 96 cm de comprimento e 40 mm de diâmetro, alçado por fio de nylon de 3 mm, que permitia o acesso ao poço (Figura 11). Para cada purga e amostragem foram utilizados diferentes bailers.

Figura 11 – (a) Determinação dos parâmetros físicos e químicos antes da coleta. (b) Amostrador Bailer retirando amostra de água do poço.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os parâmetros físicos e químicos mensurados *in situ* foram realizados empregando um medidor multiparâmetro Pro2030 (YSI), previamente calibrado em laboratório para condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, com solução padrão de KCl (1,0 mmol/L) de condutividade elétrica conhecida (147 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C) e oxigênio dissolvido em solução de sulfito de sódio (Na_2SO_3) < 0,1 mg/L de O_2 . As faixas de detecção são: -5 a 55°C \pm 0,3°C para

temperatura; 0 a 20 mg/L \pm 0,2 mg/L para oxigênio dissolvido; 0 a 500 μ S/cm \pm 1 μ S/cm para condutividade elétrica; 0 a 100 g/L \pm 0,1 g/L para sólidos totais dissolvidos. Para o pH, foi utilizado o pHmetro portátil Kasvi K39-0014PA, calibrado em laboratório para pH 4,00 (4,01 \pm 0,01 a 25 \pm 0,2 °C) e 7,00 (7,01 \pm 0,01 a 25 \pm 0,2°C) de 0 a 14 unidades de pH \pm 0,1.

As campanhas de coleta de água tiveram uma frequência bimensal abrangendo os meses de setembro/2021, novembro/2021, janeiro/2022, março/2022, e maio/2022, compreendendo assim, os períodos de estiagem e chuva. O processo de amostragem foi realizado utilizando luva látex para evitar contato direto com o bailer e a água coletada. O bailer ao ser retirado do poço tinha sua água despejada em vasilhame de polietileno opaco branco, previamente lavado com água deionizada, ácido clorídrico (0,1 M) e três enxagues com água deionizada. Os frascos foram rinsados com água do poço e, após a coleta, acondicionados em caixa térmica contendo gelo (\sim 4°C).

Ao final da campanha, as amostras eram transportadas dentro de recipiente térmico contendo gelo para o Laboratório de Ecossistemas Aquáticos e Solos (LEAS) no câmpus de Poços de Caldas (MG) da Universidade Federal de Alfenas (MG), para análise dos teores de Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, SiO₂, HCO₃⁻, CO₃²⁻ e Cl⁻, seguindo as orientações da ABNT/NBR9898 (ABNT, 1987). Ao chegarem no laboratório, as amostras foram armazenadas em refrigerador até o momento da sua análise química.

As amostras foram filtradas utilizando microfiltro de fibra de vidro, modelo GF-1 de 47 mm de diâmetro e 0,7 μ m de abertura acoplado entre um sistema Kitassato e bomba a vácuo (Figura 12).

Figura 12 – Processo de filtragem das amostras.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A alcalinidade (HCO₃⁻) foi determinada pelo método titulométrico, titulação com ácido sulfúrico 0,02 N para a faixa de concentração entre 1,0 e 500 \pm 1,7 % (APHA, 2017). Com o auxílio de um balão volumétrico, foi adicionado 100 ml de cada amostra em um béquer, e com um eletrodo de pH, foi realizado a titulação com o ácido sulfúrico (H₂SO₄), anotando-se o volume utilizado, até que o pH da amostra ficou igual a 4,5 \pm 0,2.

A alcalinidade foi obtida a partir da Equação (1).

$$\text{HCO}_3^- \frac{\text{mEq}}{\text{L}} = \frac{\text{Vol H}_2\text{SO}_4 \times N \text{H}_2\text{SO}_4 \times 1000}{\text{Vol. Amostra}} \quad (1)$$

Este método é realizado para amostras com pH inferior a 8,3, onde a alcalinidade de bicarbonato coincide com a alcalinidade total. As concentrações de CO_3^{2-} foram realizadas através da subtração de H^+ em HCO_3^- .

Para cloreto (Cl^-) foi utilizado o método argentométrico ou método de Mohr com titulação em solução padrão de nitrato de prata 0,0141M para a faixa de concentração entre 0,0 e $100 \pm 1,7\%$ (APHA, 2017). Neste procedimento, primeiramente foi realizado a padronização da solução de nitrato de prata (0,0141N) com pH na faixa de 7 a 10 utilizando 1,0 ml de solução indicadora de cromato de potássio (K_2CrO_4) 5%, conforme Equação (2).

$$N_{\text{AgNO}_3} = \frac{N_{\text{NaCl}} \times V_{\text{NaCl}}}{V_{\text{AgNO}_3}} \quad (2)$$

A titulação foi feita através do AgNO_3 0,0141M, em 100 ml de amostra com 0,5 ml de indicador de cromato de potássio 5% (K_2CrO_4) até o aparecimento do precipitado (viragem) para a cor vermelho-tijolo, indicando a formação de Ag_2CrO_4 decorrente de todo Cl^- ter sido consumido, segundo a Equação (3).

$$\text{Cl}^- \frac{\text{mg}}{\text{L}} = \frac{N_{\text{AgNO}_3} \times V_{\text{AgNO}_3} \times 35450}{\text{Vol. Amostra}} \quad (3)$$

Os teores de sódio e potássio foram determinados por Fotômetro de Chama MOD. 910 MS (padrão de Na^+ e K^+ de 20 e 100 ppm) resolução de $1,0 \text{ ppm} \pm 0,1 \text{ ppm}$ (ANALYSER, 2010).

As análises de cálcio e magnésio (método colorimétrico calmagita 0,0 a 4,00 mg/L, $\text{Ca}^{2+} \pm 0,09 \text{ mg/L}$ e $\text{Mg}^{2+} \pm 0,08 \text{ mg/L}$ com CaCO_3), nitrato NO_3^- (método de redução de cádmio 0 a $5,0 \pm 0,2 \text{ mg/L}$), fosfato PO_4^{3-} (método do ácido ascórbico de 0 a $2,5 \pm 0,05 \text{ mg/L}$), sulfato SO_4^{2-} (método sulfaver4 0 a $70 \text{ mg/L} \pm 0,5 \text{ mg/L}$) foram quantificados por espectrofotômetro modelo DR 890 da Hach Company (HACH, 2013). Para os resultados acima da faixa de concentração, foram realizadas técnicas de diluição de amostras (HACH, 2013). Para a SiO_2 , foi aplicado o método do silício molibdato de 1,0 a $100 \text{ mg/L} \pm 0,1 \text{ mg/L}$, realizado no espectrofotômetro modelo DR 2800 da Hach Company (HACH, 2007).

Após a mensuração do Mg^{2+} e Ca^{2+} , foi efetuado o cálculo para a determinação da dureza total, que representa a soma de todos os íons de Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes na água, conforme a Equação (4).

$$DT = Ca.2,5 + 4,1.Mg \quad (4)$$

Os dados hidroquímicos foram analisados por meio de planilha de cálculo e do software livre Qualigraf 2014. Para auxiliar na interpretação foram aplicados métodos de análise de correlação e análise dos componentes principais (PCA), utilizando o software livre Past 4.03.

O coeficiente de correlação (r) varia entre -1 e +1 sendo que zero significa que não há correlação entre os elementos. O 1 significa uma correlação completa e o sinal do coeficiente mostra a direção da correlação, onde r negativo indica uma correlação inversa entre as variáveis e o r positivo uma correlação direta. Apesar de não existir uma regra específica para a interpretação qualitativa do coeficiente (Akoglu, 2018), adotou-se, com base em Shikamura (2006), os significados para a força da correlação descritos no Quadro 3.

Quadro 3 – Interpretação qualitativa para os valores do coeficiente da correlação de Pearson.

Coeficiente de correlação	Interpretação
0,00 a 0,19	Bem fraca
0,20 a 0,39	Fraca
0,40 a 0,69	Moderada
0,70 a 0,89	Forte
0,90 a 1,00	Muito forte

Fonte: elaborado pelo autor.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização morfológica, mineralógica e química

5.1.1 Caracterização morfológica

As amostras do poço P1 apresentaram cor preta (5Y-2.5/1) entre 0 até 100 cm de profundidade, prevalecendo textura argilosa, e mostrando-se pegajosas e plásticas. Entre as profundidades 100-140 cm, prevaleceram cores cinza muito escuro (5Y-3/1) e textura argilosa. Na amostra 140-160 cm, a cor foi cinza escuro (5Y-4/1) com uma textura mais arenosa.

Em P2, as amostras de cor preta (5Y-2.5/1) foram identificadas entre 0 a 40 cm de profundidade, apresentando raízes e textura argilosa. Entre a profundidade 40 a 100 cm, as amostras apresentaram cor cinza (10YR-5/1), pegajosidade e textura argilosa. Na profundidade 100 a 160 cm, a cor foi cinza claro (5Y-7/1), sendo a amostra 100-120 cm com textura argilosa, e a amostra 120-160 cm com textura arenosa.

No poço P3, a amostra da profundidade 0-20 cm apresentou cor preta (5Y-2.5/1), matéria orgânica, presença de raiz, textura argilosa e pegajosidade. Entre as profundidades 20 a 100 cm as cores transitaram do cinza muito escuro (10YR-3/1) ao cinza (10YR-5/1), e as amostras apresentaram textura transitando entre argilosa (20-60 cm) a arenosa (60-100 cm). Entre 100 e 160 cm, as amostras apresentaram cor cinza claro (5Y-7/1) e textura arenosa.

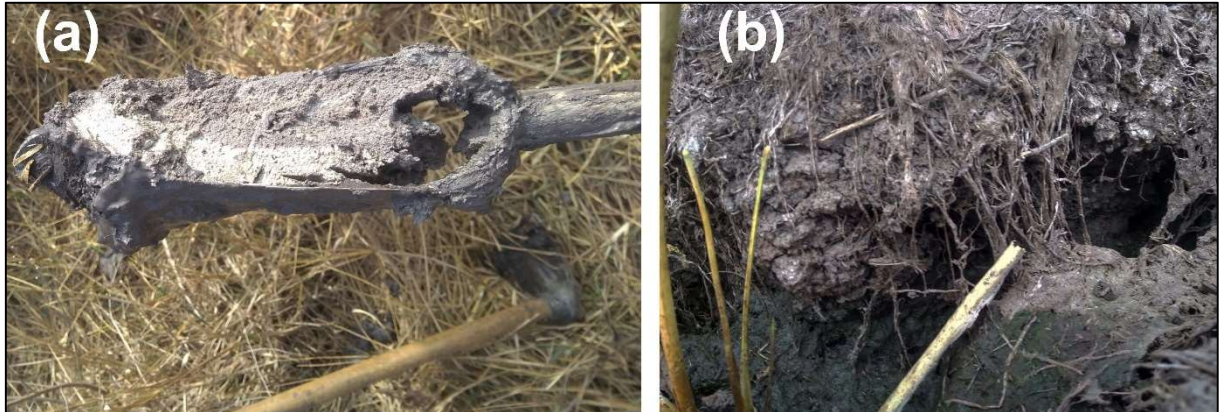
Em P4 a amostra 0-20 cm apresentou matéria orgânica, textura argilosa, presença de raiz e cor preta (5Y-2.5/1). Entre a profundidade 20-100 cm, as cores variaram de cinza muito escuro (2.5Y-3/1) a cinza escuro (2.5Y-4/1), e as amostras apresentaram textura argilosa. Na profundidade 100-160 cm, prevaleceu nas amostras uma textura arenosa com cores cinza (entre 2.5Y-5/1 a 2.5Y-6/2), e areia mais grossa na amostra mais profunda (140-160 cm).

As cores pretas ou os tons escurecidos podem indicar a presença de matéria orgânica do solo (MOS), sendo que no poço P1 os tons escurecidos aparecem por toda a sua extensão (0-160 cm). As cores neutras (tons de cinza) com baixo croma nos horizontes minerais indicam o processo de hidromorfia que se faz presente em solos de áreas úmidas. Esse processo resulta na remoção de ferro por conta das condições alternadas de oxidação e redução, produzindo as cores cinzentas nos horizontes do solo (Lepsch, 2011). Amostras de solos com matizes 10YR e 2,5Y também foram encontradas por Campos, Lani e Resende (2003) em solos hidromórficos na região de Viçosa (MG), enquanto que Barbosa, Maltoni e Panosso (2019) identificaram matizes 5Y em solos de vereda.

A restrição de oxigênio para a decomposição dos restos orgânicos resulta em alto teor de matéria orgânica especialmente nos horizontes superficiais (Melo; Vale Júnior; Uchôa,

2010), e essa condição permitem aos solos hidromórficos atuarem como grandes reservatórios de carbono (Figura 13).

Figura 13 – (a) Amostra do horizonte hidromórfico coletado pelo trado durante a perfuração; (b) Greta na superfície do solo, na área central da AUGI, mostrando o volume de material orgânico (turfeira).



Fonte: Elaborado pelo autor.

5.1.2 Caracterização mineralógica

Na composição da mineralogia da fração total dos três pontos selecionados (P1, C e P2), são comuns os minerais quartzo (SiO_2), caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) e anatásio (TiO_2) (Quadro 4, Figura 14).

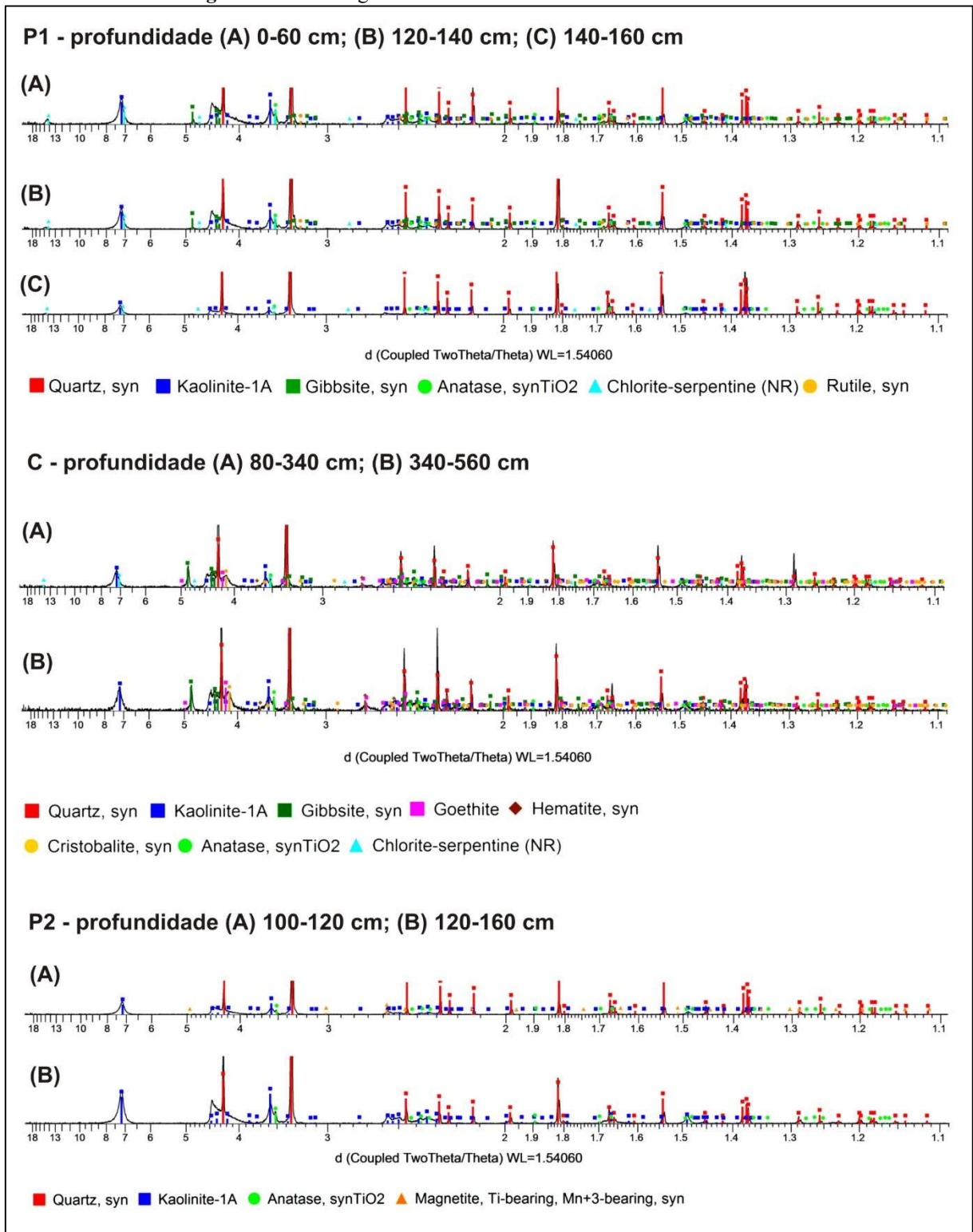
Quadro 4 – Mineralogia do solo transecto P1-C-P2.

Composição mineralógica	
Profundidade	P1
0-60 cm	Quartzo, caulinita, gibbsita, anatásio, clorita-serpentina, rutilo
120-140 cm	Quartzo, caulinita, gibbsita, anatásio, clorita-serpentina, rutilo
140-160 cm	Quartzo, caulinita, gibbsita, anatásio, clorita-serpentina
	C
80-340 cm	Quartzo, caulinita, gibbsita, goethita, hematita, cristobalita, anatásio, clorita-serpentina
340-560 cm	Quartzo, caulinita, gibbsita, goethita, hematita, cristobalita, anatásio
	P2
100-120 cm	Quartzo, caulinita, anatásio, magnetita
120-160 cm	Quartzo, caulinita, anatásio

Fonte: Elaborado pelo autor.

Segundo Navarro e Zanardo (2018) quartzo é o principal constituinte de areias, sendo um mineral tectossilicato comum e muito resistente ao intemperismo; caulinita é um silicato de alumínio hidratado comum da fração argilosa de sedimentos, podendo se acumular por precipitação, ou se formar por processos diagenéticos em bacias sedimentares; anatásio é um óxido relativamente comum, encontrado na natureza como produto de alteração de minerais titaníferos em rochas intemperizadas, podendo também ser diagenético em sedimentos.

Figura 14 – Difratoograma das amostras de solo do transecto P1-C-P2.



Fonte: Elaborado pelo autor.

No ponto P1 foi detectado também gibbsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$), clorita ($(\text{Mg}, \text{Al}, \text{Fe})_{12}[(\text{Si}, \text{Al})_8\text{O}_{20}](\text{OH})_{16}$) - serpentina ($(\text{Mg}, \text{Fe})_3(\text{Si}_2\text{O}_5)(\text{OH})_4$) e rutilo (TiO_2).

A gibbsita é um constituinte importante dos solos, rutilo é um polimorfo do anatásio, clorita é um filossilicato muito comum encontrada em sedimentos e solos, e a

serpentina também é um mineral filossilicato, sendo produto de alteração de silicatos magnesianos (Navarro; Zanardo, 2018).

No ponto C, além do quartzo, caulinita e anatásio, foram detectados a gibbsita, goethita ($\text{FeO}(\text{OH})$), hematita (Fe_2O_3), cristobalita (SiO_2) e clorita-serpentina.

De acordo com Navarro e Zanardo, (2018) a goethita precipita-se em águas superficiais estagnadas (pântanos), ocorrendo no fundo de lagos e pequenos riachos, hematita cristaliza-se em fontes quentes, em fundos de lagos, em ambientes intemperizados (solos) e a cristobalita pode formar-se em arenitos que sofreram metamorfismo de contato, podendo ser gerado durante a diagênese ou por recristalização de rochas sedimentares silicosas.

No ponto P2 foi detectado a magnetita (Fe_3O_4) na profundidade 100-120 cm, um óxido muito comum, ocorrendo em vários tipos de rochas, principalmente da alteração de rochas máficas.

Ferreira (2005) realizou estudos na Formação Rio Claro, e dentre os perfis amostrados, dois pontos (04 e 05) foram estabelecidos no interflúvio dos rios Cabeça e Passa Cinco, nas proximidades da zona rural do Cocho. A autora observou predomínio de quartzo, caulinita e secundariamente hematita, goethita, gibbsita, haloisita e interestratificados esmectíticos, além de evidências de sepiolita. Portanto, há similaridade entre a variabilidade de minerais presentes no estudo de Ferreira (2005) da Formação Rio Claro e os minerais do solo da AUGI do Cocho, sendo que quartzo, caulinita, hematita, gibbsita e goethita se fazem presentes em ambos os sítios.

5.1.3 Caracterização química

A concentração dos elementos maiores variou ao longo dos perfis (Tabela 1, Figura 15). No ponto P1, a quantidade de sódio e manganês ficou abaixo do limite de detecção em todos os horizontes. O titânio ficou abaixo do limite de detecção no horizonte 0-60 cm, distribuindo-se regularmente nos demais horizontes. O alumínio concentrou-se no horizonte 80-100 cm (52000 mg/Kg) e o fósforo nos horizontes 0-60 cm e 80-100 cm. Magnésio, potássio e ferro se distribuíram por todo o perfil e o cálcio ficou abaixo do limite de detecção somente no horizonte mais profundo do perfil (140-160 cm).

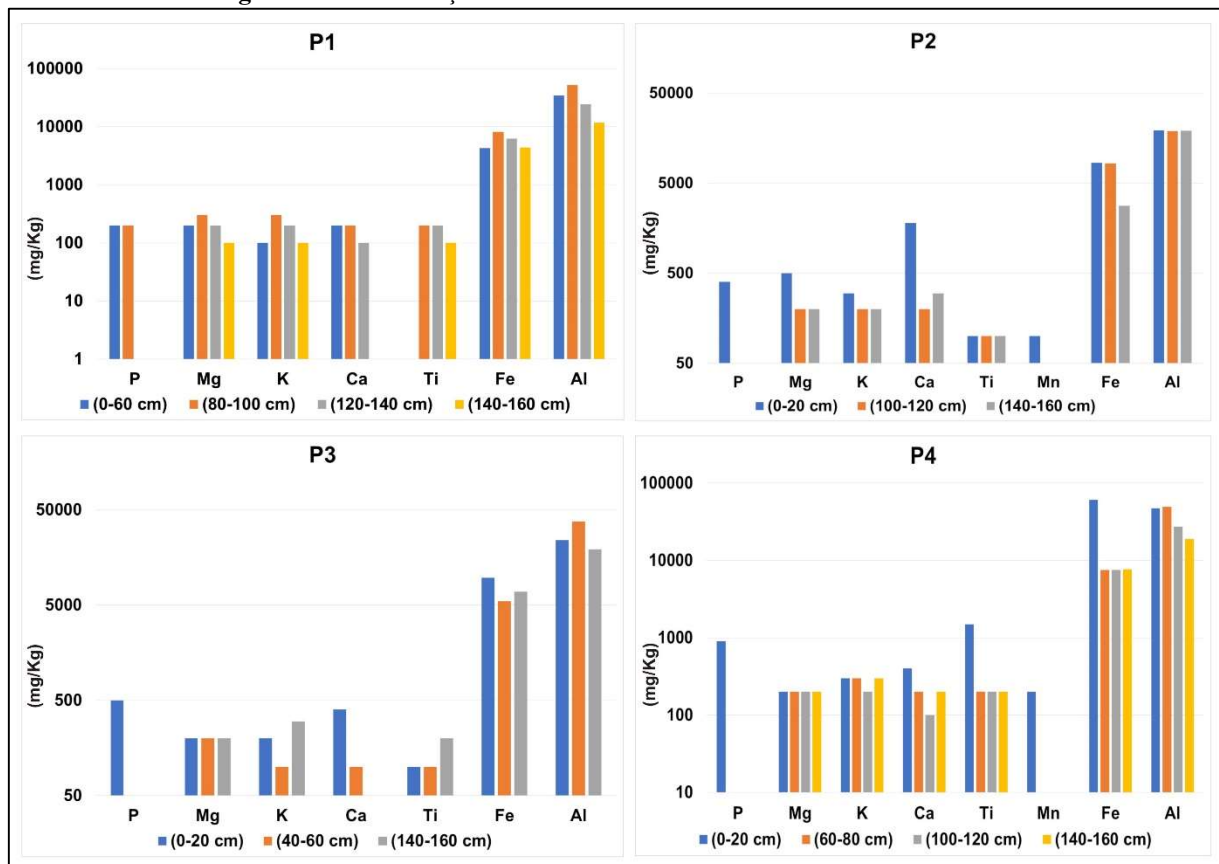
Em P2, cálcio (1800 mg/Kg), magnésio (500 mg/Kg), fósforo (400 mg/Kg) e manganês (100 mg/Kg) concentraram-se no horizonte superficial (0-20 cm). O alumínio, titânio e potássio se distribuíram pelo perfil, enquanto que o ferro apresentou uma menor concentração no horizonte mais profundo (2800 mg/Kg). O sódio ficou abaixo do limite de detecção em todos os horizontes.

Tabela 1 – Resultados analíticos dos elementos maiores nos solos dos horizontes.

		P	Mg	K	Ca	Ti	Na	Mn	Fe	Al
	L. D.	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Ponto	Horizontes (cm)	(mg/Kg)								
P1	(0-60)	200	200	100	200	<	<	<	4300	34600
	(80-100)	200	300	300	200	200	<	<	8100	52000
	(120-140)	<	200	200	100	200	<	<	6200	24200
	(140-160)	<	100	100	<	100	<	<	4400	11700
P2	(0-20)	400	500	300	1800	100	<	100	8400	19300
	(100-120)	<	200	200	200	100	<	<	8300	19000
	(140-160)	<	200	200	300	100	<	<	2800	19100
P3	(0-20)	500	200	200	400	100	<	<	9700	24000
	(40-60)	<	200	100	100	100	<	<	5500	37800
	(140-160)	<	200	300	<	200	<	<	6900	19300
P4	(0-20)	900	200	300	400	1500	<	200	60800	47100
	(60-80)	<	200	300	200	200	<	<	7500	49100
	(100-120)	<	200	200	100	200	<	<	7500	27300
	(140-160)	<	200	300	200	200	<	<	7700	19000

L. D.: limite de detecção; < abaixo do limite de detecção.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 15 – Distribuição dos elementos maiores nos solos dos horizontes.

Fonte: Elaborado pelo autor.

No ponto P3, sódio e manganês não foram detectados, magnésio, potássio, ferro, titânio e alumínio se distribuíram entre os três horizontes. O cálcio e o fósforo concentraram-se

no horizonte superficial 0-20 cm. Já em P4, o horizonte superficial 0-20 cm apresentou concentração de titânio (1500 mg/Kg), ferro (60800 mg/Kg), fósforo (900 mg/Kg) e manganês (200 mg/Kg). Magnésio, potássio, cálcio e alumínio distribuíram-se regularmente entre os horizontes, ficando o sódio abaixo do limite de detecção.

Analisando a composição dos minerais presentes na AUGI (caulinita, anatásio, gibbsita, magnetita, clorita-serpentina, rutilo, goethita, hematita), observa-se a sua influência química nas amostras dos quatro pontos. O alumínio pode ter origem nos minerais de gibbsita, caulinita ou clorita; titânio pode ser proveniente de anatásio ou rutilo; ferro de goethita, hematita ou magnetita (que pode conter manganês ou vanádio) e magnésio dos minerais de clorita-serpentina. O cálcio e potássio podem ter ficado retidos nos argilominerais mesmo que os minerais primários não estejam mais presentes. No entanto, considerando a frequente incorporação de fertilizantes solúveis, é possível que sua ocorrência esteja associada a estes produtos do manejo agrícola. Quanto ao fósforo, este não tem a sua origem nos minerais e pode representar contribuições externas advindas do entorno da AUGI.

O fósforo é um dos principais nutrientes utilizados nas atividades agrícolas em todo mundo, e o escoamento superficial nas áreas de cultivo tem promovido o transporte deste nutriente para os corpos d'água adjacentes, resultando em problemas de acúmulo do elemento e também na eutrofização das águas. Os teores de fósforo na água são potencializados com as práticas de queimada na vegetação. Gobbi *et al.* (2008) verificaram que uma área de campo após sofrer queimada, apresentou teores de fósforo 37 vezes maior nas águas de enxurradas, do que em uma área de campo que não sofreu queimadas. O estudo associou este resultado ao efeito da mineralização da biomassa provocado pela queima.

Na década de 1970 foi defendida a ideia de que o acúmulo de nutrientes nas AUs não seria um problema, pois estas atuariam como uma espécie de sumidouro de nutrientes, ou seja, promoveriam a requalificação de águas eutrofizadas atuando como um sistema natural de tratamento, disponível na paisagem. Com o avanço nos estudos dessas formações, várias constatações foram elencadas e uma melhor compreensão da dinâmica de ciclagem dos nutrientes ajudou a desmistificar ou a ponderar adequadamente a ideia de “filtros naturais” da paisagem (Richardson; Vaithiyanathan, 2009).

No caso do fósforo, sua ciclagem em AUs resulta da interação de um conjunto de processos complexos, onde a absorção biótica e os processos físico-químicos de sorção, precipitação e sedimentação regulam as concentrações do elemento na coluna d'água, ao mesmo tempo em que os processos diagenéticos do solo mediados pelas atividades microbianas

e também pelos mecanismos de adsorção-dessorção ditam a retenção ou liberação a longo prazo do elemento (Richardson; Vaithiyanathan, 2009).

O cálcio presente nos horizontes dos perfis também pode ser proveniente de aporte externo pela aplicação de gessagem, sulfato de cálcio (CaSO_4) ao solo. O sulfato de cálcio, também chamado de gesso agrícola, fornece cálcio e enxofre, corrige os teores de alumínio do solo agindo em subsuperfície (>20 cm), devido à elevada mobilidade do íon sulfato no solo, porém, não corrige a acidez, sendo esta tratada com calagem (CaCO_3), que age na camada superficial do solo (0-20 cm) (EMBRAPA, 1995). O potássio é um nutriente muito utilizado na adubação, principalmente na forma de cloreto de potássio (KCl). A utilização de KCl permite que um alto teor de K^+ seja disponibilizado de forma rápida para as plantas, porém, a desvantagem é que o fertilizante torna-se propenso à lixiviação, e a presença do cloro pode causar problemas de salinização (Ernani, *et al.*, 2007).

A concentração e distribuição dos elementos químicos nos horizontes dos perfis podem estar relacionadas a vários fatores: matéria orgânica do solo (MOS), presença de óxidos de ferro, alumínio e manganês, pH, sítio de adsorção do mineral. Amendola (2017) ao estudar sistemas latossolo-gleissolo, observou que os teores de MOS e alumínio são mais baixos onde a hidromorfia não se manifesta, e mais alto onde ela está presente.

A hidromorfia é uma característica de solos que são saturados por água de forma sazonal ou permanente. Estes solos são submetidos a ação do lençol freático, que promove condições de umidade por longo período, resultando em baixa ou ausência de disponibilidade de oxigênio. Com a ausência de oxigênio, a decomposição da matéria orgânica acontece de forma mais lenta, resultando em acúmulo de carbono orgânico caso as condições anaeróbicas sejam mantidas por longo período (Fanning; Fanning, 1989).

Os solos das AUs são caracterizados pelo acúmulo de MOS e essa possui uma elevada capacidade de troca de cátions (CTC), o que lhe permite adsorver elementos químicos durante a formação de complexos e quelatos (Stevenson; Fitch, 1986). De acordo com Stevenson (1994), a contribuição da MOS na CTC é elevada em solos com pouca argila ou em solos constituídos por argilas de baixa atividade, com por exemplo, a caulinita. Os cátions dos minerais possuem afinidades com os sítios de carga negativa da MOS, e esta afinidade de complexação geralmente segue a ordem $\text{Fe}^{3+} > \text{Al}^{3+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$ (Canellas *et al.*, 2008).

O pH também é um fator importante para a concentração de cátions e as AUs são ambientes onde a acidez é controlada pela presença da MOS, que promove a liberação de ácidos

húmicos e fúlvicos durante sua decomposição, formando ligações organominerais que fixam, por exemplo, a MOS ao alumínio (Schwertmann; Taylor, 1989).

A distribuição do ferro nos horizontes dos solos hidromórficos ocorre durante o período de alagamento, onde a ausência do oxigênio permite a atividade de compostos orgânicos complexantes redutores e de microrganismos anaeróbicos, promovendo a redução de sulfatos, nitratos, óxidos de manganês e óxidos de ferro. As reações de oxirredução do ferro (que possui a maior reserva de receptores de elétrons para as reações de oxirredução) faz com que o íon férrico (Fe^{3+}) passe para íon ferroso (Fe^{2+}), aumentando a sua mobilidade no perfil e permitindo sua remoção e realocação ao longo dos horizontes. A oxirredução do ferro causa a despigmentação do solo, gerando cores acinzentadas, oliváceas ou mesmo azuladas (Oliveira, 2008).

Com relação ao enriquecimento de elementos traços nos horizontes dos quatro pontos (Tabela 2, Figura 16), a mineralogia do solo pode influenciar na retenção de metais, especialmente quando há presença abundante de óxidos de ferro e de alumínio, pois estes elementos retêm metais pesados com elevada energia (Schwertmann; Taylor, 1989).

Considerando o baixo limite de detecção para os elementos traços, foi possível identificar a distribuição regular do cromo, cobre, níquel, zinco, zircônio, chumbo e vanádio nos horizontes dos quatro pontos. O vanádio concentrou no horizonte superficial do P4 (0-20 cm).

A sequência de seletividade para adsorção de metais pesados foi observado em alguns estudos. Kinniburgh, Jackson e Syers (1976) observaram em óxidos de ferro amorfo, a sequência de adsorção $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Sr}$ e para os óxidos de alumínio $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Cd}$. McKenzie (1989) porém, observou a sequência de adsorção $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Co} > \text{Ni} > \text{Mn} > \text{Cd}$ na superfície de minerais de hematita e a sequência de adsorção $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Co} > \text{Ni} > \text{Mn} > \text{Cd}$ na superfície de minerais de goethita.

Nas amostras dos quatro pontos há concentrações elevadas de Fe e Al, especialmente no horizonte superficial 0-20 cm do ponto P4 (Fe: 60.800 mg/Kg; Al: 47.100 mg/Kg). O Vanádio também se concentra neste horizonte (V: 392 mg/Kg), e este elemento possui semelhanças geoquímicas com o Fe^{3+} , pois a substituição isomórfica de Fe^{3+} (0,067 nm) por V^{3+} (0,065 nm) na estrutura dos óxidos de Fe é favorecida devido à proximidade do raio iônico entre os dois elementos (Suppi *et al.*, 2021). Além disso, a retenção/adsorção do vanádio acontece de forma eficiente em solos argilosos (amostra 0-20 cm possui textura argilosa) e com a presença de matéria orgânica (a amostra apresenta cor preta 5Y-2.5/1).

Tabela 2 – Resultados analíticos dos elementos traços nos solos dos horizontes.

		Cr	Cu	Ni	Zn	Zr	Pb	V
	L. D.	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	3,00	3,00
Ponto	Horizontes (cm)	(mg/Kg)						
P1	(0-60)	28,00	28,00	5,00	12,00	8,00	23,00	22,00
	(80-100)	51,00	41,00	10,00	15,00	14,00	17,00	37,00
	(120-140)	25,00	17,00	4,00	8,00	11,00	7,00	23,00
	(140-160)	16,00	13,00	4,00	5,00	6,00	4,00	11,00
	Média	30,00	24,75	5,75	10,00	9,75	12,75	23,25
P2	(0-20)	18,00	34,00	4,00	16,00	3,00	14,00	26,00
	(100-120)	24,00	19,00	6,00	7,00	11,00	7,00	10,00
	(140-160)	19,00	8,00	3,00	5,00	18,00	6,00	22,00
	Média	20,33	20,33	4,33	9,33	10,66	9,00	19,33
P3	(0-20)	28,00	47,00	8,00	17,00	3,00	22,00	36,00
	(40-60)	34,00	22,00	5,00	8,00	12,00	10,00	31,00
	(140-160)	22,00	15,00	5,00	7,00	11,00	7,00	21,00
	Média	28,00	28,00	6,00	10,66	8,66	13,00	29,33
P4	(0-20)	25,00	67,00	5,00	39,00	4,00	14,00	392,00
	(60-80)	44,00	40,00	9,00	10,00	24,00	20,00	39,00
	(100-120)	29,00	23,00	5,00	8,00	15,00	8,00	36,00
	(140-160)	23,00	20,00	5,00	8,00	12,00	6,00	23,00
	Média	30,25	37,50	6,00	16,25	13,75	12,00	122,50

L.D. limite de detecção.

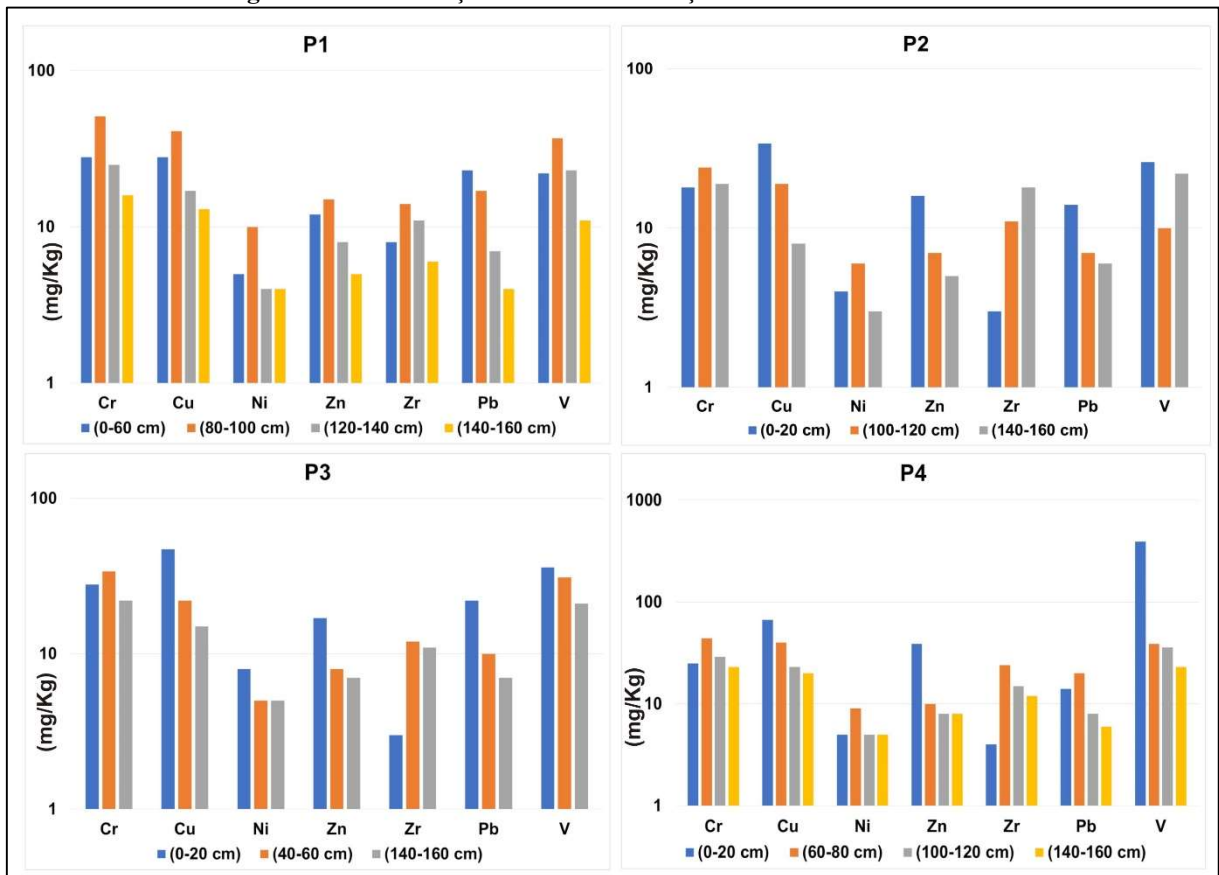
Fonte: Elaborado pelo autor.

Outro estudo importante foi realizado por Srivastava, Singh, e Angove (2005), onde foi destacado o papel da caulinita na capacidade de sorção de metais pesados conforme a variação do pH do ambiente. No estudo, os autores observaram que há uma interação mais forte do Cu e do Pb em pH mais baixo, refletindo em maiores quantidades adsorvidas em experimentos com pH 6,0.

Rosolen *et al.* (2015) observaram um aumento nos índices de contaminação dos solos de AUs por metais pesados em comparação com sedimentos de várzeas. No estudo realizado no cerrado de Minas Gerais, em áreas úmidas circundadas por cultura de soja e milho, os autores observaram que os solos de AUs tornaram-se áreas preferenciais para a captura e armazenamento de resíduos agroquímicos, podendo com isso, prejudicar o equilíbrio dos serviços ecossistêmicos desses ambientes.

Olivie-Lauquet *et al.* (2001) evidenciaram que os processos sazonais que ocorrem nas AUs podem desempenhar um papel importante na determinação das quantidades de elementos traços que são transferidos para os corpos d'água adjacentes. Pelo fato de boa parte dos elementos traços não sofrerem degradação microbiana ou química, suas concentrações ficam estabilizadas nos ambientes, e o seu aumento pode representar risco ambiental aos ecossistemas (Guo *et al.*, 2006).

Figura 16 – Distribuição dos elementos traços nos solos dos horizontes.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), com base na resolução CONAMA 420 (2009), estabelece valores de referência de qualidade (VRQ), valores de prevenção (VP) e valores de intervenção (VI) como orientação para plano de gestão de áreas antropizadas (Tabela 3).

Tabela 3 – Comparação da média dos elementos traços dos solos do P1, P2, P3 e P4 com os valores orientadores CETESB 2021 e com o estudo de Rosolen *et al.*, 2015 (R).

	CETESB VRQ 2021	CETESB VP 2021	CETESB VI* 2021	P1	P2	P3	P4	(R)
Cr (mg/Kg)	40	75	150	30,00	20,33	28,00	30,25	98,96
Cu (mg/Kg)	35	60	760	24,75	20,33	28,00	37,50	59,46
Ni (mg/Kg)	13	30	190	5,75	4,33	6,00	6,00	9,12
Zn (mg/Kg)	60	86	1900	10,00	9,33	10,66	16,25	24,10
Zr (mg/Kg)	-	-	-	9,75	10,66	8,66	13,75	-
Pb (mg/Kg)	17	72	150	12,75	9,00	13,00	12,00	37,13
V (mg/Kg)	-	-	-	23,25	19,33	29,33	122,5	191,44

*Valor de Intervenção para solos agrícolas. (R) Rosolen *et al.*, 2015.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Observando as concentrações médias, os valores dos quatro pontos ficam abaixo do limite do VRQ, com exceção do cobre no ponto P4, que apresenta uma média de 37,5 mg/Kg. Porém ao analisar as concentrações contidas em cada horizonte, verifica-se no ponto P1 valores

acima do VRQ para chumbo (23,00 mg/Kg) no horizonte 0-60 cm, cromo (51,00 mg/Kg) e cobre (41,00 mg/Kg) no horizonte 80-100 cm. No ponto P2, valores próximos do VRQ para o cobre (34,00 mg/Kg) no horizonte 0-20 cm e no ponto P3, valores acima para o cobre (47,00 mg/Kg) e chumbo (22,00 mg/Kg) no horizonte 0-20 cm. Em P4, valores acima do VRQ para o cobre nos horizontes 0-20 (67,00 mg/Kg) e 60-80 cm (40,00 mg/Kg), para cromo (44,00 mg/Kg) e chumbo (20,00 mg/Kg) no horizonte 60-80 cm.

Em outro estudo realizado em Buritizeiro (MG), Moraes e Horn (2010) encontraram concentrações elevadas de cromo, cádmio e zinco em solos de três veredas com entorno antropizado por atividades agrícolas e silviculturais. Os autores avaliaram a química de um número maior de amostras coletadas a cada 13 ou a cada 20 cm, em perfis de menor profundidade e verificaram concentrações elevadas destes elementos em comparação ao VRQ da CETESB de 2005.

Dessa forma, a avaliação da assinatura química do solo da AUGI do Cocho condiz com a forma de uso e ocupação da terra realizado no seu entorno. O preparo anual para o cultivo de cana-de-açúcar pode estar influenciando nas concentrações de agroquímicos (fertilizantes e condicionadores) que são carregados para a AUGI. Estes elementos se acumulam na MOS enquanto que os elementos traços são concentrados nos minerais de óxidos de ferro e alumínio, que são realocados no perfil por conta da hidromorfia presente nestes ambientes.

Porém, a retenção e processamento de elementos químicos no solo das áreas úmidas pode ficar comprometida conforme o volume e a frequência em que são recebidos das áreas adjacentes (Fischer; Acreman, 2004). Sendo assim, levando-se em consideração as elucidações apresentadas, os dados obtidos da análise química podem indicar possível antropização no solo da AUGI, com a presença de elementos químicos possivelmente relacionados a fertilizantes e produtos condicionadores de solo utilizados no preparo da terra para o cultivo da cana-de-açúcar.

5.2 Caracterização hidrológica

De acordo com os dados climáticos fornecidos pelo CEAPLA (2023), no município de Rio Claro, o volume total de chuva em 2021 foi de 1158,3 mm, e em 2022, 1492,1 mm. Para o período da campanha de amostragem (Tabela 4), os meses de outubro/21, dezembro/21, janeiro/22, e fevereiro/22 apresentaram as maiores precipitações, com destaque para outubro (236,1 mm) e janeiro (359,6 mm).

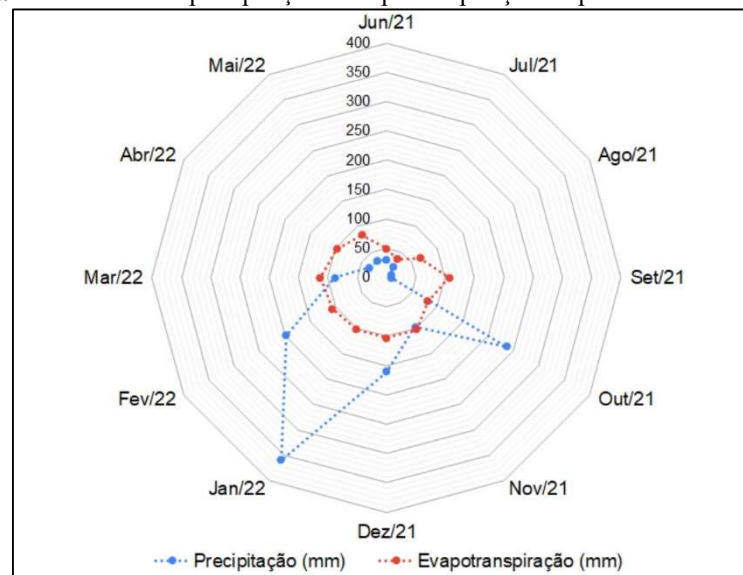
Tabela 4 – Dados climáticos da região de Rio Claro.

Dados climáticos para o período da campanha de amostragem (ano 2021-2022)				
Mês/ano	Temp. média (° C)	Precipitação (mm/mês)	Evapotranspiração (mm/mês)	Balanco Hídrico (mm)
Jun/21	17,40	30,50	49,00	-18,50
Jul/21	15,30	21,40	36,00	-14,60
Ago/21	19,70	9,00	66,20	-57,20
Set/21	24,00	7,40	106,60	-99,20
Out/21	21,40	236,10	80,80	155,30
Nov/21	23,60	97,50	102,30	-4,80
Dez/21	23,70	160,90	103,40	57,50
Jan/22	23,90	359,60	102,39	257,21
Fev/22	24,50	197,90	107,05	90,85
Mar/22	25,00	88,00	113,51	-25,51
Abr/22	22,50	33,70	97,59	-63,89
Mai/22	18,10	32,50	83,60	-51,10
Total acumulado		1274,50	1048,44	226,06

Fonte: CEAPLA, 2023. Organizado pelo autor.

Os meses que ocorreram excedente hídrico (precipitação maior que evapotranspiração) foram outubro/21, dezembro/21, janeiro/22 e fevereiro/22. Já os meses onde prevaleceram o déficit hídrico (evapotranspiração maior que precipitação) foram junho, julho, agosto, setembro e novembro de 2021, março, abril, e maio de 2022 (Figura 17).

Figura 17 – Gráfico de precipitação e evapotranspiração do período de amostragem.



Fonte: CEAPLA, 2023. Organizado pelo autor.

Com relação à temperatura, a média mínima foi de 15,3° C em julho/21, e a média máxima foi de 25° C em março/22. Os meses que apresentaram as maiores médias nas temperaturas (setembro/21, novembro/21, dezembro/21, janeiro/22, fevereiro/22 e março/22) foram os mesmos meses que apresentaram os maiores volumes de evapotranspiração.

Junqueira *et al.* (2024) observaram um aumento notável na ocorrência de eventos de seca na bacia do rio Corumbataí, ao longo de 27 anos, onde três picos negativos de seca

severa e extrema – 2008, 2014 e 2018 – foram registrados. Eventos de seca severa e extrema foram atribuídos às mudanças de uso e cobertura da terra, pois, de acordo com Gomes, Bernardo e Alcântara (2017), as mudanças na cobertura vegetal têm como impacto o aumento da temperatura da superfície terrestre, sendo este, um indicativo significativo da ocorrência de seca.

Analisando o nível freático dos quatro poços, observou-se uma variação entre as campanhas de chuva e estiagem (Tabela 5). Por consequência dos maiores volumes de chuva, o freático no poço P1 atingiu o nível topográfico da superfície durante a campanha de janeiro/2022. Em novembro/2021 e março/2022, o nível ficou, respectivamente, 0,16 m e 0,12 m abaixo da superfície topográfica. Em setembro/2021 e maio/2022, período de estiagem, o nível freático ficou abaixo da superfície em 1,04 m e 0,46 m, respectivamente, representando o resultado do balanço hídrico negativo acumulado nos meses anteriores, conforme Tabela 4.

Tabela 5 – Nível freático dos poços durante as campanhas de amostragens.

Campanha	P1 NF (m)	P2 NF (m)	P3 NF (m)	P4 NF (m)
1 ^a (estiagem) 23/09/2021	1,04	0,98	1,10	1,22
2 ^a (chuva) 15/11/2021	0,16	0,28	(-) 0,27	(-) 0,17
3 ^a (chuva) 26/01/2022	*0,00	(-) 0,22	0,25	*0,00
4 ^a (chuva) 23/03/2022	0,12	(-) 0,25	0,26	(-) 0,05
5 ^a (estiagem) 27/05/2022	0,46	0,76	0,81	0,61
<i>Média</i>	<i>0,36</i>	<i>0,31</i>	<i>0,43</i>	<i>0,32</i>
<i>Desvio Padrão</i>	<i>0,42</i>	<i>0,56</i>	<i>0,53</i>	<i>0,59</i>

*NF: Nível Freático; m: metros; * nível freático ficou no limite da superfície topográfica; (-) água ficou acima da superfície topográfica.*

Fonte: Elaborado pelo autor.

No poço P2, a água ficou a 0,22 e 0,25 m acima da superfície em janeiro/2022 e março/2022, caracterizando o alagamento típico da AUGI nos períodos de chuva. Em setembro/2021 (estiagem), o nível freático ficou a 0,98 m. Em P3, a água ficou a 0,27 m acima da superfície topográfica em novembro/2021 e a 1,10 m de profundidade em setembro/2021. Já P4 ficou encharcado em janeiro/2022, e com água acima da superfície em novembro/2021 (0,17 m) e março/2022 (0,05 m). Em setembro/2021 o nível freático foi o mais profundo, com 1,22 m de profundidade.

Os valores do desvio padrão (P1 = 0,42 m, P2 = 0,56 m, P3 = 0,53 m e P4 = 0,59 m) mostram uma dispersão em relação à média (P1 = 0,36 m, P2 = 0,31 m, P3 = 0,43 m e P4 = 0,32 m), indicando variabilidade no nível freático dos poços. A sazonalidade do nível freático acompanha as condições climáticas, e estas exercem um papel importante na disponibilidade hídrica da AUGI do Cocho (Figura 18).

Figura 18 – Fotos tomadas do centro da AUGI durante a primeira quinzena de setembro de 2021, no final do período de estiagem. (a) Resquício de fauna aquática. (b) Abrangência do umedecimento do solo ao redor de um olho d'água remanescente. (c) Gretas causadas pelo ressecamento do solo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Esta condição também foi observada por Franco *et al.* (2024) em estudos realizados numa AUGI da zona rural do município de Cordeirópolis (SP), em poços com profundidades variando entre 1,90 m a 3,80 m.

De acordo com Junk *et al.* (2014), as áreas úmidas interiores são muito variáveis no que diz respeito aos seus aspectos hidrológicos e as precipitações exercem grande influência nestes ambientes, onde o maior volume de precipitação durante a estação chuvosa leva a inundações periódicas de áreas planas interfluviais ou mesmo ao preenchimento periódico de água em depressões, resultando em formações encharcadas ou alagadas.

Junqueira *et al.* (2024) constataram que a mudança do uso e cobertura da terra associado às mudanças do regime de precipitação, com períodos de seca cada vez mais prolongados e pronunciados, são os principais responsáveis pela degradação das pequenas AUGIs na bacia do Corumbataí.

5.3 Caracterização Hidroquímica

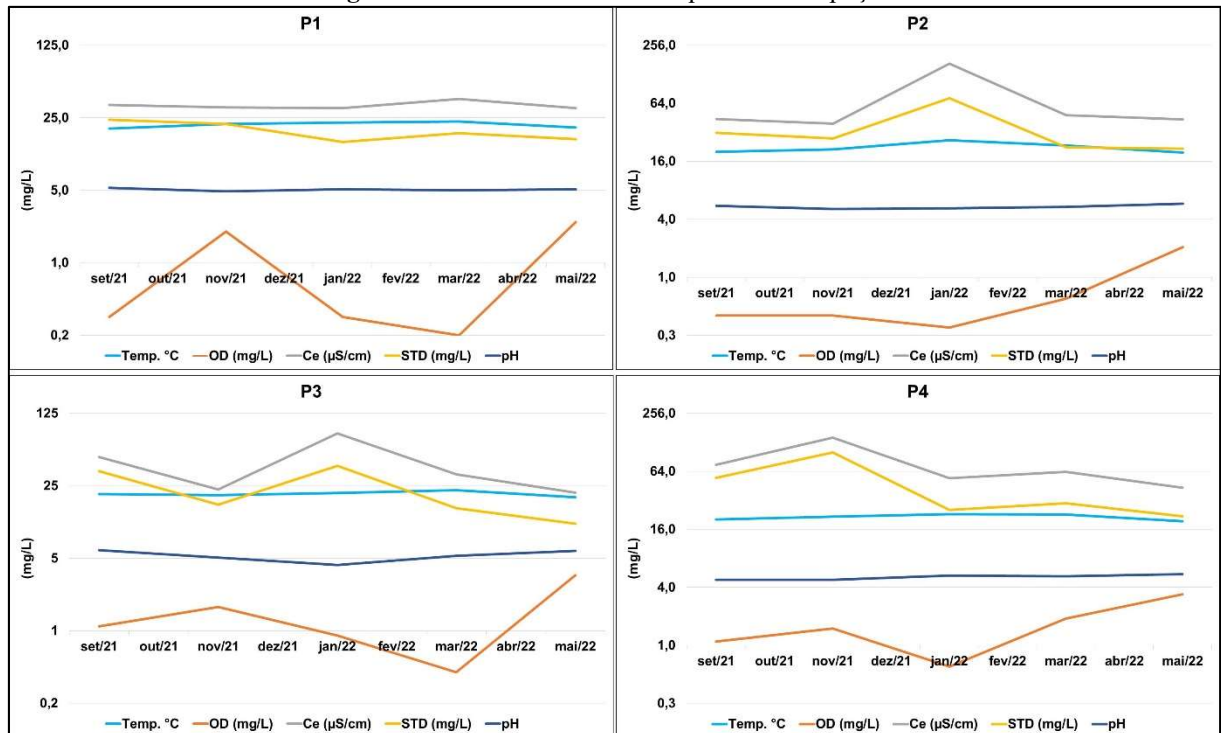
5.3.1 Parâmetros físicos e químicos

Os resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados mostraram variação entre os períodos de estiagem e chuva, bem como diferenças de concentrações entre cada poço amostrado (Tabela 6, Figura 19). A temperatura (T °C) variou entre mínimo de 19,40 °C (poço P3, amostra de maio/22) e máximo de 26,40 °C (poço P2, amostra de janeiro/22). De acordo com a temperatura mensurada, as águas da AUGI podem ser classificadas, segundo Custódio e Llamas (1983), como hipotermal (< 25 °C), com exceção da amostra de janeiro/22 do poço P2, que classificou-se como mesotermal (entre 25 °C e 35 °C).

Tabela 6 – Tabela Parâmetros físicos e químicos medidos *in situ* durante as campanhas de amostragem.

Poço	Campanha	T (°C)	OD (mg/L)	Ce (µS/cm)	STD (mg/L)	pH
P1	1ª 23/09/2021 (estiagem)	19,7	0,30	33,20	24,00	5,3
	2ª 15/11/2021 (chuva)	21,8	2,00	31,60	21,80	4,9
	3ª 26/01/2022 (chuva)	22,5	0,30	30,90	14,60	5,1
	4ª 23/03/2022 (chuva)	23,1	0,20	38,00	17,80	5,0
	5ª 27/05/2022 (estiagem)	20,1	2,47	31,00	15,60	5,1
P2	1ª 23/09/2021 (estiagem)	20,0	0,40	43,80	31,50	5,5
	2ª 15/11/2021 (chuva)	21,2	0,40	39,30	27,60	5,1
	3ª 26/01/2022 (chuva)	26,4	0,30	165,20	72,40	5,2
	4ª 23/03/2022 (chuva)	23,3	0,60	48,00	22,30	5,4
	5ª 27/05/2022 (estiagem)	19,8	2,06	43,50	21,70	5,8
P3	1ª 23/09/2021 (estiagem)	20,8	1,10	47,20	34,60	6,0
	2ª 15/11/2021 (chuva)	20,3	1,70	23,00	16,40	5,1
	3ª 26/01/2022 (chuva)	21,3	0,90	80,30	38,90	4,3
	4ª 23/03/2022 (chuva)	22,6	0,40	32,20	15,20	5,3
	5ª 27/05/2022 (estiagem)	19,4	3,43	21,40	10,80	5,9
P4	1ª 23/09/2021 (estiagem)	20,3	1,10	75,10	55,00	4,8
	2ª 15/11/2021 (chuva)	21,6	1,50	143,10	100,20	4,8
	3ª 26/01/2022 (chuva)	23,0	0,60	54,50	25,50	5,3
	4ª 23/03/2022 (chuva)	22,9	1,90	63,40	29,80	5,2
	5ª 27/05/2022 (estiagem)	19,5	3,40	43,40	21,80	5,5

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 19 – Parâmetros físicos e químicos dos poços.

Fonte: Elaborado pelo autor.

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) foram mais elevadas em maio/22 (estiagem), apresentando valores de 2,47 mg/L P1, 2,06 mg/L P2, 3,43 mg/L P3 e 3,40 mg/L P4. Nos demais períodos amostrados, as concentrações variaram de 0,20 a 2,00 mg/L. O oxigênio dissolvido é um componente importante para a estabilização da matéria orgânica realizada pelas bactérias, e sua concentração tende a ser menor em águas subterrâneas (entre 0 e 5 mg/L), já que a maior parte do ar dissolvido é consumido na oxidação da matéria orgânica durante a percolação da água na zona de aeração (Feitosa *et al.*, 2008).

A condutividade elétrica (Ce) apresentou uma menor variação em P1 em relação aos demais poços, com valor mínimo de 30,90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em janeiro/22 e valor máximo de 38,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em março/22. Nos demais pontos de monitoramento, os valores variaram entre 165,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (P2) na amostragem de janeiro/22 e 21,40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (P3) em maio/22. As concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD) também apresentaram menores variações (14,60 mg/L a 24,00 mg/L) nas amostras de P1. Nos demais pontos, as variações foram de 10,80 mg/L em P3 (maio/22) e 100,20 mg/L em P4 (novembro/21). Os pontos amostrados apresentaram valores de pH ligeiramente ácidos, mínimo de 4,3 e máximo 6,0 em P3.

Oliva e Kiang (2002) realizaram estudos hidroquímicos das águas do aquífero da Formação Rio Claro, prospectando oito pontos de amostragem (4 nascentes e 4 poços de captação com profundidades entre 12 e 60 metros). A temperatura das águas variou de 20,55 °C a 21,30 °C em três poços. Um quarto poço (profundidade de 60 metros) apresentou temperatura de 29,60 °C. Nas nascentes, as temperaturas variaram de 24,60 °C a 26,44 °C. Observa-se uma semelhança entre as temperaturas das águas dos quatro poços da AUGI para com as águas de alguns poços perfurados na Formação Rio Claro. Além disso, a temperatura da amostra de janeiro/22 no poço P2, cujo entorno encontrava-se alagado, apresentou valor análogo (26,40 °C) à temperatura de uma das amostras da nascente (26,44 °C) do trabalho de Oliva e Kiang (2002).

No trabalho de Santos e Gastmans (2016), os autores avaliaram a química das águas da chuva na cidade de Rio Claro (SP) no período de fevereiro de 2013 a fevereiro de 2014. O pH das águas variou entre 4,75 a 6,81 (levemente ácido), apresentando baixa condutividade, com o menor valor registrado em abril de 2013 (4,27 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e o maior valor em junho de 2013 (25,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$), no período de estiagem. De acordo com os autores, a condutividade nas águas da chuva (cujos valores esperados oscilam entre 4,12 e 29,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$) está relacionada com a distribuição da precipitação, ou seja, condutividades menores são observadas em quantidade de chuvas elevadas distribuídas em curto intervalo de tempo, ao passo que condutividades maiores são observadas em menores quantidades de chuva, num intervalo de tempo maior.

Na AUGI do Cocho, observou-se valores elevados de condutividade durante o período de chuva. Porém, de acordo com Santos e Gastmans (2016), os valores de condutividade são menores em períodos onde as precipitações são mais frequentes. Assim, os valores elevados de condutividade nas águas da AUGI, no período de chuva, podem ter sido influenciados pelo escoamento superficial advindo do entorno. Com relação ao pH, as águas da AUGI encontram-se dentro da faixa de variação das águas da chuva.

No trabalho de Oliva e Kiang (2002), o pH variou de 4,15 a 6,18 para os poços perfurados, e de 5,10 a 5,20 para três das nascentes. A condutividade variou entre 0,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (nascente) a 3,14 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (poço com profundidade de 25 metros). As águas da AUGI encontram-se dentro da faixa de pH das águas do aquífero, porém, a condutividade apresentada pelos poços P1, P2, P3 e P4 são mais elevados que as dos poços e nascentes da Formação Rio Claro.

Quirino (2019) realizou estudo hidroquímico em AUs localizadas em áreas antropizadas por atividades agrícolas, no município de Uberaba (MG), coletando amostras de água de AUs associadas a córregos e nascentes durante o período de chuva (fevereiro) e amostras de água do nível freático (120 cm de profundidade) de duas AUs durante a estiagem (agosto). A condutividade mensurada no nível freático foi de 32,20 e de 47,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Para AUs associadas a córregos, a autora encontrou valores de até 92,47 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durante o período de chuva. Em um estudo realizado em veredas do Cerrado localizadas no Triângulo Mineiro, Nascimento, Berbert e Ribeiro (2018) encontraram uma variação de 3,4 a 6,5 no pH da água, sendo que na maior parte do ano, os valores ficaram entre 4,2 e 5,1.

Considerando a estatística integrada para os dados de todos os poços da AUGI (Tabela 7) e comparando com a média da Ce dos estudos de Santos e Gastmans (Ce 10,13 $\mu\text{S}/\text{cm}$, $\pm 6,03$), Oliva e Kiang (Ce 1,26 $\mu\text{S}/\text{cm}$, $\pm 1,23$), Quirino (Ce 27,65 $\mu\text{S}/\text{cm}$, $\pm 25,90$) e Nascimento, Berbert e Ribeiro (Ce 9 $\mu\text{S}/\text{cm}$), observa-se um valor médio maior de Ce neste estudo (Ce 54,40 $\mu\text{S}/\text{cm}$, $\pm 37,63$). Sendo assim, o maior valor de Ce presente nas águas da AUGI sugere a influência do manejo do solo realizado no seu entorno.

Tabela 7 – Análise estatística integrada dos poços P1, P2, P3 e P4.

	T (°C)	OD (mg/L)	Ce ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	STD (mg/L)	pH
Média	21,48	1,25	54,40	30,88	5,23
Desvio Padrão	1,76	1,02	37,63	21,92	0,40
Mediana	21,25	1,00	43,45	23,15	5,20
Mínimo	19,40	0,20	21,40	10,80	4,30
Máximo	26,40	3,43	165,20	100,20	6,00
Amplitude	7,00	3,23	143,80	89,40	1,70

Fonte: Elaborado pelo autor.

5.3.2 Parâmetros hidroquímicos

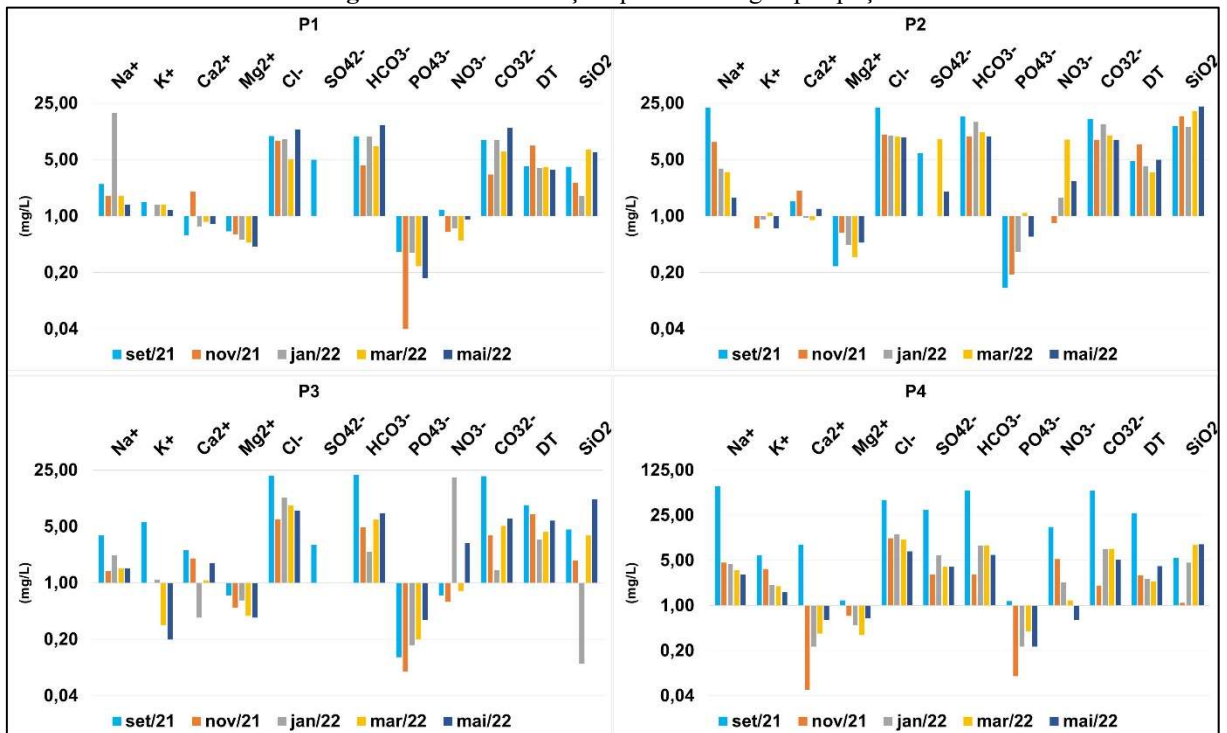
As concentrações de cátions e ânions variaram entre cada poço e cada período amostrado (Tabela 8, Figura 20).

Tabela 8 – Tabela Resultados analíticos para as substâncias de interesse.

Poço	Campanha	Resultados analíticos (mg/L)											
		Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	DT	SiO ₂
P1	1ª 23/09/2021 (estiagem)	2,50	1,50	0,58	0,65	9,83	5,00	9,76	0,36	1,20	8,75	4,12	4,10
	2ª 15/11/2021 (chuva)	1,80	1,00	2,00	0,60	8,60	1,00	4,27	0,04	0,63	3,26	7,46	2,60
	3ª 26/01/2022 (chuva)	19,00	1,40	0,75	0,51	8,99	1,00	9,76	0,35	0,70	8,76	3,97	1,80
	4ª 23/03/2022 (chuva)	1,80	1,40	0,85	0,47	5,04	0,00	7,32	0,24	0,50	6,32	4,05	6,70
	5ª 27/05/2022 (estiagem)	1,40	1,20	0,80	0,42	11,88	1,00	13,42	0,17	0,90	12,41	3,72	6,20
P2	1ª 23/09/2021 (estiagem)	22,1	1,00	1,52	0,24	22,12	6,00	17,08	0,13	1,00	16,08	4,78	13,00
	2ª 15/11/2021 (chuva)	8,30	0,70	2,06	0,62	10,24	1,00	9,76	0,19	0,81	8,75	7,69	17,20
	3ª 26/01/2022 (chuva)	3,90	0,90	0,95	0,44	10,07	1,00	14,64	0,36	1,70	13,64	4,18	12,80
	4ª 23/03/2022 (chuva)	3,50	1,10	0,89	0,31	9,63	9,00	10,98	1,09	8,90	9,98	3,50	20,10
	5ª 27/05/2022 (estiagem)	1,70	0,70	1,23	0,47	9,40	2,00	9,76	0,56	2,70	8,75	5,00	22,80
P3	1ª 23/09/2021 (estiagem)	3,90	5,70	2,54	0,70	21,30	3,00	21,97	0,12	0,70	20,96	9,22	4,60
	2ª 15/11/2021 (chuva)	1,40	0,00	2,02	0,50	6,15	0,00	4,88	0,08	0,59	3,87	7,10	1,90
	3ª 26/01/2022 (chuva)	2,20	1,10	0,37	0,61	11,51	0,00	2,44	0,17	20,30	1,44	3,43	0,10
	4ª 23/03/2022 (chuva)	1,50	0,30	1,08	0,39	9,17	0,00	6,10	0,20	0,80	5,10	4,30	3,90
	5ª 27/05/2022 (estiagem)	1,50	0,20	1,76	0,37	7,92	0,00	7,32	0,35	3,10	6,31	5,92	10,90
P4	1ª 23/09/2021 (estiagem)	70,50	6,00	8,80	1,20	43,02	30,00	61,02	1,17	16,50	60,01	26,92	5,50
	2ª 15/11/2021 (chuva)	4,60	3,70	0,05	0,69	11,06	3,00	3,05	0,08	5,24	2,04	2,95	1,10
	3ª 26/01/2022 (chuva)	4,40	2,10	0,23	0,49	12,59	6,00	8,54	0,23	2,30	7,54	2,58	4,60
	4ª 23/03/2022 (chuva)	3,50	2,00	0,37	0,35	10,55	4,00	8,54	0,40	1,20	7,54	2,36	8,70
	5ª 27/05/2022 (estiagem)	3,00	1,60	0,60	0,63	6,93	4,00	6,10	0,23	0,60	5,09	4,08	8,90

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 20 – Concentração química da água por poço.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os cátions Na^+ (70,50 mg/L), K^+ (6,00 mg/L), Ca^{2+} (8,80 mg/L), Mg^{2+} (1,20 mg/L) e ânions Cl^- (43,02 mg/L), SO_4^{2-} (30,00 mg/L), HCO_3^- (61,02 mg/L), PO_4^{3-} (1,17 mg/L) e NO_3^- (16,50 mg/L) apresentaram maiores concentrações no poço P4 em setembro/21 (estiagem). A dureza total (DT) da água ficou mais elevada também na amostra de setembro/21 do poço P4 (26,92 mg/L). As concentrações de SiO_2 (sílica) foram maiores para o poço P2, apresentando valores superiores a 12,00 mg/L em todas as amostras.

O Na^+ foi detectado nas amostras dos quatro poços em quantidades que variaram de 1,40 mg/L (P1 e P3) a 70,50 mg/L (P4) e trata-se de um dos metais alcalinos mais abundantes e importantes nas águas subterrâneas, estando associado a minerais como feldspatos, plagioclásios, feldspatóides (nefelina e sodalita), anfíbios e piroxênios (Custódio; Llamas, 1983). Na agricultura, o Na^+ é utilizado como aditivo para fertilizantes, sendo aplicado na forma de NaHCO_3 (bicarbonato de sódio), e desempenha o papel de desintegrante, auxiliando na desagregação de grânulos de fertilizantes na presença de umidade, fazendo com que estes adquiram a condição de pó (BRASIL, 2020). O HCO_3^- apresentou as maiores concentrações nas amostras de setembro/21 nos poços P2, P3 e P4, em concordância com as maiores concentrações de Na^+ também encontradas neste período amostrado, o que sugere uma origem antrópica do Na^+ na água da AUGI.

O Mg^{+2} está presente nos minerais de clorita-serpentina, enquanto que K^+ e Ca^{2+} podem ter ficado retidos na composição mineralógica das amostras de solos da AUGI, cuja

mineralogia pode ser considerada análoga a da Formação Rio Claro. Porém, a variabilidade nas concentrações desses elementos nas amostras de água em cada campanha sugere aporte externo, e estes cátions são frequentemente utilizados como fertilizantes (K^+) e condicionadores do solo (Mg^{+2} , Ca^{2+}) (EMBRAPA, 1995).

Em relação aos ânions PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , e CO_3^{2-} , estes não correspondem aos constituintes essenciais dos minerais da Formação Rio Claro e, possivelmente, da AUGI, e são elementos encontrados na constituição de fertilizantes (PO_4^{3-} , NO_3^- , Cl^-) e condicionadores do solo (SO_4^{2-} , CO_3^{2-}), muitos deles associados aos cátions K^+ , Ca^{2+} e Mg^{+2} (EMBRAPA, 1995; Ernani *et al.*, 2007; Richardson; Vaithyanathan, 2009; BRASIL, 2020).

O aporte frequente de NO_3^- na AUGI pode representar uma ameaça à retenção do carbono no solo, prejudicando este importante serviço ecossistêmico. Queiroz *et al.* (2019) ao estudarem os impactos causados pelo descarte de efluentes da carcinicultura sobre os solos de manguezais, verificaram que os compostos de nitrogênio são convertidos em NO_3^- e amônia e estes aceleram a decomposição da matéria orgânica, resultando na emissão de CO_2 e N_2O .

Stradioto e Kiang (2010) realizaram estudos hidroquímicos em oito poços perfurados no aquífero da Formação Rio Claro, e três apresentaram altos teores de Cl^- (22,53 mg/L, 17,05 mg/L e 9,49 mg/L) e NO_3^- (107,21 mg/L, 56,01 mg/L e 20,30 mg/L). Os autores associaram essa condição hidroquímica a possíveis fontes de contaminação antrópica. Os demais poços apresentaram valores entre <0,08 a 1,22 mg/L para o Cl^- e valores entre < 0,05 a 3,21 mg/L para o NO_3^- . Para o SO_4^{2-} , os valores ficaram abaixo de 1,00 mg/L nas oito amostras.

Oliva e Kiang (2002) também constatou possível contaminação antrópica nas águas de uma nascente da Formação Rio Claro, que apresentou valores de 21,20 mg/L para o Cl^- , 29,05 mg/L para o NO_3^- , 60,82 mg/L para o SO_4^{2-} . Os demais poços verificados apresentaram valores baixos para Cl^- (<1,00 a 7,09 mg/L), NO_3^- (0,90 a 6,56 mg/L) e SO_4^{2-} (<1,00 mg/L). É importante ressaltar que as águas do aquífero da Formação Rio Claro possuem as mesmas características isotópicas de água de chuva dos períodos de alta pluviosidade (outubro a março) que ocorre na região de Rio Claro, tratando-se portanto, de águas meteóricas que infiltram e se acumulam na Formação (Stradioto; Kiang, 2010).

Santos e Gastmans (2016), observaram que as maiores concentrações de HCO_3^- nas águas de chuva do município de Rio Claro durante o período de fevereiro 2013 a fevereiro 2014, foram encontradas em duas amostras de junho (estiagem), com valores de 8,12 mg/L e 5,38 mg/L. No período chuvoso, os autores observaram menor concentração do referido ânion, por conta da diluição causada pela maior frequência dos eventos de precipitação. Nos poços da AUGI, as concentrações do ânion HCO_3^- apresentaram-se elevadas tanto no período de

estiagem (e.g., poço P2, setembro/21, 17,08 mg/L) quanto no período de chuva (e.g., poço P2, janeiro/22, 14,64 mg/L). É provável, portanto, que as concentrações de HCO_3^- estejam ligadas ao aporte de insumos agrícolas no solo, visto que se espera maior diluição e, conseqüentemente, menor concentração deste ânion nos períodos chuvosos.

Na análise estatística integrada para os dados dos poços da AUGI (Tabela 9), verifica-se um desvio padrão elevado para todos os elementos em relação à suas médias. Tal fato é perceptível nos valores de amplitude, especialmente para os elementos Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , CO_3^{2-} e SiO_2 . Essa heterogeneidade pode estar relacionada a variações sazonais nos fluxos de entrada de nutrientes na AUGI.

Tabela 9 – Análise estatística integrada dos poços P1, P2, P3 e P4.

	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	PO_4^{3-}	NO_3^-	CO_3^{2-}	DT	SiO_2
	(mg/L)											
Média	8,13	1,68	1,47	0,53	12,30	3,85	11,84	0,33	3,52	10,83	5,87	7,88
Desvio Padrão	15,73	1,63	1,86	0,20	8,37	6,65	12,52	0,30	5,51	12,52	5,28	6,44
Mediana	3,25	1,15	0,92	0,50	9,95	1,50	9,15	0,23	1,10	8,15	4,15	5,85
Mínimo	1,40	0,00	0,05	0,24	5,04	0,00	2,44	0,04	0,50	1,44	2,36	0,10
Máximo	70,50	6,00	8,80	1,20	43,02	30,00	61,02	1,17	20,30	60,01	26,92	22,80
Amplitude	69,10	6,00	8,75	0,96	37,98	30,00	58,58	1,13	19,80	58,57	24,56	22,70

Fonte: Elaborado pelo autor.

Quirino (2019) observou uma média para o Ca^{2+} de 1,00 mg/L ($\pm 1,53$) e uma média para o HCO_3^- de 10,00 mg/L ($\pm 6,62$), e atribuiu estes valores à possível influência geológica local (lentes carbonáticas do Membro Ponto Alta, Formação Marília) e também ao gás carbônico proveniente da oxidação da M.O. nas áreas hidromórficas. Além disso, as médias para os elementos Na^+ (2,07 mg/L, $\pm 1,94$), Mg^{2+} (0,32 mg/L, $\pm 0,32$), Cl^- (4,41 mg/L, $\pm 3,39$), SO_4^{2-} (0,50 mg/L, $\pm 0,52$) e NO_3^- (0,41 mg/L, $\pm 0,34$) foram menores em relação às médias da AUGI do Cocho.

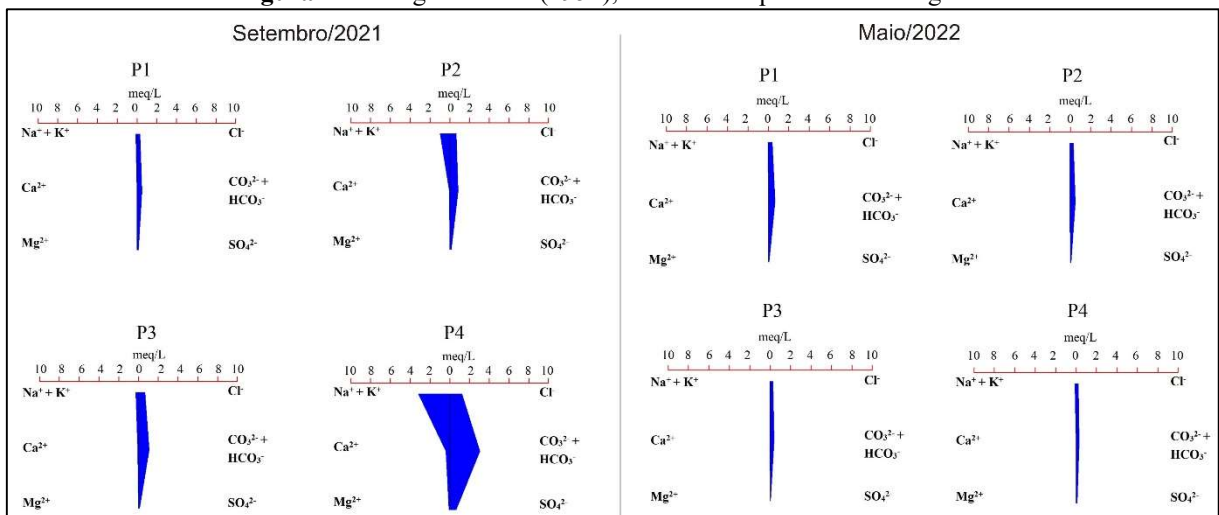
A AUGI estudada por Franco *et al.* (2024) encontra-se assentada sobre diabásio, rocha constituída por minerais que, ao sofrerem alterações intempéricas, tendem a liberar íons solúveis de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ . O estudo realizou cinco campanhas de amostragem em quatro poços instalados nas bordas da AUGI e as médias para Ca^{2+} (0,50 mg/L, $\pm 0,52$) foram menores que as médias encontradas na AUGI do Cocho (1,47 mg/L, $\pm 1,86$), cuja mineralogia não contribui para a liberação do elemento. Já as médias para o Cl^- (12,35 mg/L, $\pm 8,83$), PO_4^{3-} (0,23 mg/L, $\pm 0,14$) e Mg^{2+} (0,60 mg/L, $\pm 0,25$) foram similares às encontradas neste estudo (12,30 mg/L $\pm 8,37$, 0,33 mg/L $\pm 0,30$ e 0,53 mg/L $\pm 0,20$, respectivamente). Por outro lado, o SO_4^{2-} (19,75 mg/L, $\pm 20,02$) apresentou concentração média superior à AUGI do Cocho (3,85

mg/L, $\pm 6,65$), enquanto que para o NO_3^- (1,04 mg/L, $\pm 0,96$) os valores médios da AUGI Cocho foram superiores (3,52 mg/L, $\pm 5,51$). Portanto, tanto a AUGI estudada por Franco *et al.* (2024), cujo entorno é comumente consorciado por culturas de cana-de-açúcar e soja, quanto a AUGI do Cocho, apresentam águas com condições químicas que podem estar refletindo as consequências das atividades agrícolas realizadas em suas proximidades.

5.3.3 Relações hidroquímicas

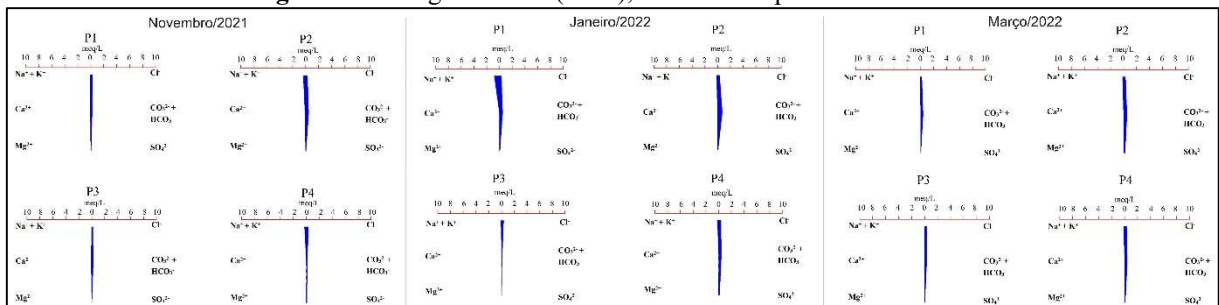
O diagrama de Stiff (1951) permite visualizar a variação espacial das características químicas das águas subterrâneas. As duas amostras coletadas no período de estiagem (Figura 21) mostram diferenças na distribuição entre ânions e cátions, sendo que na amostra de setembro/21, os poços P2, P3 e principalmente P4 apresentaram maiores concentrações de Na^+ , K^+ , Cl^- , HCO_3^- e SO_4^{2-} . Já a amostra de maio/22, a distribuição dos cátions e ânions são equivalentes às do período de chuva (Figura 22).

Figura 21 – Diagrama Stiff (1951), amostras do período de estiagem.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 22 – Diagrama Stiff (1951), amostras do período de chuva.



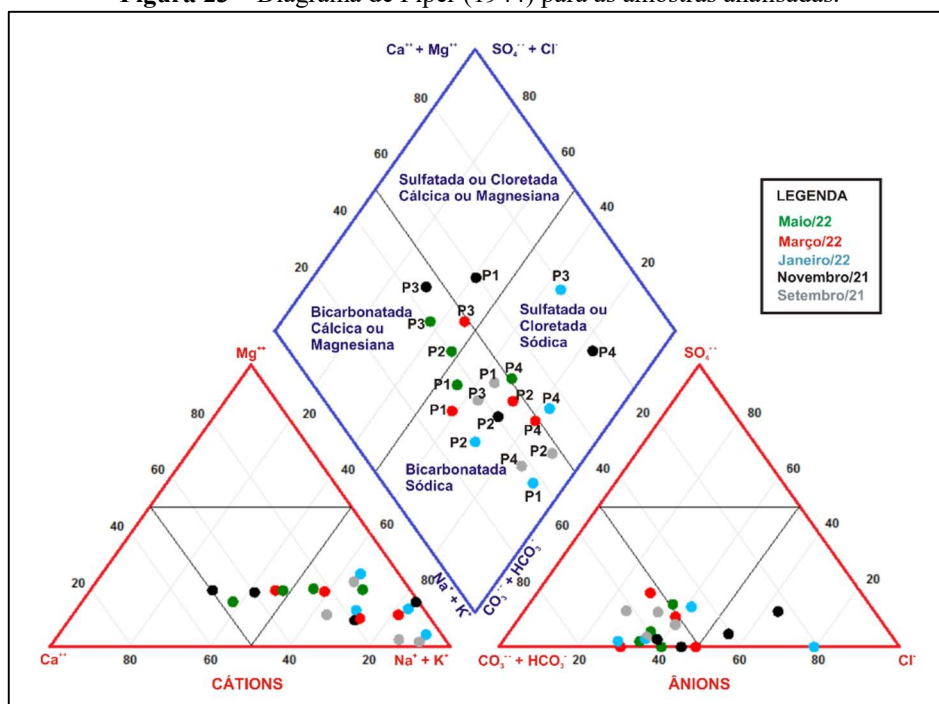
Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o período de chuva, o poço P1 da amostra de janeiro/22 apresentou maior concentração de Na^+ , K^+ e HCO_3^- , porém, de forma geral, todos os poços não apresentaram distribuições discrepantes como ocorrido nas amostras de setembro/21. Observando a Figura 8

(Imagem de satélite Google Earth, agosto de 2021), o solo do entorno da AU encontrava-se arado e preparado para cultivo de cana-de-açúcar, e o seu manejo pode ter refletido nas concentrações dos elementos químicos nas águas das amostras de setembro/21.

Através do diagrama de Piper (1944) (Figura 23), é possível verificar que onze amostras (55% do total) estão classificadas como bicarbonatadas sódicas. Três amostras (novembro/21, março/22 e maio/22) do poço P3 e uma amostra (maio/22) do poço P2 estão classificadas como bicarbonatadas mistas (cálcica ou magnésiana). Três amostras (novembro/21, janeiro/22 e maio/22) do poço P4 e uma amostra (janeiro/22) do poço P3 estão classificadas como sódicas mistas (sulfatada ou cloretada) e apenas uma amostra (novembro/21) do poço P1 classificou-se como sulfatada ou cloretada cálcica ou magnésiana.

Figura 23 – Diagrama de Piper (1944) para as amostras analisadas.



Fonte: Elaborado pelo autor.

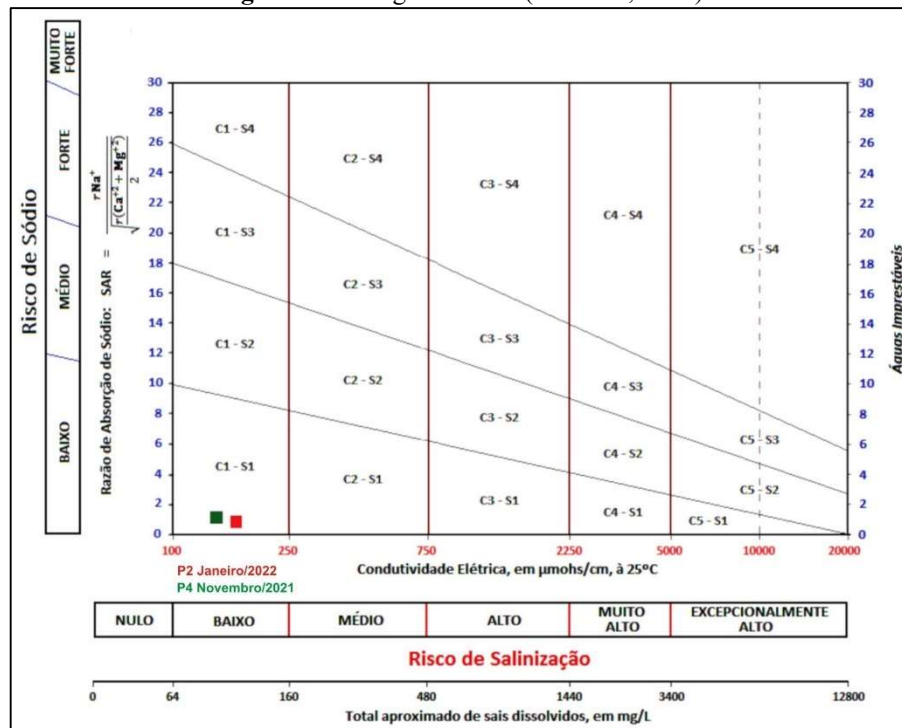
Observa-se, que, apesar de 75% das amostras estarem classificadas como bicarbonatadas, 25% do total das amostras apresentou classificação diferente. Apenas as amostras de setembro/21 ficaram agrupadas em uma única classificação (bicarbonatada sódica), ao passo que em novembro/21, cada amostra classificou-se em um grupo distinto.

Stradioto e Kiang (2010), verificaram que as amostras de água subterrânea da Formação Rio Claro também se agruparam em classes distintas (cloretadas sódicas, bicarbonatadas cálcicas e bicarbonatadas sódicas), sendo que três amostras classificadas como cloretadas sódicas apresentaram altos teores de cloreto e nitrato, podendo estes estarem associadas a fontes de contaminação antrópica.

A amostra de janeiro/22 para o poço P3 (sódica sulfetada ou cloretada) também apresentou maior concentração de NO_3^- (20,30 mg/L) e Cl^- (11,51 mg/L) o que pode ter influenciado na classificação da amostra deste poço. Além disso, das três amostras do poço P4 classificadas neste grupo, a de novembro/21 apresentou também concentração de NO_3^- (5,24 mg/L) e Cl^- (11,06 mg/L). E com relação à única amostra classificada como sulfatada/cloretada cálcica/magnésiana (P1, novembro/21), as maiores concentrações de Cl^- e Ca^{2+} e a menor concentração de HCO_3^- podem ter influenciado na classificação da amostra.

Considerando as variações nas concentrações de sódio, potássio, cálcio e magnésio para os períodos amostrados, é possível observar pelo diagrama Razão de Adsorção de Sódio (RAS), proposto por Richards (1954), que apenas as amostras de novembro/21 para o poço P4, e de janeiro/22 para o poço P2 apresentaram risco baixo de adsorção de sódio, enquanto que todas as demais amostras apresentaram risco nulo, indicando que estes dois poços refletem mais a antropização do entorno da AUGI (Figura 24). Na AUGI estudada por Franco *et al.* (2024), as amostras apresentaram risco de sódio nulo ou baixo durante as campanhas de amostragem, com exceção de um dos poços que, nas últimas três campanhas, apresentou risco de sódio médio.

Figura 24 – Diagrama RAS (Richards, 1954).

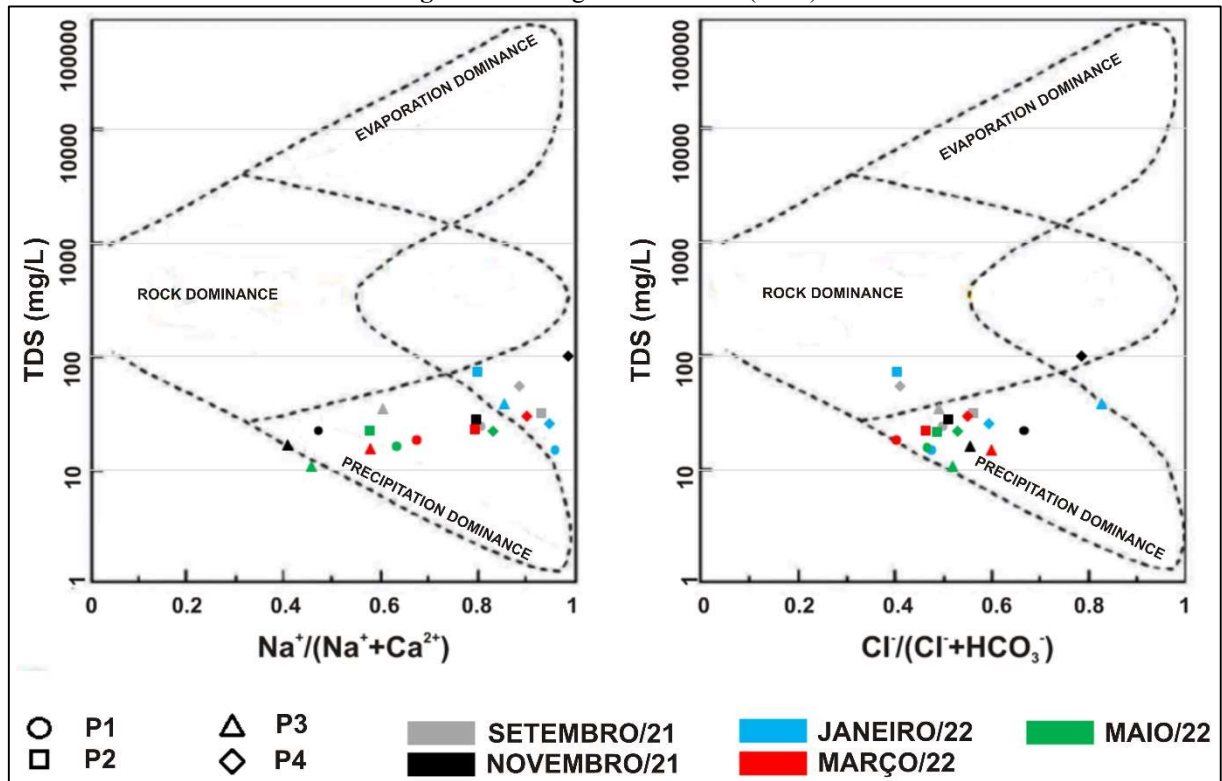


Fonte: Elaborado pelo autor.

Por meio do diagrama de Gibbs (1970), é possível verificar que a precipitação, provavelmente influencia na composição química das águas subterrâneas da AUGI (Figura 25). O diagrama é baseado nos valores de STD e na relação da concentração de $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ e

de $\text{Cl}/(\text{Cl}+\text{HCO}_3^-)$. Portanto, considerando a precipitação como o principal elemento de controle da composição química da água, o uso indiscriminado do solo no entorno da AUGI pode exercer influência na sua hidroquímica, pois a água da chuva converge todo o lixiviado proveniente do solo para a formação.

Figura 25 – Diagrama de Gibbs (1970).



Fonte: Elaborado pelo autor.

5.4 Integrações dos resultados

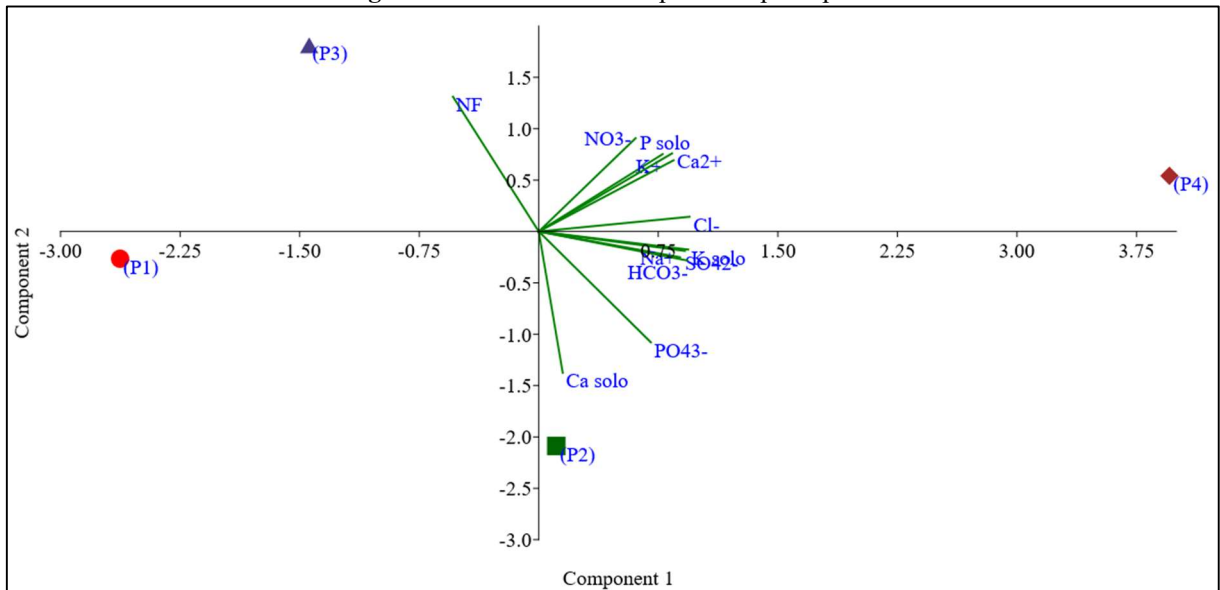
Analisando os coeficientes de correlação de Pearson (Figura 26), observa-se uma correlação positiva muito forte entre HCO_3^- e Na^+ (0,98) e entre K^+ (amostra de solo) e Cl^- (0,98), podendo sugerir que estes elementos são liberados simultaneamente na composição do solo e água da AUGI.

Na análise dos componentes principais (Figura 27), observa-se que as médias das variáveis são mais significativas entre os poços P2 e P4, sugerindo que estes poços refletem melhor a antropização realizada no entorno da AUGI. Do universo de dados disponibilizados, estes dois poços explicam melhor a distribuição das elementos, pois estes apresentaram as maiores concentrações neste dois pontos, a exceção do nível freático (NF), que é mais significativo no P3 por este ter apresentado a maior profundidade média do nível d'água em relação à superfície topográfica.

Figura 26 – Coeficiente de correlação de Pearson entre os valores médios das variáveis obtidas nas campanhas.

	NF	pH	Ce	OD	STD	Na+	K+	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl-	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	Ca solo	Mg solo	K solo	P solo
NF		0,91	0,27	0,64	0,33	0,27	0,80	0,88	0,93	0,53	0,30	0,28	0,13	0,79	0,40	0,45	0,40	0,90
pH	0,09		0,84	0,51	0,98	0,58	0,39	0,92	0,32	-0,89	0,65	0,77	0,74	0,75	0,27	0,26	0,99	0,86
Ce	-0,73	0,16		0,90	0,03	0,17	0,49	0,29	0,64	0,11	0,14	0,08	0,06	0,49	0,45	0,56	0,03	0,33
OD	0,36	-0,49	0,10		0,70	0,63	0,16	0,25	0,11	0,46	0,59	0,65	0,77	0,31	0,28	0,19	0,64	0,21
STD	-0,67	-0,02	0,97	0,30		0,09	0,31	0,19	0,44	0,04	0,06	0,02	0,14	0,43	0,65	0,77	0,00	0,21
Na+	-0,73	-0,42	0,83	0,37	0,91		0,19	0,30	0,28	0,12	0,00	0,02	0,28	0,67	0,91	0,98	0,12	0,30
K+	-0,20	-0,61	0,51	0,84	0,69	0,81		0,16	0,01	0,18	0,18	0,23	0,76	0,43	0,56	0,45	0,30	0,13
Ca ²⁺	-0,12	-0,08	0,71	0,75	0,81	0,70	0,84		0,22	0,07	0,24	0,23	0,57	0,10	0,91	0,77	0,14	0,00
Mg ²⁺	-0,07	-0,68	0,36	0,89	0,56	0,72	0,99	0,78		0,28	0,28	0,35	0,92	0,48	0,42	0,32	0,43	0,19
Cl-	-0,47	-0,11	0,89	0,54	0,96	0,88	0,82	0,93	0,72		0,08	0,06	0,31	0,27	0,87	1,00	0,02	0,08
SO ₄ ²⁻	-0,70	-0,35	0,86	0,41	0,94	1,00	0,82	0,76	0,72	0,92		0,01	0,27	0,58	0,89	0,99	0,08	0,24
HCO ₃ ⁻	-0,72	-0,23	0,92	0,35	0,98	0,98	0,77	0,77	0,65	0,94	0,99		0,20	0,54	0,78	0,90	0,04	0,24
PO ₄ ³⁻	-0,87	0,26	0,94	-0,23	0,86	0,72	0,24	0,43	0,08	0,69	0,73	0,80		0,77	0,24	0,33	0,18	0,62
NO ₃ ⁻	0,21	0,25	0,51	0,69	0,57	0,33	0,57	0,90	0,52	0,73	0,42	0,46	0,23		0,95	0,84	0,35	0,11
Ca solo	-0,60	0,73	0,55	-0,72	0,35	0,09	-0,44	-0,09	-0,58	0,13	0,11	0,22	0,76	-0,05		0,01	0,68	0,85
Mg solo	-0,55	0,74	0,44	-0,81	0,23	-0,02	-0,55	-0,23	-0,68	0,00	-0,01	0,10	0,67	-0,16	0,99		0,81	0,71
K solo	-0,60	0,01	0,97	0,36	1,00	0,88	0,70	0,86	0,57	0,98	0,92	0,96	0,82	0,65	0,32	0,19		0,16
P solo	-0,10	-0,14	0,67	0,79	0,79	0,70	0,87	1,00	0,81	0,92	0,76	0,76	0,38	0,89	-0,15	-0,29	0,84	
Correlação			Bem fraca 0,00 a 0,19				Fraca 0,20 a 0,39			Moderada 0,40 a 0,69			Forte 0,70 a 0,89			Muito forte 0,90 a 1,00		

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 27 – Análise dos componentes principais.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Neste sentido, os principais resultados obtidos neste estudo mostraram que a composição mineralógica das amostras de solo é similar à da Formação Rio Claro, sendo o quartzo, caulinita, hematita, gibsitita e goethita os principais minerais. Na análise química, foi detectado o P, que não tem a sua origem nos referidos minerais e pode representar contribuições externas advindas do entorno da AU, assim como o Ca²⁺ e K⁺ que são encontrados em fertilizantes (KCl) e condicionadores do solo (CaSO₄, CaCO₃), o que explicaria também a presença de Cl⁻ e SO₄²⁻ encontrados nas amostras de água.

As concentrações elevadas de HCO_3^- nas amostras coletadas no período chuvoso indicam também aporte externo, podendo este ser realizado através da incorporação de NaHCO_3 (bicarbonato de sódio) durante o manejo da terra.

A presença de NO_3^- na água pode indicar o aporte de fertilizantes nitrogenados, que se realizado de forma frequente, pode representar um risco ao armazenamento de carbono realizado pela AUGI, considerando que o NO_3^- presente em ambientes pedológicos sob condições subóxicas pode ser utilizado pelos microrganismos, por ser um meio eficiente de obtenção de energia para a realização do consumo da matéria orgânica retida, anulando assim, um importante serviço ecossistêmico (sequestro do carbono) prestado pelas áreas úmidas.

Quanto aos elementos traços nos solos, verificou-se em algumas amostras, valores superiores ao VRQ CETESB (2021) para Cu, Cr e Pb, corroborando com as observações feitas em outros estudos em solos de AUs circundadas por áreas de cultivo.

Com relação ao uso da terra, o entorno da AUGI é anualmente manejado e a renovação do cultivo é realizada de forma contínua (Figura 28). Sendo assim, sua capacidade em reter poluentes poderá depender da intensidade da exposição diante dos fluxos hidrológicos provenientes do seu entorno, visto que a amostragem de água de setembro/21 realizada poucos meses após o preparo da terra para nova safra, apresentou as maiores concentrações de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- e CO_3^{2-} .

Figura 28 – (a) Imagem satélite Google Earth, mês de junho de 2023. (b) Imagem satélite Google Earth, mês de fevereiro de 2024. As duas imagens mostram momentos diferentes no uso da terra no entorno da AUGI.



Fonte: Google Earth, 2024. Elaborado pelo autor.

Com base nesses resultados e considerando a precipitação como o principal elemento de controle da composição química da água, considera-se que o uso da terra no entorno da AUGI pode exercer influência na sua pedohidroquímica, pois a água da chuva converge todo o lixiviado proveniente do solo para este ambiente.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que a forma de manejo da terra, com o cultivo ininterrupto e frequente ao longo dos anos, tem refletido na composição química do solo e da água da AUGI, resultando em concentrações anômalas no período pós-preparo da terra, e também na presença de elementos não correspondentes aos principais constituintes mineralógicos do seu solo.

Na bacia do rio Corumbataí, as AUGIs não são valorizadas como sistemas hidrológicos integrantes de bacia hidrográfica, resultando na negligência da sua conservação. Dessa forma, este estudo é muito importante, pois contribui para a geração de conhecimento das consequências das atividades agrícolas realizadas no entorno desses ambientes.

Além disso, este trabalho reforça a necessidade da realização de um manejo adequado do uso da terra, com práticas de pousio do solo por exemplo, e também o estabelecimento de perímetros de proteção no entorno das AUGIs com a recuperação da sua vegetação ciliar.

Recomenda-se também a realização de mais estudos para um volume maior de dados sobre os impactos gerados, e a criação de programas de monitoramento e gestão que contemple, de forma efetiva, a conservação desses importantes ambientes.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.
- AB'SABER, A. N. A terra paulista. *Boletim Paulista de Geografia*, São Paulo, n. 23, p. 5-38, jul., 1956.
- AKOGLU, H. User's guide to correlation coefficients. *Turkish Journal of Emergency Medicine*, [S.l.], v. 18, n. 3, p. 91-93, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.tjem.2018.08.001>
Disponível em: [User's guide to correlation coefficients - ScienceDirect](#). Acesso em: 30 abr. 2024.
- AMENDOLA, D. F. *Caracterização da matéria orgânica do solo e sua influência nas propriedades físico-químicas no Sistema Latossolo-Gleissolo*. 2017. 102 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente), Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2017.
- ANALYSER. Fotômetro de chama digital microprocessado. *Em: Manual de Instruções 910ms*. São Paulo. p. 20. Disponível em: <http://www.analyser.com.br/produtos/fotometros-de-chama/fotometros-de-chama-modelo-910-analyser>. Acesso em: 01 set. 2023.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23. ed., Washington (DC): Byrd Prepress Springfield, 2017.
- BARBOSA, G. S.; MALTONI, K. L.; PANOSSO, A. R. As cores do solo como parâmetro para delimitação do ambiente de uma vereda. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 39, 2019. <https://doi.org/10.5216/bgg.v39i0.52021>
- BEN - BALANÇO ENERGÉTICO NACIONAL. Empresa de Pesquisa Energética, 2023. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-ben>. Acesso em: 22 mar. 2024.
- BJÖRNBERG, A. J. S.; LANDIM, P. M. B. Contribuição ao estudo da Formação Rio Claro (Neoceno-zóico). *Boletim Sociedade Brasileira Geologia*, 15 (4), p. 43-67, 1966.
- BLACKWELL, M. S. A.; PILGRIM, E. S. Ecosystem services delivered by small-scale wetlands. *Hydrological Sciences Journal*, 56:8, p. 1467-1484, 2011. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.630317>
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. *Instrução Normativa nº 61, de 08 de julho de 2020*. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-61-de-8-7-2020-organicos-e-biofertilizantes-dou-15-7-20.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2024.
- BRASIL. *Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021*. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Disponível em: [L14119](#). Acesso em: 15 ago. 2024.

BRASIL. *Código Florestal: Lei no 12.651/2012*. Brasília, DF: Senado Federal, Coordenação de Edições Técnicas, 2023. 62 p.

CAMPOS, C. E. B.; LANI, J. L.; RESENDE, M. Indicadores de campo para solos hidromórficos na região de Viçosa (MG). *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 27 (6), p. 1057-1066, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000600010>

CANELLAS, L. P.; MENDONÇA, E. S.; DOBBS, L. D.; BALDOTTO, M. A.; VELLOSO, A. C. X.; SANTOS, G. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Reações da Matéria Orgânica. In: SANTOS, G. DE A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 45-65.

CASAGRANDE, M. F. S.; FURLAN, L. M.; MOREIRA, C. A.; ROSA, F. T. G.; ROSOLEN, V. Non-invasive methods in the identification of hydrological ecosystem services of a tropical isolated wetland (Brazilian study case). *Environmental Challenges*, [S. l.], v. 5, p. 100233, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100233>

CEAPLA - CENTRO DE ANÁLISE E PLANEJAMENTO AMBIENTAL. *Atlas Ambiental da Bacia do Rio Corumbataí*. Universidade Estadual Paulista, IGCE, 2001. Disponível em: [Atlas Ambiental da Bacia do rio Corumbataí: Geologia](#). Acesso em: 13 mar. 2024.

CEAPLA - CENTRO DE ANÁLISE E PLANEJAMENTO AMBIENTAL. *Dados climatológicos de Rio Claro (SP)*. Universidade Estadual Paulista, IGCE, 2023.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea*, 2021. Disponível em: [I – RELATÓRIO \(cetesb.sp.gov.br\)](#) Acesso em: 20 abr. 2024.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. *Resolução nº 420, 28 de dezembro de 2009*. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2017/09/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-acs.pdf> Acesso em: 02 abr. 2024.

COSTANZA, R.; GROOT, R. DE; SUTTON, P.; PLOEG, S. VAN DER; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER R. K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, p. 152-158, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

CUNHA, C. N. DA; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. (org.). *Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats*. Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165 p.

CUSTÓDIO, E.; LLAMAS, M. R. *Hidrologia Subterrânea*. 2. ed. Barcelona: Omega, 1983.

DE ARMAS, E. D.; MONTEIRO, R. T. R.; AMÂNCIO, A. V.; CORREA, R. M. L.; GUERCIO, M. A. Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. *Química Nova*, vol. 28, n. 6, p. 975-982, 2005.

EMBRAPA. *Uso de gesso agrícola nos solos dos cerrados*. SOUSA, D. M. G. DE; REIN, T. A.; LOBATO, E. (ed.). Planaltina: EMBRAPA-CPAC, Circular Técnica 32, 1995. 20 p.

ERNANI, P. R.; BAYER, C.; ALMEIDA, J. A. DE; CASSOL, P. C. Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 31: p. 393-402, 2007.
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000200022>

FANNING, D.; FANNING, M. *Soil, morphology, genesis and classification*. New York: John Wiley and Sons, 1989. 395 p.

FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (org.). *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 3. ed., Rio de Janeiro: CPRM LABHID, 2008. 812 p.

FERREIRA, S. R. *Análise pedoestratigráfica das Formações Rio Claro e Piraçununga, no centro-leste do estado de São Paulo*. 2005. 157 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente), Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2005.

FISCHER, J.; ACREMAN, M. C. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (4), p. 673-685, 2004. <https://doi.org/10.5194/hess-8-673-2004>

FRANCO, I DE O.; SARDINHA, D. DE S.; FURLAN, L. M.; CASAGRANDE, M. F. S.; MOREIRA, C. A.; ROSOLEN, V. Subsurface flow pathway and hydrochemistry of a geographically isolated depression wetland in the Serra Geral Diabase Formation, São Paulo State, Brazil. *Discover Geoscience*, 2:20, 2024. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3991441/v1>

FURLAN, L. M.; ROSOLEN, V.; MOREIRA, C. A.; BUENO, G. T.; FERREIRA, M. E. The interactive pedological-hydrological processes and environmental sensitivity of a tropical isolated wetland in the Brazilian Cerrado. *SN Appl. Sci.* v. 3, n. 2, p. 1-15, 2021.
<https://doi.org/10.1007/s42452-021-04174-7>

GARBIATE, M. V.; VITORINO, A. C. T.; TOMASINI, B. A.; BERGAMIN, A. C.; PANACHUKI, E. Erosão em entre sulcos em área cultivada com cana crua e queimada sob colheita manual e mecanizada. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 35, p. 2145-2155, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000600029>

GIBBS, R. J. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 17, p. 1088–1090, 1970. <https://doi.org/10.1126/science.170.3962.1088>

GOBBI, E.; BERTOL, I.; GEBLER, L.; GONZALEZ, A. P.; BARBOSA, F. T.; LUCIANO, R. V.; FABIAN, E. L. Efeito da queima e da adubação fosfatada em campo natural nas perdas de solo, água e fósforo na enxurrada da erosão hídrica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 31., 2008, Santiago de Chile. *Anais [...]*. Santiago de Chile: 2008. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/543209>. Acesso em: 03 out. 2023.

GOMES, A. C.; BERNARDO, N.; ALCÂNTARA, E. Accessing the southeastern Brazil 2014 drought severity on the vegetation health by satellite image. *Nat Hazards*, 89, p. 1401-1420, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-3029-6>

GOOGLE. Google Earth Pro. Disponível em: [Earth Versions – Google Earth](#). Acesso em: 10 mar. 2024.

GUO, G. L.; ZHOU, Q. X.; KOVAL, P. V.; BELOGOLOVA, G. A. Speciation distribution of Cd, Pb, Cu and Zn in contaminated Phaeozem in north-east China using single and sequential extraction procedures. *Australian Journal of Soil Research*, Melbourne, v. 44, p. 135-142, 2006. <https://doi.org/10.1071/SR05093>

HACH. *DR2800 Spectrophotometer procedures manual*. 2. ed., Germany: Hach Company, 2007.

HACH. *Water Analysis Guide*. Loveland: Hach Company, 2013.

HENSEN, M.; MAHONY, E. Reversing drivers of degradation in Blue Mountains and Newnes Plateau Shrub Swamp endangered ecological communities. *Australian Plant Conservation*, 18: p. 5-6, 2010. <https://doi.org/10.5962/p.373293>

HU S.; NIU, Z.; CHEN, Y.; LI, L.; ZHANG, H. Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 319- 327, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.001>

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Manual Técnico de Pedologia*. 2. ed., Rio de Janeiro, 2007.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. TOPODATA, Banco de Dados Geomorfológicos do Brasil. Item 22D48. Disponível em: [TOPODATA - Google My Maps](#). Acesso em: 14 ago. 2024.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo, escala 1:1.000.000*. São Paulo: Divisão de Minas e Geologia Aplicada (IPT, Série Monografias, 6), 1981.

JIA, H.; MA, H.; WEI, M. Urban wetland planning: A case study in the Beijing central region. *Ecological Complexity*, v. 8, n. 2, p. 213-221, jun. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2011.03.002>

JUNK, W.J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, v. 24 p. 5-22, 2014. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>

JUNK, W.J.; PIEDADE, M. T. F.; SCHÖNGART, J.; COHN-HAFT, M.; ADENEY, J. M.; WITTMANN, F. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, 31, p. 623–640, 2011. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>

JUNQUEIRA, D. A. *Princípios da governança ambiental na gestão de recursos hídricos com foco em áreas úmidas (AUs) na Depressão Periférica Paulista*. 2021. 78 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente), Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2021.

JUNQUEIRA, D. A.; CONCIANI, D. E.; FURLAN, L. M.; RIZZIERI, R. M.; ROSOLEN, V. Na analysis of spatiotemporal changes and local governance toward the management of geographically isolated wetlands (Paulista Peripheral Depression, Brazil). *Wetlands Ecology and Management*, 2024. <https://doi.org/10.1007/s11273-024-10008-1>

KINNIBURGH, D. G.; JACKSON, M. L.; SYERS, J. K. Adsorption of alkaline earth, transition and heavy metal cations by hydrous oxide gels of iron and aluminum. *Soil Science Society of America Journal*, v. 40, p. 796-799, 1976. <https://doi.org/10.2136/sssaj1976.03615995004000050047x>

KOFFLER, N. F. Carta de declividade da Bacia do Rio Corumbataí para análise digital (SIG). *Geografia*, v. 19, n. 2, p. 182-197, 1994.

LEPSCH, I. F. *19 lições de pedologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 456 p.

MALTBY, E.; BARKER, T. *The wetlands handbook*. UK: Blackwell, 2009. 1058 p. <https://doi.org/10.1002/9781444315813>

MARTON, J. M.; CREED, I. F.; LEWIS, D. B.; LANE, C. R.; BASU, N. B.; COHEN, M. J.; CRAFT, C. B. Geographically isolated wetlands are important biogeochemical reactors on the landscape. *BioScience*, v. 65, p. 408–418, 2015. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv009>

McKENZIE, R. M. Manganese oxides and hydroxides. In: DIXON, J.B., WEED, S.B. (ed.). *Minerals in soil environments*. 2. ed. Madison: SSSA, 1989. p. 439-466. <https://doi.org/10.2136/sssabookser1.2ed.c9>

MELO, V. F.; VALE JÚNIOR, J. F.; UCHÔA, S. C. P. Uso e manejo dos solos sob savana. In: VALE JÚNIOR, J. F.; SCHAEFER, C. E. G. R. (ed.). *Solos sob Savanas de Roraima: gênese, classificação e relações ambientais*. Boa Vista: Gráfica Ióris, 2010. p. 131-160.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis*. Washington (DC): World Resources Institute, 2005.

MITSCH, W. J; GOSELINK, J. G. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35, p. 25-33, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00165-8)

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. *Wetlands*. 5. ed., New Jersey: John Wiley and Sons, 2015. 736 p.

MONTEIRO, C. A. F. *A dinâmica climática e as chuvas no Estado de São Paulo: estudo geográfico sob forma de Atlas*. São Paulo: Instituto de Geografia, USP, 1973.

MORAES, P. P. F.; HORN, A. H. Teores dos metais pesados Cr, Cd, e Zn em perfis de solos de veredas da bacia do rio do Formoso, município de Buritizeiro, Minas Gerais. *Geonomos*, 18 (2): p. 78-85, 2010.

MORAIS, E. B. *Indicadores microbiológicos, metais e índice de qualidade da água (IQA) associados ao uso e ocupação da terra para avaliação da qualidade ambiental da microbacia do rio Cabeça, na bacia do rio Corumbataí, SP*. 2010. 138 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas), Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Rio Claro, 2010.

NASCIMENTO, D. C.; BERBERT, C. P.; RIBEIRO, B. T. Electrochemical attributes of water from Cerrado wetlands (Veredas), Triângulo Mineiro region, Brazil. *Revista Ciência Agronômica*, v. 49, n. 1, p. 11-21, 2018. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20180002>

NAVARRO, G. R. B.; ZANARDO, A. *Tabela para determinação de minerais*. Rio Claro: [s.n.], 2018. 220 p.

NICHOLS, D. S. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 55 (5), p. 495-505, 1983.

OLIVA, A.; KIANG, C. H. Caracterização hidroquímica de águas subterrâneas no município de Rio Claro (SP). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., 2002. *Anais* [...]. São Paulo: ABAS, 2002. p. 1-21. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22629>. Acesso em: 05 maio 2024.

OLIVEIRA, J. B. *Pedologia aplicada*. 3. ed. Piracicaba: FEALQ, 2008. 592 p. <https://doi.org/10.2136/sssabookser1.2ed.c8>

OLIVIE-LAUQUET, G.; GRUAU, G.; DIA, A.; RIOU, C.; JAFFREZIC, A.; HENIN, O. Release of Trace Elements in Wetlands: Role of Seasonal Variability. *Water Research*, Nova Iorque, v. 35, n. 4, p. 943-952, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00328-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00328-6)

PENTEADO, M. M. Contribuições ao estudo do clima do Estado: caracterização da área de Rio Claro/SP. *Notícia Geomorfológica*, Campinas, n. 11 (VI), p. 33-39, 1966.

PENTEADO, M. M. Implicações tectônicas na gênese das cuestas da bacia de Rio Claro. *Notícia Geomorfológica*, Campinas, 8(15), p. 19-41, 1968.

PENTEADO, M. M. *Geomorfologia do setor centro-ocidental da depressão periférica paulista*. São Paulo, Universidade, Instituto de Geografia, Série Teses e Monografias 22, 1976. 86 p.

PENTEADO-ORELLANA, M. M. Estudo geomorfológico do sítio urbano de Rio Claro (SP). *Notícia Geomorfológica*, Campinas, 21 (42): p. 23-56, 1981.

PIPER, A.M. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *American Geophysical Union Transactions*, 25: p. 914-923, 1944. <https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914>

- POLITANO, W.; PISSARRA, T. C. T. Avaliação por fotointerpretação das áreas de abrangência dos diferentes estados da erosão acelerada do solo em canaviais e pomares de citros. *Engenharia Agrícola*, 25: p. 242-252, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000100027>
- PRADO, H. DO; OLIVEIRA, J. B. DE; ALMEIDA, C. L. F. DE. *Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo, quadricula de São Carlos, escala 1:100.000*. Campinas: Instituto Agrônômico, 1981.
- PROJETO MAPBIOMAS. *Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil*. Disponível em: [MapBiomas Brasil](http://MapBiomas.Brasil). Acesso em: 25 maio 2024.
- QUEIROZ, H. M.; ARTUR, A. G.; TANIGUCHI, C. A. K.; SILVEIRA, M. R. S. DA; NASCIMENTO, J. C. DO; NÓBREGA, G. N.; OTERO, X. L.; FERREIRA, T. O. Hidden contribution of shrimp farming effluents to greenhouse gas emissions from mangrove soils. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 221, p. 8-14, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.011>
- QUIRINO, R. C. *Estudo hidroquímico das áreas úmidas na porção noroeste da bacia do Rio Claro (Uberaba, MG)*. 2019. 85 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente), Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2019.
- RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. Convention on wetlands (Ramsar, Iran, 1971). 34. Meeting of the Standing Committee. DOC. SC34-5, Switzerland, p. 10-13, 2006.
- REBELO, A. J.; SCHEUNDERS, P.; ESLER, K. J.; MEIRE, P. Detecting, mapping and classifying wetland fragments at a landscape scale. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 8, p. 212-223, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.09.005>
- RICHARDS, L. A. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Soil Science, 78(2), 1954. 154 p. <https://doi.org/10.1097/00010694-195408000-00012>
- RICHARDSON, C. J.; VAITHIYANATHAN, P. Biogeochemical Dynamics II: Cycling and Storage of Phosphorus in Wetlands. In: MALTBY, E.; BARKER, T. (ed.). *The wetlands handbook*. UK: Blackwell, 2009. p. 228-248. <https://doi.org/10.1002/9781444315813.ch10>
- ROSOLEN, V.; DE-CAMPOS, A. B.; GOVONE, J. S.; ROCHA, C. Contamination of wetlands soils and floodplain sediments from agricultural activities in the Cerrado Biome (State of Minas Gerais, Brazil). *Catena*, 128, p. 203-210, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.007>
- ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. *Mapa geomorfológico do estado de São Paulo*. São Paulo: IPT FAPESP, 1997. <https://doi.org/10.7154/RDG.1996.0010.0004>
- SANTOS, V. DOS; GASTMANS, D. Composição química da água de chuva em Rio Claro (SP). *Revista do Instituto Geológico*, São Paulo, 37 (2), p. 45-60, 2016. <https://doi.org/10.5935/0100-929X.20160008>

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R. M. Iron oxides. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (ed.). *Minerals in soil environments*. 2. ed. Madison: SSSA, 1989. p. 379-438.

<https://doi.org/10.2136/sssabookser1.2ed.c8>

SHIKAMURA, S. E. *Interpretação do coeficiente de correlação*. 2006. Disponível em:

[Interpretação do coeficiente de correlação](#). Acesso em: 30 abr. 2024.

SIEBEN, E. J. J.; KHUBEKA, S. P.; SITHOLE, S.; JOB, N. M.; KOTZE, D. C. The classification of wetlands: integration of top-down and bottom-up approaches and their significance for ecosystem service determination. *Wetlands Ecology and Management*, v. 26, p. 441-458, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9585-4>

SILVA, V. F.; DEFANTE, L. R.; VILPOUX, O. Impacto do novo código florestal na produção de cana-de-açúcar. In: 2º SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE INTEGRAÇÃO E DESENVOLVIMENTO REGIONAL, 2014, Ponta Porã (MS). *Anais [...]*. Ponta Porã: [s.n.], 2014. p. 233-247.

SMOLDERS, A. J.; LUCASSEN, E. C.; BOBBINK, R.; ROELOFS, J. G.; LAMERS, L. P. How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry*, v. 98, p. 1-7, 2010.

<https://doi.org/10.1007/s10533-009-9387-8>

SOARES, P. C.; LANDIM, P. M. B. Depósitos Cenozóicos na região Centro-Sul do Brasil. *Notícia Geomorfológica*, Campinas, 16 (31), p. 17-39, 1976.

SRIVASTAVA, P.; SINGH, B.; ANGOVE, M. Competitive adsorption behavior of heavy metals on kaolinite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 290, p. 28-38, 2005.

<https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.04.036>

STEVENSON, F. J. *Humus Chemistry: genesis, composition, reactions*. 2. ed. New York: John Wiley and Sons, 1994. 512 p.

STEVENSON, F. J.; FITCH, A. Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics. In: HUANG, P. M.; SCHNITZER, M. (ed.). *Interaction of soil minerals with natural organics and microbes*. Madison: Soil Science Society of America Special Publication, 17, 1986. p. 29-58.

<https://doi.org/10.2136/sssaspecpub17.c2>

STIFF, H. A. The interpretation of Chemical Water Analysis by Means of Patterns. *Journal of Petroleum Technology*, v. 192, p. 376-379, 1951. <https://doi.org/10.2118/951376-G>

STRADIOTO, M. R.; KIANG, C. H. Caracterização Hidroquímica e Isotópica das Águas Superficiais, Pluviais e Subterrâneas do Município de Rio Claro (SP). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 16. E ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 17., 2010, São Paulo. *Anais [...]*. São Paulo: ABAS, 2010. p. 1-9. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22965>. Acesso em: 10 maio 2024.

SUPPI, I. M.; CAMPOS, M. L.; MIQUELLUTI, D. J.; MACHADO, M. R. Teores de vanádio, molibdênio e antimônio em solos de diferentes litologias em Santa Catarina.

Química Nova, v. 44, n. 8, p. 947-953, 2021. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170768>

TINER, R. W. Geographically isolated wetlands of The United States. *Wetlands*, v. 23, n. 3, p. 494-516, 2003. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023\[0494:GIWOTU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023[0494:GIWOTU]2.0.CO;2)

WEISKEL, P. K.; BARLOW, L. K.; SMIESZEK, T. W. *Water Resources and the Urban Environment, Lower Charles River Watershed, Massachusetts, 1630-2005*. U.S. Geological Survey, Circular 1280, 2005. 46 p. <https://doi.org/10.3133/cir1280>

WETLANDS BEST MANAGEMENT PRACTICES FOR AVOIDANCE AND MINIMIZATION. USA: New England Interstate Water Pollution Control Commission, 2019. 83 p.

XIBAU, X.; MINKUN C.; GUIZHAN Y.; BO J.; JI Z. Wetland ecosystem services research: A critical review. *Global Ecology and Conservation*, 22, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01027>

ZAINE J. E. *Geologia da Formação Rio Claro na folha Rio Claro (SP)*. 1994. 95 f. Dissertação (Mestrado em Geociências), Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 1994.