



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia - FAENG



LARISSA ALVES FERNANDES XAVIER

**CONTRIBUIÇÃO DOS VAZAMENTOS NA REDE DE
DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA PARA A RECARGA DE
AQUÍFERO LIVRE**

Campo Grande, MS
2024

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
FACULDADE DE ENGENHARIAS, ARQUITETURA E URBANISMO E GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS**

LARISSA ALVES FERNANDES XAVIER

**CONTRIBUIÇÃO DOS VAZAMENTOS NA REDE DE
DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA PARA A RECARGA DE
AQUÍFERO LIVRE**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Sandra Garcia Gabas
Coorientador: Prof. Dr. Jamil A. Ayach Anache

Aprovada em: 9 de fevereiro de 2024

Banca examinadora:

Prof^a. Dr^a. Sandra Garcia Gabas
Orientadora

Prof. Dr. Jamil Alexandre Ayach Anache
Coorientador

Prof^a. Dr^a. Natália de Souza Pelinson
Universidade Federal de São Carlos

Prof. Dr. Murilo Cesar Lucas
Universidade Estadual de Campinas

Campo Grande, MS
2024

Qualquer verdade é preferível a uma dúvida indefinida.

(Arthur Conan Doyle)

AGRADECIMENTOS

“A.gra.de.ci.men.to sm 1. Ato ou efeito de agradecer; 2. Reconhecimento, gratidão”.
Por acreditar que ninguém faz nada sozinho e entender que há diferentes formas de contribuir para a concretização de um trabalho, deixo aqui registrados os meus sinceros agradecimentos:

A Deus, salvador e autor da minha vida, por me ajudar a ser forte e corajosa, por colocar as pessoas certas no meu caminho e por escrever a minha história e organizá-la de tal modo que tudo ocorreu em seu devido tempo;

Ao Rodrigo, meu marido e melhor amigo, por estar ao meu lado em todos os momentos, por me acompanhar (quase sempre) nos dias de campo e carregar o medidor de nível; por todo o suporte emocional e por demonstrar interesse por minha pesquisa;

À Esmeralda, minha avó biológica e mãe de criação, por ter sido suficiente na minha formação enquanto ser humano, por me amar incondicionalmente e por incentivar os meus estudos;

À professora Dra. Sandra Garcia Gabas por ser exemplo, por todo o conhecimento compartilhado, por estar sempre disponível para me ajudar e sanar minhas dúvidas e por ser compreensiva;

Ao professor Dr. Jamil Alexandre Ayach Anache por confiar a mim parte do projeto responsável por compreender melhor os processos subterrâneos em ambientes urbanos, por fazer as conexões elétricas e hidráulicas do sistema de vazamento, por todas as horas de orientação, por todo o conhecimento compartilhado e por toda a paciência;

Ao professor Dr. Cristiano das Neves Almeida e à professora Dra. Natália de Souza Pelinson por apresentarem correções do projeto de pesquisa e contribuições na etapa da qualificação;

À professora Dra. Derly Estefanny Gómez García por me auxiliar na análise *Wavelet* e por toda a gentileza comigo;

Ao engenheiro Dr. Glauber Altrão Carvalho por me auxiliar nos testes de infiltração;

Ao engenheiro João Jamil Anache por toda criatividade e habilidade para conectar e armazenar de forma segura os instrumentos utilizados nesta pesquisa;

À geóloga Viviane Cristina Vieira da Cunha, do Serviço Geológico do Brasil (SGB), por compartilhar materiais essenciais para este trabalho e por toda a orientação relacionada ao uso do programa *Master Recession Curve Recharge*;

Ao Rivaél por ajudar na elaboração da lista de instrumentos e conexões necessários para

a instalação do sistema de vazamento deste trabalho;

Ao Leandro Gomes Matos por criar o trecho em que a mangueira porosa ficou enterrada;

À Camila Bolognes Couto Pahl por fazer companhia em alguns dias de campo;

Ao Bruno Samaniego da Cunha por ajudar na instalação dos *dataloggers* selados e da mangueira porosa e por revezar comigo as medições manuais semanais dos níveis de água na área experimental;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida (Processo 88887.640929/202100), e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo auxílio financeiro que possibilitou a instalação do sistema de vazamento de água (Processo 408997/2021-4).

Por fim, conforme Portaria nº 141, de 3 de fevereiro de 2020, o presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/MEC – Brasil.

RESUMO

Embora haja estudos que mostram que os valores de recarga das águas subterrâneas podem ser minimizados em ambientes urbanos por causa da redução da infiltração, também há pesquisas que apontam a possibilidade de ocorrer recarga a partir da infiltração e da percolação de águas provenientes de vazamentos nas tubulações de abastecimento público. Nesse contexto, considerando a importância da recarga para a continuidade da utilização das águas subterrâneas em diferentes aproveitamentos e a necessidade de identificar os eventos que interferem em sua quantidade e qualidade, este trabalho investigou se os vazamentos nas tubulações dos sistemas de abastecimento recarregam um aquífero livre em ambiente urbano. Para tanto, foi instalado um experimento responsável por transmitir água para o solo de maneira induzida (artificial) e, conseqüentemente, para o aquífero livre. Além disso, houve monitoramento do volume vazado, do nível de água (NA) em piezômetros e da temperatura da água. Com a série de dados de volume vazado, precipitação e níveis de água, realizamos o cálculo da recarga em cada piezômetro; comparamos as séries de recarga por meio de testes estatísticos; e verificamos a correlação entre precipitação e níveis de água. Os resultados mostram que o volume vazado experimentalmente não foi capaz de alterar a recarga local e o aquecimento da água como traçador não é recomendado para uso em estudos com baixos volumes. A recarga na área de estudo foi, em média, de 110 mm (considerando o período estudado de 213 dias) e corresponde a 8% da precipitação total local.

Palavras-chave: águas subterrâneas; ciclo hidrológico; urbanização; vazamentos de água.

ABSTRACT

Although there are studies that show that groundwater recharge values can be minimized in urban environments due to reduced infiltration, there is also research that points to the possibility of recharge occurring from infiltration and percolation of water from leaks in public supply pipes. In this context, considering the importance of recharge for the continued use of groundwater in different uses and the necessity of identifying events that affect its quantity and quality, this work investigated whether leaks in supply system pipes recharge a free aquifer in an urban environment. To this end, an experiment was installed responsible for transmitting water to the soil in an induced (artificial) manner and, consequently, to the free aquifer. In addition, the volume leaked, the water level in piezometers and the water temperature were monitored. With the data series of leaked volume, precipitation and water levels, we calculated the recharge in each piezometer; we compare the recharge series using statistical tests; and we check the correlation between precipitation and water levels. The results show that the volume leaked experimentally was not able to change the local recharge and heating water as a tracer is not recommended for use in studies with low volumes. Recharge in the study area was, on average, 110 mm (considering the studied period of 213 days) and corresponds to 8% of total local precipitation.

Keywords: groundwater; hydrological cycle; urbanization; water leaks.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Espaços preenchidos por água: (A) poros entre partículas de sedimentos; (B) fraturas de rochas; e (C) cavernas e cavidades de rochas carbonáticas.	22
Figura 2 - Indicação da Área Experimental de Geotecnia e Hidrogeologia e dos poços de captação de água subterrânea da UFMS.	35
Figura 3 - Níveis semanais de água nos piezômetros instalados na área experimental. O piezômetro P1 possui diâmetro de 1/2” e isso pode prejudicar a correta leitura da profundidade do nível de água.	36
Figura 4 - Área de estudo e Formações e Grupos aflorantes no município de Campo Grande.	37
Figura 5 - Temperatura e precipitação médias mensais em Campo Grande/MS, com base na série histórica de 2013-2022.	39
Figura 6 – (A) configuração, em planta, do design experimental com representação dos quatro piezômetros disponíveis na área de estudo: P1, P2, P3 e P4. (B) composição do sistema: (1) temporizador; (2) hidrômetro; (3) redutor de pressão; (4) e (6) torneira; (5) aquecedor; e (7) registro.	42
Figura 7 - Mapa potenciométrico da Área Experimental de Hidrogeologia e Geotecnia.	43
Figura 8 - Taxas de recargas diárias para os poços de monitoramento.	49
Figura 9 - Volume diário de água vazado e níveis de água nos piezômetros da área de estudo.	51
Figura 10 - Escalograma da transformada contínua Wavelet dos conjuntos de dados diários de precipitação e níveis de água dos piezômetros P2 e P4 para o período de 13/12/2022 a 13/07/2023.	52
Figura 11 - Precipitação diária durante o período monitorado.	54
Figura 12 - Variação de precipitação e níveis de água ao longo do período estudado.	55
Figura 13 - Coeficientes de correlação cruzada entre precipitação e níveis de água nos poços de monitoramento P2 e P4.	56
Figura 14 - Temperaturas médias diárias da água nos poços com dataloggers selados instalados.	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Índice de perdas (%) na distribuição de água por macrorregião geográfica e unidade federativa.	27
Tabela 2 - Parâmetros utilizados nos cálculos para determinação do volume de água perdido por metro de extensão da rede de distribuição de água.	40

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo geral	13
2.2 Objetivos específicos	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 Ciclo hidrológico e impactos da urbanização em seus componentes	14
3.2 Águas subterrâneas e impactos da urbanização relacionados.....	20
3.3 Ferramentas de análises de aquíferos livres	28
3.3.1 Linguagem de programação Python.....	29
3.3.2 Traçadores	30
4 MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1 Delineamento da pesquisa	34
4.2 Área de estudo	34
4.3 Procedimentos específicos	39
4.3.1 Cálculo do volume de água perdido	40
4.3.2 Desenho experimental	41
4.3.3 Precipitação e infiltração do volume vazado.....	44
4.3.4 Temperatura da água do aquífero como traçador	45
4.4 Análise dos dados	45
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1 Estimativa da recarga nos poços de monitoramento	48
5.2 Precipitação	53
5.3 Temperatura da água nos poços monitorados	56
6 CONCLUSÕES.....	59
REFERÊNCIAS	61
APÊNDICE A – MAPA E DOCUMENTAÇÃO FOTOGRÁFICA	77
APÊNDICE B – RECARGAS DIÁRIAS	86
APÊNDICE C – TEMPERATURAS MÉDIAS DIÁRIAS	91
ANEXO A – POÇOS DE MONITORAMENTO	97
ANEXO B – LEVANTAMENTO PLANIALTIMÉTRICO.....	98

1 INTRODUÇÃO

A população urbana mundial atingiu um bilhão em 1959 e há projeção de que alcance cinco bilhões no ano de 2028 (UN, 2019). O número de pessoas vivendo em áreas urbanas está aumentando de modo que 66% da população total mundial (MA; YUAN, 2021) e 92,4% da população brasileira (UN, 2019) habitará em cidades no ano de 2050. Nesse contexto, é oportuno mencionar que a urbanização pode impactar a estrutura, a função e os serviços ambientais das bacias hidrográficas, provocando aumento da demanda de água, alterações climáticas localizadas e degradação da qualidade dos recursos hídricos (LI *et al.*, 2020). A gestão inadequada das bacias hidrográficas em um ambiente urbanizado pode afetar a disponibilidade hídrica, prejudicando tanto as águas superficiais quanto as águas subterrâneas (COSTA *et al.*, 2019).

A água doce no estado líquido total disponível na Terra pode ser separada em ambientes superficiais e subterrâneos (AKBAR *et al.*, 2022). Atualmente, muitos países (por exemplo: Brasil, China, Estados Unidos, Índia, México, Nigéria, Paquistão e Vietnã) apresentam significativa dependência das águas subterrâneas para abastecimento humano (FOSTER, 2020), totalizando, aproximadamente, 1,5 bilhão de habitantes urbanos em todo o mundo (VELIS *et al.*, 2017). Em escala global, de acordo com Akbar *et al.* (2022), 35% da água necessária para uso humano é proveniente das águas subterrâneas, as quais também são utilizadas para irrigação (42%) e indústria (27%). Ademais, atividades humanas como manufatura industrial, negócios, serviços, agricultura e recreação também utilizam os recursos hídricos subterrâneos (PIYAPONG *et al.*, 2019). Conforme Dillon *et al.* (2019), ao longo da última metade do século XX, o crescimento populacional, a concentração em áreas urbanas e a necessidade de aumentar a produção de alimentos contribuíram para elevar o valor das águas subterrâneas como um recurso essencial.

Diante do potencial de utilização das águas subterrâneas, é relevante identificar os eventos que interferem em sua quantidade e qualidade. Nesse contexto, Minnig *et al.* (2018) explicam que o processo de urbanização altera as fontes de recarga das águas subterrâneas e seus caminhos de fluxo, porquanto implica aumento de superfícies impermeáveis (redução da evapotranspiração e aumento do escoamento) e aumento das taxas de recarga devido a vazamentos nas redes de abastecimento de água. Logo, entende-se que as alterações no uso do solo e as atividades antrópicas modificam a infiltração e o movimento de água, podendo, inclusive, contribuir para que ocorra deterioração dos recursos hídricos subterrâneos.

Nesse cenário de urbanização, o novo marco legal do saneamento básico, Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020 (BRASIL, 2020a), prevê a ampliação progressiva do acesso de todos os domicílios ocupados a conjunto de serviços públicos, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável; esgotamento sanitário; limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (universalização). A mencionada ampliação deve ocorrer em consonância com a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, art. 2º, inciso XIII (BRASIL, 2007), de tal forma que haja previsão legal de que os serviços públicos de saneamento básico sejam prestados buscando a redução e o controle das perdas de água, inclusive na distribuição de água tratada.

Embora exista previsão legal de controlar e reduzir as perdas de água, vazamentos nas tubulações ocorrem e podem contribuir para a recarga dos aquíferos (HAN *et al.*, 2017; LERNER, 1990, 2002; YANG *et al.*, 1999). Dessa forma, considerando que o processo de urbanização e a universalização colaboram para o aumento da extensão das tubulações responsáveis pela distribuição de água potável, é imprescindível que seja avaliado o impacto dos vazamentos no sistema de distribuição de água na recarga dos aquíferos em escala local.

O Sistema Aquífero Serra Geral, que é um dos sistemas aquíferos presentes em Campo Grande, Mato Grosso do Sul, apresenta interconexão hidráulica com os Sistemas Aquíferos Bauru e Guarani e movimentação da água em subsuperfície na forma de um aquífero livre, possibilitando interação com a drenagem superficial e manutenção das águas fluviais nas estações secas (LASTORIA *et al.*, 2006). Ao avaliar o rebaixamento de níveis potenciométricos dos Sistemas Aquíferos Bauru, Guarani e Serra Geral no município de Campo Grande, Tcacenco-Manzano *et al.* (2019) verificaram que há rebaixamento em todos os sistemas aquíferos explotados na área urbana e que o Sistema Aquífero Serra Geral apresenta os menores rebaixamentos. Os menores rebaixamentos no Sistema Aquífero Serra Geral podem estar relacionados com a interação entre as águas dos aquíferos, a infiltração de água oriunda de vazamentos na rede de distribuição e a contribuição das águas fluviais, as quais podem recarregar não só o Aquífero Bauru como também o Aquífero Serra Geral (TCACENCO-MANZANO *et al.*, 2019).

Diante desse contexto, este trabalho se propôs a responder a seguinte pergunta: qual o efeito, em escala local, dos vazamentos de água nas tubulações dos sistemas de abastecimento na recarga de aquífero livre? Com o intuito de responder a essa pergunta, foi instalado, com base em dados de população, volume diário de água potável distribuído, índice de perdas e extensão da rede de distribuição de água, um sistema hidráulico, em área experimental, que

simulou volume de água perdido em sistema de distribuição de água. Complementarmente, houve monitoramento do nível freático a montante e a jusante do vazamento, da precipitação e do volume de vazamento. Ainda, foi realizado o monitoramento da temperatura da água nos poços para verificar se as alterações nos níveis de água foram provocadas pelo vazamento e para avaliar se a temperatura pode ser empregada como traçador nos estudos de fontes de recarga.

Por fim, a relevância deste trabalho consiste na quantificação do impacto dos vazamentos em escala local. Ademais, por meio deste trabalho, é possível compreender um pouco mais os efeitos dos processos de urbanização sobre a disponibilidade dos recursos hídricos, fato que gera incentivo de discussões sobre o tema. Essa iniciativa estabelece uma base para o desenvolvimento de estudos voltados à compreensão das modificações das águas em subsuperfície por atividades antrópicas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Investigar se os vazamentos em sistemas de abastecimento de água afetam a recarga local de aquífero livre.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar se o volume de água perdido em sistema de abastecimento influencia o nível de água de aquífero livre;
- Avaliar se a alteração do nível freático de aquífero livre devido a vazamentos pode ser identificada por meio da análise de temperatura como traçador.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Ciclo hidrológico e impactos da urbanização em seus componentes

A água é encontrada em diferentes estados físicos – líquido, sólido ou gasoso – na atmosfera, na superfície da Terra, no subsolo ou nas grandes massas formadas pelos lagos, mares e oceanos. Sua constante movimentação configura o que se convencionou chamar de ciclo hidrológico, caracterizado como a mudança de estado da água e sua posição, indicando uma distribuição equilibrada no decorrer do tempo (PINTO, 1976).

De acordo com Silveira (2001), em nível global, o ciclo hidrológico é um fenômeno de circulação fechada da água, cuja energia é proveniente da energia solar associada à gravidade e à rotação da Terra. A circulação abrange todo o globo terrestre, ou seja, envolve atmosfera, biosfera, hidrosfera e litosfera, e movimenta água entre a superfície e a atmosfera, podendo acontecer no sentido superfície-atmosfera, em que o fluxo de água ocorre na forma de vapor, ou no sentido atmosfera-superfície, em que a transferência de água se dá em qualquer estado físico. Em nível local, o ciclo hidrológico é considerado aberto, pois o volume que evapora em determinada área não precipita obrigatoriamente no mesmo espaço e isso ocorre por causa dos movimentos com diferentes dinâmicas que acontecem na atmosfera e na superfície (SILVEIRA, 2001).

O ciclo da água, no solo e no subsolo, é regido pela ação da gravidade, pela cobertura vegetal e pelo substrato rochoso. Por outro lado, na atmosfera e nas superfícies líquidas, é governado por elementos e fatores climáticos, como temperatura, ventos, umidade e insolação (MANOEL FILHO, 2008). Ainda, é relevante destacar que o ciclo hidrológico pode ser influenciado por mudanças climáticas, propriedades físicas da bacia hidrográfica e atividades humanas (JI; DUAN, 2019).

Quanto aos processos, o ciclo hidrológico pode ser descrito a partir da condensação, que é a mudança de estado gasoso para líquido. Resumidamente, o vapor de água presente na atmosfera, sob condições meteorológicas específicas, é condensado, ou seja, há formação de microgotículas de água que se mantêm suspensas no ar. O agrupamento dessas micropartículas de água líquida ou de gelo gera as nuvens, que podem, inclusive, conter partículas de vapores industriais, fumaças ou poeira. Quando as gotículas de água formadas por condensação atingem determinada dimensão, ocorre a precipitação, que é a principal transferência de água da atmosfera para a superfície terrestre (SILVEIRA, 2001).

A precipitação pode ser caracterizada como toda água originária do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre. Assim, observam-se diferentes formas de precipitação na natureza, como chuvisco/neblina/garofa (precipitação muito fina e de baixa intensidade); chuva (precipitação na forma líquida); neve (precipitação em forma de cristais de gelo); saraiva (precipitação em forma de pedras arredondadas de, aproximadamente, 5 mm); granizo (precipitação em forma de pedras redondas ou irregulares de diâmetro maior do que 5 mm); orvalho (condensação da umidade do ar sobre superfícies frias) e geada (deposição de cristais de gelo quando a temperatura é inferior a 0 °C). Para que ocorra a precipitação, em síntese, é necessário que o volume das gotas de água seja tal que o seu peso seja superior às forças que as mantêm suspensas e que as gotas de chuva possuam tamanho suficiente para que não sejam totalmente evaporadas antes de atingir a superfície do solo (BERTONI; TUCCI, 2001; MANOEL FILHO, 2008).

Nem toda a água que precipita atinge o solo e isso ocorre por causa da interceptação (retenção de água na vegetação, ou seja, acima do solo) e da evaporação (PINTO, 1976). Sobre a interceptação vegetal, ressalta-se a dependência de alguns fatores (TUCCI, 2001), quais sejam: características da precipitação e das condições climáticas; tipo e densidade da vegetação; e período do ano. Em relação às características da precipitação e das condições climáticas, é interessante mencionar que a interceptação diminui com o aumento da intensidade e a curva de precipitação-interceptação de precipitações precedidas por 24 horas de período seco é diferente de ocorrências precedidas por condições úmidas. Já o tipo de vegetação caracteriza a quantidade de gotas que cada folha pode reter e o volume retido em uma superfície da bacia hidrográfica. Por fim, quanto às variações climáticas, explica-se que a vegetação costuma apresentar significativa variação da folhagem ao longo do ano em regiões com consideráveis variações de clima, fato que interfere diretamente na interceptação.

Além da precipitação e da interceptação, há a evaporação e a transpiração, que, quando consideradas em conjunto, recebem a denominação “evapotranspiração”. A evaporação, que ocorre na interface água-ar ou solo-ar, é caracterizada por ser um processo no qual a água no estado líquido ou sólido é transformada em água no estado de vapor, sobrevivendo escape para a atmosfera. Por sua vez, a transpiração é o processo de transformação da água no estado líquido para a água em vapor que ocorre na superfície das folhas das plantas, já que essas retiram umidade do solo, utilizam a água em seu crescimento e a eliminam na atmosfera sob a forma de vapor (MARSALEK *et al.*, 2008; PINTO, 1976). Sobre a transpiração, as mudanças no uso do solo nas áreas urbanas levam a uma redução da extensão das áreas verdes e, assim,

contribuem para a redução da transpiração total das árvores e da vegetação (MARSALEK *et al.*, 2008).

Especificamente sobre a evapotranspiração, a fim de quantificá-la, utiliza-se a evapotranspiração potencial (ETp) e a evapotranspiração real (ETr). A evapotranspiração potencial é entendida como a quantidade de água que volta de uma superfície com quantidade suficiente de água e coberta de vegetação à atmosfera por evaporação e transpiração. Já a evapotranspiração real é caracterizada como a quantidade de água transferida para a atmosfera em condições reais de umidade do solo e fatores atmosféricos, a qual pode ser estimada a partir da diferença entre a precipitação e a evapotranspiração potencial (GOTARDO *et al.*, 2018; MANOEL FILHO, 2008). Embora seja um componente do ciclo hidrológico de difícil mensuração, a quantificação é possível mediante aplicação de métodos diretos ou indiretos (GOTARDO *et al.*, 2018).

Dando continuidade aos componentes do ciclo hidrológico, a fim de abordar sobre o escoamento, é pertinente apresentar o entendimento de Martins (1976a) acerca dos processos presentes no ciclo da água. O referido autor explica que parte da água precipitada é interceptada pela vegetação e por outros obstáculos, sendo evaporada posteriormente. A água que atinge a superfície do solo pode ficar retida, infiltrar ou escoar pela superfície, situação que ocorre quando a intensidade de precipitação supera a capacidade de infiltração de água no solo.

Os escoamentos podem ser separados em superficiais, subsuperficiais e subterrâneos (TUCCI, 2001). O escoamento superficial, também denominado deflúvio ou *run-off*, pode ser entendido como o processo pelo qual a água precipitada na superfície terrestre flui das partes mais altas para as partes mais baixas por ação da força da gravidade e começa quando a intensidade da chuva supera a capacidade de infiltração do solo (saturação) e o escoamento da água alcança os leitos dos rios e dos riachos (MANOEL FILHO, 2008). Por sua vez, o escoamento subsuperficial pode ser caracterizado como o fluxo de água que ocorre junto às raízes da cobertura vegetal (TUCCI, 2001); e o escoamento subterrâneo, como o fluxo que, segundo Mestrinho (2008), é passível de ser influenciado pela precipitação local (fluxo local), ser moderadamente perturbado pelos eventos de recarga local (fluxo intermediário), e não ser afetado pela recarga local (fluxo regional).

Para finalizar os componentes do ciclo hidrológico, é indispensável tratar sobre a infiltração e a percolação. Pois bem, a infiltração é o processo de passagem da água pelas camadas do solo próximas à superfície do terreno, o qual acontece por meio da ação da força gravitacional até que uma camada-suporte seja encontrada, ocasião em que ocorrerá a retenção

de água (MARTINS, 1976b). Assim, entende-se que a infiltração depende da água disponível para infiltrar, da natureza do solo, do estado da superfície e da quantidade de água e de vazios presentes inicialmente no interior do solo (SILVEIRA; LOUZADA; BELTRAME, 2001).

O processo de infiltração da água no solo pode ser dividido em três partes: intercâmbio, descida e circulação (MARTINS, 1976b). Na fase de intercâmbio, há possibilidade de a água, que está próxima à superfície do terreno, retornar à atmosfera por evaporação ou por absorção pelas raízes das plantas seguida da transpiração pelo vegetal. No que concerne à fase de descida, destaca-se o deslocamento vertical da água devido à ação de seu peso ser superior à adesão e à capilaridade, que ocorre até atingir uma camada-suporte de solo impermeável. Por fim, a fase de circulação é caracterizada por constituir as águas subterrâneas, as quais podem estar, conforme entendimento de Manoel Filho (2008), confinadas ou livres.

Uma parte do total de água infiltrada no subsolo fica retida na camada superior, na qual o processo de evapotranspiração pode ocorrer, e o restante percola em direção às camadas inferiores para que os aquíferos sejam recarregados. De maneira sucinta, o movimento da água subterrânea pode ocorrer pelos poros ou vazios originais da rocha ou nas fissuras e cavidades desenvolvidas após a formação da rocha. A porosidade primária, responsável pelo movimento através dos poros ou vazios originais, costuma ocorrer em rochas sedimentares e origina os aquíferos intergranulares. Já a porosidade secundária origina o aquífero fissural, no caso de fraturas e fissuras em rochas cristalinas (ígneas e metamórficas), e o aquífero cárstico, no caso da dissolução de rochas carbonáticas (CABRAL, 2008).

Especificamente em relação aos aquíferos, os quais serão abordados com mais detalhes no item 3.2, Poeter *et al.* (2020) os definem como camadas geológicas que armazenam e transmitem volumes úteis de água e explicam que os aquíferos são mais porosos e permeáveis do que as camadas geológicas que os cercam. Segundo Gun (2022), os aquíferos raramente são completamente homogêneos, por isso é possível observar variações significativas ao subdividi-los em zonas ou segmentos, separação que pode ser realizada nos sentidos vertical ou lateral. Nesse contexto, dependendo das condições da área e da escala de investigação, dois ou mais aquíferos podem ser identificados como um sistema aquífero, contanto que possam ser considerados componentes interconectados de um sistema hidráulicamente contínuo (GUN, 2022).

Finalizadas as descrições dos processos, é pertinente apresentar o entendimento de Gleeson *et al.* (2020), o qual expõe que o ciclo hidrológico regula o sistema climático da Terra por meio da mediação dos balanços de energia, carbono e água e é um pré-requisito para a

prosperidade dos ecossistemas aquáticos e terrestres, estando sujeito à manipulação antropogênica. A compreensão acerca do ciclo global da água evoluiu ao longo dos anos de tal maneira que os métodos utilizados na quantificação das variáveis se adaptaram para possibilitar a exploração de novas tecnologias (GODOY *et al.*, 2021). Para esses autores, a comunidade de pesquisa deve buscar melhorar as observações terrestres, as simulações de modelos e as medições de sensoriamento remoto para que fontes de dados individuais mais precisas e robustas sirvam para posterior refinamento de resultados.

Em consonância com o exposto nos parágrafos acima, é possível sintetizar a definição de ciclo hidrológico como um modelo conceitual que descreve o armazenamento e a circulação da água entre atmosfera, biosfera, hidrosfera e litosfera. O armazenamento intercorre na atmosfera, nos oceanos, nos lagos, nos rios, nos córregos, nas geleiras e nos aquíferos. Por sua vez, a circulação entre esses compartimentos de armazenamento é provocada por diferentes processos, os quais são chamados de componentes do ciclo hidrológico: condensação, precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial, infiltração e percolação (MARSALEK *et al.*, 2008).

O ciclo hidrológico é um importante ciclo de energia e matéria e é sensivelmente afetado por variações climáticas e atividades humanas (Liu *et al.*, 2022). Para Abbott *et al.* (2019), as atividades humanas alteram o ciclo hidrológico de formas diferentes, contudo inter-relacionadas. Para esses autores, o uso da água para pecuária, agricultura, silvicultura, diluição de efluentes e, ainda, conforme Liu *et al.* (2022), indústria e construção de reservatórios pode contribuir para que ocorram alterações no ciclo hidrológico. As mudanças no uso do solo e sua ocupação oriundas das atividades humanas contribuem para que haja alterações nos padrões de fluxo e quantidade de água de precipitação, evapotranspiração e infiltração no solo em escala local e global (ABBOTT *et al.*, 2019; MARSALEK *et al.*, 2008).

Nesse cenário de modificações do ciclo hidrológico, faz-se necessário abordar sobre o processo de urbanização, o qual pode provocar alterações em diferentes componentes do ciclo da água (LI *et al.*, 2020). Para esses autores, não há conhecimento adequado sobre os efeitos hidrológicos da urbanização em nível de bacia hidrográfica, situação que impede o desenvolvimento de diretrizes baseadas na ciência para mitigar os efeitos negativos da urbanização sobre os recursos hídricos.

Consoante Li *et al.* (2020), as áreas impermeáveis, o clima local e o uso do solo e sua ocupação são fatores utilizados para explicar a variabilidade dos efeitos hidrológicos da urbanização. A união desses fatores, segundo Martin *et al.* (2017), em escala regional, altera a

temperatura e a precipitação por causa dos efeitos nos balanços locais de energia e de trocas de calor, água e química atmosférica. O aumento das áreas impermeáveis pode resultar em maior rendimento de água por causa do aumento do escoamento superficial e da redução de evapotranspiração associada às perdas de vegetação (LI *et al.*, 2020), assim como pode provocar redução do fluxo de base (WANG *et al.*, 2021). A fim de minimizar as reduções de evapotranspirações, Li *et al.* (2020) explicam que é necessário manter a capacidade de evapotranspiração por intermédio da conservação de florestas e áreas úmidas ou de métodos de minimização de superfícies impermeáveis.

O desenvolvimento urbano dentro de uma bacia hidrográfica pode causar alterações na cobertura do solo, modificando o clima urbano e o ciclo hidrológico (Kokkonen *et al.*, 2018). Para esses autores, a irrigação de hortas e jardins em ambiente urbano pode ter um efeito substancial no ciclo hidrológico de modo que a qualificam um importante componente do balanço hídrico em áreas urbanas. Ao realizar um estudo considerando o período de 1920 a 2010, Kokkonen *et al.* (2018) concluíram que a irrigação representa até 56% da entrada anual de água no ciclo hidrológico suburbano, o escoamento superficial anual é linearmente dependente da quantidade de água irrigada, e a evaporação apresenta um valor limite.

Strohbach *et al.* (2019) desenvolveram um estudo com o objetivo de verificar a hipótese de que mesmo pequenos aumentos da superfície impermeável podem gerar impactos negativos devido ao incremento do escoamento superficial. Segundo esses autores, em locais com aumentos de superfície impermeável, as taxas de infiltração diminuíram de 4% a 19%, as taxas de evaporação aumentaram de 0,2% a 1% e as taxas de escoamento superficial aumentaram de 4% a 18%. Esse aumento nas taxas do escoamento superficial pode reduzir a qualidade das águas superficiais e a recarga dos aquíferos, sobrecarregar as obras de retenção e as redes de tubulações, e aumentar o risco de inundações (STROHBACH *et al.*, 2019).

Por entender que há poucos estudos sobre o impacto do crescimento urbano desde o início da industrialização no ambiente natural, Haase (2009) desenvolveu um trabalho no qual analisou a evapotranspiração, a precipitação e a regulação de água (escoamento e recarga das águas subterrâneas) baseando-se em dados públicos disponíveis e considerando o período de 1870 a 2003. Para esse autor, a evapotranspiração pode ser reduzida em até 150 mm/ano em áreas com impermeabilização entre 20% e 40%, e o valor do escoamento direto pode dobrar em locais cuja parcela de área impermeável excede 20% da área total. Os resultados o levaram a concluir que é o impacto cumulativo da mudança no uso do solo e da impermeabilização da terra – não as consequências de curto prazo – que prejudicam o equilíbrio hídrico nas áreas

urbanas.

Consoante entendimento de Pal *et al.* (2014), o processo de urbanização apresenta desafios técnicos, ecológicos e sociais, entre os quais o fornecimento de água potável e o descarte adequado de resíduos são os mais críticos. Considerando que o ciclo hidrológico é bastante modificado pela urbanização, é preciso compreender os fluxos de matéria e energia transportados pelo ar e pela água para que seja fornecida água de qualidade à população (MARSALEK *et al.*, 2008). Esses autores expõem que, por exemplo, óxidos de nitrogênio e enxofre emitidos pela combustão de combustíveis fósseis, mercúrio e agroquímicos podem atingir águas receptoras, alterando suas características. Além disso, Pal *et al.* (2014) esclarecem que poluentes orgânicos emergentes (por exemplo: hormônios, antibióticos, surfactantes, pesticidas, produtos farmacêuticos humanos e veterinários) têm origem em várias fontes e atingem as águas superficiais e subterrâneas por meio de uma ampla variedade de fontes pontuais e difusas.

Em suma, com base nos parágrafos anteriores, a urbanização pode alterar os componentes do ciclo hidrológico e a qualidade das águas. Além disso, há possibilidade de novos componentes serem adicionados ao balanço hídrico urbano, como vazamentos nas tubulações de abastecimento de água potável, irrigação de gramado e vazamentos nas tubulações de coleta de esgoto (BHASKAR; WELTY, 2012). Ainda, é relevante mencionar que o processo de urbanização também pode causar mudanças no volume e na qualidade da recarga das águas subterrâneas, uma vez que implica modificação nos mecanismos de recarga existentes e introdução de novos mecanismos, ainda que as respostas possam ser lentas quando analisados fatores externos (FOSTER, 1990). Especificamente em relação aos impactos da urbanização nas águas subterrâneas, ressalta-se que esse assunto será abordado no item a seguir, o qual apresenta as definições e os impactos da urbanização relacionados às águas subterrâneas.

3.2 Águas subterrâneas e impactos da urbanização relacionados

As águas subterrâneas e as águas superficiais não são componentes isolados, o que significa que a quantidade ou a contaminação de um componente afeta o outro, e suas interações dependem, dentre muitos fatores, da topografia, da geologia e do clima (SOPHOCLEOUS, 2002). Em síntese, Sophocleous (2002) explica que o fluxo da água subterrânea pode ocorrer a partir de uma precipitação uniforme sobre uma superfície e uma taxa de infiltração. Assim, é possível concluir que a água subterrânea se move ao longo de caminhos de fluxo que são

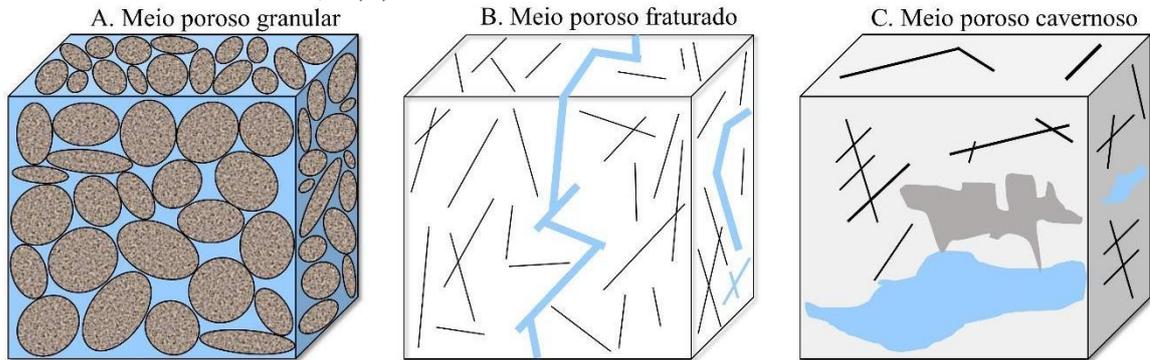
organizados no espaço e formam um sistema de fluxo, o qual é influenciado pela configuração do lençol freático, pela condutividade hidráulica nas rochas, por efeitos geológicos e topográficos e pelo clima.

A água da chuva é a fonte da maioria das águas presentes nos reservatórios subterrâneos e pode ser considerada o componente inicial do ciclo hidrológico para o estudo da geoquímica das águas subterrâneas (APPELO; POSTMA, 2005). Esses autores explicitam que vários processos no solo podem afetar as características químicas da água antes de parte da precipitação se transformar em água subterrânea. Além das modificações geradas pela passagem da água através do solo, partículas de poeira e gases da atmosfera podem ser dissolvidos, provocando modificação da composição química da precipitação e gerando parte da química das águas subterrâneas.

O espaço poroso abaixo da superfície pode ser parcial ou completamente preenchido com água, situações que são denominadas, respectivamente, zona não saturada e zona saturada (YOUNGER, 2007). A zona saturada (também denominada zona freática) é região em que os poros estão completamente preenchidos com água, ou seja, é região onde circula a água subterrânea (MANOEL FILHO, 2008), e sua superfície é o lugar geométrico dos pontos em que a água está submetida à pressão atmosférica. Por outro lado, a zona não saturada (também denominada zona insaturada, zona vadosa ou zona de aeração) é a região acima do lençol freático em que os poros estão apenas parcialmente preenchidos com água.

A água em subsuperfície ocorre nos espaços entre partículas sólidas de sedimentos e dentro de fraturas de rochas (WOESSNER; POETER, 2020). Segundo tais autores, esses espaços que possibilitam a ocorrência de água subterrânea podem ocorrer em solo ou sedimentos; fraturas em rochas sedimentares, ígneas e metamórficas; e cavernas e cavidades localizadas em depósitos evaporíticos e carbonáticos (Figura 1). Em situações nas quais esses espaços estão interligados, Woessner e Poeter (2020) apontam a presença de caminhos que possibilitam a passagem de água pelas zonas não saturada e saturada.

Figura 1 - Espaços preenchidos por água: (A) poros entre partículas de sedimentos; (B) fraturas de rochas; e (C) cavernas e cavidades de rochas carbonáticas.



Fonte: elaboração própria, com base em Woessner e Poeter (2020).

Especificamente em relação aos aquíferos, eles podem ser classificados como aquíferos livres e aquíferos confinados. Os aquíferos livres são caracterizados por terem o lençol freático (superfície de saturação ou freática) como limite superior de saturação, de modo que todos os pontos se encontram à pressão atmosférica. Por sua vez, os aquíferos confinados caracterizam-se por estar situados abaixo de um aquitardo, no qual não há zona não saturada entre a base do aquitardo e as águas subterrâneas dentro do aquífero, de tal forma que a pressão em seu topo é maior que a pressão atmosférica (MANOEL FILHO, 2008; YOUNGER, 2007).

A origem das águas subterrâneas foi equivocadamente explicada até o final do século XVII, época em que cientistas como Pierre Perrault, Edme Mariotte e Edmund Halley explicaram a origem das águas (superficiais e subterrâneas) de forma mais adequada utilizando deduções baseadas em observações de precipitação, escoamento superficial, evaporação e condensação (YOUNGER, 2007). O citado autor esclarece que a água que entra na zona saturada por meio dos componentes do ciclo hidrológico é chamada de recarga, a qual se caracteriza, em suma, como o processo responsável pelo reabastecimento das águas subterrâneas. Shen *et al.* (2023) resumem dois mecanismos principais de recarga, quais sejam: recarga difusa, a qual é caracterizada como a precipitação que infiltra na superfície do solo e percola pela zona não saturada até o nível freático; e recarga localizada, descrita como o movimento da água proveniente de corpos de água superficiais e vazamentos de água para um aquífero subjacente. No Brasil, a recarga das águas subterrâneas tem sido estudada com diferentes focos, entre os quais é possível mencionar estimativa da recarga (BRAGA; VELÁSQUEZ; FLEMING, 2021; CORREIA; ALVES; SILVA JÚNIOR, 2021; COSTA *et al.*, 2019; GALVÃO; HIRATA; CONICELLI, 2018; SANTAROSA *et al.*, 2021; SANTOS *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2019; TENENWURCEL *et al.*, 2020); uso de isótopos estáveis na

identificação de áreas potenciais de recarga (KREIS *et al.*, 2020; OLIVEIRA *et al.*, 2022); e mudanças climáticas (CORDEIRO *et al.*, 2021; PEREIRA *et al.*, 2022).

Quando um aquífero é recarregado de forma antrópica, denomina-se recarga artificial. Em suma, a recarga artificial gerenciada abrange um conjunto de métodos, cada vez mais usados, empregados para manter, melhorar e proteger as águas subterrâneas sob pressão (DILLON *et al.*, 2019). Esses autores explicam que a utilização do termo “recarga artificial” pode ser associada aos casos em que o foco está no aumento da quantidade de água e pouca atenção é dada à qualidade. Assim, sugerem que os projetos sejam chamados inicialmente de recarga artificial e que passem a ser denominados recarga gerenciada a partir do momento em que a qualidade das águas subterrâneas se mostrar adequada para o uso pretendido.

Para Zhang, Xu e Kanyerere (2020), a água adicionada em um aquífero de forma proposital pode ser posteriormente recuperada e representa um método útil para a gestão sustentável dos recursos hídricos, visto que pode auxiliar o atendimento às demandas de água, aliviar (ou até mesmo prevenir) crises hídricas, melhorar a qualidade da água, minimizar as perdas de água por evaporação e resguardar a água dos poluentes eventualmente presentes na precipitação. Esses autores expõem que as águas utilizadas na recarga gerenciada podem ser provenientes de chuvas, rios, lagos, efluentes residuais tratados e até mesmo de outras águas subterrâneas. Consoante Dillon *et al.* (2019), para que a recarga gerenciada continue gerando benefícios, é necessário que os envolvidos na gestão dos recursos hídricos e na proteção ambiental estejam familiarizados com as oportunidades e as restrições dessa ferramenta. Seidl, Wheeler e Page (2024) relatam que a implementação global da recarga gerenciada de aquíferos vem apresentando crescimento nos últimos quinhentos anos; contudo, destacam que essa ferramenta de gestão ainda é frequentemente subutilizada.

O processo de recarga, de maneira resumida, acontece por meio da percolação de água nos espaços porosos das rochas e dos solos e afeta diretamente a manutenção de diversas atividades humanas, como o fornecimento de água às residências, indústrias e atividades agrícolas (COSTA *et al.*, 2019), bem como preserva o fluxo de base dos córregos e dos reservatórios de águas subterrâneas (SANTOS *et al.*, 2021). Segundo Costa *et al.* (2019), as atividades desenvolvidas na superfície afetam o regime hídrico e a qualidade das águas subterrâneas, fato que evidencia a importância dos estudos sobre os impactos das atividades humanas na recarga dos aquíferos. Assim, embora a caracterização da recarga seja difícil e complexa, os estudos nessa área são importantes, pois auxiliam na gestão integrada dos recursos hídricos, principalmente diante de cenários de superexploração e uso desordenado do solo

(SANTOS *et al.*, 2021).

As águas subterrâneas de qualidade segura são necessárias para o desenvolvimento de cada ser humano e da sociedade; entretanto, a aceleração da urbanização e o aumento da geração de resíduos provocam degradação da qualidade dessas águas, ameaçando a saúde de milhares de pessoas (GAO *et al.*, 2020). Especificamente em relação ao ambiente urbanizado, Azzellino *et al.* (2019) observaram que as características das águas subterrâneas em áreas altamente urbanizadas e agrícolas são alteradas por causa da poluição difusa derivada da influência antrópica. No Brasil, a contaminação das águas subterrâneas por atividades antrópicas é crescente, contudo ainda se restringe a áreas de intensa ocupação do território, principalmente áreas sem rede de coleta de esgoto, áreas situadas próximas a distritos industriais ou áreas de armazenamento de resíduos (HIRATA; SUHOGOSOFF, 2019).

O desenvolvimento de pesquisas relacionadas à compreensão dos impactos da urbanização na qualidade das águas subterrâneas vem apresentando crescimento a uma taxa anual de 11,88% desde o final do século XX e tem apontado assuntos como presença de metais pesados, nitratos e materiais perigosos, e intrusão da água do mar nas águas de subsuperfície (BOSE; MAZUMDAR; BASU, 2023). As pesquisas sobre águas subterrâneas em ambientes urbanos estão deixando de focar em causas gerais da mudança na qualidade das águas em subsuperfície e estão passando a apresentar análises locais mais específicas, correlacionando-as com efeitos das mudanças climáticas, das atividades antrópicas e da sustentabilidade (BOSE; MAZUMDAR; BASU, 2023). Esses autores explicam que aplicação de algoritmos de aprendizado de máquina e análise estatística complexa têm sido aplicados em pesquisas sobre qualidade das águas subterrâneas em ambiente urbano, a qual é considerada um problema relevante para o planejamento urbano e sua gestão.

Bose, Mazumdar e Basu (2023) publicaram um trabalho de análise bibliométrica considerando o período de 1990 a 2022 em que apresentam os autores mais relevantes sobre a temática de águas subterrâneas em ambiente urbano, entre os quais Santosh K. Singh é responsável pelo maior número de publicações de artigos nos últimos trinta anos em recursos hídricos, controle de poluição e gestão de resíduos, e David N. Lerner – considerado pioneiro nos estudos sobre recarga de aquíferos devido a vazamentos em tubulações (LERNER, 1986) – é responsável pela avaliação detalhada dos aspectos das águas subterrâneas em áreas urbanas. No que tange à produção científica por países, a China é detentora do maior número de citações, seguida por Índia, Estados Unidos da América, Reino Unido e Austrália. Ao considerar o número médio de artigos publicados, a classificação mencionada é diferente: Austrália e Reino

Unido apresentam o maior número médio; e China, Índia e Estados Unidos da América apresentam o menor número (BOSE; MAZUMDAR; BASU, 2023).

O processo de urbanização pode alterar a recarga provocando redução ou aumento modesto (BHASKAR *et al.*, 2015). No que concerne às reduções de recarga das águas subterrâneas devido ao crescimento urbano, Bhaskar *et al.* (2015) esclarecem que elas ocorrem por diferentes fatores, como a redução da infiltração por causa da impermeabilização de áreas, o aumento da captação de águas subterrâneas e a infiltração de águas subterrâneas em sistemas de coleta de águas residuais. No caso de apenas a precipitação ser considerada como fonte de recarga das águas em subsuperfície, para o ano de 2050, as mudanças climáticas podem ser responsáveis pela redução em até 21% das taxas de recarga e a urbanização pode ser responsável pela redução em cerca de 23% (OLARINOYE *et al.*, 2020).

Nem sempre as taxas de recarga em ambiente urbano são reduzidas (FOSTER; MORRIS; CHILTON, 1999) e nem sempre, a depender da gestão do esgoto urbano, o processo de urbanização impacta negativamente os recursos hídricos subterrâneos (WILOPO; PUTRA; HENDRAYANA, 2021). Bhaskar *et al.* (2015) apresentam estudos que tratam sobre o aumento da recarga de águas subterrâneas por causa dos vazamentos nas tubulações de distribuição de água e da redução de evapotranspiração. Nesse contexto, Han *et al.* (2017) expõem que as mudanças na recarga das águas subterrâneas resultantes da conversão de terras para agricultura são relativamente bem compreendidas, todavia, por causa da escassez de estudos de campo, não há pesquisas suficientes sobre as mudanças resultantes da urbanização.

A recarga dos aquíferos em ambientes urbanos pode ocorrer de maneira diferente da recarga em ambientes naturais e isso está relacionado às diferentes fontes de recargas. Nesse sentido, é interessante mencionar o entendimento de Vázquez-Suñe *et al.* (2010), o qual expõem que a infiltração é reduzida porque há menos superfícies permeáveis, situação que faz com que a maioria das chuvas se torne escoamento superficial, que é desviado para o sistema de drenagem. Em contrapartida, as reduções de infiltração podem ser compensadas por reduções na evapotranspiração e por novas fontes de recarga, a exemplo de perdas no sistema de coleta de esgoto e no sistema de distribuição de água. Conforme explicam Peche *et al.* (2019), os vazamentos que ocorrem nas redes de distribuição de água potável, coleta de esgoto e drenagem urbana podem ser caracterizados como fluxos de troca para dentro das tubulações (infiltração de águas subterrâneas) e fluxos de troca para fora das tubulações (exfiltração do conteúdo presente nas tubulações).

As tubulações usadas nos serviços de fornecimento de água potável e coleta de esgoto

são propensas a erros de fabricação, envelhecimento, corrosão e fatores externos, os quais podem provocar vazamentos e, conseqüentemente, podem afetar a vida humana e o meio ambiente (TING *et al.*, 2021). As tubulações de distribuição de água potável são relativamente difíceis de manter e esse fato contribui para o surgimento de vazamentos, cuja taxa está aumentando gradualmente de modo que há necessidade de desenvolver uma efetiva gestão do abastecimento de água potável (CHOI *et al.*, 2022). Devido ao reconhecimento de que a água é um recurso natural limitado dotado de valor econômico e a água urbana que recarrega os aquíferos pode conter poluentes e contaminantes oriundos de atividades antrópicas, há diversos estudos recentes sobre os fatores que influenciam a ocorrência das perdas e o gerenciamento e a investigação dos vazamentos (ANANDA, 2019; ÁVILA *et al.*, 2022; CHOI *et al.*, 2022; GIUSTOLISI *et al.*, 2023; HU *et al.*, 2021; KILIÇ, 2021; LEPESKA *et al.*, 2020; MARZOLA; ALVISI; FRANCHINI, 2022; MOLINOS-SENANTE *et al.*, 2022; SHIN; SON; CHA, 2022; TING *et al.*, 2021).

Em termos quantitativos, estima-se que 126 bilhões de m³ de água sejam perdidos por ano em todo o mundo, em outros termos, 346 milhões de m³/dia, quantidade que representa 39 bilhões de dólares por ano (LIEMBERGER; WYATT, 2019). Para esses autores, caso as perdas de água sejam reduzidas em um terço (115 milhões de m³/dia), haverá benefício financeiro de, aproximadamente, 13 bilhões de dólares, podendo amparar cerca de 800 milhões de pessoas, assumindo consumo médio de 150 litros/pessoa/dia. Liemberger e Wyatt (2019) entendem que esse amparo pode ocorrer por meio da expansão da cobertura atual de distribuição de água potável e do adiantamento de coberturas que atendam a necessidades futuras.

Ao tratar do volume de água perdido por localização geográfica, os menores valores de água perdida por dia (36 litros/pessoa/dia) ocorrem na Austrália e na Nova Zelândia, e isso pode ser resultado de ações voltadas à redução das perdas de água, as quais têm sido realizadas nos últimos quinze anos (LIEMBERGER; WYATT, 2019). Considerando os maiores países da América Latina e do Caribe, os mencionados autores mostram que a Argentina é o país com maior valor de volume de água perdido (183 litros/pessoa/dia), seguida por Equador (173 litros/pessoa/dia), Colômbia (118 litros/pessoa/dia), Honduras (111 litros/pessoa/dia), El Salvador (106 litros/pessoa/dia), México (104 litros/pessoa/dia), Brasil (94 litros/pessoa/dia), Peru (94 litros/pessoa/dia), Chile (91 litros/pessoa/dia) e Bolívia (70 litros/pessoa/dia). Especificamente sobre o Brasil, o volume produzido de água anualmente é de cerca de 17 bilhões de m³ (SNIS, 2022); entretanto, o valor consumido não é o mesmo e isso pode estar relacionado aos índices de perdas na distribuição de água (Tabela 1).

Tabela 1 - Índice de perdas (%) na distribuição de água por macrorregião geográfica e unidade federativa.

Macrorregião	Índice de perdas por macrorregião (%)	Unidades Federativas	Índice de perdas por Unidade Federativa (%)
Norte	51,2	Amapá	74,8
		Acre	74,4
		Roraima	64,0
		Rondônia	61,4
		Amazonas	53,0
		Pará	37,4
		Tocantins	35,3
Nordeste	46,2	Maranhão	59,2
		Rio Grande do Norte	52,2
		Sergipe	48,4
		Alagoas	46,9
		Pernambuco	46,0
		Piauí	45,3
		Ceará	45,2
		Bahia	39,7
		Paraíba	35,4
Centro-Oeste	36,2	Mato Grosso	48,4
		Distrito Federal	35,1
		Mato Grosso do Sul	33,4
		Goiás	28,5
Sudeste	38,0	Rio de Janeiro	45,0
		Espírito Santo	38,8
		Minas Gerais	37,5
		São Paulo	34,5
Sul	36,9	Rio Grande do Sul	41,6
		Santa Catarina	34,1
		Paraná	33,8

Fonte: elaboração própria, com base no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2022).

Alguns estudos visando ao melhor conhecimento sobre os impactos da urbanização na recarga dos aquíferos vêm sendo desenvolvidos (BRITO; COSTA; KOIDE, 2020; COSTA *et al.*, 2019; GUEVARA OCHOA *et al.*, 2020; HAN *et al.*, 2017; MINNIG *et al.*, 2018; NAIK *et al.*, 2008; YANG *et al.*, 1999). Entre esses, Minnig *et al.* (2018) mostraram, com base em cálculos de balanço hídrico, um aumento de 55% da recarga das águas subterrâneas entre os anos 1880 (6% de área urbana) e 2009 (44% de área urbana), concluindo que os vazamentos nas tubulações de distribuição de água e coleta de esgoto contribuem para o aumento da recarga das águas subterrâneas. Outrossim, os resultados do estudo de Wakode *et al.* (2018) indicaram recarga urbana dez vezes maior do que a recarga natural (568 mm/ano e 53 mm/ano respectivamente). Ainda, Tam e Nga (2018) verificaram que 15,4% da recarga das águas

subterrâneas na cidade de Hanoi, Vietnã, é proveniente de vazamentos nas redes municipais de abastecimento de água e coleta de esgoto. Também é relevante mencionar o estudo de Lerner (2002), o qual destaca que, em Wolverhampton, Reino Unido, a recarga de 220-300 mm/ano no ambiente urbano é maior do que a estimativa de recarga de 120-150 mm/ano no cenário pré-urbano.

No Brasil, também há estudos sobre recarga em áreas urbanas, a exemplo do trabalho de Campos *et al.* (2023), desenvolvido no nordeste brasileiro, que utilizou modelos numéricos e estimou uma recarga de 357 mm/ano em um cenário que inclui os vazamentos na rede de distribuição de água. Além do mencionado trabalho, Conicelli *et al.* (2021), por meio de Sistema de Informação Geográfica (SIG), verificaram que, em uma bacia hidrográfica no sudeste brasileiro, áreas significativamente ocupadas apresentam recarga natural de 183 mm/ano e recarga oriunda dos vazamentos nas redes de distribuição de água e coleta de esgoto de 254 mm/ano. Por outro lado, em áreas com baixa densidade de ocupação, a recarga natural é estimada em 246 mm/ano e a recarga proveniente dos vazamentos nas redes de distribuição de água e coleta de esgoto é contabilizada em 65 mm/ano (CONICELLI *et al.*, 2021).

3.3 Ferramentas de análises de aquíferos livres

Estima-se que cerca de dois bilhões de pessoas dependem dos recursos hídricos subterrâneos e cerca de metade da água utilizada para irrigação agrícola é proveniente das águas subterrâneas (NOURANI *et al.*, 2021). Considerando a relevância dos recursos hídricos subterrâneos do ponto de vista social e econômico, o planejamento das águas subterrâneas e a sua efetiva gestão são imprescindíveis e podem ser baseados em ferramentas computacionais e modelos de simulação (KHATIRI *et al.*, 2023). Embora seja indispensável, a gestão eficaz dos recursos hídricos é desafiadora, pois há envolvimento de conflitos entre várias partes interessadas e utilização de modelos nos quais é preciso planejar as incertezas nas representações atual e futura (ELANGO VAN; SINGH; KAMBHAMMETTU, 2021). Entre as ferramentas que podem ser utilizadas em estudos acerca das águas subterrâneas, destacam-se a linguagem de programação *Python* e os traçadores, que serão abordadas nos parágrafos a seguir por estarem diretamente relacionadas a este trabalho.

3.3.1 Linguagem de programação *Python*

A linguagem de programação *Python* pode ser executada, por exemplo, no ambiente de desenvolvimento integrado *SPYDER* (*Scientific Python Development Environment*) mediante *download* da plataforma Anaconda. A elaboração de códigos na linguagem *Python* é relevante para o processamento de dados cuja quantidade é significativa e tem se tornado cada vez mais popular nos estudos hidrogeológicos (BAKKER, 2014). Para esse autor, há muitos pacotes para *Python* que permitem a execução de diferentes tarefas, como análise estatística de grandes conjuntos de dados e criação de gráficos.

Pesquisas e publicações científicas fazem parte da área acadêmica e isso implica expansão da quantidade de dados e informações (ZHANG *et al.*, 2018). Esses autores entenderam a importância da linguagem *Python* para trabalhos que envolvem considerável quantidade de dados e informações existente e a utilizaram para avaliar trabalhos sobre doenças relacionadas às águas subterrâneas, ação que possibilitou a verificação de que a maioria das doenças tem como principais contaminantes os metais pesados e os patógenos. Além de identificar os tipos de contaminantes, concluíram que o câncer e a diarreia são as duas principais doenças associadas à contaminação das águas subterrâneas.

Além da aplicação em estudos de revisão de literatura, a linguagem *Python* pode ser utilizada para quantificar a recarga e avaliar estatisticamente a química das águas, considerando, inclusive, as mudanças climáticas (NEWMAN, 2019). Também é possível utilizar essa linguagem em estudos hidrogeológicos, como o desenvolvimento de modelos que exploram o transporte de contaminantes em meios porosos e, assim, possibilitam a minimização da poluição das águas em subsuperfície (MOHAMMADI; GHAEINI-HESSAROEYEH; FADAEI-KERMANI, 2020). Ainda, com a intenção de melhorar o entendimento acerca dos processos de contaminação e das vias de deslocamento, balanços de massa de contaminantes, como o nitrogênio, podem ser solucionados por meio de modelos implementados com linguagem *Python* (ELLIOTT; RAJANAYAKA; YANG, 2022). Por entender que os parâmetros físicos e químicos das águas subterrâneas são influenciados por motivos naturais e antrópicos, Yang *et al.* (2022) desenvolveram um pacote *Python* a fim de analisar dados geoquímicos aquosos e compreender melhor as alterações espaço-temporais das águas subterrâneas.

Consoante Bakker (2014), os *scripts* – que são partes de um código de computador responsáveis pela execução de tarefas – podem ser escritos, por exemplo, para construir e

executar um modelo e analisar dados desde as medições iniciais. Esse autor destaca que os *scripts* podem ser considerados registros de todo o processo de modelagem ou análise de dados, e, por serem arquivos legíveis, facilitam a detecção e a correção de erros. Esses registros do processo de modelagem ou análise de dados relacionados às águas subterrâneas são identificados em trabalhos de diferentes autores, como Bakker e Kelson (2009); Collenteur *et al.* (2019); Domanski *et al.* (2020); Elangovan, Singh e Kambhammettu (2021); Irvine e Cartright (2021); Krcmar *et al.* (2020); Leaf, Fienen e Reeves (2021); Muller *et al.* (2021); e Muller, Zech e Hebe (2020).

3.3.2 Traçadores

Os parágrafos anteriores trataram sobre as aplicações da linguagem *Python* em estudos sobre águas subterrâneas, restando, portanto, discorrer sobre os traçadores, os quais podem ser utilizados para identificar origens de recarga em áreas urbanas e precisam ter características de serem únicos para uma fonte, terem concentração constante no ponto inicial e não serem reativos (LERNER, 2002). Em hidrologia, os traçadores fazem parte de uma área de estudo que visa a compreender o sistema hidrológico e a dinâmica entre os corpos de água superficiais e subterrâneos (LEIBUNDGUT; MALOSZEWSKI; KULLS, 2009). A fim de possibilitar tal compreensão, é possível utilizar traçadores ambientais e traçadores artificiais, conforme explicam Leibundgut, Maloszewski e Kulls (2009). Os traçadores ambientais são definidos como propriedades ou constituintes da água que não foram induzidos intencionalmente e que fornecem informações qualitativas e quantitativas acerca do sistema hidrológico. Por sua vez, os traçadores artificiais são caracterizados como substâncias introduzidas de forma planejada em sistemas e subsistemas hidrológicos que oferecem informações a respeito das águas subterrâneas sob investigação.

De acordo com Moeck *et al.* (2017), os traçadores, os quais são proveitosos em coletas de informações sobre processos de subsuperfície, podem ser corantes, temperatura, dados hidroquímicos, isótopos estáveis, gases atmosféricos dissolvidos, micropoluentes orgânicos persistentes e poluentes presentes nas águas superficiais e subterrâneas. Entre esses, o uso de calor como traçador pode ser aplicado em experimentos passivos e ativos, conforme explicam Bakker *et al.* (2015): em experimentos passivos, é feito o acompanhamento de variações naturais de temperatura; já em experimentos ativos, a temperatura da água subterrânea pode ser alterada com o auxílio de sonda ou mediante injeções de água quente ou água fria.

Entre os vários tipos de traçadores, Chen *et al.* (2023) explicam que a temperatura pode ser útil em estudos sobre estimativa da velocidade e do fluxo das águas subterrâneas; todavia, também é possível utilizar o calor como traçador natural em estudos sobre interações de águas superficiais e subterrâneas, principalmente recarga e descarga de águas subterrâneas (JU *et al.*, 2018; WENDLAND *et al.*, 2022), e recarga gerenciada de aquíferos (CALIGARIS; AGOSTINI; ROSSETO, 2022). Essa aplicação é conveniente, pois a temperatura pode ser mensurada de forma fácil e confiável, e seu uso evita a introdução de compostos artificiais nas águas em subsuperfície (JU *et al.*, 2018; SARRIS; CLOSE; ABRAHAM, 2018). Além disso, é interessante ressaltar que o desenvolvimento e o aprimoramento de equipamentos de campo que viabilizam o conhecimento da temperatura possibilitam aplicações ainda inexploradas nas quais o calor é utilizado para compreender os processos relacionados às águas subterrâneas (IRVINE *et al.*, 2015).

Embora aproximadamente um terço dos aquíferos ao redor do mundo apresente temperatura natural da água em torno de 30 °C, os testes de traçadores termais são subutilizados para as caracterizações em aquíferos com esse perfil e costumam ser desenvolvidos em aquíferos com temperatura natural da água entre 10 °C e 13 °C (HOFFMANN *et al.*, 2022). A fim de ampliar o conhecimento acerca dos testes de temperatura como traçador em aquíferos localizados em regiões tropicais, os mencionados autores injetaram água gelada (10 °C) e água quente (50 °C) em um aquífero fraturado e intemperizado. Por meio desse experimento, Hoffmann *et al.* (2022) tornam inteligível que a temperatura é um traçador importante para o conhecimento das características das águas subterrâneas; entretanto, é necessário acompanhar os testes de variações na temperatura da água, pois alterações nas condições de fluxo e transporte podem ocorrer.

Para Previati, Epting e Crosta (2022), a urbanização e as mudanças climáticas podem alterar o regime térmico subterrâneo na zona vadosa e na zona saturada, possibilitando o desenvolvimento de ilhas de calor urbanas subterrâneas. Böttcher e Zosseder (2022) explicam que valores elevados de temperatura podem afetar a qualidade da água subterrânea, os ecossistemas microbianos e o transporte de contaminantes. Assim, a fim de propor medidas adequadas para a proteção dos aquíferos, é necessário compreender a evolução térmica do subsolo e das águas em subsuperfície localizadas em áreas urbanas e identificar as diferentes fontes que afetam a temperatura das águas subterrâneas (BENZ *et al.*, 2018; BÖTTCHER; ZOSEDER, 2022; PREVIATI; EPTING; CROSTA, 2022; VISSER *et al.*, 2020).

Especificamente em relação aos traçadores utilizados para avaliar a recarga urbana

provocada pelos vazamentos nas tubulações de distribuição de água potável e coleta de esgoto, Vázquez-Suñe *et al.* (2010) sugerem o uso de íons como halogênios (principalmente flúor e bromo), boro, ácido etilenodiamino tetra-acético (Ethylenediamine Tetraacetic Acid – EDTA) e zinco. Além desses, os mencionados autores indicam a possibilidade de utilizar análises de alcalinidade residual, compostos de nitrogênio, microbiologia, produtos farmacêuticos e isótopos estáveis (principalmente ^{18}O e ^2H). Outrossim, brometo, nitrato, atrazina, arsênico e cloreto, os quais são associados a atividades antropogênicas e deposição atmosférica, são alguns outros exemplos de traçadores que podem ser empregados em estudos que buscam fornecer informações sobre a recarga (KUMAR; SCHNEIDER; ELANGO, 2022). Sucintamente, o uso desses traçadores possibilita – além da avaliação da recarga provocada por vazamentos no sistema de distribuição de água e coleta de esgoto, infiltração de escoamento superficial e influxos laterais de aquíferos – a avaliação de diferentes objetivos hidrogeológicos, como a quantificação e as fontes da recarga, a avaliação dos riscos de poluição das águas subterrâneas e o gerenciamento dos recursos hídricos (VÁZQUEZ-SUÑE *et al.*, 2010).

No que concerne aos estudos sobre aquíferos em ambientes urbanos, Torres-Martínez *et al.* (2020), por entenderem que a poluição das águas subterrâneas por nitrato é uma preocupação ambiental predominante, utilizaram um conjunto de traçadores químicos e isotópicos com o propósito de rastrear fontes antrópicas de nitrato e sulfato. Na área analisada pelos mencionados autores, a poluição por nitratos é oriunda de vazamentos nas tubulações de coleta de esgoto; e a poluição por sulfato, infiltração de esgoto e deposição atmosférica modificada por emissões antrópicas. Em síntese, as atividades antrópicas podem contribuir para a poluição das águas subterrâneas; contudo, ressalta-se que processos de desnitrificação e redução de sulfato nas áreas de transição e descarga têm potencial para controlar as concentrações de nitrato e sulfato (TORRES-MARTÍNEZ *et al.*, 2020).

Consoante Heiderscheidt *et al.* (2022), a identificação e a quantificação da infiltração de águas subterrâneas nas tubulações de coleta de esgoto precisam ser compreendidas para que ocorra uma gestão sustentável da água em ambiente urbano. Devido a essa motivação, eles investigaram a aplicabilidade dos isótopos estáveis da água em identificações e quantificações da infiltração da água subterrânea em redes de coleta de esgoto e concluíram que tal aplicação produz resultados confiáveis quanto à identificação da origem e à quantificação das taxas de infiltração. O uso de amostragem para análise isotópica pode ser utilizado pelas concessionárias de esgoto com o propósito de identificar possíveis infiltrações e, conseqüentemente, necessidade de reparos (HEIDERSCHIEDT *et al.*, 2022).

Ainda nesse contexto, Kobayashi *et al.* (2021) concentraram esforços para investigar a exfiltração de esgoto nas águas subterrâneas após uma série de tremores de terra, fenômeno que provoca sérios danos às redes de coleta de efluentes domésticos. Para tanto, cientes de que tais danificações podem promover a contaminação das águas em subsuperfície, os autores utilizaram produtos farmacêuticos e gadolínio antropogênico como traçadores, assim como realizaram o monitoramento de parâmetros gerais de qualidade da água. Tais autores destacam que o monitoramento deve ser realizado para possibilitar o conhecimento das características pretéritas e a contaminação das águas subterrâneas devido ao rompimento dos canos de esgoto pode ser minimizada quando rápidos reparos após grandes terremotos são realizados.

No que concerne aos diferentes tipos de traçadores e suas aplicações, é possível citar o uso de amostragem de água para análise isotópica em ambientes urbanos em estudos sobre potenciais fontes de recarga de aquíferos (BOUIMOUASS *et al.*, 2019, GONG *et al.*, 2021, HUANG *et al.*, 2021, WALLACE *et al.*, 2022, XU; ZHU; YANG, 2019), potenciais fontes de recarga sob perspectiva de mudanças climáticas (GONG *et al.*, 2022), potenciais fontes de contaminação das águas subterrâneas (FONGOHO *et al.*, 2023, SIMAUBI *et al.*, 2023), interação entre as águas superficiais e as águas subterrâneas (ZHU *et al.*, 2019) e escala de tempo em que ocorre o fluxo subterrâneo (RÄDLE *et al.*, 2022). Além desses autores, Solder *et al.* (2020) utilizaram gases nobres, isótopos estáveis de hidrogênio e oxigênio na água, trítio e carbono-14 para investigar as fontes de recarga e o fluxo da água subterrânea. Por sua vez, Sadat-Noori *et al.* (2021) fizeram análises de calor e radônio com o objetivo de avaliar tais traçadores em estudos que quantificam o fluxo subterrâneo em zonas úmidas e verificaram que o radônio pode representar o fluxo subsuperficial total e o calor, fluxos subsuperficiais verticais. Já Higgins *et al.* (2020) realizaram uma análise de comunidade de bactérias visando à complementação de avaliação de contaminação por nitrato em poços de água potável e verificaram que as fossas sépticas e os fertilizantes orgânicos são possíveis fontes de contaminação local. Por fim, Newman, Paschke e Keith (2021) utilizaram um conjunto de traçadores (como íons principais, oligoelementos, elementos de terras raras, isótopos estáveis, concentrações e isótopos de gases nobres e compostos indicadores de produtos farmacêuticos e águas residuais) para compreender de maneira mais completa as fontes de recarga e soluto para entender as reações geoquímicas, os caminhos de fluxo e as interações entre águas subterrâneas e águas superficiais.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Delineamento da pesquisa

Esta pesquisa foi desenvolvida com o objetivo de verificar a hipótese de que os vazamentos nos sistemas de abastecimento de água recarregam um aquífero livre em área urbana. Assim, investigamos se existe associação entre recarga de aquífero livre – caracterizada como a variável dependente – e vazamentos nas tubulações de abastecimento de água – classificada como a variável independente.

Para testar a hipótese, foi necessário instalar um sistema responsável por transmitir água para o solo e, por meio dos processos de infiltração e percolação, para o aquífero. A fim de verificar se as alterações no nível do freático foram provocadas pelo vazamento de água, houve monitoramento de dois piezômetros: um localizado a montante do vazamento e outro situado a jusante. Ainda, para averiguar se a água do sistema de vazamento atinge o freático, utilizamos água aquecida e monitoramos a temperatura da água nos piezômetros.

No que tange ao recorte temporal, este estudo teve início em março de 2022, época em que os cálculos para determinação do volume perdido e o planejamento do sistema responsável pela transmissão de água foram iniciados. Quanto à instalação do sistema de vazamento de água, essa etapa do trabalho ocorreu em dezembro de 2022. Por fim, o monitoramento da precipitação, do nível freático e da temperatura da água ocorreu durante 213 dias (entre dezembro de 2022 e julho de 2023).

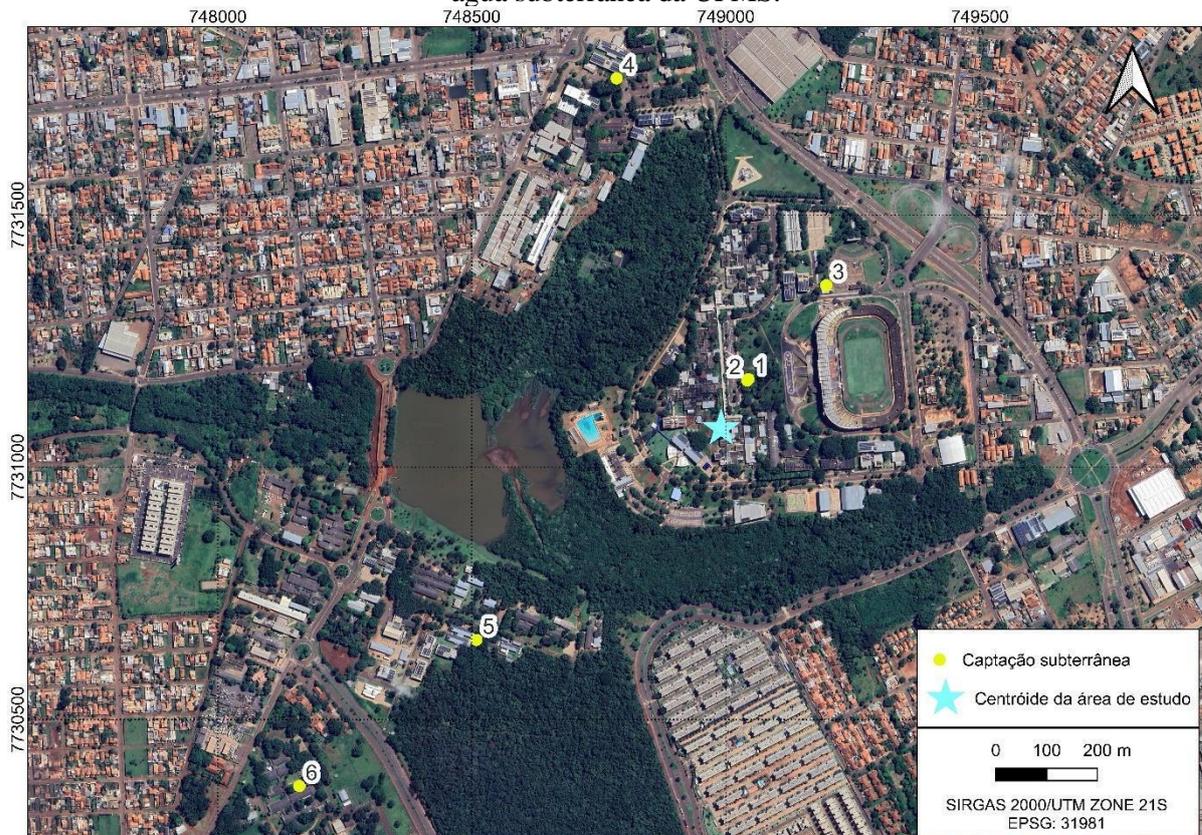
Pois bem, os parágrafos anteriores apresentaram a síntese deste estudo, a qual é útil para compreender a pesquisa. Nesse contexto de material e métodos, ainda resta detalhar a área de estudo e os procedimentos específicos (coleta de dados e análise) a fim de que o trabalho seja compreendido integralmente e passível de replicação. Sendo assim, os parágrafos seguintes têm a função de caracterizar a área, apresentar os materiais e detalhar os procedimentos executados.

4.2 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Área Experimental de Geotecnia e Hidrogeologia da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), a qual possui área de, aproximadamente, mil metros quadrados. Na área de estudo estão instalados quatro piezômetros (Apêndice A), os

quais possibilitam o monitoramento da profundidade do nível da água e a coleta de amostras de água subterrânea para análises de diferentes parâmetros, com diâmetros externos variando de 0,0127 m a 0,0254 m e profundidades variando de 16,06 m a 20,75 m (Anexo A). No Campus da UFMS, além dos piezômetros mencionados, há seis poços profundos de captação da água subterrânea, sendo a menor distância em linha reta da área experimental até um desses poços de 111 m, e a maior distância de 1091 m (Figura 2).

Figura 2 - Indicação da Área Experimental de Geotecnia e Hidrogeologia e dos poços de captação de água subterrânea da UFMS.

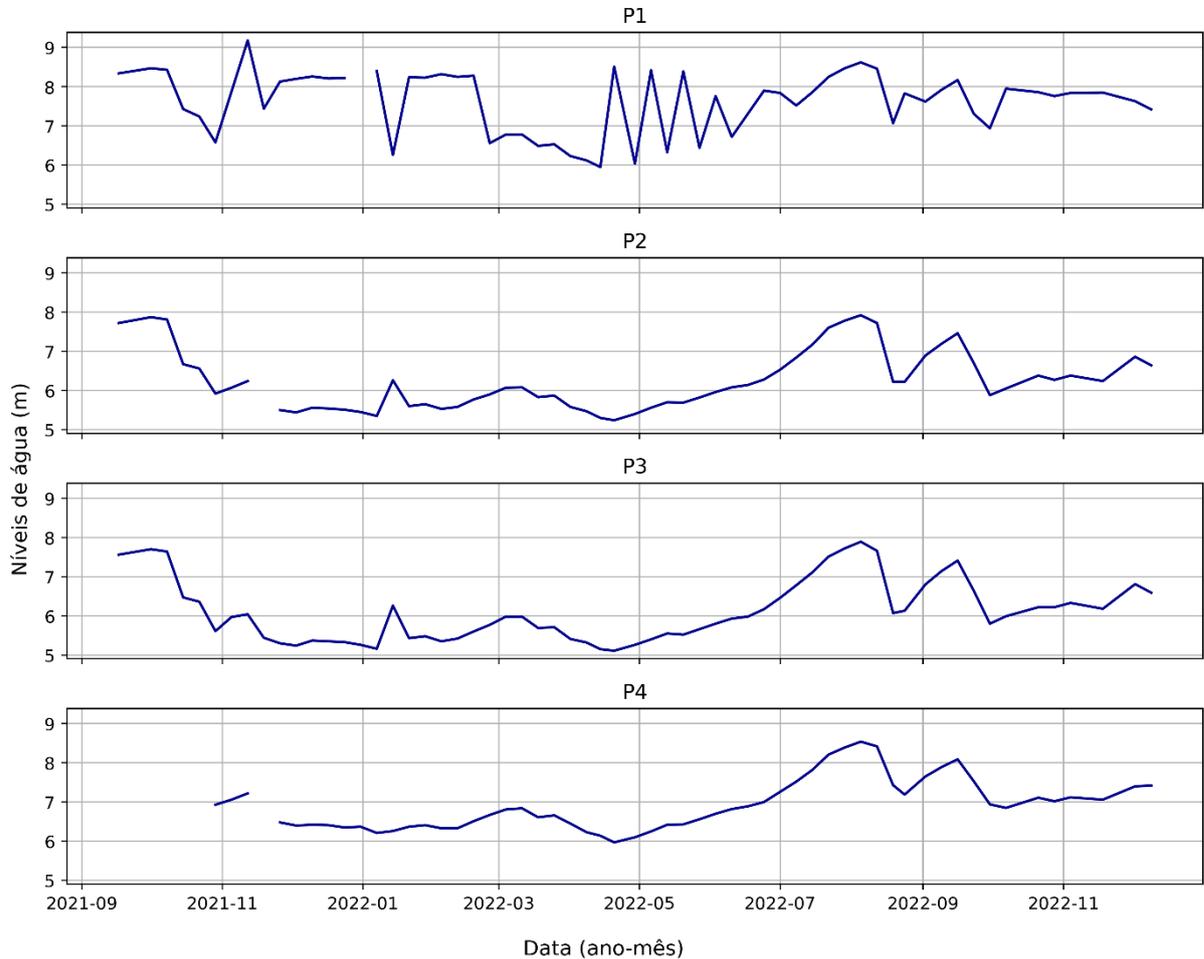


Fonte: elaboração própria, com base na Portaria IMASUL de Outorga nº 3362, de 9 de março de 2021.

O monitoramento manual dos níveis de água nos quatro piezômetros instalados na Área Experimental de Geotecnia e Hidrogeologia teve início em 2014, com intervalo sem acompanhamento entre os anos 2018 e 2021. A partir de 2021, o monitoramento manual semanal foi retomado (Figura 3), possibilitando a identificação de que, para o período de 2021 a 2022 (mais especificamente em dezembro de 2022, ou seja, antes de iniciar o experimento), os maiores valores de profundidade do nível de água ocorreram entre julho e novembro, e os menores valores ocorreram nos meses entre dezembro e junho. Além das medições manuais semanais dos níveis de água, a partir de dezembro de 2022, dois piezômetros passaram a ter os

níveis de água e a temperatura monitorados por meio de *dataloggers* selados.

Figura 3 - Níveis semanais de água nos piezômetros instalados na área experimental. O piezômetro P1 possui diâmetro de 1/2" e isso pode prejudicar a correta leitura da profundidade do nível de água.



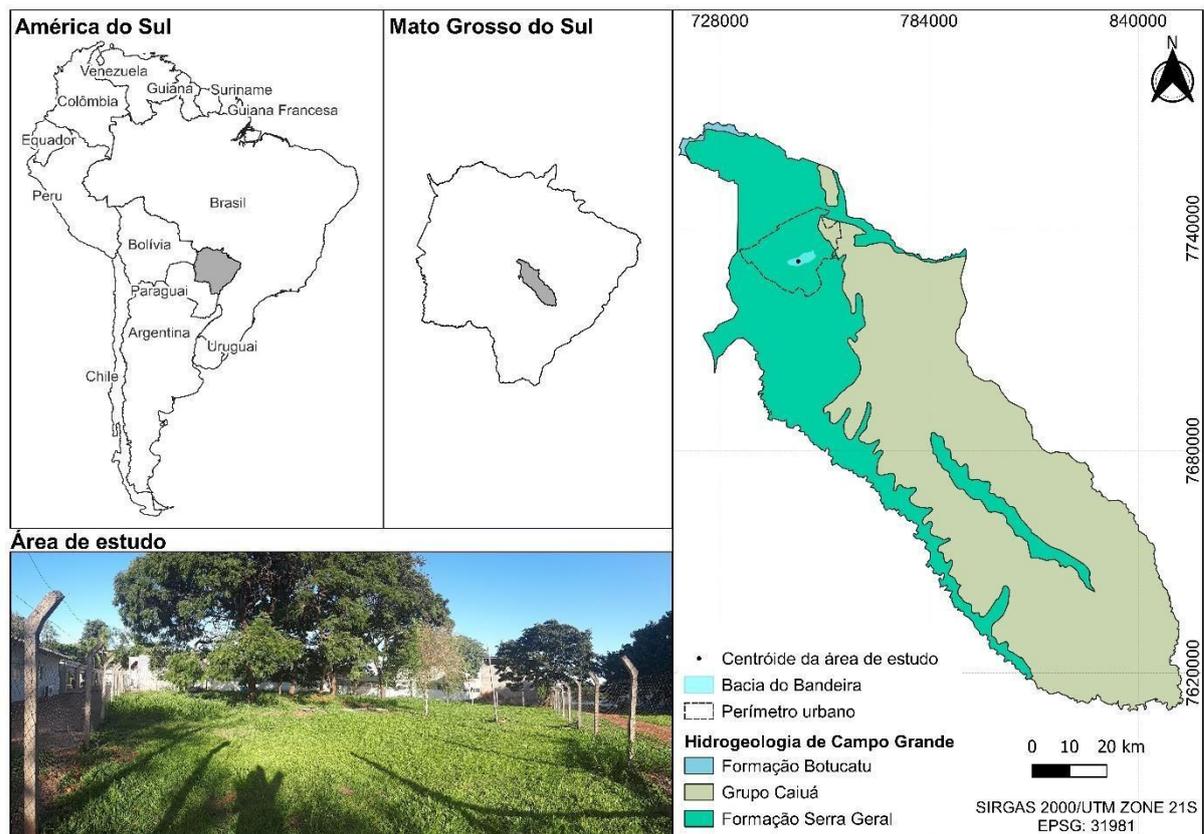
Fonte: elaboração própria, com base nos dados disponibilizados pelo Laboratório de Águas Subterrâneas e Áreas Contaminadas (LASAC) da UFMS.

A área de estudo está inserida na Bacia do Córrego Bandeira, que está localizada na região sudeste do perímetro urbano de Campo Grande e faz parte das regiões urbanas Bandeira e Anhanduizinho (CAMPO GRANDE, 2017). Essa bacia hidrográfica passou por intenso processo de urbanização nas últimas décadas devido à implantação de empreendimentos imobiliários, acontecimento que provocou alteração da cobertura do solo e, como consequência, redução da interceptação e da infiltração da água de chuva e aumento do escoamento superficial. Em termos quantitativos, a Bacia do Córrego Bandeira possui, aproximadamente, 13,3 km² de área e apresenta porcentagens de loteamento, áreas impermeabilizadas e redes de abastecimento de água de 82%, 54% e 92% respectivamente (CAMPO GRANDE, 2017), valores que fortalecem a importância dos estudos voltados à compreensão dos impactos da

urbanização nas águas subterrâneas na região.

Quanto ao contexto geológico, consoante Pontes *et al.* (2009), o Campus da UFMS na cidade de Campo Grande, onde está inserida a Área Experimental de Geotecnia e Hidrogeologia, está na borda oeste da Bacia Sedimentar do Paraná, especificamente sobre basaltos da Formação Serra Geral do Grupo São Bento (Figura 4). Os mencionados autores explicam que há arenitos da Formação Botucatu abaixo das rochas basálticas com grande potencial hídrico e que ocorrem aluviões recentes sobrepostos ao basalto. Segundo Lastoria *et al.* (2006), as espessuras dos basaltos da Formação Serra Geral variam entre 100 m e 350 m no município de Campo Grande, e as profundidades dos poços tubulares perfurados nesses basaltos variam de 30 m a 300 m. Sobre esse assunto, é oportuno mencionar que os piezômetros da Área Experimental de Geotecnia e Hidrogeologia da UFMS estão instalados em uma profundidade cuja característica é de ser uma área intemperizada do aquífero fraturado Serra Geral.

Figura 4 - Área de estudo e Formações e Grupos aflorantes no município de Campo Grande.



Fonte: elaboração própria, com base em dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e do Mapa hidrogeológico do Brasil (escala 1:5.000.000) do Serviço Geológico do Brasil/Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (SGB/CPRM).

Em relação ao Sistema Aquífero Serra Geral, Lastoria *et al.* (2006) informam que, no

Estado de Mato Grosso do Sul, os basaltos da Formação Serra Geral representam um dos principais aquíferos, porquanto em sua área de afloramento estão localizadas as duas microrregiões mais densamente habitadas: Campo Grande e Dourados. Para Pontes *et al.* (2009), além de Campo Grande e Dourados, cidades como Sidrolândia, Caarapó e Ponta Porã também utilizam as águas do Sistema Aquífero Serra Geral, o qual apresenta característica de ser um aquífero fraturado e heterogêneo, para abastecer a população. O Sistema Aquífero Serra Geral é uma das fontes de suprimento de água para abastecimento público e atividades agroindustriais e isso ocorre por causa dos custos de construção dos poços tubulares, da qualidade da água e das satisfatórias vazões obtidas (LASTORIA *et al.*, 2006).

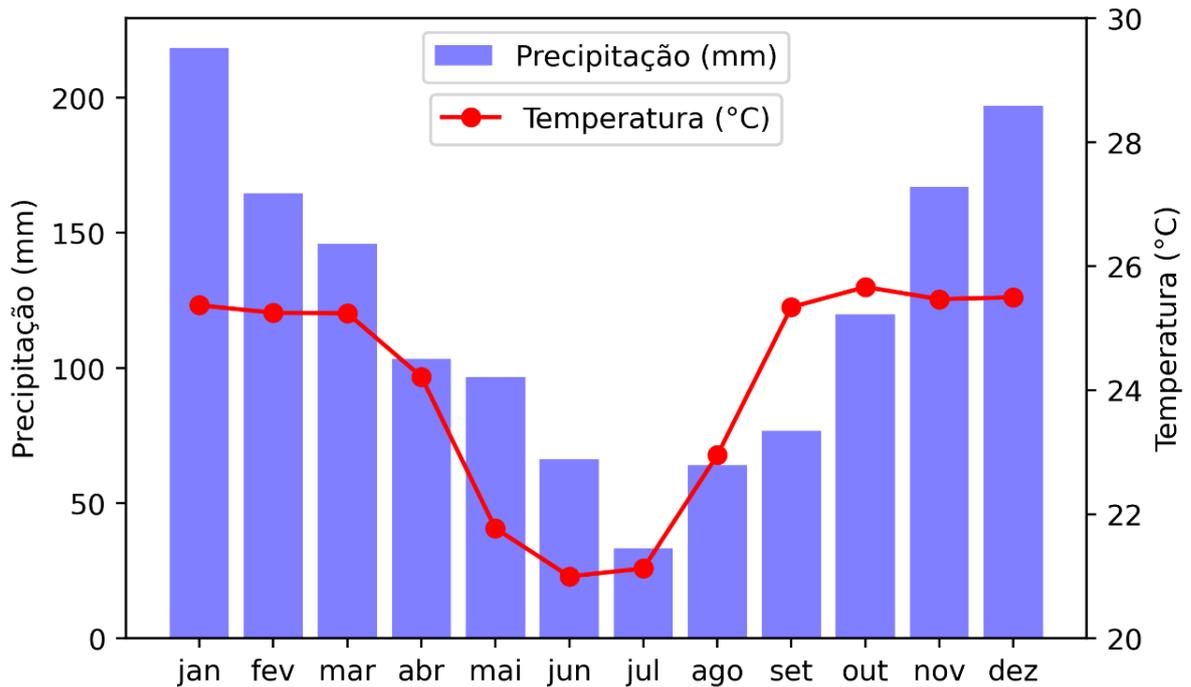
No estado de Mato Grosso do Sul, o Sistema Aquífero Serra Geral apresenta, segundo Lastoria *et al.* (2006), temperatura das águas entre 24 °C e 28 °C; pH entre 5,5 e 7,7; baixa mineralização, evidenciada pelos valores de condutividade elétrica entre 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$; e, conforme Cavazzana *et al.* (2012), comportamento corrosivo. Além dessas características, um estudo desenvolvido por Tcacenco-Manzano *et al.* (2019) mostra que, no perímetro urbano de Campo Grande (MS), 46% do abastecimento público de água é proveniente de poços tubulares dos Sistemas Aquíferos Bauru, Guarani e Serra Geral, os quais possuem, respectivamente, vazões médias de 25 m^3/h , 250 m^3/h e 30 m^3/h , e capacidades específicas médias de 3,7 $\text{m}^3/\text{h.m}$ (produtividade alta), 5,8 $\text{m}^3/\text{h.m}$ (produtividade muito alta) e 2,3 $\text{m}^3/\text{h.m}$ (produtividade moderada).

A Área Experimental de Geotecnia e Hidrogeologia está inserida em uma região da cidade denominada “Unidade Homogênea IA”, a qual apresenta vulnerabilidade natural das águas subterrâneas baixa e corrosividade moderada preponderantemente (CAMPO GRANDE, 2020). Nessa unidade, especificamente na região sudeste de Campo Grande, a predominância da classe de declividade é suave ondulado, com valores variando de 3% a 6% (CAMPO GRANDE, 2020). Russi, Gabas e Lastoria (2019) realizaram ensaios de análise granulométrica na área de estudo deste trabalho e observaram predominância de argila (porcentagem superior a 50% em todos os ensaios), seguida por silte (entre 11,2% e 16,9%) e areia (entre 28,1% e 34,3%). Esses valores estão em consonância com os resultados obtidos por Ribeiro *et al.* (2017), os quais coletaram amostras na mesma área e obtiveram as seguintes porcentagens após ensaios de granulometria: 54% de argila, 19% de silte e 27% de areia.

No que concerne ao clima, a Bacia do Córrego Bandeira, na qual está inserida a área de estudo, encontra-se no clima tropical com inverno seco (Aw, Köppen) e sofre influência do clima subtropical com verão quente (Cfa, Köppen) por estar em uma região de transição

climática (PEEL *et al.*, 2007). No município de Campo Grande, as maiores médias de temperatura (em torno de 25 °C) ocorrem entre setembro e março e as menores médias (em torno de 21 °C) são verificadas em maio, junho e julho (Figura 5). Por fim, a distribuição anual de precipitação não é uniforme (Figura 5), observando-se que o período de maior precipitação ocorre de outubro a março e o de menor, entre abril e setembro (INMET, 2023).

Figura 5 - Temperatura e precipitação médias mensais em Campo Grande/MS, com base na série histórica de 2013-2022.



Fonte: elaboração própria, com base em dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

4.3 Procedimentos específicos

Para atingir os objetivos deste trabalho, foi necessário instalar um sistema de vazamento de água e coletar dados primários de níveis de água, temperatura da água subterrânea e precipitação. Como etapa preliminar ao experimento de vazamento de água, determinamos o volume diário perdido por metro de rede com base em dados de população, volume diário de água potável distribuído, índice de perdas e extensão da rede de distribuição de água. Nesse contexto, os tópicos seguintes descrevem a metodologia empregada na determinação do volume diário perdido por metro de rede, na instalação do experimento e na análise dos dados.

4.3.1 Cálculo do volume de água perdido

Para avaliar os impactos dos vazamentos nos sistemas de distribuição de água potável na recarga de aquíferos, fez-se necessário, a princípio, determinar o volume diário de água perdido por metro de extensão da rede de abastecimento. Para tanto, foram utilizados dados disponibilizados pela Agência Municipal de Meio Ambiente e Planejamento Urbano (PLANURB), pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e pelo Ministério do Desenvolvimento Regional por meio da Secretaria Nacional de Saneamento (MDR/SNS). As informações utilizadas foram (Tabela 2): população estimada de Campo Grande (IBGE, 2017), população da bacia do Córrego Bandeira (CAMPO GRANDE, 2017), volume de água distribuído por dia em Campo Grande (IBGE, 2017), índice de perdas na distribuição (BRASIL, 2020b) e extensão da rede de distribuição de água potável (determinada utilizando ferramentas de geoprocessamento).

Tabela 2 - Parâmetros utilizados nos cálculos para determinação do volume de água perdido por metro de extensão da rede de distribuição de água.

Parâmetro	Valor
População estimada de Campo Grande	916.001 hab
População da bacia do Córrego Bandeira	33.472 hab
Volume de água potável distribuído em Campo Grande	240.978.000 L/dia
Índice de perdas na distribuição em Campo Grande	19,32 %
Extensão da rede de distribuição de água na bacia do Bandeira	335.897,75 m

Fonte: elaboração própria, com base em Brasil (2020b), Campo Grande (2017) e IBGE (2017).

Com os dados apresentados na Tabela 2, procedeu-se à sequência de cálculos para determinar o volume diário de água perdido por metro de rede. Primeiramente, utilizando o volume de água distribuído por dia em Campo Grande e o total de habitantes da referida capital, determinou-se o volume diário de água distribuído para cada habitante (Equação 3). Na sequência, foi calculado o volume diário de água distribuído na bacia do Córrego Bandeira considerando a população total dessa bacia (Equação 4). Dando continuidade, com base no índice de perdas na distribuição em Campo Grande, verificou-se que o volume diário de água perdido na bacia é de 1.701.283,22 L/dia (Equação 5). Por fim, utilizando os valores encontrados nas equações mencionadas, determinou-se, portanto, o volume diário de água perdido por metro da rede de distribuição de água (Equação 6).

$$\text{Vol. de água diário por hab. em CG} = \frac{240.978.000 \text{ (L/dia)}}{916.001 \text{ (hab)}} = 263,08 \text{ L/hab. dia} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} \text{Vol. de água diário na bacia do Bandeira} &= 263,08 \text{ L/hab. dia} \times 33.472 \text{ hab} \\ \text{Vol. de água diário na bacia do Bandeira} &= 8.805.813,76 \text{ L/dia} \end{aligned} \quad (4)$$

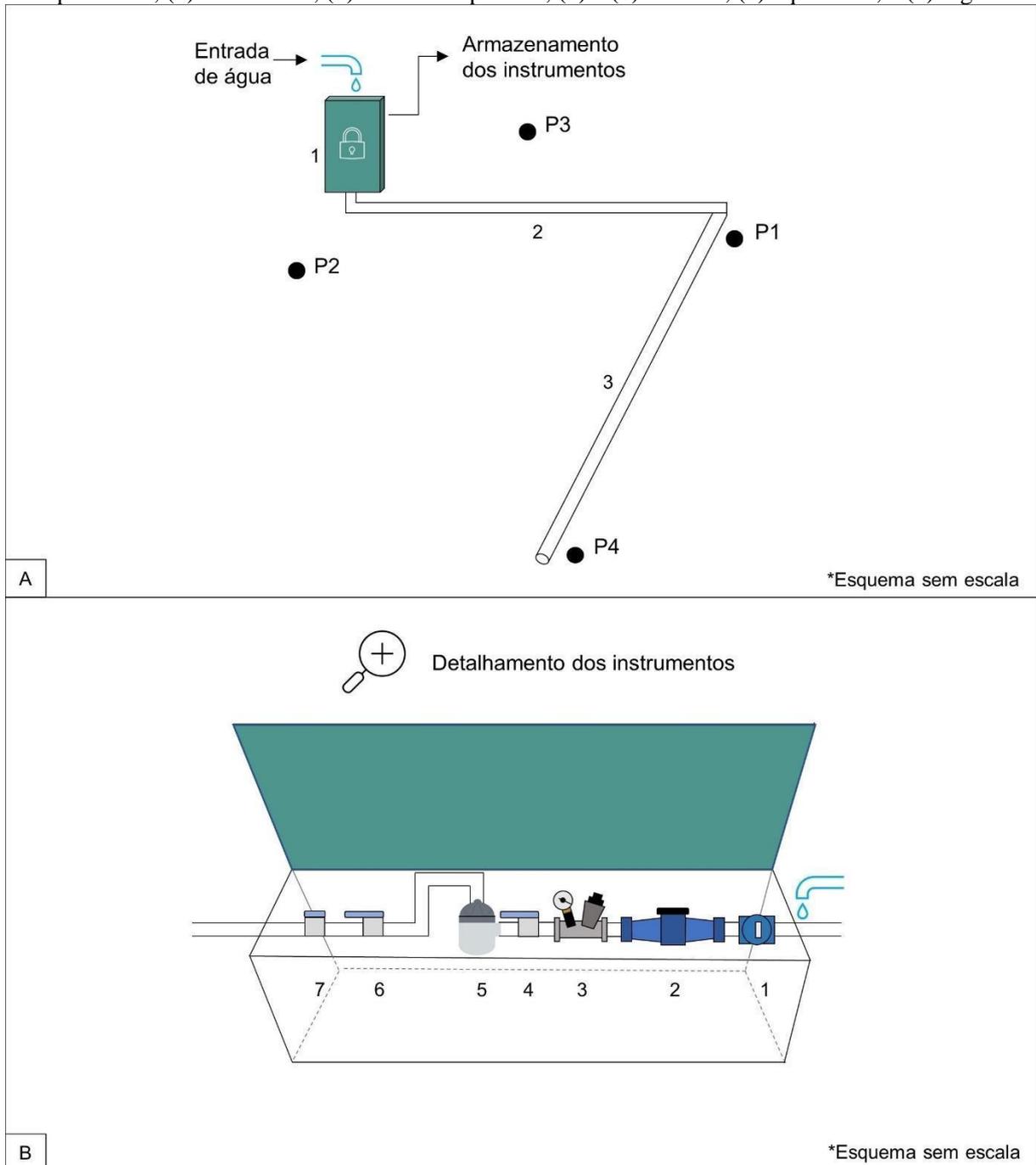
$$\begin{aligned} \text{Vol. de água diário perdido na bacia do Bandeira} &= 0,1932 \times 8.805.813,76 \text{ L/dia} \\ \text{Vol. de água diário perdido na bacia do Bandeira} &= 1.701.283,22 \text{ L/dia} \end{aligned} \quad (5)$$

$$\begin{aligned} \text{Vol. de água diário perdido por metro de rede} &= \frac{1.701.283,22 \text{ L/dia}}{335.897,75 \text{ m}} \\ \text{Vol. de água diário perdido por metro de rede} &= 5,06 \text{ L/dia. m} \end{aligned} \quad (6)$$

4.3.2 Desenho experimental

Mediante o conhecimento do volume de água diário perdido por metro de rede na bacia do Córrego Bandeira, foi possível delinear o sistema responsável por transmitir tal volume ao solo. A fonte de água desse sistema foi a própria distribuição pública do município, e o fornecimento dessa água para o solo foi realizado por meio de uma mangueira porosa enterrada a uma profundidade de 12 cm (Figura 6A: item 3). A mangueira porosa foi o instrumento utilizado para o vazamento; entretanto, o sistema também foi composto por outros itens, quais sejam: caixa de armazenamento e proteção dos instrumentos (Figura 6A: item 1); mangueira comum não porosa responsável por transpor a água da torneira para a mangueira porosa (Figura 6A: item 2); temporizador para controlar o tempo de vazamento (Figura 6B: item 1); hidrômetro para monitorar o volume de água vazado (Figura 6B: item 2); redutor de pressão para garantir pressão adequada para utilização da mangueira porosa (Figura 6B: item 3); torneiras para coletar amostras de água e verificar sua temperatura (Figura 6B: itens 4 e 6); aquecedor para alterar a temperatura da água (Figura 6B: item 5); e registro (Figura 6B: item 7).

Figura 6 – (A) configuração, em planta, do design experimental com representação dos quatro piezômetros disponíveis na área de estudo: P1, P2, P3 e P4. (B) composição do sistema: (1) temporizador; (2) hidrômetro; (3) redutor de pressão; (4) e (6) torneira; (5) aquecedor; e (7) registro.

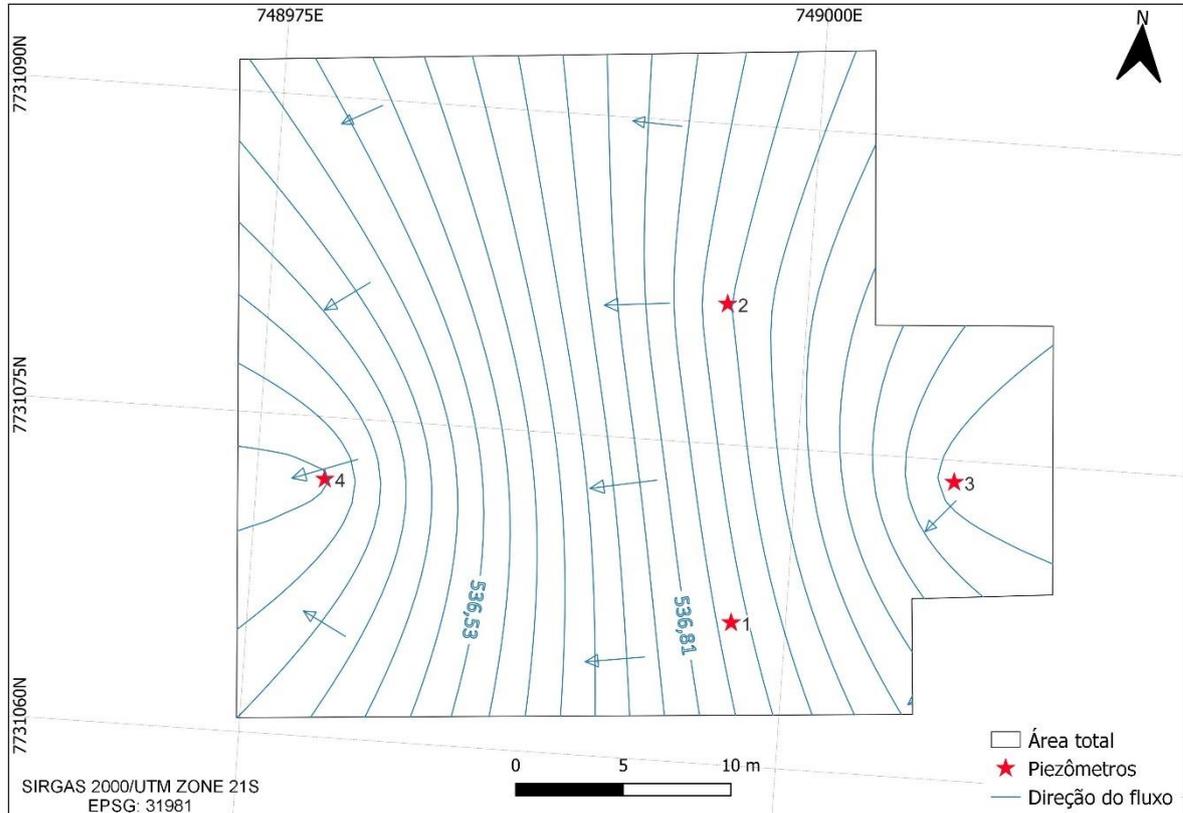


Fonte: elaboração própria.

A disposição da mangueira porosa foi escolhida com base no mapa potenciométrico da área (Figura 7), o qual está em consonância com o mapa de fluxo apresentado no trabalho de Russi, Gabas e Latoria (2019). Sucintamente, com base na direção do fluxo da água subterrânea, a mangueira porosa foi instalada a um metro de distância dos poços P1 e P4 com a pretensão de detectar a influência do vazamento nos níveis freáticos desses piezômetros.

Considerando a disposição da mangueira porosa e a direção do fluxo, os poços P2 e P3 foram utilizados como poços de controle.

Figura 7 – Mapa potenciométrico da Área Experimental de Hidrogeologia e Geotecnia.



Fonte: elaboração própria.

Demonstrou-se, até então, o cálculo para determinação do volume diário de água a ser vazado por metro de rede e justificou-se o posicionamento da mangueira porosa. Assim, resta explicar como foram determinados o volume de água vazado (considerando o comprimento da mangueira porosa de 21,60 m) e o tempo de vazamento de água para o solo. Por meio de testes de vazão (mera verificação da quantidade de água registrada no hidrômetro em um intervalo de tempo), constatamos que o volume de água por metro e hora na mangueira porosa é de, aproximadamente, 9,0 L/m.h, ou seja, 194 L/h em uma extensão de 21,60 m. Sabendo que o volume diário de água perdido por metro de rede na Bacia do Córrego Bandeira é de 5,06 L/dia.m e a extensão da mangueira porosa é de 21,60 m, verificamos a necessidade de vaziar 109 L/dia (5,06 L/dia x 21,60 m). Dessa forma, considerando que a mangueira porosa de 21,60 m de comprimento possibilita o vazamento de 194 L em uma hora (60 minutos), para atingir a o volume vazado de 109 L/dia, configuramos o temporizador para permitir o fluxo de água

durante 34 min. É relevante mencionar que, para minimizar o processo de evapotranspiração, a mangueira porosa foi coberta com material plástico e brita e o início do vazamento foi programado para o horário das 3h00. Além disso, ajustes no tempo de vazamento foram realizados com base no acompanhamento do volume vazado por meio do hidrômetro.

Resumidamente, o volume de água perdido para o solo foi controlado por meio do temporizador, do redutor de pressão (acurácia do equipamento $\pm 0,5$ bar) e do hidrômetro (acurácia do equipamento $\pm 0,0001$ m³). Além do controle instrumental, houve acompanhamento do sistema com o objetivo de identificar falhas de operação, como destampamento da mangueira porosa e furos na mangueira de transposição de água. No que concerne aos níveis de água, nos piezômetros P1, P2, P3 e P4 foram realizadas medições manuais semanais (acurácia do equipamento ± 1 mm); já nos piezômetros P2 e P4, além das medições manuais semanais, o monitoramento dos níveis de água e da temperatura (acurácia do equipamento $\pm 0,50$ °C) foi automatizado mediante a instalação de *dataloggers* selados, cujas medições foram programadas para ocorrer a cada quinze minutos.

4.3.3 Precipitação e infiltração do volume vazado

No tocante à precipitação, ressalta-se que essa variável teve seus valores coletados – com intervalo entre as medições de quinze minutos – por meio de um pluviômetro pertencente ao Laboratório de Águas Subterrâneas e Áreas Contaminadas (LASAC) da UFMS, o qual está distante, aproximadamente, em linha reta, 345 m da área experimental. Os dados de precipitação foram tabelados para possibilitar o estudo da relação entre precipitação e alteração nos níveis de água dos piezômetros.

No que concerne aos dados de infiltração do volume vazado, essa variável foi calculada com base no volume de água vazado diariamente (quantificado no instrumento hidrômetro) e na área da mangueira (Equação 9), cujo diâmetro externo é de meia polegada, ou seja, 0,0127 m de diâmetro e 0,00635 m de raio, de tal forma que foram tabelados dados de litro por metro quadrado, resultando na infiltração (mm/dia).

$$\begin{aligned} \text{Área da mangueira} &= 2\pi rh \\ \text{Área da mangueira} &= 2\pi \times 0,00635 \text{ m} \times 21,60 \text{ m} \\ \text{Área da mangueira} &= 0,86 \text{ m}^2 \end{aligned} \tag{9}$$

4.3.4 Temperatura da água do aquífero como traçador

A maioria das técnicas de rastreamento do fluxo das águas subterrâneas requer muito mais empenho e experiência do que o mero registro da temperatura da água subterrânea em poços de monitoramento (KURYLYK; IRVINE, 2019). Para esses autores, o calor possibilita uma análise complementar dos sistemas de águas subterrâneas e o esforço e as despesas incorridos nas medições de temperatura são mais do que justificados pela perspectiva hidrogeológica que podem potencialmente fornecer. À vista disso, neste trabalho, *dataloggers* selados foram instalados em dois piezômetros e configurados para coletar dados de temperatura da água subterrânea.

Na área de estudo, *dataloggers* selados foram instalados em dois dos quatro piezômetros existentes. Os registros dos valores de temperatura da água no piezômetro P4 (perto do vazamento) a cada quinze minutos foram úteis para verificar possíveis alterações de temperatura provocadas pela chegada da água oriunda do vazamento induzido. Por sua vez, os registros dos valores de temperatura da água no piezômetro P2 (longe do vazamento) a cada quinze minutos foram utilizados como controle, função principal do mencionado poço de monitoramento.

Quanto aos valores de temperatura da água proveniente do vazamento, é preciso relatar que as medidas registradas nos momentos em que o aquecedor estava desligado e ligado foram de, respectivamente, 35 °C e 52 °C (acurácia do termômetro ± 1 °C). A utilização do aquecedor da água do vazamento possibilita compreender se a água em temperatura elevada pode ser utilizada como rastreador de perdas de baixa porcentagem (19,32% neste caso).

4.4 Análise dos dados

A instalação do sistema responsável pelo vazamento de água e dos *dataloggers* selados em dois dos quatro piezômetros disponíveis na área experimental possibilitou a geração de dados, os quais viabilizaram por meio de análises o exame da hipótese de que pequenos volumes de vazamentos nos sistemas de abastecimento de água afetam a recarga de aquífero livre. Sucintamente, com a série de dados de volume vazado, precipitação e níveis de água em P2 (longe do vazamento) e P4 (perto do vazamento): realizamos o cálculo da recarga em cada piezômetro; comparamos as séries de recarga por meio de testes estatísticos; verificamos a correlação entre precipitação e níveis de água; e analisamos mudanças nos níveis de água.

Diante de tal consideração, os parágrafos a seguir demonstram as ferramentas utilizadas na análise dos dados coletados que possibilitaram a verificação da hipótese deste trabalho.

Após a coleta dos dados de níveis de água nos piezômetros P2 e P4 entre 13/12/2022 e 13/07/2023, sucedeu-se aos cálculos das recargas nesses dois poços de monitoramento. A recarga em cada um dos poços foi calculada usando as flutuações do nível freático, as quais, segundo Heppner e Nimmo (2005), ocorrem em aquíferos não confinados devido à adição de água na zona saturada e a subtração de água para corpos de água superficiais a jusante. Neste trabalho, com base em Heppner e Nimmo (2005) e Cunha, Mourão e Cota (2017), utilizamos o método da flutuação dos níveis de água subterrânea (*Water Table Fluctuation – WTF*) por meio da abordagem da curva principal de recessão (*Master Recession Curve – MRC*) para calcular as recargas.

Conforme explicam Heppner e Nimmo (2005), a determinação do valor da recarga mediante o uso do método da flutuação dos níveis de água subterrânea ocorre por meio da multiplicação do aumento do lençol freático e do rendimento específico (Equação 10). Em relação ao aumento do nível de água, Cunha, Mourão e Cota (2017) o caracterizam como a diferença entre o ponto máximo de uma elevação do NA e o ponto mais baixo da curva de recessão antecedente extrapolada até o momento do ponto máximo. Essas autoras explicam que a curva de recessão é o traço que o hidrograma teria seguido caso não houvesse recarga.

$$R = H \times S_y \quad (10)$$

Em que: R é a recarga que ocorre entre o tempo inicial e o tempo final; ΔH é o aumento do nível de água relacionado ao período de recarga; e S_y é o rendimento específico.

Além da determinação da variação do NA (ΔH), há necessidade de definir um valor para o rendimento específico. Esse parâmetro, consoante Russi *et al.* (2020), fisicamente representa a quantidade de água drenada em uma camada mediante ação da gravidade. Para este trabalho, utilizamos o valor de 0,02 para o rendimento específico, o qual foi determinado indiretamente por meio do diagrama de textura (JOHNSON, 1967), considerando a análise granulométrica apresentada por Ribeiro *et al.* (2017), que obtiveram frações de argila, silte e areia com as porcentagens de, respectivamente, 54%, 19% e 27%.

Após calcularmos a recarga em P2 e a recarga em P4, utilizamos a série de dados de recarga diária gerada para cada um dos piezômetros com o objetivo de comparar os valores e verificar se os conjuntos de dados de tais poços de monitoramento são correspondentes. Para

tanto, mediante cálculos estatísticos executados na linguagem *Python*, primeiro realizamos o teste *Shapiro-Wilk* para testar a distribuição normal dos dados de recarga diária em P2 e recarga diária em P4 (parâmetros com valores de p *Shapiro-Wilk* $< 0,05$ foram considerados não pertencentes à distribuição normal, ou seja, rejeitamos a hipótese nula de existência de normalidade nos casos de valores- $p < 0,05$). Em seguida, considerando o resultado obtido no teste de distribuição normal, aplicamos o teste de *Wilcoxon* para avaliar a hipótese nula de que os conjuntos de dados são estatisticamente semelhantes (a hipótese nula é rejeitada quando $\text{valor-}p < 0,05$).

O procedimento posterior foi a geração do espectro da transformada *Wavelet* (GOMEZ et al., 2018; GRINSTED; MOORE; JEVREJEVA, 2004) para analisar oscilações localizadas nas séries temporais dos níveis de água e da precipitação. Resumidamente, as *Wavelets* são pequenas funções ondulatórias que podem ser “esticadas” ou “comprimidas” e começam e terminam em um ponto finito do tempo, sendo, portanto, adequadas para analisar sinais no domínio da escala de tempo em múltiplas resoluções (CROWLEY, 2007). A transformada *Wavelet* é uma ferramenta amplamente utilizada em estudos relacionados às águas subterrâneas, como pode ser verificado nos trabalhos de Baulon et al. (2022); Cheng et al. (2021); Dong et al. (2022); Rezaei e Gurdak (2020); Wang et al. (2023); e Yang e Wang (2021).

Por fim, realizamos análise de correlação e correlação cruzada entre precipitação e variação de nível a fim de verificar se eventos de precipitação alteram os níveis freáticos dos piezômetros P2 e P4. Entre as análises estatísticas de séries temporais, é interessante considerar a correlação cruzada, uma vez que ela permite que seja conhecido o tempo de resposta da elevação do lençol freático após eventos de precipitação (TERAMOTO; CRIONI; CHANG, 2021). Essencialmente, essa técnica atrasa uma série temporal em relação à outra e, então, calcula o coeficiente de correlação para a série modificada (YEE; CHOI, 2022). Nesse contexto, recorrendo à linguagem *Python*, utilizamos os conjuntos de dados de soma diária de precipitação (variável de entrada x) e média diária de nível de água (variável de saída y) para medir a similaridade de ambas as séries temporais em função do deslocamento de uma em relação à outra.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Empregando a metodologia proposta, obtivemos resultados que possibilitaram verificar se porcentagens representativas de vazamentos nos sistemas de abastecimento de água afetam a recarga de aquífero livre. Os resultados que viabilizaram a verificação da hipótese estão pormenorizados nos subitens seguintes, os quais estão em consonância com os objetivos específicos do trabalho. Em resumo, inicialmente, apresentamos as recargas para os piezômetros P2 e P4; depois, comparamos os conjuntos de dados de recarga de cada poço de monitoramento; em seguida, exibimos o espectro da transformada *Wavelet*; posteriormente, expomos o tempo de resposta do nível de água do lençol freático após eventos de precipitação; por fim, apresentamos as variações das temperaturas das águas em P2 e P4.

5.1 Estimativa da recarga nos poços de monitoramento

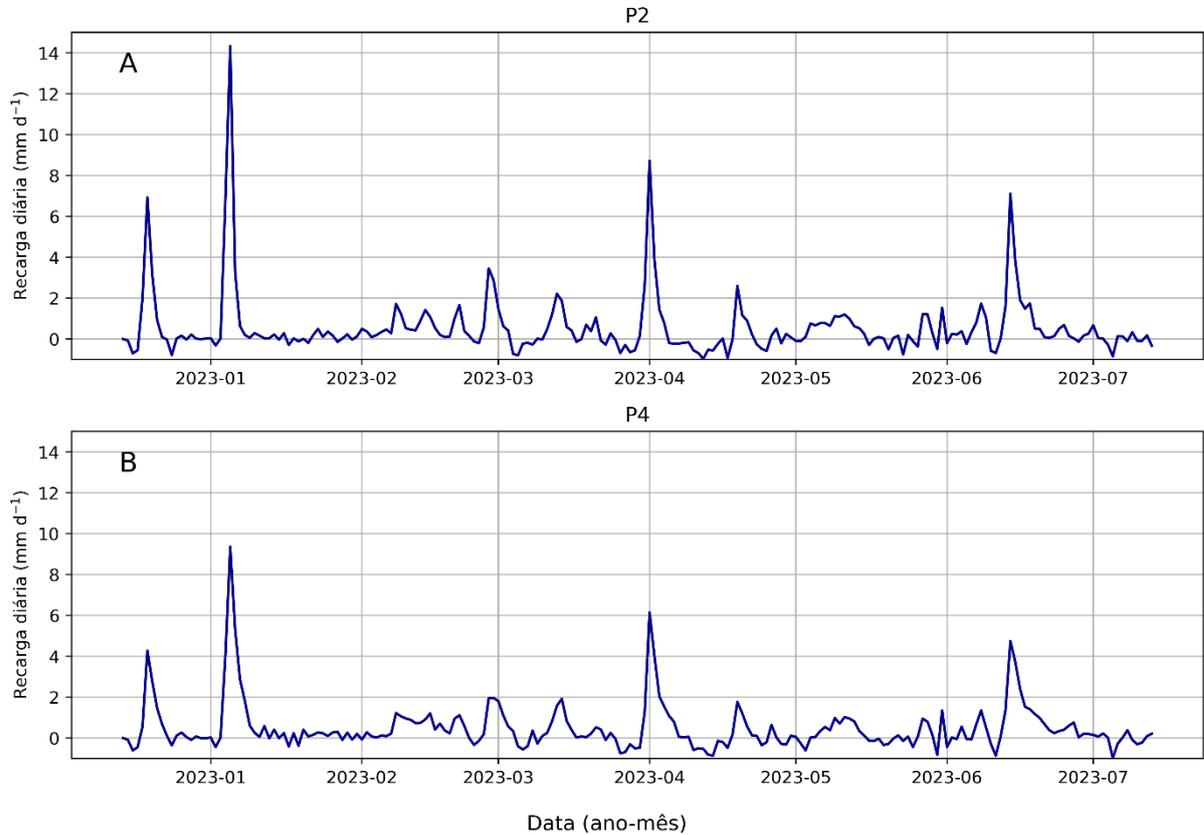
Durante o período analisado (entre 13 de dezembro de 2022 e 13 de julho de 2023), a recarga total no piezômetro P2 (longe do vazamento) foi de 117 mm. No que concerne aos valores de recargas diárias para o período estudado (Figura 8A e Apêndice B), as maiores taxas foram de 14 mm, 9 mm, 7 mm, 7 mm e 3 mm, e ocorreram, respectivamente, em 04/01/2023, 31/03/2023, 13/06/2023, 18/12/2022 e 26/02/2023. Baum, Mancuso e Fritzen (2018) estimaram a recarga anual para poços localizados no Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) e obtiveram valores que variaram de 30,6 mm/ano a 783,0 mm/ano, sugerindo, assim, que a recarga estimada é compatível com os valores calculados para poços do SASG.

Em relação ao poço de monitoramento localizado perto do vazamento (piezômetro P4), durante o período analisado (entre 13 de dezembro de 2022 e 13 de julho de 2023), a recarga total foi de 104 mm. Em relação às recargas diárias (Figura 8B e Apêndice B), os maiores valores foram de 9 mm, 6 mm, 5 mm, 4 mm e 2 mm, e ocorreram, respectivamente, em 04/01/2023, 31/03/2023, 13/06/2023, 18/12/2022 e 27/02/2023.

Comparando os valores de recargas diárias, é perceptível que as recargas diárias de P2 são maiores que as recargas diárias de P4 (Figura 8), e isso pode ser justificado, entre outros fatores, pela menor profundidade do lençol freático em P2, conforme níveis de água já apresentados na Figura 3. Embora a recarga total para o período estudado tenha sido maior no piezômetro localizado longe do vazamento (P2), não é correto afirmar que isso ocorreu devido

a alterações no fluxo subterrâneo que provocaram recarga no poço de monitoramento P2 em vez do poço de monitoramento P4.

Figura 8 - Taxas de recargas diárias para os poços de monitoramento.



Fonte: elaboração própria.

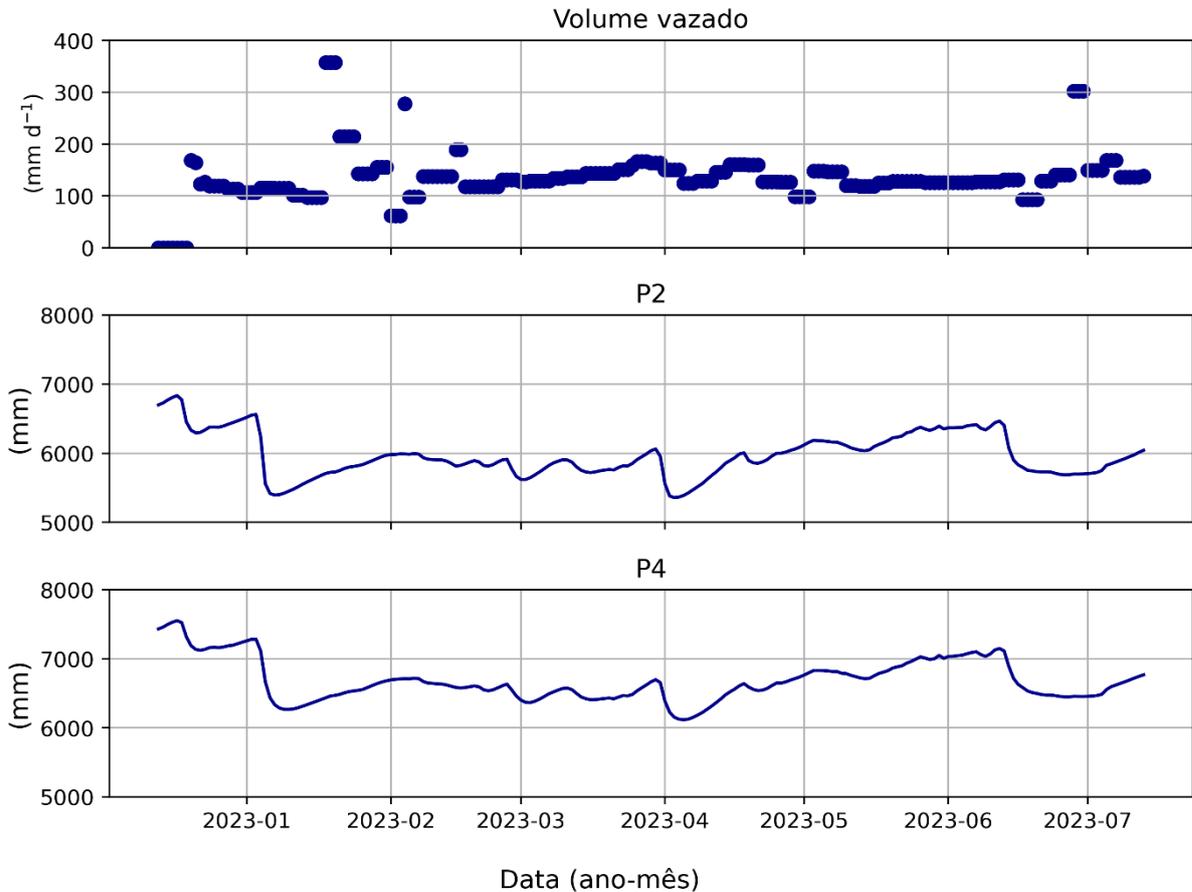
Em relação aos diferentes valores de recarga, é interessante apresentar o entendimento de Santarosa *et al.* (2021), os quais asseveram que, além das mudanças climáticas, vários outros fatores locais podem afetar a recarga das águas subterrâneas, como a estrutura geológica; a cobertura, a textura e a umidade do solo; a topografia da superfície; a profundidade do lençol freático e os caminhos preferenciais. Especificamente na área estudada, Russi (2019) constatou vazios em formato de câmaras ou túneis com dimensões em torno de 10 cm associados à presença constante e intensa de formigas (*Atta sexdens*), os quais podem estar interligados e formar uma rede de conexões subterrâneas. Embora seja necessário realizar um levantamento mais completo das espécies de formigas existentes na área experimental e da dinâmica de funcionamento de seus ninhos, não se pode descartar a possibilidade de que as câmaras e os túneis construídos pelas formigas contribuem para a criação de caminhos preferenciais da água. Assim, sobre a investigação acerca das heterogeneidades de campos de pequena escala, é

recomendado que, futuramente, sejam realizados estudos empregando técnicas geofísicas não invasivas na Área Experimental de Geotecnia e Hidrogeologia da UFMS, como sugerem De Carlo, Perkins e Caputo (2021).

Constatada a diferença entre os valores de recarga de P2 e P4, utilizamos a linguagem *Python* para verificar a semelhança estatística entre os conjuntos de dados de recarga diária nos dois poços. Assim, primeiro, empregamos o *Shapiro-Wilk* para testar a distribuição normal do conjunto de dados das recargas diárias de P2 e P4, e obtivemos valores-p de, respectivamente, $5,187 \times 10^{-23}$ e $7,459 \times 10^{-20}$. Como os valores-p foram menores do que 0,05, rejeitamos a hipótese nula e decidimos que os dados não são similares a uma distribuição normal. Com base nesse resultado, executamos a biblioteca responsável pelo teste de *Wilcoxon* e o resultado obtido do valor-p foi de 0,346 (maior que 0,05), impedindo a rejeição da hipótese nula e, portanto, evidenciando que os conjuntos de dados são estatisticamente semelhantes. Sendo assim, entendemos que a quantidade de água proveniente do vazamento induzido não foi capaz de provocar alteração na recarga do piezômetro P4 e que o maior valor de recarga em P2 não está associado ao vazamento, mas pode estar associado às características locais que permitem maior recarga no entorno desse poço de monitoramento.

Especificamente sobre os valores de média, máximo e mínimo, em relação ao volume vazado diariamente por meio da mangueira porosa, o volume médio durante o período experimental foi de 139 mm/dia; o valor máximo foi de 357 mm/dia e o valor mínimo foi de 61 mm/dia (Figura 9). Quanto aos valores de níveis de água de P2, a média foi de 5964 mm; o máximo foi de 6835 mm (em 17/12/2022) e o mínimo foi de 5356 mm (em 03/04/2023), resultando em uma amplitude de 1479 mm. Por fim, os valores de média, máximo, mínimo e amplitude de P4 foram de, respectivamente, 6680 mm; 7552 mm (em 17/12/2022), 6118 mm (em 05/04/2023) e 1434 mm. Conforme Figura 9, é notório que os níveis de água em P2 e P4 apresentam variações semelhantes, e que volume vazado diariamente não influencia os níveis de água de P2 e P4, ratificando que o vazamento induzido não foi capaz de provocar alteração nas recargas. Sobre isso, é oportuno mencionar as limitações do experimento: não representação da pressão na rede de distribuição de água; não utilização da mangueira porosa em profundidade semelhante à profundidade das tubulações da rede de fornecimento de água; e não utilização de material semelhante ao material das tubulações. Assim, deve ficar claro que a verificação de que o volume vazado induzido não provocou alterações nas recargas é aceitável apenas no cenário do experimento.

Figura 9 - Volume diário de água vazado e níveis de água nos piezômetros da área de estudo.



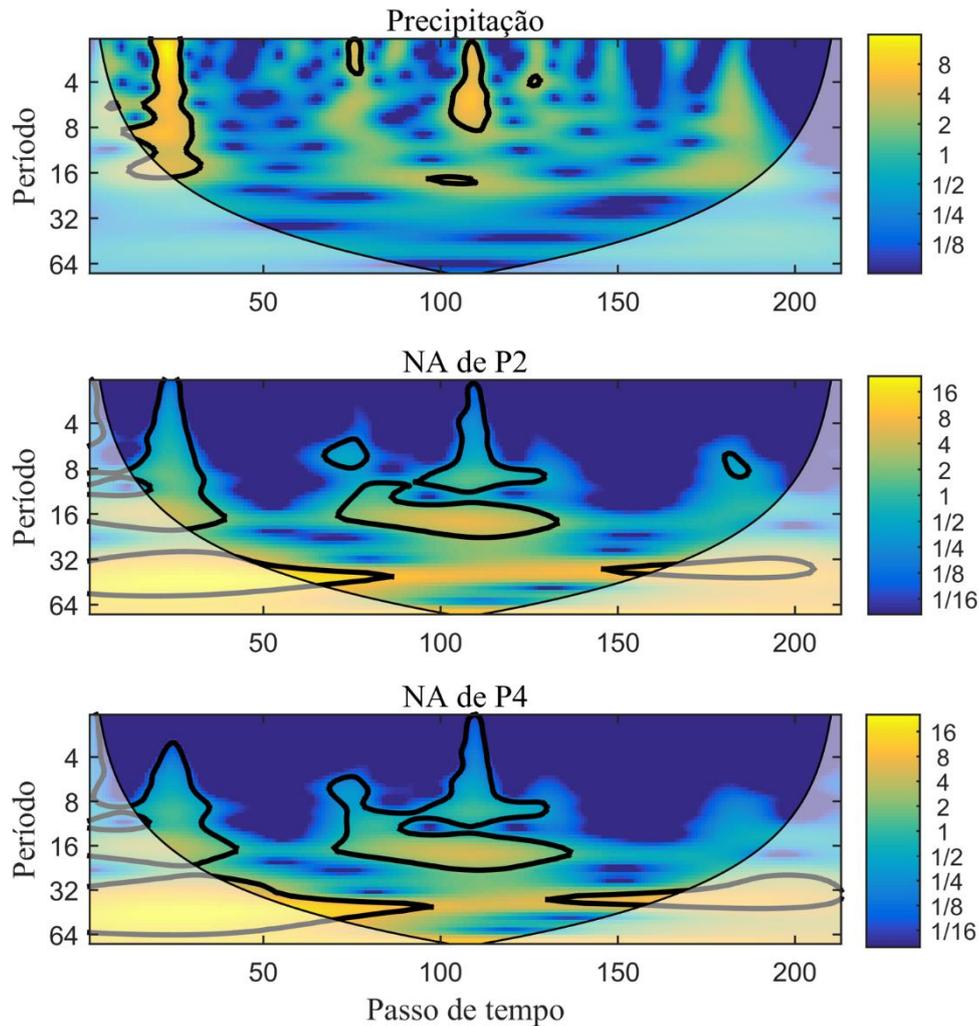
Fonte: elaboração própria.

Diante da verificação de que os vazamentos não provocaram alterações nos níveis de água dos piezômetros, exploramos o espectro da transformada contínua *Wavelet* com a pretensão de identificar a principal causa de alteração da profundidade das águas subterrâneas. Assim, por meio das diferentes frequências no sinal analisado, as quais estão relacionadas às escalas de contrações e dilatações, construímos o espectro da transformada contínua *Wavelet* para o conjunto de dados de precipitação e níveis de água de P2 e P4 (Figura 10). Sobre a análise do espectro da transformada *Wavelet*, Gómez *et al.* (2018) explicam que somente as regiões dentro da área não desbotada, ou seja, fora do cone de influência, são uma representação precisa de tempo-frequência dos dados. Em relação à Figura 10, com base em Gómez *et al.* (2018), essa figura é denominada escalograma e se trata de uma representação gráfica da transformada contínua *Wavelet*, na qual as cores tendendo ao amarelo indicam os maiores níveis de energia, ou seja, indicam as escalas mais significativas da série de dados.

O eixo das abscissas da Figura 10 corresponde aos dias monitorados neste trabalho, ou seja, o dia 1 corresponde a 13/12/2022 e o dia 213 corresponde a 13/07/2023, totalizando 213

dias de dados coletados. Por sua vez, o eixo das ordenadas representa as escalas possíveis para a série de dados analisada. De maneira sucinta, as escalas possíveis podem ser identificadas por meio da relação “período = 2^{escala} ”, isso é, $213 = 2^{\text{escala}}$ para este estudo, que resulta em, aproximadamente, 7 escalas ($2^1, 2^2, 2^3, 2^4, 2^5, 2^6, 2^7$).

Figura 10 - Escalograma da transformada contínua *Wavelet* dos conjuntos de dados diários de precipitação e níveis de água dos piezômetros P2 e P4 para o período de 13/12/2022 a 13/07/2023.



Fonte: elaboração própria.

De acordo com a Figura 10, os eventos de precipitação resultaram em flutuações nos níveis das águas subterrâneas. Para a área de estudo deste trabalho, os dados da série de precipitação mostraram um período de oscilação significativo de 1 a 16 dias para o primeiro evento (134 mm em 04/01/2023, dia 23), de 1 a 3 dias para o segundo evento (76 mm em 26/02/2023, dia 76), de 1 a 8 dias para o terceiro evento (93 mm em 31/03/2023, dia 110) e 4

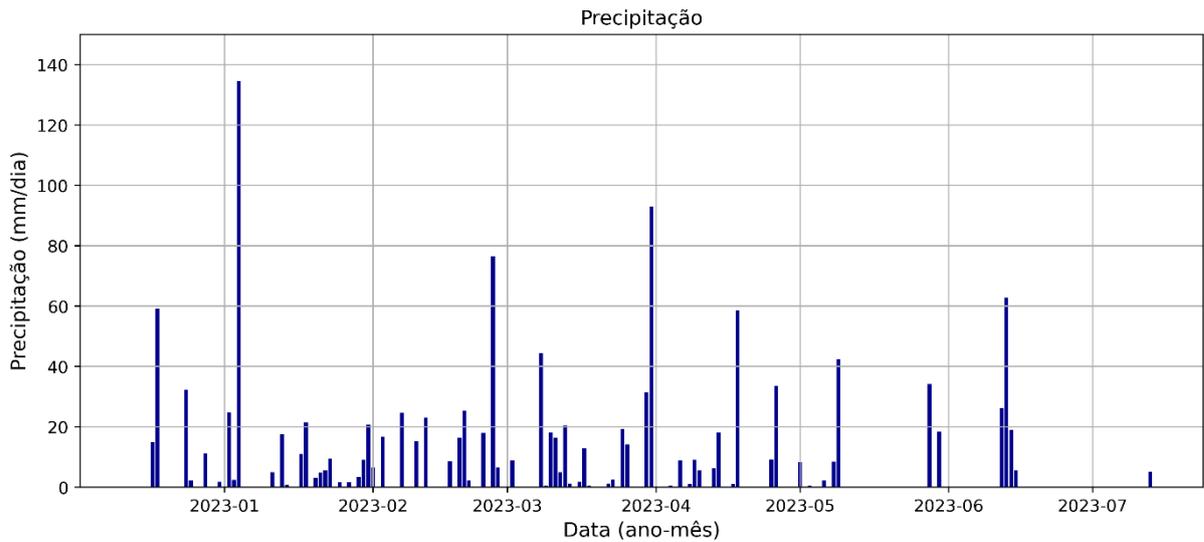
dias para o quarto evento (58 mm em 18/04/2023, dia 127). Yang e Wang (2021) e Wang *et al.* (2023) estudaram as oscilações de precipitação para vários anos e identificaram ciclo de oscilação de um ano, diferente deste trabalho que buscou identificar as oscilações em um período menor (213 dias) e verificou os dias nos quais as oscilações foram mais significativas.

Em suma, existem características comuns no espectro da transformada *Wavelet* dos níveis de água e da precipitação (Figura 10), especialmente na faixa de 1 a 16 dias, indicando que eventos de precipitação acima de 60 mm são capazes de variar os níveis de águas dos piezômetros P2 e P4. Especificamente em relação ao poço de monitoramento P2, as oscilações entre 2 e 9 dias identificadas entre os dias 180 e 187 demonstram relação com o evento de precipitação de 62 mm ocorrido em 13/06/2023, sugerindo que esse piezômetro é mais sensível aos eventos de chuva, o que pode ser utilizado para justificar o maior valor de recarga. Quanto ao P4, é notório que os períodos de oscilação são mais amplos, indicando que o retorno aos níveis de água normais é mais demorado do que em P2.

5.2 Precipitação

No período estudado (entre 13 de dezembro de 2022 e 13 de julho de 2023), foram registrados 83 dias com precipitação, os quais totalizaram 1316 mm, ressaltando-se que os maiores valores foram registrados em 04/01/2023, 31/03/2023, 26/02/2023, 13/06/2023, 18/12/2022 e 18/04/2023, com respectivos valores de 134 mm, 93 mm, 76 mm, 62 mm, 59 mm e 58 mm (Figura 11). Com base em dados da Estação Meteorológica Automática de Campo Grande do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2023), o valor total registrado é superior ao valor de precipitação registrado entre 13/12/2021 e 13/07/2022 (789 mm), entre 13/12/2020 e 13/07/2021 (751 mm), entre 13/12/2019 e 13/07/2020 (983 mm), entre 13/12/2018 e 13/07/2019 (818 mm) e entre 13/12/2017 e 13/07/2018 (709 mm). Ainda em relação à Figura 11, sucintamente, a ocorrência de precipitação na área de estudo no período analisado foi maior nas estações verão e parte do outono, e os registros de ausência prolongada de dias sem precipitação foram frequentes a partir do mês de maio.

Figura 11 - Precipitação diária durante o período monitorado.

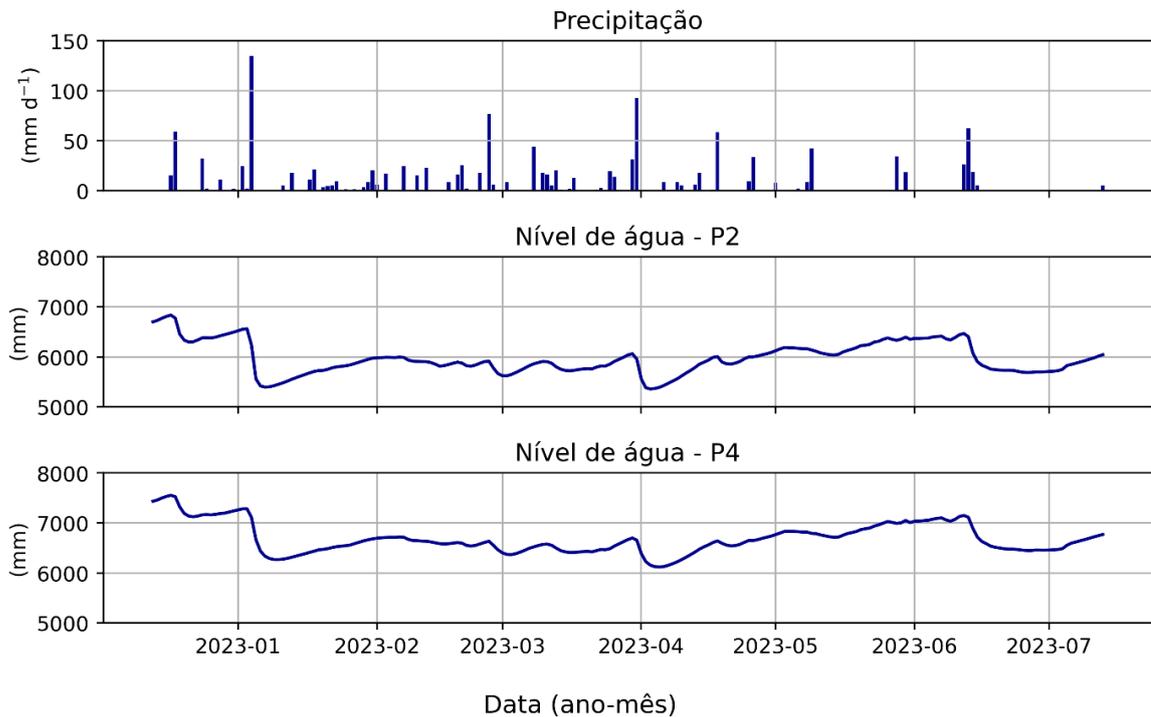


Fonte: elaboração própria.

Conhecidos os valores de precipitação e recarga total para o período estudado, sabe-se, portanto, que a recarga no piezômetro P2 representa 9% da precipitação total e a recarga no piezômetro P4 representa 8% da precipitação total. Pontes *et al.* (2009) relatam em seu estudo que a recarga do aquífero basáltico na área da UFMS corresponde de 5% a 15% ao valor da precipitação anual, indicando que o valor determinado neste estudo está de acordo com a literatura local.

Para finalizar, os valores de correlação entre as variações nos níveis de água do piezômetro P2 e a precipitação e entre as variações nos níveis de água do piezômetro P4 e a precipitação são de 0,1363 e 0,1426 respectivamente, números que demonstram correlação fraca entre as variáveis. Entretanto, por meio do gráfico apresentado na Figura 12, observamos que há alterações nos níveis de água dos piezômetros associadas aos eventos de chuva. À vista disso, usando a série temporal de precipitação como variável x deslocada e as séries temporais de níveis de água como variável y, realizamos análise de correlação cruzada para verificar o tempo de resposta do nível do lençol freático após ocorrências de precipitações.

Figura 12 - Variação de precipitação e níveis de água ao longo do período estudado.



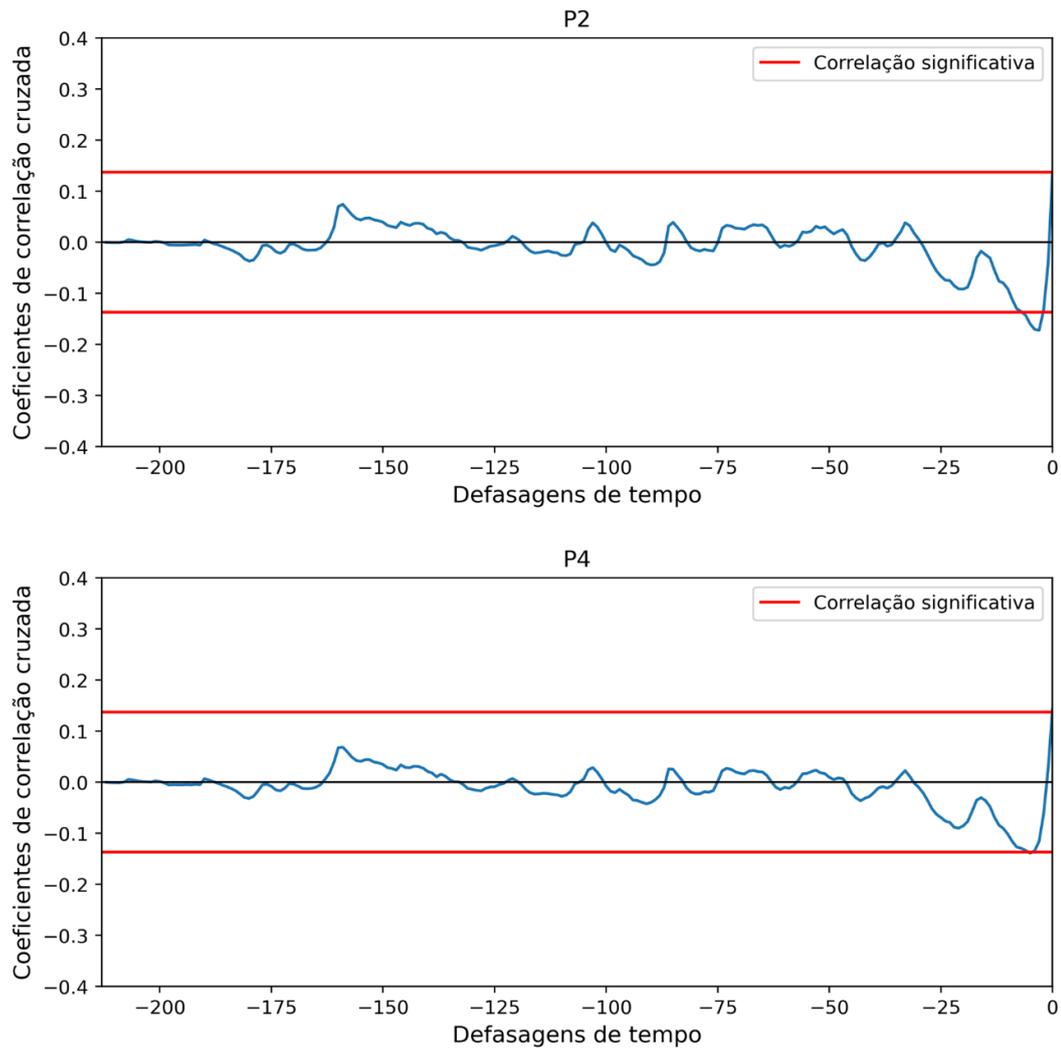
Fonte: elaboração própria.

Em relação à correlação cruzada, o eixo das abscissas do gráfico da Figura 13 apresenta os dias de atraso (defasagens) dos níveis de água em relação à precipitação. Já o eixo das ordenadas indica os valores dos coeficientes de correlação cruzada. Assim, de acordo com a Figura 13, os maiores valores de coeficientes de correlação cruzada para o piezômetro P2 estão localizados entre três e quatro dias; e os maiores valores para o piezômetro P4 estão localizados entre quatro e cinco dias, revelando curto tempo de resposta das variações dos níveis de água em relação à precipitação para ambos os poços de monitoramento. De acordo com o entendimento de Rorig e Reginato (2023), os valores negativos dos coeficientes de correlação cruzada indicam que as séries de dados analisadas (precipitação e níveis de água) apresentam um relacionamento inverso. Em outras palavras, enquanto os valores de precipitação crescem, os valores de níveis de água diminuem.

Sobre as alterações nos níveis de água após eventos de precipitação, é relevante salientar que alguns fatores podem contribuir para a rápida resposta, que podem ser, por exemplo, a permeabilidade do solo da área e a presença de areias, conforme explicam Rorig e Reginato (2023). Esses autores avaliaram o tempo de resposta dos níveis de água após eventos de precipitação em uma região localizada no sul do Brasil e encontraram tempos médios de resposta de 0,1 dia a 2 dias para poços em camadas aquíferas de areias e 10 dias para poços em

camadas aquíferas de maior teor de argila. Sobre as diferenças de profundidade dos níveis de água em P2 e P4, é pertinente apresentar o entendimento de Wang *et al.* (2023), os quais explicam que quanto mais profunda for a profundidade do lençol freático, maior será o tempo de atraso. Assim, há possibilidade de o menor tempo de resposta em P2 estar relacionado a menor profundidade do nível de água.

Figura 13 - Coeficientes de correlação cruzada entre precipitação e níveis de água nos poços de monitoramento P2 e P4.



Fonte: elaboração própria.

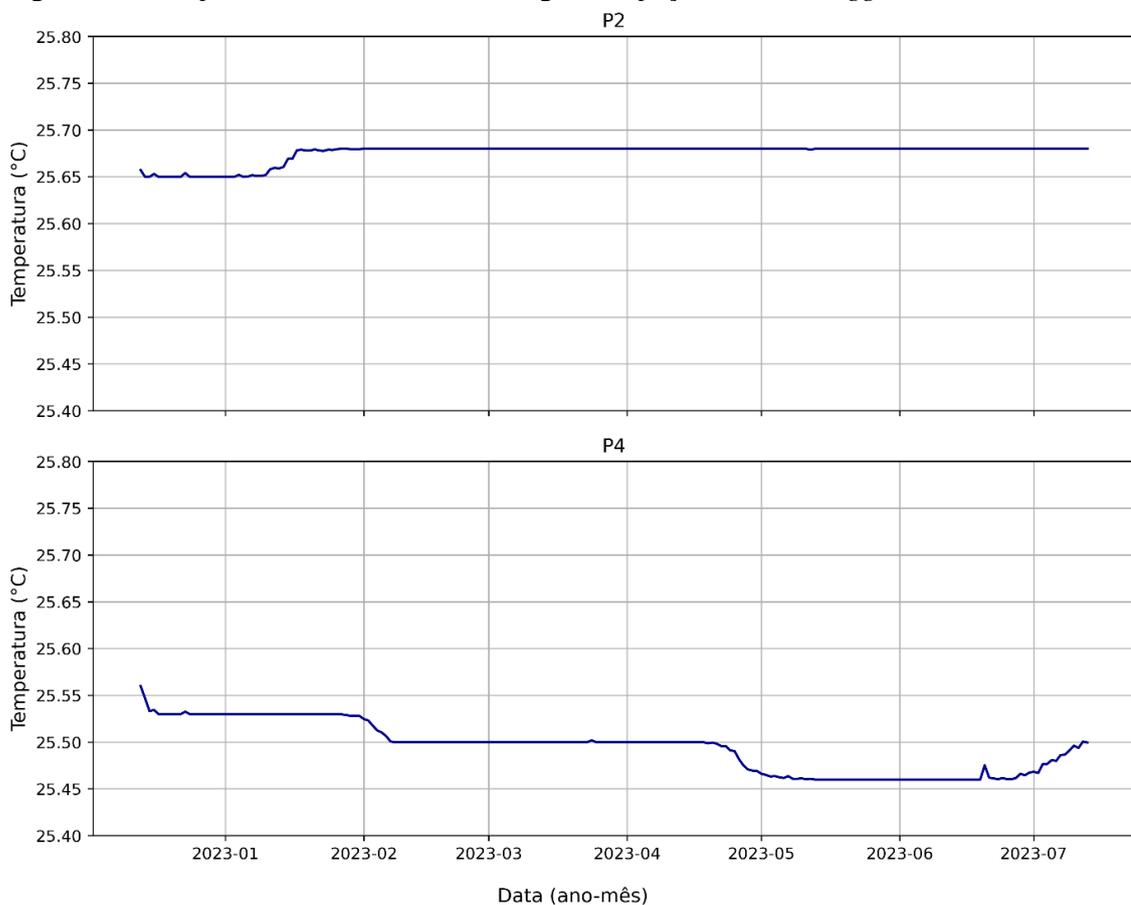
5.3 Temperatura da água nos poços monitorados

Os *dataloggers* selados instalados em P2 e P4 permitiram – além das medições dos níveis de água – o acompanhamento das variações da temperatura da água subterrânea. Com o

objetivo de verificar se a água proveniente do vazamento atingiu o lençol freático, programamos o aquecedor responsável por alterar positivamente, aproximadamente, em 20 °C a temperatura da água de vazamento para começar a funcionar a partir do dia 25/03/2023.

Nesse contexto, no período estudado (entre 13 de dezembro de 2022 e 13 de julho de 2023), a temperatura média diária da água no piezômetro P2 (Figura 14 e Apêndice C) foi de 25,67 °C e a temperatura média diária da água no piezômetro P4 (Figura 14 e Apêndice C) foi de 25,49 °C, indicando, assim, que a diferença entre as temperaturas médias diárias não é grande. A Figura 14 sugere que a temperatura da água no piezômetro P2 é maior do que a temperatura da água no piezômetro P4, o piezômetro P2 é mais estável e o piezômetro P4 apresenta mais variações; entretanto, não se pode descartar a possibilidade de que essas diferenças tenham sido causadas pela própria acurácia do equipamento ($\pm 0,5$ °C) utilizado para obter os dados de temperatura. Ainda em relação à Figura 14, apesar de os outliers terem sido removidos, restou um valor anômalo em P4 no dia 24/06/2023, o qual ocorreu em decorrência da remoção do *datalogger* selado para coleta de amostra da água subterrânea.

Figura 14 - Temperaturas médias diárias da água nos poços com *dataloggers* selados instalados.



Fonte: elaboração própria.

Os maiores volumes de vazamento ocorreram em 18/01/2023 (357 mm/dia), 28/06/2023 (301 mm/dia), 04/02/2023 (277 mm/dia), 21/01/2023 (214 mm/dia) e 15/02/2023 (188 mm/dia). Analisando a série de dados de temperatura (valores registrados a cada quinze minutos), notamos que nem mesmo os maiores vazamentos mencionados alteraram os valores de temperatura da água. Sendo assim, considerando que as temperaturas das águas nos piezômetros não apresentaram um padrão e não estão relacionadas aos maiores vazamentos, inferimos que o volume vazado de água aquecida não foi suficiente para provocar alterações nas temperaturas das águas nos poços de monitoramento.

Sobre a temperatura das águas subterrâneas, Schneider *et al.* (2021) coletaram amostras em poços rasos localizados na região sul do Brasil e verificaram valores entre 14,7 °C e 31,0 °C, intervalo que abrange os números apresentadas neste trabalho. De modo similar, Lastoria *et al.* (2006) coletaram amostras em poços perfurados no Sistema Aquífero Serra Geral nas quais as temperaturas variaram de 24 °C a 28 °C. Quanto às variações de temperatura das águas subterrâneas, Marion, Campoane e Silva (2007) explicam que a disposição das camadas de solo rocha acima do lençol freático protegem a água subterrânea do contato direto com a superfície do ar de tal maneira que ocorre pouca variação da temperatura diária e mensal. Outrossim, Freeze e Cherry (1979) salientam que o gradiente de temperatura das águas subterrâneas não é uniforme nos dez primeiros metros abaixo da superfície do solo, e isso ocorre, entre outros fatores, devido às variações diárias e sazonais da temperatura do ar.

6 CONCLUSÕES

A recarga dos aquíferos é resultado da relação entre a superfície e o subsolo, a qual pode ser severamente afetada por mudanças climáticas e mudanças na superfície do solo. Sabendo que as alterações no armazenamento de água subterrânea podem impactar atividades humanas e diversos sistemas ecológicos, os trabalhos que abordam os processos de recarga em ambientes urbanos mostram-se basilares para identificar as causas das modificações e para possibilitar uma gestão hídrica urbana realista. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivos verificar se o volume de água perdido em sistema de abastecimento de água altera o nível de água de aquífero livre e avaliar se a alteração do nível freático devido a vazamentos pode ser identificada por meio da análise de temperatura como traçador. Assim, a combinação de procedimento experimental, determinação de recarga, comparação de conjuntos de dados e identificação de oscilações em séries de dados foi utilizada para esclarecer se os vazamentos em sistemas de abastecimento de água afetam a recarga local de aquífero livre. As principais conclusões deste estudo foram:

- A recarga total para o período de 13/12/2022 a 13/07/2023 (totalizando 213 dias) foi de 117 mm no piezômetro P2 e 104 mm no piezômetro P4. Embora o valor tenha sido maior no poço longe do vazamento (P2), o teste de *Wilcoxon* revelou que os conjuntos de dados de recarga são estatisticamente semelhantes e, portanto, levando em consideração as condições do local e do experimento, a porcentagem de 19,32% de volume vazado de água não foi capaz de alterar a recarga na área de estudo. Ainda que o volume vazado experimentalmente não tenha sido capaz de alterar a recarga local, os vazamentos de água tratada e esgoto coletado – que podem contaminar o solo e a água subterrânea – não podem ser ignorados pelas concessionárias responsáveis pelos serviços de fornecimento de água potável e coleta e tratamento de esgoto doméstico;

- A precipitação total foi de 1316 mm, e a recarga em P2 e P4 corresponderam a, respectivamente, 9% e 8% da precipitação total;

- A temperatura média da água em P2 foi de 25,67 °C e em P4 foi de 25,49 °C. No contexto do estudo, a temperatura como traçador não se mostrou adequada;

- Os níveis de água no piezômetro P2 apresentam tempo de resposta aos eventos de precipitação de 3 a 4 dias. Por outro lado, os níveis de água no piezômetro P4 apresentam tempo de resposta aos eventos de precipitação de 4 a 5 dias; e

- O espectro da transformada *Wavelet* revelou que os níveis de água nos piezômetros

P2 e P4 apresentam resposta aos eventos de precipitação, e mostrou que as alterações nos níveis de água do poço de monitoramento P2 são mais vulneráveis às ocorrências de chuva.

É certo que as descobertas apresentadas neste trabalho são úteis para compreender melhor os impactos da urbanização no ciclo hidrológico local e, assim, estabelecer uma base científica e fornecer suporte para a gestão das águas subterrâneas e para o planejamento hídrico urbano. Contudo, salientamos que este trabalho apresenta limitações que devem ser consideradas e, se possível, removidas de futuros trabalhos relacionados. Primeiro, embora o nosso foco tenha sido avaliar o impacto de pequenos volumes vazados nas variações dos níveis subterrâneos de água, sugerimos que trabalhos futuros busquem representar de maneira mais fidedigna os sistemas de distribuição de água potável, considerando, portanto, as profundidades em que as tubulações são instaladas e as pressões reais. Além disso, recomendamos que estudos futuros investiguem diferentes porcentagens de perdas de água a fim de identificar a partir de qual volume de vazamento os níveis de água são alterados. Por fim, aconselhamos que as pesquisas posteriores abordem as características locais mediante emprego de técnicas geofísicas com o propósito de possibilitar o reconhecimento de particularidades locais que influenciam a ocorrência de recargas naturais e antrópicas.

REFERÊNCIAS

- ABBOTT, B. W. *et al.* Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 7, p. 533-540, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0374-y>. Acesso em: 4 maio 2022.
- AKBAR, H. *et al.* Comprehensive review of groundwater scarcity, stress and sustainability index-based assessment. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 18, article n. 100782, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100782>. Acesso em: 9 jun. 2022.
- ANANDA, J. Determinants of real water losses in the Australian drinking water sector. **Urban Water Journal**, v. 16, n. 8, p. 575-583, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1700288>. Acesso em: 8 mar. 2023.
- APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**. 2nd ed. Amsterdam: Balkema, 2005, 634 p.
- ÁVILA, C. A. M. *et al.* Improve leakage management to reach sustainable water supply networks through by green energy systems. Optimized case study. **Sustainable Cities and Society**, v. 83, article n. 103994, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103994>. Acesso em: 8 mar. 2023.
- AZZELLINO, A. *et al.* Groundwater diffuse pollution in functional urban areas: the need to define anthropogenic diffuse pollution background levels. **Science of The Total Environment**, v. 656, p. 1207-1222, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.416>. Acesso em: 15 jun. 2022.
- BAKKER, M. *et al.* An active heat tracer experiment to determine groundwater velocities using fiber optic cables installed with direct push equipment. **Water Resources Research**, v. 51, n. 4, p. 2760-2772, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2014WR016632>. Acesso em: 13 set. 2022.
- BAKKER, M. *Python* scripting: the return to programming. **Groundwater**, v. 52, n. 6, p. 821-822, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.12269>. Acesso em: 19 abr. 2023.
- BAKKER, M.; KELSON, V. A. Writing analytic element programs in *Python*. **Groundwater**, v. 47, n. 6, p. 828-834, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00583.x>. Acesso em: 19 abr. 2023.
- BAULON, L. *et al.* Influence of low-frequency variability on groundwater level trends. **Journal of Hydrology**, v. 606, article n. 127436, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127436>. Acesso em: 23 out. 2023.
- BAUM, C. A. *et al.* Aplicação do método WTF no estudo da variabilidade da recarga em aquífero urbano. **Geociências**, v. 37, n. 1, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5016/geociencias.v37i1.11903>. Acesso em: 26 out. 2023.
- BENZ, S. A. *et al.* Comparing anthropogenic heat input and heat accumulation in the

- subsurface of Osaka, Japan. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 1127-1136, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.253>. Acesso em: 29 jun. 2023.
- BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. Precipitação. In: TUCCI, C. E. M. (org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2ª ed. Porto Alegre: UFRGS, 2001, p. 177-241.
- BHASKAR, A. S. *et al.* Untangling the effects of urban development on subsurface storage in Baltimore. **Water Resources Research**, v. 51, n. 2, p. 1158-1181, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/2014WR016039>. Acesso em: 9 jun. 2022.
- BHASKAR, A. S.; WELTY, C. Water balances along an urban-to-rural gradient of metropolitan Baltimore, 2001–2009. **Environmental e Engineering Geoscience**, v. 18, n. 1, p. 37-50, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.2113/gseegeosci.18.1.37>. Acesso em: 14 fev. 2023.
- BOSE, S.; MAZUMDAR, A.; BASU, S. Evolution of groundwater quality assessment on urban area - a bibliometric analysis. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 20, article n. 100894, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100894>. Acesso em: 27 fev. 2023.
- BÖTTCHER, F.; ZOSEDER, K. Thermal influences on groundwater in urban environments - A multivariate statistical analysis of the subsurface heat island effect in Munich. **Science of Total Environment**, v. 810, article n. 152193, 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152193>. Acesso em: 20 abr. 2023.
- BOUIMOUASS, H. *et al.* Groundwater recharge sources in semiarid irrigated mountain fronts. **Hydrological Processes**, v. 34, n. 7, p. 1598-1615, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.13685>. Acesso em: 15 jun. 2023.
- BRAGA, L. T. P.; VELÁSQUEZ, L. N. M.; FLEMING, P. M. Groundwater recharge through the dolines in the semi-arid climate in Minas Gerais State, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, n. 1, article n. 36, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8778-y>. Acesso em: 28 fev. 2023.
- BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm. Acesso em: 7 fev. 2022.
- BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico [...]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm. Acesso em: 7 fev. 2022.
- BRASIL. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **SNIS: Série Histórica** (ano de referência: 2020). Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/#>. Acesso em: 12 maio 2022.

BRASIL. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **SNIS: Diagnóstico temático: serviços de água e esgoto – visão geral (ano de referência 2021)**. Brasília, DF: Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional, 2022. 92 p. Disponível em: https://arquivos-snis.mdr.gov.br/REPUBLICACAO_DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2022.pdf. Acesso em: 11 jul. 2023.

BRITO, L. K. S.; COSTA, M. E. L.; KOIDE, S. Assessment of the impact of residential urban patterns of different hillslopes on urban drainage systems and ecosystem services in the Federal District, Brazil. **Sustainability**, v. 14, n. 9, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/su12145859>. Acesso em: 6 maio 2022.

CABRAL, J. J. da S. P. Movimento das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3ª ed. Rio de Janeiro, CPRM: LABHID, 2008. p. 77-91.

CALIGARIS, E.; AGOSTINI, M.; ROSSETTO, R. Using heat as a tracer to detect the development of the recharge bulb in managed aquifer recharge schemes. **Hydrology**, v. 9, n. 1, article n. 14, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/hydrology9010014>. Acesso em: 2 jun. 2023.

CAMPO GRANDE. Agência Municipal de Meio Ambiente e Planejamento Urbano (PLANURB). **Diagnóstico ambiental da Bacia do Córrego Bandeira**. Campo Grande: Agência Municipal de Meio Ambiente e Planejamento Urbano, 2017. 140 p. Disponível em: <https://www.campogrande.ms.gov.br/planurb/downloads/diagnostico-ambiental-da-bacia-do-corrego-bandeira/>. Acesso em: 14 fev. 2022.

CAMPO GRANDE. Agência Municipal de Meio Ambiente e Planejamento Urbano (PLANURB). **Carta geotécnica de Campo Grande: resumo executivo**, 2020, 125 p. Disponível em: https://prefcg-repositorio.campogrande.ms.gov.br/wp-cdn/uploads/sites/18/2020/11/PRODUTO-4_Resumo-Executivo.pdf. Acesso em: 23 ago. 2023.

CAMPOS, B. C. de S. *et al.* Evaluation of the impact of variable recharge in an urban aquifer associated with land use and occupation. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 124, article n. 104283, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104283>. Acesso em: 14 mar. 2023.

CAVAZZANA, G. H. *et al.* Análise de agressividade e incrustação das águas subterrâneas na região urbana de Campo Grande – MS. **Águas Subterrâneas**, v. 26, n. 1, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/ras.v26i1.26144>. Acesso em: 28 ago. 2023.

CHEN, K. *et al.* Estimating lateral groundwater inflow to rivers using heat as a tracer. **Journal of Hydrology**, v. 617, part A, article n. 128965, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128965>. Acesso em: 15 maio 2023.

CHENG, V. Y. S. *et al.* Effects of hydrological forcing on short- and long-term water level fluctuations in lake Huron-Michigan: a continuous *wavelet* analysis. **Journal of Hydrology**, v. 603, article n. 127164, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127164>.

Acesso em: 23 out. 2023.

CHOI, Y. H. *et al.* Development of an evaluation method for deriving the water loss reduction factors of water distribution systems: a case study in Korean small and medium cities.

Applied Sciences, v. 12, n. 24, article n. 12530, 2022. Disponível em:

<https://doi.org/10.3390/app122412530>. Acesso em: 8 mar. 2023.

COLLENTEUR, R. A. *et al.* Pastas: open source software for the analysis of groundwater time series. **Groundwater**, v. 57, n. 6, p. 877-885, 2019. Disponível em:

<https://doi.org/10.1111/gwat.12925>. Acesso em: 19 abr. 2023.

CONICELLI, B. *et al.* Determining groundwater availability and aquifer recharge using GIS in a highly urbanized watershed. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 106, article n. 103093, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.103093>. Acesso em: 7 mar. 2023.

CORDEIRO, M. P. *et al.* Analysis of indicators of climate extremes and projection of groundwater recharge in the northern part of the Rio de Janeiro state, Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 12, p. 18311-18336, 2021. Disponível em:

<https://doi.org/10.1007/s10668-021-01441-w>. Acesso em: 28 fev. 2023.

CORREIA, L. C.; ALVES, M. da G.; SILVA JÚNIOR, G. C. da. Estimativa da recarga de água subterrânea utilizando o método WTF na porção continental da Bacia Sedimentar de Campos, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 35, n. 3, e-30079, 2021.

Disponível em: <https://doi.org/10.14295/ras.v35i3.30079>. Acesso em: 28 fev. 2023.

COSTA, A. M. da *et al.* Groundwater recharge potential for sustainable water use in urban areas of the Jequitiba River Basin, Brazil. **Sustainability**, v. 11, n. 10, 2019. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.3390/su11102955>. Acesso em: 6 maio 2022.

CROWLEY, P. M. A guide to *wavelets* for economists. **Journal of Economic Surveys**, v. 21, n. 2, p. 207-267, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1467-6419.2006.00502.x>.

Acesso em: 23 out. 2023.

CUNHA, V. C. V.; MOURÃO, M. A. A.; COTA, S. D. S. Aplicação do método da flutuação do nível d'água subterrânea para estimativa de recarga no aquífero Urucuia - São Desidério - BA. In: XIX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. **Anais [...]**. Campinas, 2017.

Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28685>. Acesso em: 25 set. 2023.

DE CARLO, L.; PERKINS, K.; CAPUTO, M. C. Evidence of preferential flow activation in the vadose zone via geophysical monitoring. **Sensors**, v. 21, n. 4, article n. 1358, 2021.

Disponível em: <https://doi.org/10.3390/s21041358>. Acesso em: 27 out. 2023.

DILLON, P. *et al.* Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 27, n. 1, p. 1-30, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z>.

Acesso em: 7 fev. 2022.

DOMANSKI, M. *et al.* DTSGUI: a *python* program to process and visualize fiber-optic

distributed temperature sensing data. **Groundwater**, v. 58, n. 5, p. 799-804, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.12974>. Acesso em: 12 maio 2023.

DONG, L. *et al.* Statistical evaluation of the influences of precipitation and river level fluctuations on groundwater in Yoshino River Basin, Japan. **Water**, v. 14, n. 4, article n. 625, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14040625>. Acesso em: 23 out. 2023.

ELANGO VAN, L.; SINGH, R.; KAMBHAMMETTU, B. V. N. P. REGSim: an open-source framework to estimate recharge and simulate groundwater heads. **Computers e Geosciences**, v. 157, article n. 104921, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2021.104921>. Acesso em: 4 abr. 2023.

ELLIOTT, A. H.; RAJANAYAKA, C.; YANG, J. Simplified modelling of coupled surface-groundwater transport using a subcatchment mass balance approach. **Water**, v. 14, n. 3, article n. 350, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14030350>. Acesso em: 24 abr. 2023.

FONGO, E. J. *et al.* Multitracer approach towards an improved understanding of shallow hard rock aquifers and a more sustainable groundwater management, case of Yaounde, Cameroon. **Environmental Earth Sciences**, v. 82, n. 4, article n. 106, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-023-10783-9>. Acesso em: 5 jun. 2023.

FOSTER, S. Global policy overview of groundwater in urban development - a tale of 10 cities. **Water**, v. 12, n. 2, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3390/w12020456>. Acesso em: 10 jun. 2022.

FOSTER, S. S. D. Impacts of urbanization on groundwater. In: MASSING, H.; PACKMAN, J.; ZUIDEMA, F. C. (ed.). **Hydrological processes and water management in urban areas**. Duisberg: IHP, 1990, p. 187-207. Disponível em: <https://iahs.info/uploads/dms/8512.59-65-198-Lerner.pdf>. Acesso em: 4 maio 2022.

FOSTER, S. S. D.; MORRIS, B. L.; CHILTON, P. J. Groundwater in urban development: a review of linkages and concerns. In: ELLIS, J. B. (ed.). **Impacts of urban growth on surface water and groundwater quality**. Birmingham: IAHS, 1999, p. 3-12. Disponível em: <https://iahs.info/uploads/dms/11438.3-12-259-Foster.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2022.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Água subterrânea**. Tradução: Everton de Oliveira *et al.* São Paulo: Everton de Oliveira, 2017. Disponível em: <https://gw-project.org/books/groundwater/>. Acesso em: 31 ago. 2022.

GALVÃO, P.; HIRATA, R.; CONICELLI, B. Estimating groundwater recharge using GIS-based distributed water balance model in an environmental protection area in the city of Sete Lagoas (MG), Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 10, article n. 398, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7579-z>. Acesso em: 28 fev. 2023.

GAO, Y. *et al.* Hydrogeochemical characterization and quality assessment of groundwater based on integrated-weight water quality index in a concentrated urban area. **Journal of Cleaner Production**, v. 206, 121006, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121006>. Acesso em: 15 jun. 2022.

GIUSTOLISI, O. *et al.* Leakage management influence on water age of water distribution networks. **Water Resources Research**, v. 59, n. 1, e2021WR031919, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2021WR031919>. Acesso em: 8 mar. 2023.

GLEESON, T. *et al.* Illuminating water cycle modifications and Earth system resilience in the Anthropocene. **Water Resources Research**, v. 56, n. 4, e2019WR024957, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2019WR024957>. Acesso em: 7 dez. 2022.

GODOY, M. R. V. *et al.* The Global Water Cycle Budget: A Chronological Review. **Surveys in Geophysics**, v. 42, n. 5, p. 1075-1107, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10712-021-09652-6>. Acesso em: 7 dez. 2022.

GÓMEZ, D. *et al.* Aquifer responses to rainfall through spectral and correlation analysis. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 54, n. 6, p.1341-1354, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12696>. Acesso em: 22 out. 2023.

GONG, X. *et al.* Potential recharge sources and origin of solutes in groundwater in the central Qinghai–Tibet Plateau using hydrochemistry and isotopic data. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 40, article n. 101001, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101001>. Acesso em: 14 jun. 2023.

GONG, Y. *et al.* Using geochemistry and environmental tracers to study shallow unconfined aquifer recharge and mineralization processes in the Yinchuan Plain, arid Northwest China. **Hydrology Research**, v. 52, n. 3, p. 658-675, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/nh.2021.143>. Acesso em: 5 jun. 2023.

GOTARDO, R. *et al.* Evapotranspiração potencial (ETp) e real (ETr) para diferentes usos da terra em uma bacia hidrográfica no sul do Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 8, p.109-126, 2018. Disponível em: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.008.0010>. Acesso em: 3 maio 2022.

GRINSTED, A.; MOORE, J. C.; JEVREJEVA, S. Application of the cross *wavelet* transform and *wavelet* coherence to geophysical time series. **Nonlinear Processes in Geophysics**, v. 11, p. 561-566, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/npg-11-561-2004>. Acesso em: 22 out. 2023.

GUEVARA OCHOA, C. *et al.* Spatio-temporal patterns of the interaction between groundwater and surface water in plains. **Hydrological Processes**, v. 34, n. 6, p. 1371-1392, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.13615>. Acesso em: 6 maio 2022.

GUN, J. van der. **Large aquifer systems around the world**. 7th ed. Guelph: The Groundwater Project, 2022, 113 p. Disponível em: <https://doi.org/10.21083/978-1-77470-020-4>. Acesso em: 20 jun. 2023.

HAASE, D. Effects of urbanisation on the water balance - a long-term trajectory. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 29, n. 4, p. 211-219, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.01.002>. Acesso em: 14 fev. 2023.

HAN, D. *et al.* Alterations to groundwater recharge due to anthropogenic landscape change.

Journal of Hydrology, v. 554, p. 545-557, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.018>. Acesso em: 8 fev. 2022.

HEIDERSCHEIDT, E. *et al.* Stable water isotopes as a tool for assessing groundwater infiltration in sewage networks in cold climate conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 302, part B, article n. 114107, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114107>. Acesso em: 5 jun. 2023.

HEPPNER, C. S.; NIMMO, J. R. A computer program for predicting recharge with a master recession curve. United States Geological Survey, 10 p, 2005. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/sir/2005/5172/>. Acesso em: 25 set. 2023.

HIGGINS, M. A. *et al.* Use of bacteria community analysis to distinguish groundwater recharge sources to shallow wells. **Journal of Environmental Quality**, v. 49, n. 6., p. 1530-1540, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jeq2.20150>. Acesso em: 22 maio 2023.

HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A. V. How much do we know about the groundwater quality and its impact on brazilian society today? **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X4419>. Acesso em: 9 jun. 2022.

HOFFMANN, R. *et al.* Heat Tracing in a Fractured Aquifer with Injection of Hot and Cold Water. **Groundwater**, v. 60, n. 2, p. 192-209, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.13138>. Acesso em: 16 set. 2022.

HU, X. *et al.* Novel leakage detection and water loss management of urban water supply network using multiscale neural networks. **Journal of Cleaner Production**, v. 278, article n. 123611, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123611>. Acesso em: 8 mar. 2023.

HUANG, X. *et al.* A study on groundwater recharge in the Anyanghe River alluvial fan, North China Plain, based on hydrochemistry, stable isotopes and tritium. **Hydrogeology Journal**, v. 29, n. 6, p. 2149-2170, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10040-021-02369-1>. Acesso em: 22 maio 2023.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. c2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/campo-grande/panorama>. Acesso em: 11 maio 2022.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Monitoramento**. Disponível em: <http://sisdagro.inmet.gov.br/sisdagro/app/monitoramento/bhs>. Acesso em: 31 ago. 2023.

IRVINE, D. J.; CARTWRIGHT, I. CMBEAR: *Python*-Based Recharge Estimator Using the Chloride Mass Balance Method in Australia. **Groundwater**, v. 60, n. 3, p. 418-425, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.13161>. Acesso em: 12 maio 2023.

IRVINE, D. *et al.* Heat and solute tracers: how do they compare in heterogeneous aquifers? **Groundwater**, v. 53, n. S1, p. 10-20, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.12146>. Acesso em: 15 jun. 2023.

JJ, L.; DUAN, K. What is the main driving force of hydrological cycle variations in the

semiarid and semi-humid Weihe River Basin, China? **Science of the Total Environment**, v. 684, p. 254-264, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.333>. Acesso em: 30 maio 2022.

JOHNSON, A. I. **Specific yield**: compilation of specific yields for various materials. Washington: U.S. Government Printing Office, 1967, 80 p. Disponível em: <https://doi.org/10.3133/wsp1662D>. Acesso em: 5 nov. 2023.

JU, L. *et al.* Water flux characterization through hydraulic head and temperature data assimilation: numerical modeling and sandbox experiments. **Journal of Hydrology**, v. 558, p. 104-114, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.008>. Acesso em: 16 set. 2022.

KHATIRI, K. N. *et al.* Groundwater management and allocation models: a review. **Water**, v. 15, n. 2, article n. 253, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w15020253>. Acesso em: 3 abr. 2023.

KILIÇ, R. The strategic development for water loss prevention. **Applied Water Science**, v. 11, n.2, article n. 28, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01322-z>. Acesso em: 8 mar. 2023.

KOBAYASHI, J. *et al.* Evaluating sewer exfiltration in groundwater by pharmaceutical tracers after the 2016 Kumamoto earthquakes, Japan. **Journal of Hazardous Materials**, v. 411, article n. 125183, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125183>. Acesso em: 19 jun. 2023.

KOKKONEN, T. V. *et al.* Changes to the water balance over a century of urban development in two neighborhoods: Vancouver, Canada. **Water Resources Research**, v. 54, n. 9, p. 6625-6642, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2017WR022445>. Acesso em: 13 fev. 2023.

KRCMAR, D. *et al.* Assessing the impact of a heated basement on groundwater temperatures in Bratislava, Slovakia. **Groundwater**, v. 58, n. 3, p. 406-412, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.12986>. Acesso em: 12 maio 2023.

KREIS, M. *et al.* Isotopic characterisation and dating of groundwater recharge mechanisms in crystalline fractured aquifers: example of the semi-arid Banabuiú watershed (Brazil). **Isotopes in Environmental and Health Studies**, v. 56, n. 5-6, p. 418-430, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10256016.2020.1797275>. Acesso em: 28 fev. 2023.

KUMAR, P. J. S.; SCHNEIDER, M.; ELANGO, L. The state-of-the-art estimation of groundwater recharge and water balance with a special emphasis on India: a critical review. **Sustainability**, 2022, v. 14, n. 1, article n. 340, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su14010340>. Acesso em: 1 maio 2022.

KURYLYK, B. L.; IRVINE, D. J. Heat: an overlooked tool in the practicing hydrogeologist's toolbox. **Groundwater**, v. 57, n. 4, p. 517-524, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.12910>. Acesso em: 21 set. 2023.

- LASTORIA, G. *et al.* Hidrogeologia da Formação Serra Geral no Estado de Mato Grosso do Sul. **Águas Subterrâneas**, v. 20, n. 1, p. 139-150, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/ras.v20i1.9727>. Acesso em: 13 jun. 2022.
- LEAF, A. T.; FIENEN, M. N.; REEVES, H. W. SFRmaker and linesink-maker: rapid construction of streamflow routing networks from hydrography data. **Groundwater**, v. 59, n. 5, p. 761-771, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.13095>. Acesso em: 12 maio 2023.
- LEIBUNDGUT, C.; MALOSZEWSKI, P.; KÜLLS, C. 1st ed. **Tracers in Hydrology**. Chichester: Wiley-Blackwell, 2009, 432 p.
- LEPESKA, T. *et al.* Urbanization - its hidden impact on water losses: Prądnik River Basin, Lesser Poland. **Water**, v. 12, n. 7, article n. 1958, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w12071958>. Acesso em: 8 mar. 2023.
- LERNER, D. N. Groundwater recharge in urban areas. **Atmospheric Environment**, v. 24, n. 1, p. 29-33, 1990. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0957-1272\(90\)90006-G](https://doi.org/10.1016/0957-1272(90)90006-G). Acesso em: 3 maio 2022.
- LERNER, D. N. Identifying and quantifying urban recharge: a review. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 143-152, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0177-1>. Acesso em: 3 maio 2022.
- LERNER, D. N. Leaking pipes recharge ground water. **Groundwater**, v. 24, n. 5, p. 654-662, 1986. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1986.tb03714.x>. Acesso em: 10 mar. 2023.
- LI, C. *et al.* Impacts of urbanization on watershed water balances across the conterminous United States. **Water Resources Research**, v. 56, n. 7, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2019WR026574>. Acesso em: 3 maio 2022.
- LIEMBERGER, L.; WYATT, A. Quantifying the global non-revenue water problem. **Water Supply**, v. 19, n. 3, p. 831-837, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/ws.2018.129>. Acesso em: 16 mar. 2023.
- LIU, Y. *et al.* Impacts of climatic variation and human activity on runoff in Western China. **Sustainability**, v. 14, n. 2, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su14020942>. Acesso em: 3 maio 2022.
- MA, F., YUAN, X. More persistent summer compound hot extremes caused by global urbanization. **Geophysical Research Letters**, v. 48, n. 15, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2021GL093721>. Acesso em: 9 jun. 2022.
- MANOEL FILHO, J. Ocorrência das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3^a ed. Rio de Janeiro: CPRM/LABHID, 2008, p. 53-75.
- MARION, F. A.; CAPOANE, V.; SILVA, J. L. S. Avaliação da qualidade da água

subterrânea em poço no campus da UFSM, Santa Maria – RS. *Ciência e Natura*, v. 29, n. 1, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460X9761>. Acesso em: 29 out. 2023.

MARSALEK, J. *et al.* **Urban water cycle processes and interactions**. Paris: UNESCO, 2008, 152 p.

MARTIN, K. L. *et al.* Watershed impacts of climate and land use changes depend on magnitude and land use context. **Ecohydrology**, v. 10, n. 7, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1870>. Acesso em: 15 jun. 2022.

MARTINS, J. A. Escoamento superficial. In: PINTO, N. L. S.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. (org.). **Hidrologia básica**. 2ª ed. São Paulo: Blucher, 1976, p. 36-43.

MARTINS, J. A. Infiltração. In: PINTO, N. L. S.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. (org.). **Hidrologia básica**. 2ª ed. São Paulo: Blucher, 1976, p. 44-55.

MARZOLA, I.; ALVISI, S.; FRANCHINI, M. A comparison of model-based methods for leakage localization in water distribution systems. **Water Resources Management**, v. 36, n. 14, p. 5711-5727, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03329-4>. Acesso em: 8 mar. 2023.

MATO GROSSO DO SUL. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL). **Portaria IMASUL de outorga n. 0003362, de 9 de março de 2021**. Disponível em: <https://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2021/03/portaria-imasul-de-outorga-3362-fundacao-universidade-federal-de-ms.pdf>. Acesso em: 28 ago. 2023.

MESTRINHO, S. S. P. Geoquímica das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3ª ed. Rio de Janeiro: CPRM/LABHID, 2008, p. 359-379.

MINNIG, M. *et al.* Impact of urbanization on groundwater recharge rates in Dubendorf, Switzerland. **Journal of Hydrology**, v. 563, p. 1135-1146, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.058>. Acesso em: 2 fev. 2022.

MOECK, C. *et al.* Characterization of a managed aquifer recharge system using multiple tracers. **Science of The Total Environment**, v. 609, p. 701-714, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.211>. Acesso em: 24 maio 2023.

MOHAMMADI, A.; GHAEINI-HESSAROEYEH, M.; FADAEI-KERMANI, E. Contamination transport model by coupling analytic element and point collocation methods. **Applied Water Science**, v. 10, n. 1, article n. 34, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1116-4>. Acesso em: 24 abr. 2023.

MOLINOS-SENANTE, M. *et al.* Estimating performance and savings of water leakages and unplanned water supply interruptions in drinking water providers. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 186, article n. 106538, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106538>. Acesso em: 8 mar. 2023.

MULLER, S. *et al.* How to find aquifer statistics utilizing pumping tests? two field studies using welltestpy. **Groundwater**, v. 60, n. 1, p. 137-144, 2021. Disponível em:

<https://doi.org/10.1111/gwat.13121>. Acesso em: 19 abr. 2023.

MÜLLER, S.; ZECH, A.; HEBE, F. ogs5py: a *python*-api for the opengeosys 5 scientific modeling package. **Groundwater**, v. 59, n. 1, p. 117-122, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.13017>. Acesso em: 19 abr. 2023.

NAIK, P. K. *et al.* Impact of urbanization on the groundwater regime in a fast growing city in Central India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 146, p. 339-373, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0084-6>. Acesso em: 6 maio 2022.

NEWMAN, C. P. Variation in groundwater recharge and surface-water quality due to climatic extremes in semi-arid mountainous watersheds. **Hydrogeology Journal**, v. 27, n. 5, p. 1627-1643, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10040-019-01967-4>. Acesso em: 15 jun. 2023.

NEWMAN, C. P.; PASCHKE, S. S.; KEITH, G. Natural and anthropogenic geochemical tracers to investigate residence times and groundwater-surface-water interactions in an urban alluvial aquifer. **Water**, v. 13, n. 6, article n. 871, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13060871>. Acesso em: 22 maio 2023.

NOURANI, V. *et al.* The applications of soft computing methods for seepage modeling: a review. **Water**, v. 13, n. 23, article n. 3384, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13233384>. Acesso em: 3 abr. 2023.

OLARINOYE, T. *et al.* Exploring the future impacts of urbanization and climate change on groundwater in Arusha, Tanzania. **Water International**, v. 45, n. 5, p. 497-511, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02508060.2020.1768724>. Acesso em: 13 mar. 2023.

OLIVEIRA, M. S. M. *et al.* ^{18}O , ^2H , and ^3H isotopic data for understanding groundwater recharge and circulation systems in crystalline rocks terrain of Southeastern Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 116, article n. 103794, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103794>. Acesso em: 28 fev. 2023.

PAL, A. *et al.* Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. **Environment International**, v. 71, p. 46-62, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.025>. Acesso em: 15 jun. 2022.

PECHE, A. *et al.* Physically based modeling of stormwater pipe leakage in an urban catchment. **Journal of Hydrology**, v. 573, p. 778-793, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.03.016>. Acesso em: 16 jun. 2023.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; McMahon, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>. Acesso em: 13 jun. 2022.

PEREIRA, B. H. F. *et al.* Projected climate change impacts on groundwater recharge in the Urucuia aquifer system, Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 42, n. 16, p. 8822-8838, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/joc.7773>. Acesso em: 28 fev. 2023.

PINTO, N. L. S. Introdução. In: PINTO, N. L. S.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. (org.). **Hidrologia básica**. 2ª ed. São Paulo: Blucher, 1976, p. 1-6.

POETER, E. *et al.* **Groundwater in our water cycle**. Guelph: The Groundwater Project, 2020, 136 p. Disponível em: <https://doi.org/10.21083/978-1-7770541-1-3>. Acesso em: 10 jul. 2023.

PONTES, C. H. C. *et al.* Determinação da vulnerabilidade do aquífero basáltico no campus da UFMS, em campo grande – MS. **Águas Subterrâneas**, v. 23, n. 1, p. 105-120, 2009. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/14989/13812>. Acesso em: 10 jun. 2022.

PREVIATI, A.; EPTING, J.; CROSTA, G. B. The subsurface urban heat island in Milan (Italy) - a modeling approach covering present and future thermal effects on groundwater regimes. **Science of The Total Environment**, v. 810, article n. 152119, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152119>. Acesso em: 20 abr. 2023.

RÄDLE, V. *et al.* Multi-tracer groundwater dating in Southern Oman using bayesian modeling. **Water Resources Research**, v. 58, n. 6, article n. e2021WR031776, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2021WR031776>. Acesso em: 5 jun. 2023.

REZAEI, A.; GURDAK, J. Large-scale climate variability controls on climate, vegetation coverage, lake and groundwater storage in the Lake Urmia watershed using SSA and *wavelet* analysis. **Science of The Total Environment**, v. 724, article n. 138273, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138273>. Acesso em: 23 out. 2023.

RIBEIRO, F. N. *et al.* Caracterização Geotécnica de um Solo Argiloso de Campo Grande – MS. In: Simpósio de Prática de Engenharia Geotécnica na Região Centro-Oeste. **Anais [...]**. Goiânia, 2017, p. 112-116.

RORIG, F. S.; REGINATO, P. A. R. Analysis and interpretation of natural variations in water table and groundwater recharge of coastal aquifer system in the coastal plain of Rio Grande do Sul, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 82, article n. 330, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-023-11023-w>. Acesso em: 2 nov. 2023.

RUSSI, D. **Estudo do comportamento de solo com adição de resíduos da construção civil por meio de ensaios de placa**. Tese (Doutorado em Tecnologias Ambientais) – Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Fundação Universidade de Mato Grosso do Sul (FAENG/UFMS), Campo Grande/MS, 2019.

RUSSI, D. *et al.* Water table fluctuation method to estimate the recharge of the free aquifer in the Guariroba river basin, Campo Grande – MS. **Ciência e Natura**, v. 42, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460X41465>. Acesso em: 25 set. 2023.

RUSSI, D.; GABAS, S. G.; LASTORIA, G. Monitoramento da água subterrânea para ensaio de prova de carga em solo basáltico. In: HOLZMANN, H. A. (org.). **As engenharias frente a sociedade, a economia e o meio ambiente 2**. Ponta Grossa: Atena, 2019, p. 26-36. Disponível em: <https://www.atenaeditora.com.br/catalogo/post/monitoramento-da-agua-subterranea-para-ensaio-de-prova-de-carga-em-solo-basaltico>. Acesso em: 13 abr. 2022.

SADAT-NOORI, M. *et al.* A comparison of radon, heat tracer and head gradient methods to quantify surface water - groundwater exchange in a tidal wetland (Kooragang Island, Newcastle, Australia). **Journal of Hydrology**, v. 598, article n. 126281, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126281>. Acesso em: 15 jun. 2023.

SANTAROSA, L. V. *et al.* Assessment of groundwater recharge along the Guarani aquifer system outcrop zone in São Paulo State (Brazil): an important tool towards integrated management. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 3, article n. 95, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09382-3>. Acesso em: 28 fev. 2023.

SANTOS, R. M. *et al.* Groundwater recharge in the Cerrado biome, Brazil - a multi-method study at experimental watershed scale. **Water**, v. 13, n. 1, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13010020>. Acesso em: 6 maio 2022.

SARRIS, T. S.; CLOSE, M.; ABRAHAM, P. Using solute and heat tracers for aquifer characterization in a strongly heterogeneous alluvial aquifer. **Journal of Hydrology**, v. 588, p. 55-71, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.032>. Acesso em: 23 maio 2023.

SCHNEIDER, S. I. *et al.* Water quality in individual groundwater supply systems in Southern Brazil. **Ciência e Natura**, v. 43, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460X65195>. Acesso em: 29 out. 2023.

SEIDL, C.; WHEELER, S., A.; PAGE, D. Understanding the global success criteria for managed aquifer recharge schemes. **Journal of Hydrology**, v. 628, article n. 130469, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130469>. Acesso em: 8 jan. 2024.

SHEN, H. *et al.* Review: groundwater recharge estimation in northern China karst regions. **Carbonates and Evaporites**, v. 38, n. 1, article n. 16, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13146-022-00841-x>. Acesso em: 19 jun. 2023.

SHIN, J.; SON, S.; CHA, Y. Spatial distribution modeling of customer complaints using machine learning for indoor water leakage management. **Sustainable Cities and Society**, v. 87, article n. 104255, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104255>. Acesso em: 8 mar. 2023.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. (org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2ª ed. Porto Alegre: UFRGS, 2001. p. 35-51.

SILVEIRA, A. L. L.; LOUZADA, J. A.; BELTRAME, L. F. Infiltração e armazenamento no solo. In: TUCCI, C. E. M. (org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2ª ed. Porto Alegre: UFRGS, 2001. p. 335-372.

SIMAUPI, M. *et al.* Dye tracing of the Lusaka karstified aquifer system: implications towards urban groundwater quality protection. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 6, article n. 732, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11272-z>. Acesso em: 5 jun. 2023.

SOLDER, J. E. *et al.* Rethinking groundwater flow on the South Rim of the Grand Canyon, USA: characterizing recharge sources and flow paths with environmental tracers.

Hydrogeology Journal, v. 28, n. 5, p. 1593-1613, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02193-z>. Acesso em: 14 jun. 2023.

SOPHOCLEOUS, M. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 52-67, 2002.

SOUZA, E. de. *et al.* Spatial and temporal potential groundwater recharge: the case of the Doce River Basin, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, article n. e0180010, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180010>. Acesso em: 28 fev. 2023.

STROHBACH, M. W. *et al.* The “hidden urbanization”: trends of impervious surface in low-density housing developments and resulting impacts on the water balance. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, article n. 29, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00029>. Acesso em: 13 fev. 2023.

TAM, V. T.; NGA, T. T. V. Assessment of urbanization impact on groundwater resources in Hanoi, Vietnam. **Journal of Environmental Management**, v. 227, p. 107-116, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.087>. Acesso em: 15 jun. 2022.

TCACENCO-MANZANO, L. M. *et al.* Análise temporal do nível estático dos poços de abastecimento público da área urbana de Campo Grande. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 1, p. 1-11, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/ras.v33i1.29138>. Acesso em: 13 jun. 2022.

TENENWURCEL, M. A. *et al.* An improved model for the evaluation of groundwater recharge based on the concept of conservative use potential: a study in the river Pandeiros Watershed, Minas Gerais, Brazil. **Water**, v. 12, n. 4, article n. 1001, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w12041001>. Acesso em: 28 fev. 2023.

TERAMOTO, E. H.; CRIONI, P. L. B.; CHANG, H. K. Daily time series of groundwater recharge derived from temporal variation of water level. **Sustainable Water Resources Management**, v. 7, article n. 67, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40899-021-00546-4>. Acesso em: 18 out. 2023.

TING, L. L. *et al.* Water leak location based on improved dual-tree complex *wavelet* transform with soft thresholding de-noising. **Applied Acoustics**, v. 174, article n. 107751, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2020.107751>. Acesso em: 7 mar. 2023.

TORRES-MARTÍNEZ, J. A. *et al.* Tracking nitrate and sulfate sources in groundwater of an urbanized valley using a multi-tracer approach combined with a Bayesian isotope mixing model. **Water Research**, v. 182, article n. 115962, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115962>. Acesso em: 6 jun. 2023.

TUCCI, C. E. M. Interceptação. In: TUCCI, C. E. M. (org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2ª ed. Porto Alegre: UFRGS, 2001, p. 243-252.

UNITED NATIONS (UN). Department of Economic and Social Affairs. Population Division. **World Urbanization Prospects: The 2018 Revision**. New York: United Nations, 2019. 126 p. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf>. Acesso em: 6 dez. 2022.

VÁZQUEZ-SUÑE, E. *et al.* An approach to identify urban groundwater recharge. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 14, n. 10, p. 2085-2097, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-14-2085-2010>. Acesso em: 9 maio 2022.

VELIS, M.; CONTI, K. I.; BIERMANN, F. Groundwater and human development: synergies and trade-offs within the context of the sustainable development goals. **Sustainability Science**, v. 12, n. 6, p. 1007-1017, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11625-017-0490-9>. Acesso em: 10 jun. 2022.

VISSER, P. W. *et al.* Impacts of progressive urban expansion on subsurface temperatures in the city of Amsterdam (The Netherlands). **Hydrogeology Journal**, v. 28, n. 5, p. 1755-1772, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02150-w>. Acesso em: 29 jun. 2023.

WAKODE, H. B. *et al.* Impact of urbanization on groundwater recharge and urban water balance for the city of Hyderabad, India. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, n. 1, p. 51-62, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.10.003>. Acesso em: 30 maio 2022.

WALLACE, S. *et al.* Tracing sources of stormflow and groundwater recharge in an urban, semi-arid watershed using stable isotopes. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 34, article n. 100806, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100806>. Acesso em: 22 maio 2023.

WANG, D. *et al.* Exploring the response of shallow groundwater to precipitation in the northern piedmont of the Qinling Mountains, China. **Urban Climate**, v. 47, article n. 101379, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101379>. Acesso em: 3 ago. 2023.

WANG, K. *et al.* Long-term variations in water balance by increase in percent imperviousness of urban regions. **Journal of Hydrology**, v. 602, article n. 126767, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126767>. Acesso em: 27 abr. 2022.

WENDLAND, E. C. *et al.* Identifying stream-aquifer exchange by temperature gradient in a Guarani Aquifer system outcrop zone. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 27, article n. e23, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.272220220058>. Acesso em: 8 nov. 2022.

WILOPO, W.; PUTRA, D. P.; HENDRAYANA, H. Impacts of precipitation, land use change and urban wastewater on groundwater level fluctuation in the Yogyakarta-Sleman Groundwater Basin, Indonesia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 2, article n. 76, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08863-z>. Acesso em: 13 mar. 2023.

WOESSNER, W. W.; POETER, E. P. **Hydrogeologic properties of earth materials and**

principles of groundwater flow. Guelph: The Groundwater Project, 2020, 205 p. Disponível em: <https://gw-project.org/books/hydrogeologic-properties-of-earth-materials-and-principles-of-groundwater-flow/>. Acesso em: 11 jul. 2023.

XU, W.; ZHU, P.; YANG, F. Evaluation of groundwater recharge sources based on environmental tracers in an arid alluvial fan, NW China. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 319, n. 1, p. 123-133, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10967-018-6272-8>. Acesso em: 22 maio 2023.

YANG, J. *et al.* Visualization of aqueous geochemical data using *Python* and *WQChartPy*. **Groundwater**, v. 60, n. 4, p. 555-564, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.13185>. Acesso em: 19 abr. 2023.

YANG, Y. *et al.* Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. **Environmental Geology**, v. 38, n. 3, p. 183-198, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s002540050414>. Acesso em: 8 fev. 2022.

YANG, T.; WANG, G. Periodic variations of rainfall, groundwater level and dissolved radon from the perspective of *wavelet* analysis: a case study in Tengchong, southwest China. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, article n. 492, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09785-2>. Acesso em: 23 out. 2023.

YEE, E.; CHOI, M. Influence of the gyeongju earthquake on observed groundwater levels at a power plant. **Water**, v. 14, n. 20, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14203229>. Acesso em: 22 out. 2023.

YOUNGER, P. L. **Groundwater in the Environment: an introduction.** Oxford: Blackwell, 2007, 318 p.

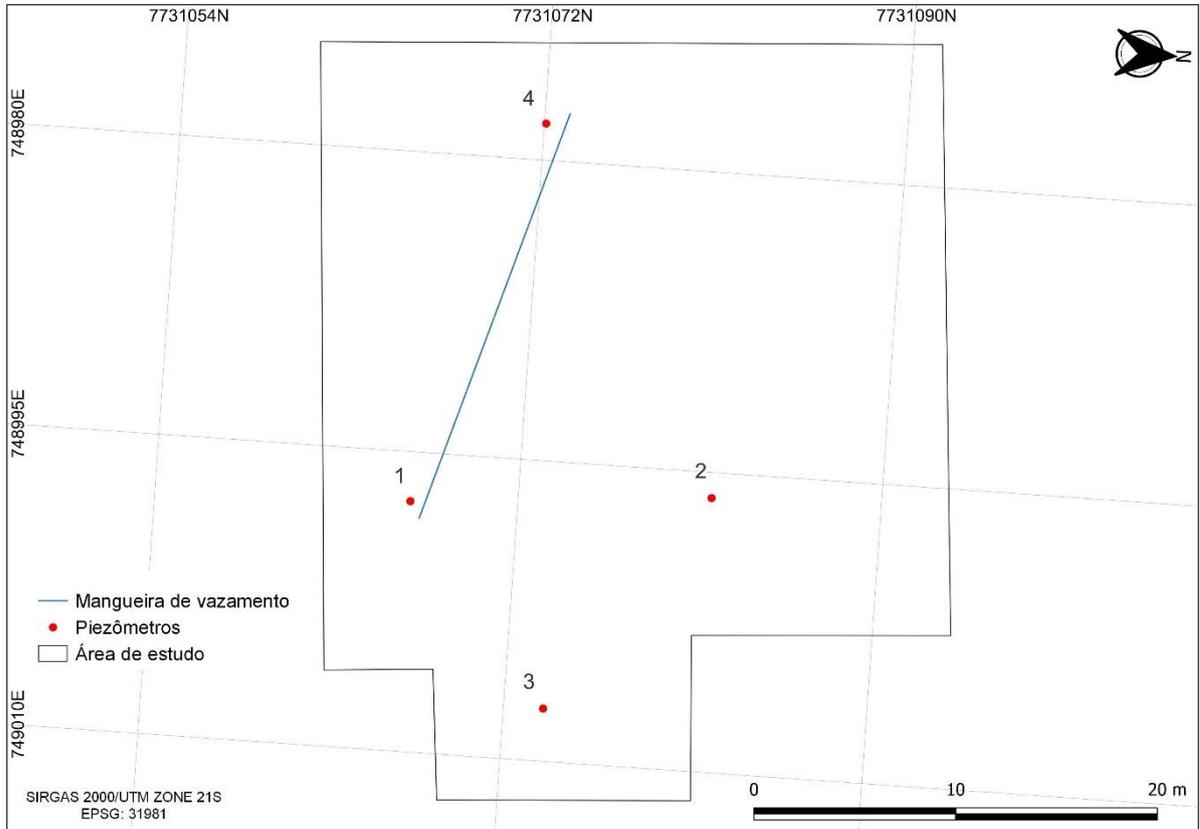
ZHANG, H.; XU, Y.; KANYERERE, T. A review of the managed aquifer recharge: Historical development, current situation and perspectives. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 118-119, article n. 102887, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102887>. Acesso em: 9 jan. 2024.

ZHANG, Y. *et al.* Mining information from collections of papers: illustrative analysis of groundwater and disease. **Groundwater**, v. 56, n. 6, p. 993-1001, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gwat.12804>. Acesso em: 4 maio 2023.

ZHU, M. *et al.* Interaction of surface water and groundwater influenced by groundwater over-extraction, wastewater discharge and water transfer in Xiong'an new area, China. **Water**, v. 11, n. 3, article n. 539, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11030539>. Acesso em: 22 maio 2023.

APÊNDICE A – MAPA E DOCUMENTAÇÃO FOTOGRÁFICA

Distribuição dos piezômetros e da mangueira de vazamento na área experimental.



Fonte: elaboração própria.

Vista frontal da área experimental com indicação do portão de acesso (seta amarela).



Fonte: acervo pessoal.

Vista da área experimental com indicação da localização dos piezômetros.



Fonte: acervo pessoal.

Dataloggers selados utilizados no monitoramento do nível de água e da temperatura. O “DLS-M3B” é necessário para fazer a compensação barométrica e, assim, obter o nível de água corrigido.



Fonte: acervo pessoal.

Instalação de *datalogger* selado.



Fonte: acervo pessoal.

Medição do nível de água para configurar o monitoramento.



Fonte: acervo pessoal.

Mangueira porosa utilizada para transmitir água do sistema público de distribuição para o solo.



Fonte: acervo pessoal.

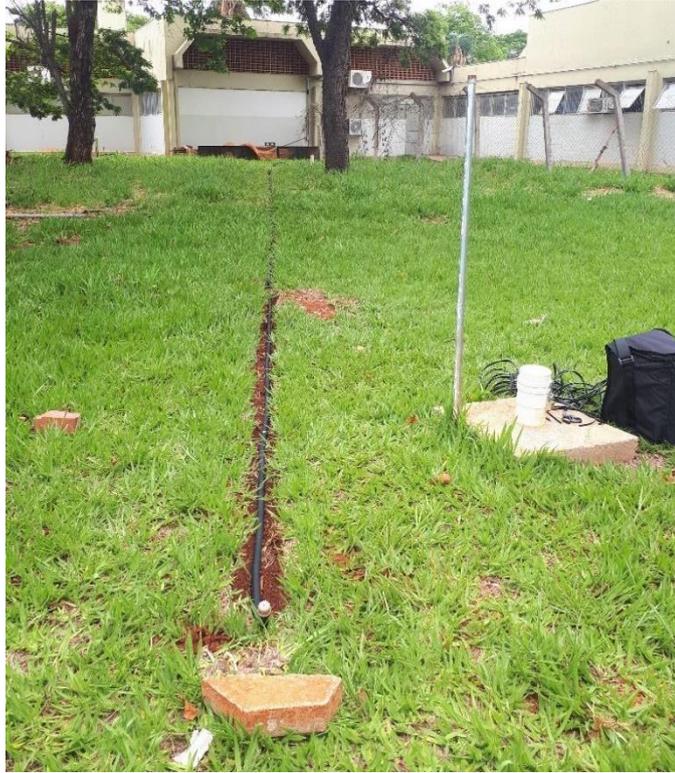
Trecho criado para a mangueira porosa.

Dimensão: 21,60 m de comprimento; 0,10 m de largura; 0,12 m de altura.



Fonte: acervo pessoal.

Disposição da mangueira porosa.
A distância entre a mangueira porosa e os piezômetros P1 e P4 é de um metro.



Fonte: acervo pessoal.

Detalhe do vazamento de água.



Fonte: acervo pessoal.

Cobertura da mangueira porosa com materiais de plástico e brita.



Fonte: acervo pessoal.

Vista do trecho da mangueira porosa com sentido de visualização do piezômetro P1 para o piezômetro P4.



Fonte: acervo pessoal.

Armazenamento dos instrumentos utilizados no sistema de vazamento.



Fonte: acervo pessoal.

Temporizador utilizado para controlar o tempo de vazamento.



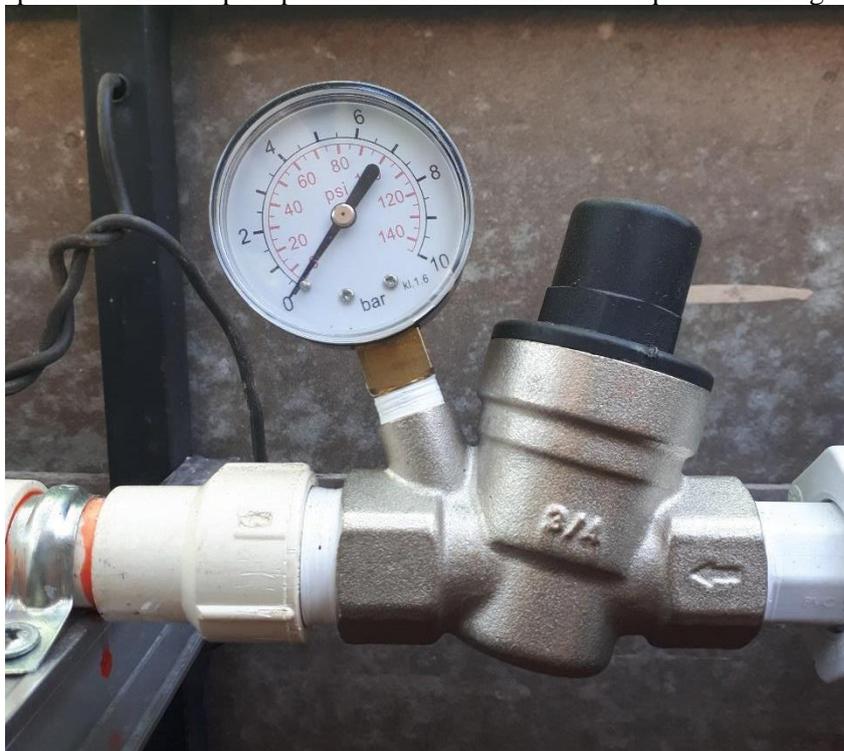
Fonte: acervo pessoal.

Hidrômetro utilizado para monitorar o volume de água vazado.



Fonte: acervo pessoal.

Redutor de pressão utilizado para possibilitar funcionamento adequado da mangueira porosa.



Fonte: acervo pessoal.

Anéis concêntricos utilizados no teste de infiltração.



Fonte: acervo pessoal.

Medidor de nível utilizado para registrar a profundidade do nível de água nos piezômetros.



Fonte: acervo pessoal.

APÊNDICE B – RECARGAS DIÁRIAS

Data	Passo de tempo (dias)	Recarga (mm/dia)	
		P2	P4
13/12/2022	1	0.0000	0.0000
14/12/2022	2	-0.0762	-0.0891
15/12/2022	3	-0.7060	-0.6060
16/12/2022	4	-0.5460	-0.4460
17/12/2022	5	1.9932	0.5540
18/12/2022	6	6.9265	4.2782
19/12/2022	7	3.1514	2.7768
20/12/2022	8	0.9208	1.4588
21/12/2022	9	0.1000	0.6867
22/12/2022	10	-0.0257	0.1153
23/12/2022	11	-0.7855	-0.3621
24/12/2022	12	0.0292	0.1200
25/12/2022	13	0.1636	0.2669
26/12/2022	14	-0.0267	0.0462
27/12/2022	15	0.2184	-0.0896
28/12/2022	16	0.0148	0.0755
29/12/2022	17	-0.0049	-0.0102
30/12/2022	18	0.0192	-0.0102
31/12/2022	19	0.0372	0.0279
01/01/2023	20	-0.3176	-0.4460
02/01/2023	21	0.0171	0.0140
03/01/2023	22	6.7846	4.0162
04/01/2023	23	14.3368	9.3587
05/01/2023	24	3.2571	5.3089
06/01/2023	25	0.6298	2.8674
07/01/2023	26	0.1958	1.8114
08/01/2023	27	0.0600	0.6073
09/01/2023	28	0.2871	0.2542
10/01/2023	29	0.1636	0.0548
11/01/2023	30	0.0378	0.5846
12/01/2023	31	0.0387	-0.0209
13/01/2023	32	0.2210	0.4074
14/01/2023	33	-0.0353	-0.0102
15/01/2023	34	0.2834	0.2432
16/01/2023	35	-0.2916	-0.4156
17/01/2023	36	0.0333	0.2363
18/01/2023	37	-0.1200	-0.3809
19/01/2023	38	0.0092	0.4062
20/01/2023	39	-0.1892	0.0755
21/01/2023	40	0.1930	0.1571

Data	Passo de tempo (dias)	Recarga (mm/dia)	
		P2	P4
22/01/2023	41	0.4928	0.2760
23/01/2023	42	0.1044	0.2300
24/01/2023	43	0.3624	0.1000
25/01/2023	44	0.1733	0.2708
26/01/2023	45	-0.1400	0.3080
27/01/2023	46	0.0280	-0.0919
28/01/2023	47	0.2297	0.2657
29/01/2023	48	-0.0321	-0.0760
30/01/2023	49	0.1314	0.2000
31/01/2023	50	0.4973	-0.0764
01/02/2023	51	0.3693	0.2800
02/02/2023	52	0.0920	0.0776
03/02/2023	53	0.1933	0.0235
04/02/2023	54	0.3440	0.1200
05/02/2023	55	0.4680	0.0921
06/02/2023	56	0.2800	0.2153
07/02/2023	57	1.7150	1.2227
08/02/2023	58	1.2393	1.0615
09/02/2023	59	0.5306	0.9600
10/02/2023	60	0.4583	0.8891
11/02/2023	61	0.4209	0.7313
12/02/2023	62	0.8933	0.7400
13/02/2023	63	1.4200	0.9077
14/02/2023	64	1.0815	1.2080
15/02/2023	65	0.5400	0.4131
16/02/2023	66	0.2042	0.7029
17/02/2023	67	0.0933	0.3720
18/02/2023	68	0.1200	0.2262
19/02/2023	69	1.0040	0.9429
20/02/2023	70	1.6624	1.1215
21/02/2023	71	0.3907	0.5900
22/02/2023	72	0.1514	0.0008
23/02/2023	73	-0.1200	-0.3379
24/02/2023	74	-0.1991	-0.1378
25/02/2023	75	0.5714	0.1925
26/02/2023	76	3.4545	1.9425
27/02/2023	77	2.8760	1.9591
28/02/2023	78	1.4559	1.8013
01/03/2023	79	0.6181	1.1024
02/03/2023	80	0.4200	0.5657
03/03/2023	81	-0.7256	0.3432
04/03/2023	82	-0.7985	-0.4022
05/03/2023	83	-0.2255	-0.5600

Data	Passo de tempo (dias)	Recarga (mm/dia)	
		P2	P4
06/03/2023	84	-0.1847	-0.3976
07/03/2023	85	-0.2711	0.3640
08/03/2023	86	0.0200	-0.2692
09/03/2023	87	-0.0268	0.1000
10/03/2023	88	0.4834	0.2552
11/03/2023	89	1.2067	0.8242
12/03/2023	90	2.2184	1.5800
13/03/2023	91	1.8633	1.9156
14/03/2023	92	0.5892	0.8289
15/03/2023	93	0.4200	0.3973
16/03/2023	94	-0.1385	0.0222
17/03/2023	95	-0.0154	0.0778
18/03/2023	96	0.6967	0.0415
19/03/2023	97	0.3850	0.2160
20/03/2023	98	1.0600	0.5289
21/03/2023	99	-0.0726	0.4193
22/03/2023	100	-0.2771	-0.0969
23/03/2023	101	0.2743	0.2515
24/03/2023	102	-0.0429	-0.0363
25/03/2023	103	-0.6855	-0.7500
26/03/2023	104	-0.2921	-0.6890
27/03/2023	105	-0.6467	-0.3067
28/03/2023	106	-0.5522	-0.5067
29/03/2023	107	0.1563	-0.4800
30/03/2023	108	2.6188	1.2709
31/03/2023	109	8.7168	6.1394
01/04/2023	110	3.8688	4.0047
02/04/2023	111	1.4400	2.0407
03/04/2023	112	0.7800	1.5400
04/04/2023	113	-0.1907	1.0800
05/04/2023	114	-0.2371	0.8000
06/04/2023	115	-0.2255	0.0617
07/04/2023	116	-0.1800	0.0377
08/04/2023	117	-0.1571	0.0640
09/04/2023	118	-0.5553	-0.5920
10/04/2023	119	-0.6865	-0.4991
11/04/2023	120	-0.9708	-0.5327
12/04/2023	121	-0.5300	-0.8178
13/04/2023	122	-0.5600	-0.8600
14/04/2023	123	-0.2400	-0.1400
15/04/2023	124	0.0250	-0.1995
16/04/2023	125	-0.9267	-0.4793
17/04/2023	126	-0.0236	0.1645

Data	Passo de tempo (dias)	Recarga (mm/dia)	
		P2	P4
18/04/2023	127	2.5987	1.7686
19/04/2023	128	1.1667	1.2108
20/04/2023	129	0.9000	0.5667
21/04/2023	130	0.2240	0.1308
22/04/2023	131	-0.2694	0.1000
23/04/2023	132	-0.4800	-0.3548
24/04/2023	133	-0.5856	-0.2031
25/04/2023	134	0.1718	0.6415
26/04/2023	135	0.5105	0.0360
27/04/2023	136	-0.2105	-0.2836
28/04/2023	137	0.2512	-0.3247
29/04/2023	138	0.0767	0.1161
30/04/2023	139	-0.0923	0.0554
01/05/2023	140	-0.1000	-0.2649
02/05/2023	141	0.1046	-0.6044
03/05/2023	142	0.7613	0.0224
04/05/2023	143	0.6669	0.0556
05/05/2023	144	0.7800	0.3422
06/05/2023	145	0.7800	0.5400
07/05/2023	146	0.6400	0.3800
08/05/2023	147	1.1175	0.9786
09/05/2023	148	1.1000	0.7062
10/05/2023	149	1.2036	1.0246
11/05/2023	150	0.9860	0.9506
12/05/2023	151	0.6200	0.8074
13/05/2023	152	0.5278	0.3435
14/05/2023	153	0.2600	0.1195
15/05/2023	154	-0.2902	-0.1320
16/05/2023	155	0.0105	-0.1497
17/05/2023	156	0.1000	-0.0308
18/05/2023	157	0.0357	-0.3422
19/05/2023	158	-0.5061	-0.2902
20/05/2023	159	0.0554	-0.0212
21/05/2023	160	0.1594	0.1302
22/05/2023	161	-0.7592	-0.1425
23/05/2023	162	0.2000	0.0693
24/05/2023	163	-0.1000	-0.4400
25/05/2023	164	-0.3764	0.0632
26/05/2023	165	1.2120	0.9500
27/05/2023	166	1.2062	0.7953
28/05/2023	167	0.2880	0.1500
29/05/2023	168	-0.4867	-0.8200
30/05/2023	169	1.5360	1.3450

Data	Passo de tempo (dias)	Recarga (mm/dia)	
		P2	P4
31/05/2023	170	-0.2036	-0.4453
01/06/2023	171	0.2527	0.0267
02/06/2023	172	0.2133	-0.0500
03/06/2023	173	0.3800	0.5600
04/06/2023	174	-0.2400	-0.0442
05/06/2023	175	0.3240	-0.0729
06/06/2023	176	0.8000	0.6676
07/06/2023	177	1.7286	1.3467
08/06/2023	178	1.0495	0.5200
09/06/2023	179	-0.5785	-0.2874
10/06/2023	180	-0.6865	-0.8581
11/06/2023	181	0.0144	0.0764
12/06/2023	182	1.6000	1.3562
13/06/2023	183	7.1059	4.7487
14/06/2023	184	3.8183	3.7247
15/06/2023	185	1.9009	2.3926
16/06/2023	186	1.4811	1.5286
17/06/2023	187	1.7467	1.4100
18/06/2023	188	0.5154	1.1818
19/06/2023	189	0.5000	0.9829
20/06/2023	190	0.0938	0.6779
21/06/2023	191	0.0520	0.3800
22/06/2023	192	0.1492	0.2400
23/06/2023	193	0.5000	0.3400
24/06/2023	194	0.6883	0.4057
25/06/2023	195	0.1581	0.6057
26/06/2023	196	0.0317	0.7600
27/06/2023	197	-0.1317	0.0343
28/06/2023	198	0.1650	0.2057
29/06/2023	199	0.2600	0.1971
30/06/2023	200	0.6760	0.1543
01/07/2023	201	0.0560	0.0668
02/07/2023	202	0.0160	0.2231
03/07/2023	203	-0.2785	0.0213
04/07/2023	204	-0.8480	-0.9758
05/07/2023	205	0.1379	-0.2760
06/07/2023	206	0.1333	0.0170
07/07/2023	207	-0.1064	0.3800
08/07/2023	208	0.3283	-0.0893
09/07/2023	209	-0.0846	-0.3055
10/07/2023	210	-0.0914	-0.2228
11/07/2023	211	0.1800	0.0872
12/07/2023	212	-0.3302	0.2123

APÊNDICE C – TEMPERATURAS MÉDIAS DIÁRIAS

Data	Passo de tempo (dias)	Temperatura (°C)	
		P2	P4
13/12/2022	1	25.66	25.56
14/12/2022	2	25.65	25.55
15/12/2022	3	25.65	25.53
16/12/2022	4	25.65	25.53
17/12/2022	5	25.65	25.53
18/12/2022	6	25.65	25.53
19/12/2022	7	25.65	25.53
20/12/2022	8	25.65	25.53
21/12/2022	9	25.65	25.53
22/12/2022	10	25.65	25.53
23/12/2022	11	25.65	25.53
24/12/2022	12	25.65	25.53
25/12/2022	13	25.65	25.53
26/12/2022	14	25.65	25.53
27/12/2022	15	25.65	25.53
28/12/2022	16	25.65	25.53
29/12/2022	17	25.65	25.53
30/12/2022	18	25.65	25.53
31/12/2022	19	25.65	25.53
01/01/2023	20	25.65	25.53
02/01/2023	21	25.65	25.53
03/01/2023	22	25.65	25.53
04/01/2023	23	25.65	25.53
05/01/2023	24	25.65	25.53
06/01/2023	25	25.65	25.53
07/01/2023	26	25.65	25.53
08/01/2023	27	25.65	25.53
09/01/2023	28	25.65	25.53
10/01/2023	29	25.65	25.53
11/01/2023	30	25.66	25.53
12/01/2023	31	25.66	25.53
13/01/2023	32	25.66	25.53
14/01/2023	33	25.66	25.53
15/01/2023	34	25.67	25.53
16/01/2023	35	25.67	25.53
17/01/2023	36	25.68	25.53
18/01/2023	37	25.68	25.53
19/01/2023	38	25.68	25.53

Data	Passo de tempo (dias)	Temperatura (°C)	
		P2	P4
20/01/2023	39	25.68	25.53
21/01/2023	40	25.68	25.53
22/01/2023	41	25.68	25.53
23/01/2023	42	25.68	25.53
24/01/2023	43	25.68	25.53
25/01/2023	44	25.68	25.53
26/01/2023	45	25.68	25.53
27/01/2023	46	25.68	25.53
28/01/2023	47	25.68	25.53
29/01/2023	48	25.68	25.53
30/01/2023	49	25.68	25.53
31/01/2023	50	25.68	25.53
01/02/2023	51	25.68	25.52
02/02/2023	52	25.68	25.52
03/02/2023	53	25.68	25.52
04/02/2023	54	25.68	25.51
05/02/2023	55	25.68	25.51
06/02/2023	56	25.68	25.51
07/02/2023	57	25.68	25.50
08/02/2023	58	25.68	25.50
09/02/2023	59	25.68	25.50
10/02/2023	60	25.68	25.50
11/02/2023	61	25.68	25.50
12/02/2023	62	25.68	25.50
13/02/2023	63	25.68	25.50
14/02/2023	64	25.68	25.50
15/02/2023	65	25.68	25.50
16/02/2023	66	25.68	25.50
17/02/2023	67	25.68	25.50
18/02/2023	68	25.68	25.50
19/02/2023	69	25.68	25.50
20/02/2023	70	25.68	25.50
21/02/2023	71	25.68	25.50
22/02/2023	72	25.68	25.50
23/02/2023	73	25.68	25.50
24/02/2023	74	25.68	25.50
25/02/2023	75	25.68	25.50
26/02/2023	76	25.68	25.50
27/02/2023	77	25.68	25.50
28/02/2023	78	25.68	25.50
01/03/2023	79	25.68	25.50

Data	Passo de tempo (dias)	Temperatura (°C)	
		P2	P4
02/03/2023	80	25.68	25.50
03/03/2023	81	25.68	25.50
04/03/2023	82	25.68	25.50
05/03/2023	83	25.68	25.50
06/03/2023	84	25.68	25.50
07/03/2023	85	25.68	25.50
08/03/2023	86	25.68	25.50
09/03/2023	87	25.68	25.50
10/03/2023	88	25.68	25.50
11/03/2023	89	25.68	25.50
12/03/2023	90	25.68	25.50
13/03/2023	91	25.68	25.50
14/03/2023	92	25.68	25.50
15/03/2023	93	25.68	25.50
16/03/2023	94	25.68	25.50
17/03/2023	95	25.68	25.50
18/03/2023	96	25.68	25.50
19/03/2023	97	25.68	25.50
20/03/2023	98	25.68	25.50
21/03/2023	99	25.68	25.50
22/03/2023	100	25.68	25.50
23/03/2023	101	25.68	25.50
24/03/2023	102	25.68	25.50
25/03/2023	103	25.68	25.50
26/03/2023	104	25.68	25.50
27/03/2023	105	25.68	25.50
28/03/2023	106	25.68	25.50
29/03/2023	107	25.68	25.50
30/03/2023	108	25.68	25.50
31/03/2023	109	25.68	25.50
01/04/2023	110	25.68	25.50
02/04/2023	111	25.68	25.50
03/04/2023	112	25.68	25.50
04/04/2023	113	25.68	25.50
05/04/2023	114	25.68	25.50
06/04/2023	115	25.68	25.50
07/04/2023	116	25.68	25.50
08/04/2023	117	25.68	25.50
09/04/2023	118	25.68	25.50
10/04/2023	119	25.68	25.50
11/04/2023	120	25.68	25.50

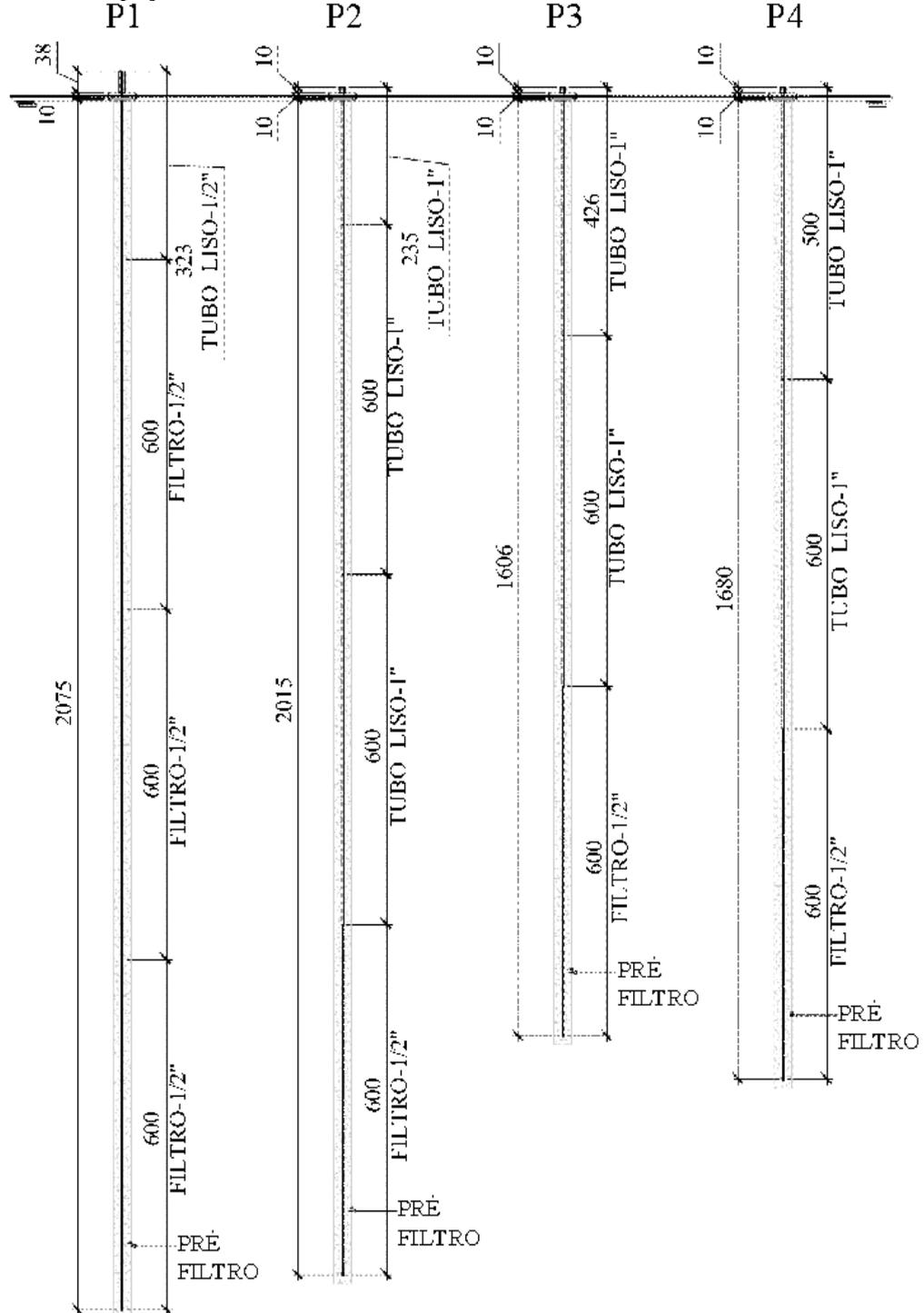
Data	Passo de tempo (dias)	Temperatura (°C)	
		P2	P4
12/04/2023	121	25.68	25.50
13/04/2023	122	25.68	25.50
14/04/2023	123	25.68	25.50
15/04/2023	124	25.68	25.50
16/04/2023	125	25.68	25.50
17/04/2023	126	25.68	25.50
18/04/2023	127	25.68	25.50
19/04/2023	128	25.68	25.50
20/04/2023	129	25.68	25.50
21/04/2023	130	25.68	25.50
22/04/2023	131	25.68	25.50
23/04/2023	132	25.68	25.50
24/04/2023	133	25.68	25.49
25/04/2023	134	25.68	25.49
26/04/2023	135	25.68	25.48
27/04/2023	136	25.68	25.48
28/04/2023	137	25.68	25.47
29/04/2023	138	25.68	25.47
30/04/2023	139	25.68	25.47
01/05/2023	140	25.68	25.47
02/05/2023	141	25.68	25.47
03/05/2023	142	25.68	25.46
04/05/2023	143	25.68	25.46
05/05/2023	144	25.68	25.46
06/05/2023	145	25.68	25.46
07/05/2023	146	25.68	25.46
08/05/2023	147	25.68	25.46
09/05/2023	148	25.68	25.46
10/05/2023	149	25.68	25.46
11/05/2023	150	25.68	25.46
12/05/2023	151	25.68	25.46
13/05/2023	152	25.68	25.46
14/05/2023	153	25.68	25.46
15/05/2023	154	25.68	25.46
16/05/2023	155	25.68	25.46
17/05/2023	156	25.68	25.46
18/05/2023	157	25.68	25.46
19/05/2023	158	25.68	25.46
20/05/2023	159	25.68	25.46
21/05/2023	160	25.68	25.46
22/05/2023	161	25.68	25.46

Data	Passo de tempo (dias)	Temperatura (°C)	
		P2	P4
23/05/2023	162	25.68	25.46
24/05/2023	163	25.68	25.46
25/05/2023	164	25.68	25.46
26/05/2023	165	25.68	25.46
27/05/2023	166	25.68	25.46
28/05/2023	167	25.68	25.46
29/05/2023	168	25.68	25.46
30/05/2023	169	25.68	25.46
31/05/2023	170	25.68	25.46
01/06/2023	171	25.68	25.46
02/06/2023	172	25.68	25.46
03/06/2023	173	25.68	25.46
04/06/2023	174	25.68	25.46
05/06/2023	175	25.68	25.46
06/06/2023	176	25.68	25.46
07/06/2023	177	25.68	25.46
08/06/2023	178	25.68	25.46
09/06/2023	179	25.68	25.46
10/06/2023	180	25.68	25.46
11/06/2023	181	25.68	25.46
12/06/2023	182	25.68	25.46
13/06/2023	183	25.68	25.46
14/06/2023	184	25.68	25.46
15/06/2023	185	25.68	25.46
16/06/2023	186	25.68	25.46
17/06/2023	187	25.68	25.46
18/06/2023	188	25.68	25.46
19/06/2023	189	25.68	25.46
20/06/2023	190	25.68	25.48
21/06/2023	191	25.68	25.46
22/06/2023	192	25.68	25.46
23/06/2023	193	25.68	25.46
24/06/2023	194	25.68	25.46
25/06/2023	195	25.68	25.46
26/06/2023	196	25.68	25.46
27/06/2023	197	25.68	25.46
28/06/2023	198	25.68	25.47
29/06/2023	199	25.68	25.46
30/06/2023	200	25.68	25.47
01/07/2023	201	25.68	25.47
02/07/2023	202	25.68	25.47

Data	Passo de tempo (dias)	Temperatura (°C)	
		P2	P4
03/07/2023	203	25.68	25.48
04/07/2023	204	25.68	25.48
05/07/2023	205	25.68	25.48
06/07/2023	206	25.68	25.48
07/07/2023	207	25.68	25.49
08/07/2023	208	25.68	25.49
09/07/2023	209	25.68	25.49
10/07/2023	210	25.68	25.50
11/07/2023	211	25.68	25.49
12/07/2023	212	25.68	25.50
13/07/2023	213	25.68	25.50

ANEXO A – POÇOS DE MONITORAMENTO

Perfil dos poços de monitoramento. Os valores das medidas estão em centímetros.



Fonte: Russi (2019).

ANEXO B – LEVANTAMENTO PLANIALTIMÉTRICO

