

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

NICOLE BRASSAROTO DE MARCHI

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA E SUPERFICIAL NA
REGIÃO CENTRAL NO MUNICÍPIO DE LONDRINA-PR.**

LONDRINA

2024

NICOLE BRASSAROTO DE MARCHI

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA E SUPERFICIAL NA
REGIÃO CENTRAL NO MUNICÍPIO DE LONDRINA-PR.**

**EVALUATION OF THE QUALITY OF GROUNDWATER AND SURFACE WATER IN
THE CENTRAL REGION OF THE MUNICIPALITY OF LONDRINA-PR.**

Trabalho de conclusão de curso de graduação
apresentada como requisito para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Orientador(a): Orlando De Carvalho Junior

Coorientador(a): Mauricio Moreira Dos Santos

LONDRINA

2024



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

NICOLE BRASSAROTO DE MARCHI

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA E SUPERFICIAL NA
REGIÃO CENTRAL NO MUNICÍPIO DE LONDRINA-PR.**

Trabalho de conclusão de curso de graduação
apresentada como requisito para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Orientador(a): Orlando De Carvalho Junior

Coorientador(a): Mauricio Moreira Dos Santos

Data de aprovação: 10/setembro/2024

Orlando de Carvalho Junior
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Ajadir Fazolo
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Rafael Montanhini Soares De Oliveira
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

LONDRINA

2024

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, que que tudo isso acontecesse ao longo de minha vida, não apenas nestes anos como universitária, mas em todos os momentos, esteve ao meu lado.

À minha mãe, Ellem, pelo amor, incentivo e apoio incondicional, e por sempre acreditar em mim.

À minha família, pelo amor, companhia e por estarem sempre ao meu lado, incentivando-me a concluir este curso.

Ao meu amigo Thiago, que, apesar da distância, sempre esteve presente, ajudando, apoiando e incentivando. Serei eternamente grata por tê-lo ao meu lado. Obrigada por todos estes anos de amizade.

A todos os meus amigos que fiz nesta Universidade, em especial a Giovanna, Bianca e Gabriella. Obrigada pela paciência, companheirismo e toda a ajuda, tanto na minha formação acadêmica quanto pessoal. Vocês me tornam uma pessoa melhor.

Aos meus professores durante toda a graduação, meu agradecimento especial pelas oportunidades e apoio, pelas correções e incentivos.

RESUMO

Diversos efluentes líquidos, resultantes de diferentes atividades humanas, têm a capacidade de contaminar as águas subterrâneas e superficiais, contribuindo para a redução da quantidade de água potável disponível para consumo humano. Com a expansão urbana, decorrente do crescimento populacional da cidade, diversas práticas de uso e ocupação do solo em áreas centrais têm gerado impactos ambientais negativos em diferentes escalas. Os mananciais subterrâneos estão enfrentando um aumento na degradação ambiental, cuja intensidade pode variar conforme as atividades humanas realizadas na área. Diante desse cenário, a utilização de padrões de qualidade torna-se essencial para a avaliação e caracterização dessas fontes de água. Assim, o presente estudo tem como objetivo avaliar a qualidade da água superficial e subterrânea no centro urbano da cidade de Londrina, no Paraná. Foi realizado a coleta de amostras de água subterrâneas em poços de monitoramento, além de coleta de amostras de água do córrego do Leme. As amostras coletadas foram analisadas para a determinação do pH, coliformes totais, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal, nitrato, turbidez, cor além de alcalinidade e fosforo totais presentes nessas águas. Além disso, levantamentos e avaliações dos aspectos geográficos locais, foram de suma importância para observar a influência do centro urbano na água subterrânea e superficial do seu entorno. Através das avaliações realizadas, foi possível observar a contaminação das águas ao redor das áreas de grande urbanização. As amostras apresentaram pH inferior a 6,0, indicando acidez nas águas analisadas. A média de pH encontrada foi de 5,22, fora dos padrões estabelecidos para águas doces de Classe 3. A presença de coliformes foram encontrados nos poços P1 e P2, não conformes com a resolução CONAMA 396/2008. A presença de coliformes termotolerantes no poço P1 sugere contaminação por fezes. Valores elevados de condutividade elétrica foram observados nos poços PM 01 e PM 02, indicando possível contaminação do lençol freático. A Resolução CONAMA 396/2008 não estabelece limites, mas valores acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam impacto ambiental. Foram encontrados para nitrogênio amoniacal, valores médios entre 0,78 e 4,72 mg/L. A presença de nitrogênio amoniacal indica poluição recente por esgoto sanitário. Comprovou-se que centros urbanos apresentam impactos em seu entorno, sendo necessário o monitoramento dos impactos causados para evitar possíveis contaminações.

Palavras-chave: qualidade; contaminação; águas subterrâneas; águas superficiais.

ABSTRACT

Various liquid effluents resulting from different human activities have the capacity to contaminate groundwater and surface water, contributing to a reduction in the amount of drinking water available for human consumption. With urban sprawl resulting from the city's population growth, various land use and occupation practices in central areas have generated negative environmental impacts on different scales. Underground springs are facing increased environmental degradation, the intensity of which can vary according to the human activities carried out in the area. Given this scenario, the use of quality standards is essential for evaluating and characterizing these water sources. The aim of this study was to assess the quality of surface and groundwater in the urban center of the city of Londrina, Paraná. Groundwater samples were collected from monitoring wells, as well as water samples from the Leme stream. The samples collected were analyzed to determine the pH, total coliforms, electrical conductivity, ammonia nitrogen, nitrate, turbidity, color and total alkalinity and phosphorus present in these waters. In addition, surveys and evaluations of the local geographical aspects were of paramount importance in order to observe the influence of the urban center on the groundwater and surface water in its surroundings. Through the evaluations carried out, it was possible to observe the contamination of the waters around the areas of major urbanization. The samples had a pH of less than 6.0, indicating acidity in the water analyzed. The average pH found was 5.22, outside the standards established for Class 3 fresh waters. The presence of coliforms was found in wells P1 and P2, which did not comply with CONAMA resolution 396/2008. The presence of thermotolerant coliforms in well P1 suggests contamination by feces. High electrical conductivity values were observed in wells PM 01 and PM 02, indicating possible contamination of the water table. CONAMA Resolution 396/2008 does not set limits, but values above 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicate environmental impact. Average values for ammoniacal nitrogen ranged from 0.78 to 4.72 mg/L. High concentrations of ammoniacal nitrogen indicate recent pollution by decomposing organic matter. It has been shown that urban centers have an impact on their surroundings when they are not built properly, and it is necessary to monitor the impacts caused in order to avoid possible contamination.

Keywords: quality; contamination; groundwater; surface water.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Ciclo hidrológico.....	17
Figura 2 - Tipos de aquíferos.....	19
Figura 3 - Poros na zona não saturada e saturada	23
Figura 4 - Divisões do sistema de água subterrânea.....	24
Figura 5 - Precipitação anual no Estado do Paraná	36
Figura 6 – Mapa geológico do município de Londrina.....	38
Figura 7 - Carta de altimetria da cidade de Londrina-PR.	41
Figura 8 - Localização dos Cemitérios João XXIII São Pedro em destaque na região central da área urbana de Londrina-PR, no contexto do Brasil e do estado do Paraná.....	43
Figura 9 – Localização dos poços de monitoramento no Cemitério São Pedro.	44
Figura 10 – Localização dos poços de monitoramento no Cemitério João XXIII.....	44
Figura 11 - Índice de precipitação nos meses de Abril e Março de 2024	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Representação dos pontos e suas respectivas coordenadas de localização	45
Tabela 2 - Campanhas realizadas	45
Tabela 3 - Nível d'água nos poços de monitoramento (m)	47
Tabela 4 - Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico.....	47
Tabela 5 - Resultados de pH para amostras de água.....	50
Tabela 6 - Resultados de Análise microbiológica para amostras de água.....	50
Tabela 7 - Resultados de condutividade elétrica para amostras de água.....	52
Tabela 8 - Resultados de nitrogênio amoniacal para amostras de água.....	53
Tabela 9 - Resultados de nitrato para amostras de água.....	54
Tabela 10 - Resultados de turbidez para amostras de água.....	55
Tabela 11 – Resultados de cor para amostras de água	57
Tabela 12 – Resultados de alcalinidade para amostras de água.....	58

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS	11
2.1	Objetivo Geral	11
2.2	Objetivo Específico	11
3	REFERENCIAL TEÓRICO	12
3.1	Água Subterrânea	12
3.2	Ciclo Hidrogeológico	13
3.2.1	Infiltração	15
3.2.2	Evaporação e transpiração	15
3.2.3	Drenagem hídrica	15
3.3	Aquíferos	16
3.4	Bacias hidrográficas	18
3.5	Distribuição vertical da água	19
3.6	Constituintes da água subterrânea	21
3.7	Contaminação das águas subterrâneas	22
3.8	Poços de monitoramento	24
3.9	Parâmetros utilizados para avaliar a qualidade da água	24
3.9.1	Alcalinidade Total	24
3.9.2	Potencial Hidrogeniônico (pH)	25
3.9.3	Fósforo	25
3.9.4	Nitrato	26
3.9.5	Coliformes Termotolerantes e Totais	27
3.9.6	Condutividade elétrica	27
3.9.7	Turbidez	28
3.10	Legislação	29
4	MATERIAL E MÉTODOS	31
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	31
4.1.1	Clima	32
4.1.2	Geologia	33
4.1.3	Hidrogeologia	36
4.1.4	Geomorfologia	37
4.2	COLETA DE DADOS	39
4.2.1	Coleta de amostras	42
4.2.2	Análise microbiológica	45

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1	pH.....	46
5.2	Coliformes totais	46
5.3	Condutividade elétrica	49
5.4	Nitrogênio Amoniacal.....	50
5.5	Nitrato	51
5.6	Turbidez.....	52
5.7	Cor	54
5.8	Alcalinidade Total e Fósforo Total.....	54
6	CONCLUSÃO	55
7	REFERÊNCIAS	57

1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água em mananciais ao redor do mundo tem sido um ponto de discussão crucial nas discussões sobre recursos hídricos. O declínio constante da qualidade natural da água e o aumento da demanda por água, impulsionado pelo crescimento populacional e intensificação das atividades industriais, ressaltam a importância de proteger e gerir adequadamente este recurso vital (Filizola et al., 2002).

Considerando que as águas subterrâneas geralmente possuem boa qualidade natural para uso, devido ao contato com materiais geológicos que atuam como filtro, na maioria das vezes não necessitam de tratamento após a extração. No entanto, é perigosa a relação entre a qualidade das águas subterrâneas e a ausência de saneamento básico, uma vez que a falta ou ineficácia do saneamento é uma das principais causas de contaminação dos aquíferos (Varnier et al., 2018).

Além da contaminação de origem antrópica, a qualidade das águas subterrâneas está vinculada à formação geológica onde estão armazenadas. Em termos hidrogeológicos, a água armazenada em domínios de rochas cristalinas é, na maioria das vezes, salinizada devido à baixa circulação (Barros, 2021). Portanto, poços localizados em áreas cristalinas geralmente captam águas com alto teor de sais (Gomes, 2005).

Apesar de sua relevância social e econômica, e de serem naturalmente mais protegidas do que as águas superficiais, as águas subterrâneas podem ser contaminadas por diversas fontes, o que exige um alto investimento financeiro e de recursos humanos para sua remediação (CETESB, 2013). As águas subterrâneas podem ser poluídas pela percolação de chorume de lixões, aterros mal operados e cemitérios, além de acidentes com substâncias tóxicas, atividades inadequadas de armazenamento, manuseio e descarte de matérias-primas, produtos, efluentes e resíduos, atividades mineradoras que expõem o aquífero, uso incorreto de agrotóxicos e fertilizantes, bem como a presença de poços mal construídos ou operados (Chotpantarat, et al., 2020)

Nesse contexto, a ocupação e utilização das terras em áreas urbanas podem causar e/ou agravar vários impactos ambientais, como a degradação dos recursos hídricos, seja pelo uso excessivo ou pelas mudanças na qualidade da água (Clément et al., 2017).

Portanto, a necessidade de investigar a contaminação das águas subterrâneas e superficiais decorrente dos grandes centros urbanos é evidente, dado o potencial impacto na saúde humana e na biodiversidade aquática é de extrema importância na gestão dos recursos hídricos.

Assim, o objetivo deste estudo foi inferir sobre a potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais adjacentes a um grande centro urbano, na cidade de Londrina - Paraná.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Verificar a possível contaminação dos mananciais subterrâneo e superficial a partir da análise de indicadores de qualidade da água.

2.2 Objetivo Específico

- Verificar enquadramento aos padrões de qualidade das águas conforme legislação vigente.
- Inferir sobre as possíveis causas que levem a alteração dos padrões de qualidade.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Água Subterrânea

Embora a Terra apresente uma aparência de vasta disponibilidade de recursos hídricos, uma análise mais detalhada revela que aproximadamente 97% da água do planeta está contida nos mares e oceanos, enquanto cerca de 2% encontra-se congelada nas regiões polares. Apenas 1% da água doce está verdadeiramente disponível para atender às necessidades humanas. Essa parcela encontra-se distribuída em corpos d'água superficiais, como córregos, rios e lagos, e nos espaços intersticiais do solo e subsolo, constituindo os recursos hídricos subterrâneos. Surpreendentemente, os recursos hídricos subterrâneos, representando aproximadamente 97% do total de água doce disponível no planeta, desempenham um papel fundamental em garantir o abastecimento de água para diversos usos essenciais (Victorino, 2007).

A compreensão sobre a água subterrânea evoluiu significativamente ao longo do tempo. Somente no século XVII, o homem começou a ter um entendimento mais claro da relação entre a água subterrânea, a precipitação e a infiltração. Anteriormente, muitos filósofos e professores acreditavam que as nascentes de água doce subterrânea tinham sua origem no oceano, sendo transformada em água doce à medida que fluía através de canais subterrâneos. Isso ocorria porque a ideia de que a água da chuva fosse a principal fonte de água subterrânea não parecia plausível, devido à aparente falta de quantidade de água da chuva em comparação com o volume de água subterrânea, e também porque se acreditava que a terra era relativamente impermeável à infiltração (Cleary, 1989).

Manoel Filho (2018) discute a composição da água subterrânea, caracterizando-a como uma solução que abriga diversos elementos e compostos em diferentes proporções. Essa água é resultante da interação com o ar durante os processos de condensação e precipitação, da influência dos solos e das rochas, nos quais circula ou é armazenada, e do contato com atividades humanas. De acordo com a definição apresentada pelo autor, a água subterrânea é caracterizada como uma solução diluída que abriga uma ampla gama de elementos e compostos sólidos, líquidos ou gasosos, em proporções diversas. Esses elementos têm origem tanto no ar, durante os processos de condensação e precipitação, quanto nos solos e rochas

por onde ela circula ou é armazenada, além de ser influenciada pelo contato com atividades humanas (Manoel Filho, 2008, p. 381).

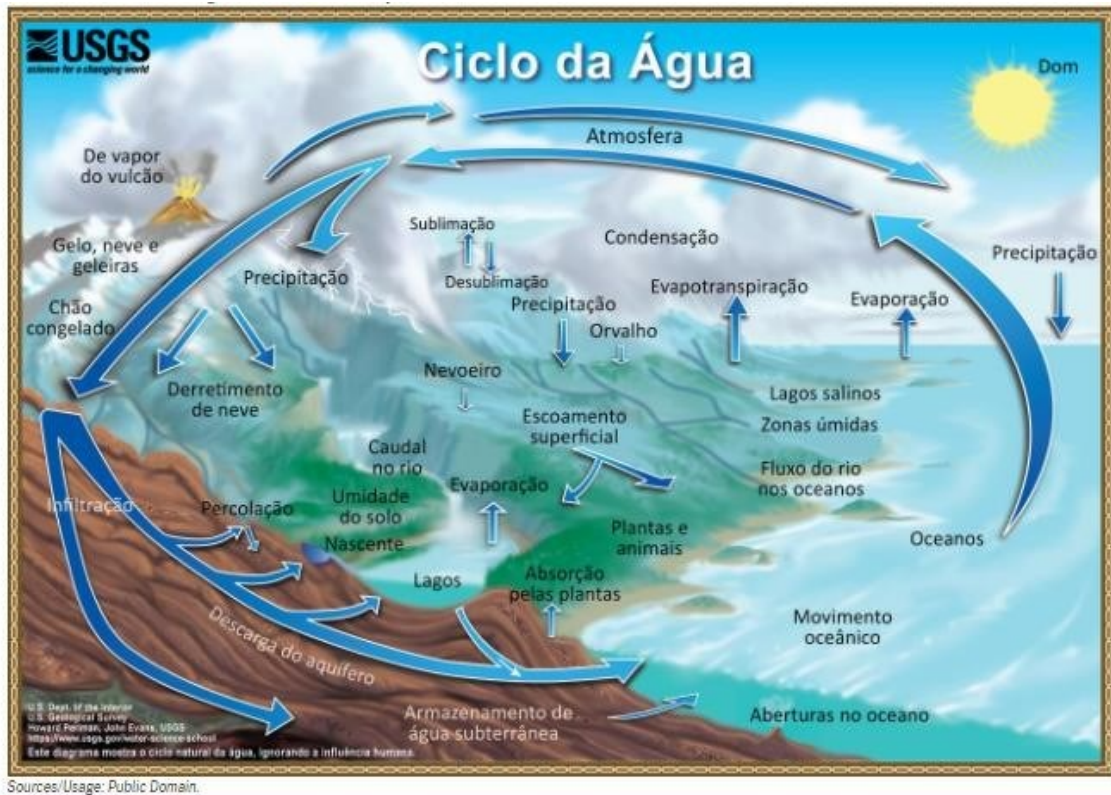
As águas subterrâneas representam um acúmulo ao longo de milhares de anos e operam em um estado de quase equilíbrio em condições naturais. Este equilíbrio é governado pelo processo de recarga e descarga. Devido à sua natureza, o movimento da água subterrânea tende a ser bastante lento, e esse sistema não está diretamente sujeito às influências climáticas. Isso, por sua vez, resulta em um tempo de trânsito geralmente prolongado, inviabilizando a retirada de toda a água das formações aquíferas subterrâneas. A quantidade a ser extraída é determinada por meio de análises técnicas e é uma decisão que faz parte de um plano de gerenciamento abrangente do sistema (Manoel Filho, 2008).

A água subterrânea ostenta um papel de primordial relevância no suprimento hídrico do Brasil e do mundo. Mesmo em regiões onde as condições climáticas e geológicas propiciam o armazenamento de água na superfície, exemplificada mente no sul e sudeste do Brasil, a essencialidade da água subterrânea se manifesta de forma incontestável durante períodos de estiagens intensas, quando as fontes de água superficiais falham em atender parcial ou integralmente à demanda hídrica (Cleary, 1989).

3.2 Ciclo Hidrogeológico

O ciclo hidrológico, ou ciclo da água, é um fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície terrestre e a atmosfera, impulsionado pela energia solar, gravidade e a rotação terrestre. Esse ciclo abrange a circulação da água nos continentes e oceanos, incluindo solos, rochas, e a camada porosa terrestre, bem como a atmosfera. A água circula na atmosfera como vapor, líquido e sólido, com a precipitação sendo o principal mecanismo de transferência da água da atmosfera para a superfície terrestre. Uma vez na superfície, a água segue diversos caminhos, incluindo infiltração no solo, evapotranspiração pelas plantas, escoamento superficial e, finalmente, a água flui de volta para os oceanos, completando o ciclo hidrológico (Figura 1). Esse ciclo é essencial para a manutenção da água doce disponível nos continentes e desempenha um papel crítico no clima global (Silveira et al, 2009).

Figura 1 - Ciclo hidrológico



Fonte: Water Science School, 2017

Em continente, a água infiltrada pode: Infiltrar e percolar em solo ou rochas, movendo-se lentamente através deles, podendo resultar na formação de aquíferos, nascentes, ou ainda contribuir para o abastecimento de rios e lagos; sofrer escoamento superficial quando a precipitação for intensa e exceder a capacidade de absorção do solo; evaporar ou ser absorvida pela flora e fauna, e retornarem a atmosfera por meio da evapotranspiração; ou ainda congelar em regiões de climas frios (MMA, 2007). Esses processos demonstram a complexidade e a diversidade de caminhos que a água pode seguir no ciclo hidrológico, desempenhando um papel vital na disponibilidade de água doce e na regulação do clima.

As águas subterrâneas representam um componente essencial do ciclo hidrológico, desempenhando um papel crucial na dinâmica hídrica. A movimentação das águas no interior de um aquífero é um processo de baixa velocidade, ocorrendo desde a zona de recarga, onde tipicamente ocorre a infiltração das águas provenientes da precipitação atmosférica, até a zona de descarga, onde as águas subterrâneas afloram diretamente em corpos de água superficiais, como rios, lagos, pântanos e o mar (Hirata et al., 2019).

3.2.1 Infiltração

A parcela de água da precipitação que penetra no solo pode ser dividida em duas componentes distintas. Uma parte é retida pela matriz do solo, constituindo o reservatório de água disponível para as plantas, o que é frequentemente estudado em contextos relacionados à irrigação (Mello, 2003). A outra parte, denominada percolação, move-se para regiões abaixo da zona das raízes, contribuindo para a recarga dos aquíferos freáticos e artesianos. Esta água infiltrada desloca-se através dos poros do subsolo e, em algumas situações, pode emergir novamente na superfície a uma elevação inferior àquela em que penetrou no aquífero, conforme observado por Johnson (1969).

O processo de infiltração da água no ciclo hidrológico, conforme definido por Libardi (2005), envolve a entrada de água no solo através da interface entre o solo e a atmosfera. Esse processo está intrinsecamente ligado à intensidade da precipitação, às características físicas do solo e à umidade prévia do solo. A infiltração desempenha um papel determinante na disponibilidade de água para as culturas, na recarga e no abastecimento dos aquíferos subterrâneos, na ocorrência e magnitude do escoamento superficial e no manejo sustentável do solo e da água. À medida que o solo se satura em profundidades crescentes, a taxa de infiltração diminui até atingir um valor residual, levando ao escoamento superficial direto, conforme observado por Silveira (2007).

3.2.2 Evaporação e transpiração

A evaporação, também conhecida como vaporização, é o fenômeno no qual as moléculas de água, presentes na superfície líquida ou na umidade do solo, ganham energia suficiente, devido à radiação solar, para fazer a transição do estado líquido para o estado de vapor. Enquanto que a transpiração é o processo de perda de água pelas plantas (Feitosa, et. al., 2008).

3.2.3 Drenagem hídrica

A descarga da água subterrânea ocorre quando ela emerge do subsolo. Grande parte dessas descargas naturais dirige-se para corpos de água superficial, frequentemente manifestando-se como nascentes (Tood, 1959). Essa contribuição da água subterrânea desempenha um papel crucial na manutenção dos cursos d'água,

especialmente durante os períodos de estiagem, quando o escoamento superficial direto é reduzido ou inexistente (Johnson, 1969). À medida que os cursos d'água transportam as águas do escoamento superficial e as descargas naturais das águas subterrâneas, parte dessa água é evaporada durante o trajeto, enquanto outra parte pode ser direcionada para atender às demandas humanas.

3.3 Aquíferos

A dinâmica hidrológica possui influência direta na formação e recarga dos aquíferos. Os aquíferos, por sua vez, representam uma parte fundamental desse ciclo, armazenando a água subterrânea que se infiltra e percola através do solo e das rochas.

De acordo com a resolução CONAMA 396/2008 (Brasil, 2008, p.2) define aquífero como “Corpo hidrogeológico com capacidade de acumular e transmitir água através dos seus poros, fissuras ou espaços resultantes da dissolução e carreamento de materiais rochosos”. Para que uma rocha ou sedimento seja classificado como um aquífero, é necessário que ele possua porosidade suficiente para reter a água e que os poros ou espaços vazios tenham dimensões adequadas para permitir o fluxo da água, que são reservatórios subterrâneos de água, desempenhando um papel crítico na manutenção do ciclo hidrogeológico.

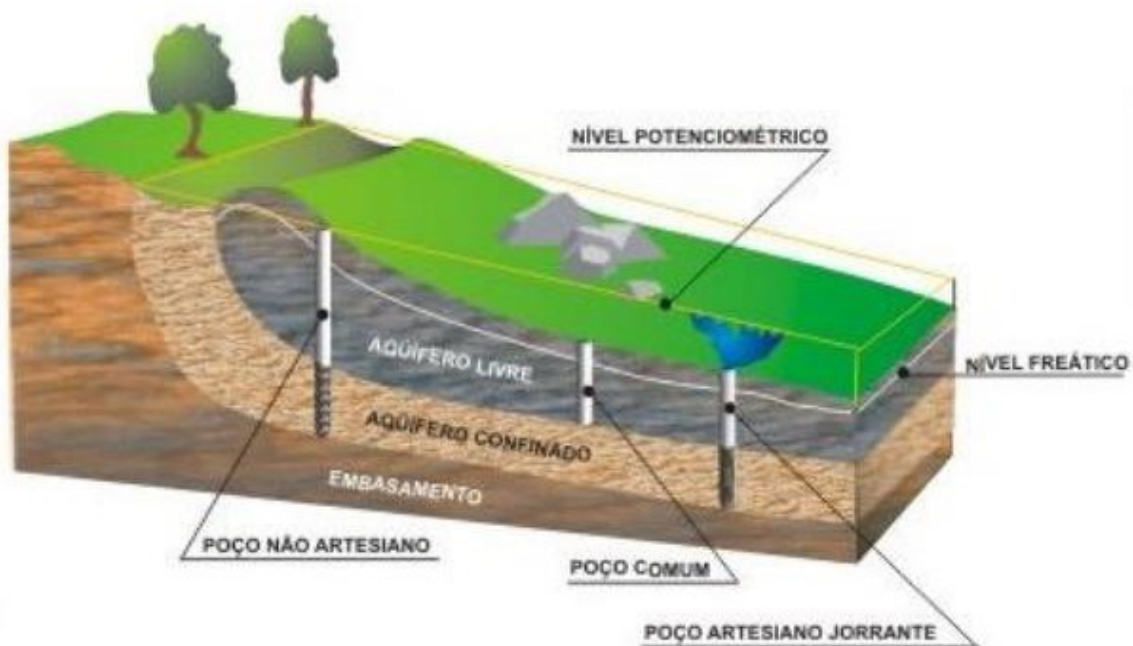
De acordo com Manuel Filho (2008), a classificação dos aquíferos baseia-se na pressão da água nas superfícies de contato e a capacidade de transmissão de água dessas camadas são fatores determinantes. Quanto à classificação baseada na pressão (Figura 2), eles são categorizados conforme descrito por Borghetti, Borghetti e Rosa Filho (2011, p. 134-135).

De acordo com Borghetti, Borghetti e Rosa Filho (2011), os aquíferos podem ser classificados em relação a pressão, em:

- Aquífero livre: também conhecido como freático, é caracterizado por uma formação geológica permeável e superficial, que aflora completamente em toda a sua extensão e é limitado na base por uma camada impermeável. A superfície superior da zona saturada está em equilíbrio com a pressão atmosférica, permitindo uma comunicação livre. Esses aquíferos recebem recarga direta e o nível da água varia conforme a quantidade de chuva. São os mais comuns e amplamente explorados pela população, mas também são os mais suscetíveis à contaminação.

- **Aquífero confinado:** também chamado de artesiano, é formado por uma camada geológica permeável, confinada entre duas camadas impermeáveis ou semipermeáveis. A pressão da água no topo da zona saturada é maior que a pressão atmosférica, fazendo com que a água suba no poço além da zona aquífera. A recarga desses aquíferos ocorre preferencialmente onde a formação aflora à superfície, e o nível da água está sob pressão, podendo causar artesianismo nos poços. Esses aquíferos recebem recarga indireta e geralmente estão localizados em áreas com rochas sedimentares profundas.
- **Aquífero semi-confinado:** limitado na base, no topo, ou em ambos, por camadas com permeabilidade menor que a do próprio aquífero. O fluxo de água ocorre principalmente ao longo da camada aquífera, mas também pode ocorrer através das camadas semi-confinantes, dependendo da diferença de pressão hidrostática. Em algumas situações, um aquífero livre pode ser abastecido por água de camadas semi-confinadas subjacentes, ou vice-versa. Fraturas ou falhas geológicas também podem servir como pontos de fuga ou recarga da água da camada confinada

Figura 2 - Tipos de aquíferos



Fonte: Borghetti, Borghetti e Rosa Filho (2011).

De acordo com Cleary (1989) autor do livro "Águas Subterrâneas", a água subterrânea possui um tempo de residência no subsolo frequentemente superior ao tempo de permanência da água nos rios. Além disso, segundo o autor, a existência de uma vasta capacidade de armazenamento de água nos aquíferos, a torna uma reserva confiável a longo prazo, praticamente imune às flutuações anuais de precipitação. No entanto, é importante considerar que de acordo com o autor, um aquífero contaminado pode levar séculos, para efetuar a auto descontaminação por meio de processos de fluxo natural. Essa informação é relevante para o monitoramento de águas subterrâneas, indicando a importância de medidas preventivas e de gestão adequada para proteger essa valiosa fonte de água.

É nesse contexto que se torna fundamental compreender as bacias hidrográficas, que desempenham um papel crucial na captação e no gerenciamento desse recurso subterrâneo.

3.4 Bacias hidrográficas

As diversas águas que escoam em superfície, formam as bacias hidrográficas. O termo "bacia hidrográfica" foi definido por Barrella (2001) como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes. Essas bacias são formadas nas regiões mais elevadas do relevo, delimitadas por divisores de água. Nessas áreas, as águas das chuvas têm duas principais opções: escoar superficialmente, formando riachos e rios, ou infiltrar no solo, contribuindo para a formação de nascentes e do lençol freático.

As águas superficiais seguem o curso natural em direção às partes mais baixas do terreno, dando origem a riachos e rios. As cabeceiras desses cursos d'água se originam em terrenos íngremes, como serras e montanhas. À medida que as águas dos riachos descem, eles se unem a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios. Esses pequenos rios continuam a fluir e se encontram com outros tributários, formando rios maiores, até finalmente desaguardarem no oceano. Esse processo de junção progressiva é o que dá origem à complexa rede de bacias hidrográficas que compõem um sistema fluvial.

As sub-bacias são delimitadas pelas áreas de drenagem dos afluentes que alimentam um curso d'água principal. Elas representam as divisões menores dentro de uma bacia hidrográfica mais ampla e são caracterizadas pela drenagem de riachos, córregos ou pequenos rios que desaguardam no corpo d'água principal, contribuindo para

o seu fluxo. Cada sub-bacia é uma unidade funcional dentro da bacia hidrográfica maior, desempenhando um papel essencial no equilíbrio e na dinâmica do sistema hidrológico da região (Teodoro et al, 2007).

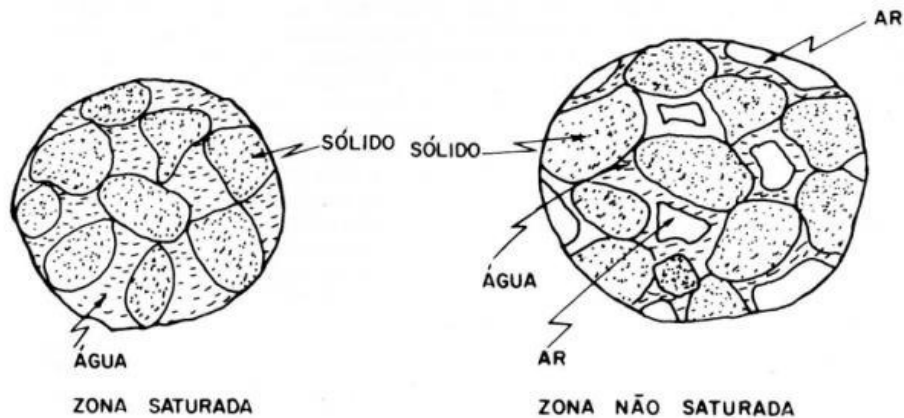
A delimitação de uma bacia hidrográfica pode ser realizada através de dois tipos de divisores de água: o divisor geológico e o divisor topográfico. O divisor topográfico é estabelecido como uma linha imaginária que segue as elevações mais proeminentes do terreno a partir de um ponto de referência em um curso d'água. Isso assegura que não ocorra contribuição de escoamento superficial de bacias vizinhas. É importante destacar que qualquer local na superfície terrestre está inerentemente vinculado a uma bacia hidrográfica. Seja nas pequenas depressões de terreno ou nas vastas extensões da bacia amazônica, sempre existe uma área discreta de terra que coleta a água da chuva, perde água por evaporação e conduz o excedente como deflúvio ou escoamento superficial (Lima, 2006).

3.5 Distribuição vertical da água

As águas subsuperficiais são divididas em duas zonas distintas ao longo do perfil vertical do solo, nomeadamente a zona saturada e a zona não saturada com base na proporção relativa do espaço poroso ocupado pela água, conforme explicado por Manoel Filho (2008).

De acordo com esse autor, a zona saturada, também conhecida como zona de saturação, está localizada abaixo da superfície freática, que representa o nível em que a água está submetida à pressão atmosférica. Na zona saturada, todos os espaços vazios no solo encontram-se completamente preenchidos por água. Por outro lado, a zona não saturada, também chamada de zona de aeração, está situada entre a superfície freática e a superfície do solo. Nessa região, os poros contêm gases, principalmente ar e vapor d'água (Figura 3), preenchendo-os parcialmente.

Figura 3 - Poros na zona não saturada e saturada

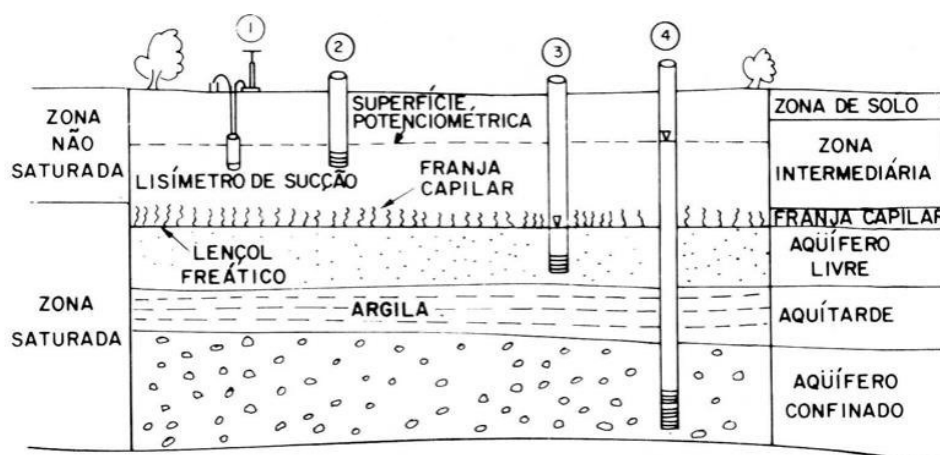


Fonte: Cleary, R. W. (1989)

A zona não saturada é subdividida em três partes: a zona capilar, que se estende desde a superfície freática até o limite de ascensão capilar da água, variando em espessura conforme a distribuição dos tamanhos dos poros e a homogeneidade do solo; a zona intermediária, que abrange a área entre o limite de ascensão capilar da água e o limite máximo das raízes das plantas; e, por fim, a zona de água do solo, que se estende do extremo alcance das raízes das plantas até a superfície do solo. A espessura dessa última zona varia de acordo com a cobertura vegetal local, podendo variar de poucos centímetros em áreas sem vegetação até vários metros em regiões densamente arborizadas.

Na Figura 4 observa-se a representação esquemática de uma seção transversal de um sistema aquífero típico. Nesta configuração, pode-se observar a sobreposição de um aquífero freático sobre um aquífero confinado.

Figura 4 - Divisões do sistema de água subterrânea



Fonte: Cleary, R. W. (1989)

3.6 Constituintes da água subterrânea

A água é caracterizada por sua propriedade solvente, permitindo que uma variedade de substâncias seja incorporada quando entra em contato com solos e rochas por onde circula. O processo de lixiviação de minerais de solos e rochas enriquece a água subterrânea com sais minerais, resultantes da dissolução dos minerais que compõem esses materiais. Esse fenômeno é favorecido pela baixa velocidade de circulação da água no subsolo, bem como pelas elevadas pressões e temperaturas presentes nesse ambiente. Em consequência, as águas subterrâneas costumam apresentar concentrações de sais superiores às encontradas em águas superficiais em geral (Manoel Filho, 2008).

As rochas ígneas possuem uma composição variada, com predominância de silicatos. Os íons Ca^{+2} , Na^{+} , Mg^{+2} e K^{+} se ligam de forma fraca à estrutura dos silicatos, o que facilita sua liberação na água. Fatores como pH, temperatura e grau de saturação de cada um desses elementos podem influenciar o processo de dissolução. Os produtos resultantes desse processo podem reagir entre si, originando compostos insolúveis, como a argila, que permanece na água em estado coloidal e tende a adsorver íons, como os de potássio (Manoel Filho, 2008).

A presença de metais na água subterrânea requer atenção especial, uma vez que concentrações elevadas desses elementos são consideradas tóxicas para a saúde humana (Ribeiro et al., 2012). Alguns elementos possuem limites máximos permissíveis estabelecidos pelos padrões de água potável, tais como cádmio, cromo,

cobre, ferro, manganês, mercúrio, zinco, entre outros. A contaminação das águas subterrâneas por metais pode acarretar consequências graves.

3.7 Contaminação das águas subterrâneas

A preocupação acerca da poluição das águas subterrâneas é um tema recente e, em grande medida, subestimado em nosso país. Isso ocorre porque tanto os usuários individuais quanto os órgãos governamentais que fazem uso desse recurso frequentemente desconhecem a sua relevância e não têm plena ciência das sérias repercussões associadas à contaminação dessas águas (Ribeiro et al., 2012).

Segundo Cleary (1989), o fato de a água subterrânea de não ser visível, tem sido lamentavelmente prejudicial à sua preservação. Nos Estados Unidos, a qualidade da água subterrânea foi mencionada pela primeira vez de forma significativa apenas na década de 70, com as emendas federais de Water Pollution Control Act. Até aquele momento e, de fato, até meados dos anos 1970, havia uma escassez significativa de informações sobre o tema. É importante observar que um dos problemas mais sérios relacionados à poluição da água subterrânea nos dias de hoje, que envolve traços de compostos orgânicos, incluindo hidrocarbonetos clorinados, sequer era conhecido naquela época. Essa evolução na compreensão da poluição da água subterrânea ressalta a necessidade contínua de monitoramento e regulamentações eficazes para proteger esse recurso vital (Cleary, 1989).

A recarga das águas subterrâneas, frequentemente originada pela infiltração da água da chuva em excesso no solo, torna as atividades realizadas nesse solo um potencial ameaça à qualidade da água subterrânea. De acordo com capítulo escrito por João Manoel Filho, no livro "Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações" (pagina 403), a definição de água poluída é relativa e depende do contexto em que o problema está inserido. A poluição dos aquíferos pode ocorrer quando o despejo de poluentes resultante da atividade humana (urbana, industrial, agrícola ou mineradora) não é adequadamente controlado, e certos componentes excedem a capacidade de atenuação das camadas do solo (Ribeiro et al., 2012).

Um exemplo pertinente de preocupação com a poluição das águas subterrâneas está relacionado à implantação de cemitérios, especialmente quando realizada sem a devida aplicação de técnicas apropriadas para evitar que compostos potencialmente contaminantes migrem através da zona não saturada do solo. Isso

pode comprometer seriamente a qualidade e a disponibilidade de água subterrânea, que é uma importante fonte de abastecimento em muitas regiões (Ribeiro et al., 2012).

Nos aquíferos, devido à lenta circulação das águas subterrâneas, à capacidade de adsorção dos solos e rochas e ao pequeno tamanho dos canais porosos, a contaminação pode se manifestar de forma bastante demorada. A notável capacidade dos aquíferos de depurar muitos tipos de contaminantes e seus vastos volumes de água armazenada tornam os impactos da poluição subterrânea menos evidentes do que aqueles que ocorrem em águas superficiais. No entanto, uma vez que a contaminação ocorre, a recuperação pode ser um processo moroso e, em alguns casos, economicamente inviável (Feitosa et al., 2008).

Geralmente, as águas subterrâneas podem ser contaminadas de duas maneiras principais: diretamente, sem diluição, quando poluentes alcançam o aquífero por meio de poços inadequadamente construídos ou abandonados, e indiretamente, com alguma diluição, quando os poluentes afetam o aquífero após passar por modificações a partir de seu ponto de origem (Feitosa et. al., 2008).

Os contaminantes da água subterrânea podem ser categorizados em três grupos principais: inorgânicos, orgânicos e biológicos. Os contaminantes inorgânicos englobam substâncias como nitrogênio agrícola, radionuclídeos (que incluem produtos radioativos), nitritos, nitratos e metais pesados, como mercúrio, cádmio e chumbo. Estes elementos podem ser introduzidos nas águas subterrâneas a partir de diversas fontes, representando um desafio significativo para a qualidade da água. Os contaminantes orgânicos são compostos por pesticidas, agroquímicos, aditivos de gasolina e produtos derivados do petróleo, que são conhecidos como BTEX (benzeno, tolueno, eteno e xileno). Estes contaminantes orgânicos podem ser altamente tóxicos e têm potencial para causar impactos ambientais substanciais. Por fim, a categoria de contaminantes biológicos inclui bactérias e vírus, que, quando presentes em águas subterrâneas, podem representar sérios riscos para a saúde pública. A presença de microrganismos patogênicos é uma preocupação relevante, uma vez que eles podem se espalhar e causar doenças. O entendimento e o monitoramento dessas diferentes classes de contaminantes são fundamentais para preservar a qualidade das águas subterrâneas, garantindo a proteção da saúde da população e a preservação do meio ambiente (Feitosa et. al., 2008).

3.8 Poços de monitoramento

Sinelli (1970, apud Ferreira 1992) destaca a ocorrência frequente de eventos degenerativos na qualidade da água e a maior propensão das águas superficiais à degradação, indicando a necessidade do desenvolvimento contínuo de técnicas eficazes para a preservação desse recurso, dada a sua importância para o planejamento socioeconômico.

Segundo a UNESCO (1992), no período compreendido entre 1970 e 1995, foram perfurados aproximadamente 300 milhões de poços no mundo todo. Estes poços desempenham um papel crucial no fornecimento de água para mais de 50% da população global, além de sustentarem a irrigação de aproximadamente 90 milhões de hectares de terras. Foster et al. (1988) observam que, já na década de 80, estimava-se a existência de aproximadamente 80.000 poços tubulares ativos no Brasil, além de milhares de poços rasos e escavados, desempenhando um papel crucial no fornecimento de água para diversos fins, especialmente o abastecimento público. No Brasil apenas em 2017, estima-se que havia cerca de 1,2 milhões de poços instalados, um número que aumentou significativamente para aproximadamente 2,6 milhões de poços em 2021 (ANA, 2023).

O aumento no número de poços demonstra a importância crescente dos recursos hídricos subterrâneos como uma fonte de água potável e de abastecimento para uma variedade de finalidades em todo o país. A água subterrânea emerge como recurso prioritário para abastecer centenas de núcleos urbanos de diferentes portes, bem como numerosos polos agroindustriais e agropecuários, destacando-se como manancial prioritário para atender à crescente demanda (Santos, 2005).

3.9 Parâmetros utilizados para avaliar a qualidade da água

3.9.1 Alcalinidade Total

A alcalinidade total da água é resultante da presença de carbonatos (CO_3^{2-}), além de bicarbonatos (HCO_3^-) e hidróxidos (OH^-). Esta medida representa a capacidade da água em neutralizar ácidos, conforme mencionado por Santos e Mohr (2013).

A alcalinidade da água refere-se à sua capacidade de neutralizar ácidos, e é importante observar que alcalinidade não implica necessariamente que o pH do meio seja superior a 7. A água subterrânea com um pH inferior a 7 ainda pode conter alguns sais capazes de neutralizar ácidos, resultando em uma alcalinidade mensurável. Os

íons carbonato e bicarbonato são contribuintes significativos para a alcalinidade da água, enquanto os íons cloreto, sulfato e nitrato não desempenham esse papel.

3.9.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH, ou Potencial de Hidrogênio, é uma medida que reflete a concentração de íon hidrogênio, indicando se a água é ácida, neutra ou alcalina. Essa avaliação é realizada por meio de um instrumento denominado pHmetro, o qual deve ser calibrado previamente, conforme preconizado por Von Sperling (2005).

3.9.3 Fósforo

O fósforo representa um elemento amplamente distribuído no ambiente, porém não é encontrado em seu estado livre na natureza. Sua presença é predominantemente observada na forma de fosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), vinculados a um cátion em compostos inorgânicos insolúveis (Oliveira, 2012). No processo de deslocamento ascendente e descendente pelo solo, as águas têm a capacidade de lixiviar diversos elementos, sendo que, no que tange ao fósforo, segundo Klein & Agne (2012) e Fineza et al. (2008), este manifesta baixa mobilidade no solo e apresenta elevada resistência à lixiviação.

Conforme Klein e Agne (2012), o fósforo desempenha um papel fundamental na vida aquática e apresenta uma distribuição irregular na natureza. A forma inorgânica desse elemento é comumente utilizada como fertilizante, caracterizando-se por baixa solubilidade em água e uma forte interação com partículas do solo. Contudo, em concentrações mais elevadas, o fósforo torna-se uma fonte significativa de poluição em corpos d'água, especialmente em águas superficiais, uma vez que seus nutrientes estimulam o crescimento de algas consumidoras de oxigênio, podendo resultar em mortandade de peixes.

O fósforo é reconhecido como um macronutriente essencial tanto para plantas quanto para animais. Entretanto, de acordo com Emídio (2012), o aumento da concentração de fósforo em águas superficiais é problemático devido à eutrofização, um fenômeno associado à proliferação excessiva de nutrientes. Esse aumento nutricional contribui para a formação de cianotoxinas. Vale ressaltar que os fosfatos presentes na água podem ter origens diversas, seja por processos naturais, como a decomposição de matéria biológica, ou por fontes antropogênicas, como lixiviação de

minerais presentes em rochas fosfatadas, escorrências de áreas agrícolas fertilizadas e deficiências no tratamento de águas residuais.

3.9.4 Nitrato

Segundo Matos (2001), a liberação de necrochorume no solo pode resultar em alterações nos parâmetros químicos do solo, incluindo condutividade hidráulica, pH, alcalinidade e dureza da solução do solo, devido à presença de nitrogênio, fósforo e vários sais, como Cl^- , HCO_3^- , Ca^{+2} e Na^+ . Além disso, durante o processo de decomposição, são formadas duas substâncias altamente tóxicas: cadaverina ($C_5H_{14}N_2$) e putrescina ($C_4H_{12}N_2$).

Essas substâncias podem deixar como resíduo final o íon amônio, além de potencialmente conter microrganismos patogênicos (FEITOSA E FILHO, 1997; MACEDO, 2004). O íon nitrato pode ocorrer em diferentes formas, como o nitrato de sódio e o nitrato de amônio, que são comumente utilizados em fertilizantes devido ao seu papel na nutrição das plantas (Ribeiro, 2009).

O nitrato é uma substância que pode ser prejudicial à saúde humana quando presente em quantidades elevadas. Ele pode ser encontrado em alimentos devido a processamentos específicos e na água, principalmente como resultado da contaminação por fertilizantes nitrogenados e esgotos sanitários. O consumo de água com níveis elevados de nitrato pode levar ao desenvolvimento de condições como a "síndrome do bebê azul" em crianças, que se manifesta através da cianose, causada pela formação de metemoglobina (Kaminishikawahara et al, 2011).

Além disso, o nitrato tem sido associado ao aumento do risco de tumores no trato gastrointestinal, especialmente quando há um consumo contínuo de água ou alimentos com altas concentrações desse íon (Biguelini e Gumy, 2012).

Segundo Feitosa (2008), a presença de níveis de nitrato na água subterrânea acima de 5 mg/L pode indicar contaminação decorrente de atividades humanas, como esgotos, fossas sépticas, depósitos de lixo, cemitérios, uso de adubos nitrogenados e resíduos de animais, entre outras fontes. Isso ocorre devido à decomposição de resíduos proteicos de origem humana e animal, ricos em nitrogênio, que se transformam em nitrato na presença de oxigênio, seguindo o ciclo do nitrogênio (nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato).

A conversão da amônia (NH^3) para nitrito (NO^{-2}) é realizada por bactérias especializadas, conhecidas como nitrosomonas. A posterior transformação do nitrito em nitrato (NO^{-3}) requer a ação de bactérias autotróficas pertencentes ao grupo das nitrobactérias. A presença de nitrito na água subterrânea indica uma contaminação mais recente. Normalmente, as águas subterrâneas contêm teores de nitrato na faixa de 0,1 a 10 mg/L. No entanto, em situações de poluição, esses teores podem atingir valores significativamente mais elevados, podendo chegar a 1.000 mg/L. Comparativamente, a água do mar apresenta um teor de aproximadamente 1 mg/L. A identificação de níveis elevados de nitrato na água subterrânea deve ser investigada, pois é um indicativo de potencial contaminação decorrente de atividades humanas (Feitosa et al., 2008).

3.9.5 Coliformes Termotolerantes e Totais

Bactérias do grupo Coliformes, que incluem Termotolerantes e Totais, são comumente usadas como indicadores de contaminação fecal. Este grupo é composto por bactérias dos gêneros *Escherichia* (Coliformes Termotolerantes), *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiella* (Coliformes Totais) (Oliveira, 2020). As bactérias Coliformes Totais, que são normalmente encontradas no intestino de mamíferos, incluindo humanos, não são patogênicas. No entanto, sua presença em grandes quantidades pode indicar a presença de microrganismos patogênicos, que são responsáveis pela transmissão de doenças transmitidas pela água (Machado, 2006).

De acordo com Espindula (2004), a *Escherichia coli* é a principal representante das bactérias do grupo Coliforme Termotolerantes e é frequentemente usada como indicador biológico. As bactérias Coliformes Totais possuem a capacidade de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos e fermentam a lactose, produzindo ácido, aldeído e gás. Este grupo de bactérias pode apresentar atividade da enzima β -galactosidade. A maioria das bactérias do grupo Coliforme pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter* (BRASIL, 2011).

3.9.6 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica de uma água é caracterizada como a sua habilidade para conduzir eletricidade, dependendo da quantidade de sais dissolvidos na forma

de íons. A unidade padrão de medida para a condutividade é o Siemens (S), sendo os valores para águas subterrâneas expressos em microsiemens por centímetro ($\mu\text{S cm}^{-1}$), a uma temperatura padrão de 25°C (Lima; França; Loiola, 2014).

A relação entre a concentração iônica da solução e a condução eletrolítica é compreendida, uma vez que maiores concentrações iônicas resultam em maior capacidade de condução de corrente elétrica. Contudo, não é praticável esperar uma relação direta entre a condutividade e a concentração de sólidos totais dissolvidos em águas naturais devido à natureza complexa dessas soluções (Funasa, 2014).

Conforme a Funasa (2014), essa correlação torna-se mais evidente em águas de regiões onde há uma predominância bem definida de um íon específico em solução. As águas naturais geralmente exibem níveis de condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Em ambientes impactados por poluição proveniente de esgotos domésticos ou industriais, esses valores podem atingir até 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

3.9.7 Turbidez

A turbidez é definida como uma medida do grau de interferência à passagem da luz através do líquido, causada por partículas em suspensão, podendo ser reduzida por processos de sedimentação. A turbidez possui influência nos processos convencionais de desinfecção, onde a presença de partículas atua como um escudo contra micro-organismos patogênicos, comprometendo a eficácia do desinfetante. A alteração na incidência de luz devido às partículas em suspensão pode resultar em níveis elevados de turbidez, sendo justificada pela lixiviação de matéria orgânica e outras substâncias da água percoladas pelo solo, especialmente originadas de sepultamentos em covas rasas (Neira, Terra, et al., 2008).

Segundo a Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde (Brasil, 2021), a turbidez, classificada como um padrão organoléptico de potabilidade, não apresenta risco à saúde, com um Valor Máximo Permitido (VMP) de 5 unidades de turbidez (uT). A turbidez é uma característica intrínseca da água, originada naturalmente de partículas em estado coloidal e em suspensão, que podem ser derivadas de rochas, argila, silte, além de algas, plânctons, matéria orgânica e inorgânica, e diversos outros microrganismos (Von Sperling, 2005 e Silva, 2012). Em locais onde há uma alta taxa de decomposição de matéria orgânica, o valor da turbidez tende a ser elevado, e está

correlacionado com os valores do indicador físico de cor e do indicador químico de pH (Neira et al., 2008).

3.10 Legislação

A importância da preservação da saúde pública e do meio ambiente demanda que as autoridades responsáveis tomem medidas apropriadas para evitar o abandono indiscriminado de corpos em áreas naturais (Pacheco, 2012). Em consonância com essa necessidade, um conjunto abrangente de regulamentações aborda desde a criação e regularização de cemitérios até as normativas que especificam a localização e os métodos de construção desses espaços.

O CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, estipula, na Resolução nº 335 de 3 de abril de 2003, a obrigatoriedade do processo de licenciamento ambiental para cemitérios, tanto os de superfície quanto os subterrâneos, sem comprometer outras normas aplicáveis ao contexto. Além disso, essa Resolução fornece definições relevantes ao tema, bem como os requisitos documentais necessários para as etapas de Licença Prévia e Licença de Instalação.

Em 2006, a Resolução nº 368 do CONAMA alterou alguns dispositivos da resolução anterior, proibindo a instalação de cemitérios em áreas de preservação permanente ou em outras que exijam desmatamento da Mata Atlântica, em estágio médio ou avançado de regeneração, em terrenos onde existem cavernas, sumidouros ou rios subterrâneos e em áreas onde o lençol freático, medido no final da estação chuvosa, fique a menos de 1,5 m da base das sepulturas. A partir da entrada em vigor dessa resolução, os órgãos ambientais estaduais e municipais passaram a ter a obrigação de licenciar e fiscalizar a implantação de novos cemitérios (Brasil, 2006).

A Resolução nº 368 do CONAMA promoveu alterações na resolução anterior, estabelecendo restrições à instalação de cemitérios em áreas sensíveis. Isso inclui a proibição da instalação de cemitérios em áreas de preservação permanente, em locais que exigiriam o desmatamento da Mata Atlântica em estágio médio ou avançado de regeneração, em terrenos onde existem cavernas, sumidouros ou rios subterrâneos e em áreas onde o lençol freático, medido no final da estação chuvosa, fique a menos de 1,5 metros da base das sepulturas (Brasil, 2006).

Entretanto, o prazo de adequação dos cemitérios existentes antes de 2003 foi estendido por uma nova resolução do CONAMA (nº 402, de 17 de novembro de 2008).

Essa resolução concedeu às autoridades ambientais estaduais e municipais o prazo até dezembro de 2010 para estabelecer critérios de adequação para os cemitérios pré-existentes. (Brasil, 2008; Silva E Filho, 2009).

No contexto da implantação de novos cemitérios de acordo com os critérios estabelecidos pelo CONAMA, diversos indicadores relacionados ao meio físico, biótico e socioeconômico se tornam cruciais. No que diz respeito ao meio físico, é importante considerar fatores relacionados à dinâmica das águas superficiais, especialmente onde o escoamento pode resultar na destruição das sepulturas e no transporte de contaminantes, particularmente em áreas com topografia mais inclinada. Além disso, as características das águas subterrâneas desempenham um papel fundamental na implantação de um novo cemitério, uma vez que a contaminação do lençol freático é um problema significativo nesse contexto (Leli et al., 2012).

No que se refere aos indicadores usados para monitorar as alterações físico-químicas decorrentes da decomposição dos corpos, é recomendável realizar análises da água antes dos primeiros sepultamentos. Essas análises serviriam como indicadores caso ocorram quaisquer modificações durante a operação do cemitério. Entre os parâmetros a serem avaliados, destacam-se a cor, turbidez, pH, temperatura, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, cálcio, oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes e totais (Brasil, 2007). Ademais, problemas de saúde na população residente nas proximidades dos cemitérios podem servir como um indicador de contaminação das águas ou do solo por produtos residuais da decomposição dos corpos humanos (Leli et al., 2012).

A preocupação ambiental relacionada aos cemitérios está, portanto, ganhando destaque na agenda política nacional, especialmente no que diz respeito a questões ambientais. De acordo com o CONAMA, os corpos sepultados devem estar envolvidos por mantas ou urnas feitas de materiais biodegradáveis, e o uso de plásticos, tintas, vernizes, metais pesados ou qualquer material prejudicial ao meio ambiente não é recomendado. Além disso, a utilização de materiais impermeáveis que impeçam as trocas gasosas do corpo sepultado com o ambiente circundante é restrita, a menos que haja justificativas específicas previstas na legislação (Brasil, 2006).

Portanto, os administradores de cemitérios e os empreendedores de futuros cemitérios devem firmar um termo de compromisso para adequar seus empreendimentos às normas de licenciamento ambiental. Em caso de encerramento da atividade cemiterial ou desativação do cemitério, o empreendedor deve solicitar

uma licença que incluía medidas de recuperação das áreas afetadas e a indenização de possíveis vítimas. Além disso, a área desativada deve ser prioritariamente destinada a uso público ou a empreendimentos de utilidade pública ou interesse social (Machado, 2006).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Fundada durante o governo de Getúlio Vargas na década de 30, Londrina tem sua origem diretamente vinculada à Companhia de Terras Norte do Paraná (CTNP), que planejou a cidade e parcelou a região para o desenvolvimento. Sua localização privilegiada, com solos férteis e um clima propício, permitiu o florescimento da agricultura e pecuária na região, com destaque para a produção de café, que desempenhou um papel central na economia local.

Londrina é um município cuja história está profundamente ligada à colonização que se iniciou em 1930. A Companhia de Terras Norte do Paraná, com investimentos britânicos, teve um papel crucial ao dividir a terra em pequenos lotes, promovendo uma reforma agrária que possibilitou que trabalhadores adquirissem terras. A cidade experimentou rápido crescimento, inicialmente impulsionado pela produção de café e, posteriormente, pela diversificação agrícola. A criação da Universidade Estadual de Londrina (UEL) em 1971 estimulou ainda mais o desenvolvimento da cidade, consolidando-a como um polo regional de bens e serviços, com expansão urbana, infraestrutura e qualidade de vida ao longo das décadas.

Em 1932, o Cemitério São Pedro foi fundado. É importante notar que, na época de sua fundação, não havia sido formalmente demarcado na Planta Inicial da cidade, embora sua localização estivesse determinada, situando-se na extremidade sul da Avenida São Paulo, fora dos limites do núcleo urbano originalmente projetado. Historicamente, os cemitérios foram tradicionalmente estabelecidos em áreas afastadas dos centros urbanos. No entanto, devido à expansão da área urbana de Londrina, o Cemitério São Pedro acabou por se integrar à malha urbana da cidade (Stipp; Arfelli Silva; Bertachi, 2011).

4.1.1 Clima

Conforme a classificação de Köppen (*apud* Nimer, 1989), o tipo climático predominante na vasta região norte, oeste e sudoeste do estado do Paraná, incluindo altitudes geralmente inferiores a 850-900 metros, abrange a área correspondente ao município de Londrina, caracterizando-se como Cfa. Na classificação de Köppen (Ayoade, 1998), tal sigla é interpretada da seguinte forma com base nas médias de temperatura e precipitação em relação aos domínios vegetais:

C: O mês mais frio registra uma temperatura média entre 3°C e 18°C.

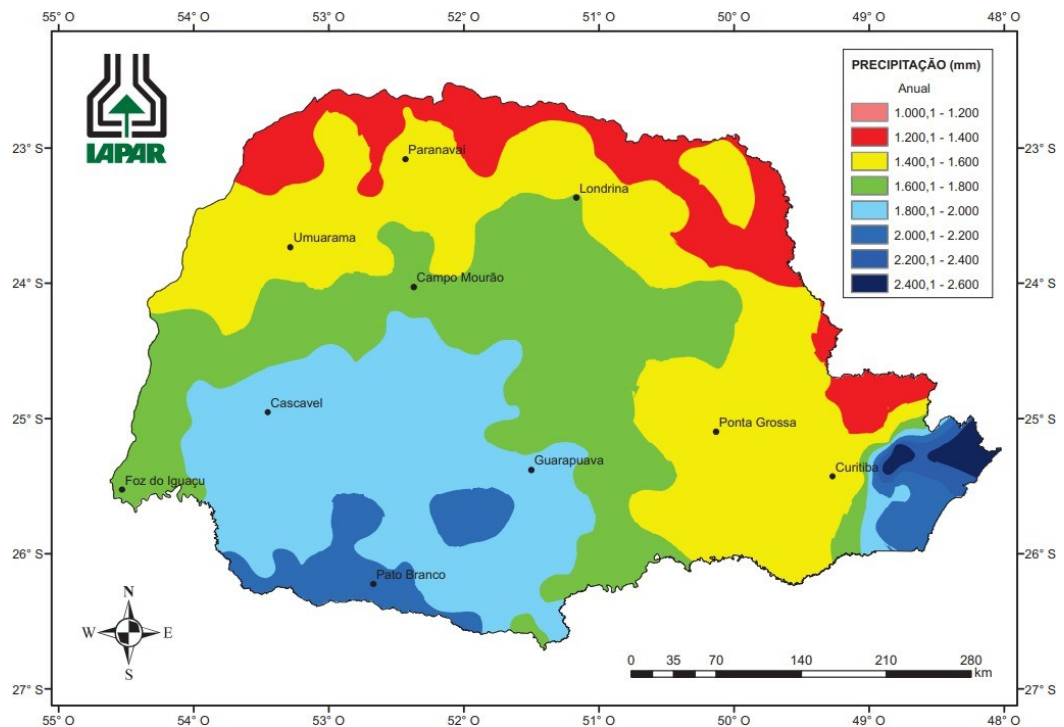
F: Não há presença de uma estação seca, com umidade presente ao longo do ano.

a: O verão é caracterizado por temperaturas elevadas.

De acordo com as observações de Mendonça (1995), na área de estudo em questão, o tipo climático dominante apresenta o verão como sua estação mais chuvosa, concentrando a maior parte das precipitações anuais, com médias mensais em torno de 200 mm, e alcançando temperaturas médias máximas de até 28°C. O autor define que a estação de inverno é marcada por um período de estiagem relativa no município de Londrina, com julho e agosto se destacando como os meses mais secos do ano, registrando médias mensais de aproximadamente 50 mm. As temperaturas médias durante este período rondam os 18°C, e essa estação é notável pela ocorrência de geadas, sobretudo em julho, quando as temperaturas mínimas médias podem atingir 10°C.

A precipitação anual no Paraná varia entre 1.400 e 1.600 mm, conforme ilustrado na Figura 5. Nos meses menos chuvosos (junho, julho e agosto), as médias mensais variam de 225 a 250 mm, enquanto nos meses mais chuvosos (dezembro, janeiro e fevereiro), as médias mensais variam de 500 a 600 mm (Kist, 2022).

Figura 5 - Precipitação anual no Estado do Paraná.



Fonte: Nitsche et al., (2019)

4.1.2 Geologia

A área do município de Londrina encontra-se geologicamente situada nos limites da Bacia Sedimentar do Paraná, uma unidade geológica caracterizada por sua combinação de depósitos sedimentares e magmáticos. Esta bacia está localizada no centro-leste da América do Sul e abrange uma extensa área de aproximadamente 1.600.000 quilômetros quadrados. Desta extensão total, cerca de 1.000.000 quilômetros quadrados estão localizados em território brasileiro, abrangendo os estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Goiás (Petri & Fúlfaro, 1983).

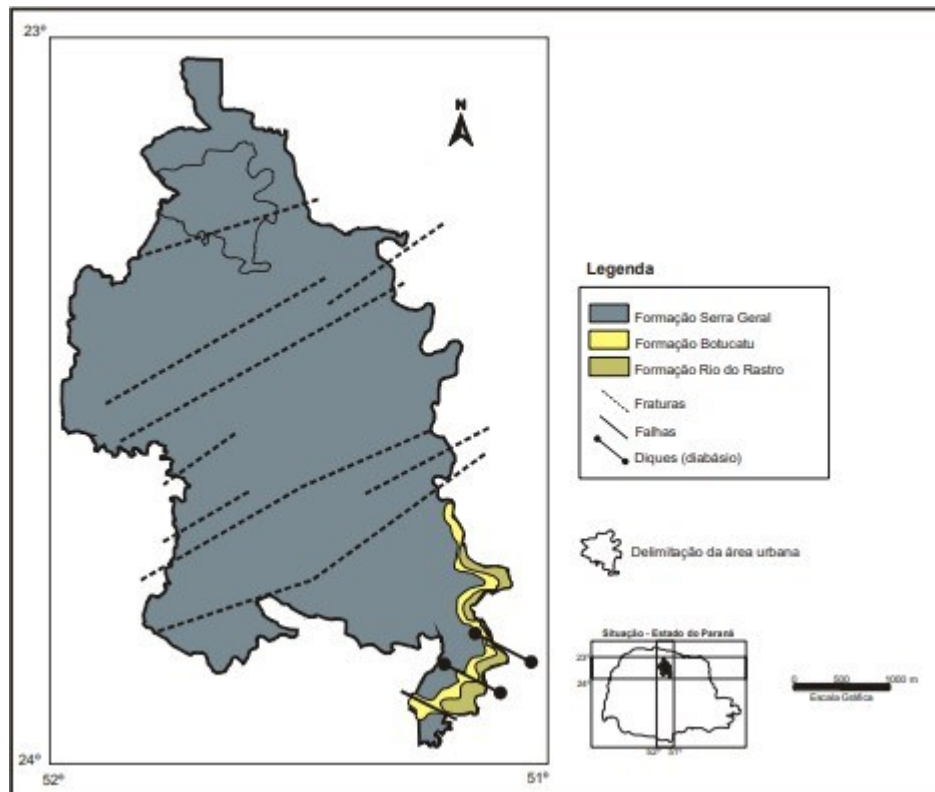
Conforme os estudos de Petri e Fúlfaro (1983), as amplas deformações estruturais que se manifestam na Bacia do Paraná, incluindo arcos, flexuras, sinclinais e depressões, são categorizadas em arqueamentos marginais, arqueamentos interiores e embaciamentos. Esses elementos desempenham um papel significativo na história evolutiva da bacia, influenciando as áreas com maior subsidência e, conseqüentemente, maior sedimentação. Além disso, tais alinhamentos estruturais,

em sua maioria com orientação NW/EW, exerceram influência sobre o magmatismo que afetou a bacia.

A Bacia do Paraná foi notavelmente afetada por vulcanismo fissural intenso, estabelecendo uma extensa província magmática no Fanerozóico, representando a maior manifestação ígnea não-oceânica e uma contribuição fundamental para a formação da crosta terrestre. Este evento se traduziu na bacia como uma espessa cobertura de lavas vulcânicas, juntamente com uma intrincada rede de diques que cortam toda a sequência sedimentar. Atualmente, após cerca de 100 milhões de anos de processos erosivos, aproximadamente três quartos da área total da bacia permanecem cobertos por rochas ígneas da Formação Serra Geral. Esta área abrange aproximadamente 1.200.000 quilômetros quadrados e se estende pelos estados do centro-sul do Brasil, bem como por partes do Uruguai, Argentina e Paraguai, com uma espessura remanescente que chega a aproximadamente 2.000 metros na região do Pontal do Paranapanema, no estado de São Paulo (MILANI, 2004).

A cidade de Londrina está situada sobre a Formação Serra Geral, conforme ilustrado na Figura 6. Esta formação faz parte do Grupo São Bento, que também engloba as formações Botucatu e Pirambóia. No entanto, estas duas últimas têm ocorrência limitada no extremo sul do município. Nessa região, também é possível encontrar afloramentos de rochas pertencentes ao Grupo Passa Dois, além das formações Teresina e Rio do Rasto, embora em quantidades bastante reduzidas.

Figura 6 – Mapa geológico do município de Londrina



Fonte: Santos, (2005)

A Formação Serra Geral, de forma geral, é constituída principalmente por rochas vulcânicas de caráter básico, toleíticas e andesitos basálticos. Adicionalmente, pode-se encontrar quantidades menores de riolitos e riolitos, que possuem uma textura afanítica e uma coloração predominantemente cinza e negra. Os topos das camadas de basalto frequentemente apresentam características amigdaloides, exibindo um notável desenvolvimento de juntas tanto verticais como horizontais. Além disso, é comum a presença de intrusões alcalinas e pequenas lentes de arenito (Milani, 2004). A camada de intemperismo associada a essa formação pode variar em espessura, sendo relativamente fina em algumas regiões e atingindo até 30 metros em áreas topograficamente mais elevadas.

Conforme descrito por Lastoria (2002), nos basaltos, é frequente a ocorrência de fraturas de resfriamento, que podem até mesmo permitir a identificação de uma "estratigrafia" dos derrames basálticos com base nas fraturas observadas. Nesse sentido, as fraturas horizontais predominam na parte superior e na base dos derrames, enquanto as fraturas verticais são mais comuns na região central. Além

disso, é possível encontrar fraturas resultantes do alívio de carga, as quais surgem à medida que a erosão desgasta as rochas e remove o solo, reduzindo a pressão sobre as camadas mais profundas. Essas fraturas, criadas por esse processo, tendem a se abrir, facilitando a percolação de líquidos.

4.1.3 Hidrogeologia

De acordo com Celligoi et al. (2001), na região do município de Londrina, podem ser identificadas duas formas predominantes de ocorrência de água subterrânea: os aquíferos freático e o sistema aquíferos Serra Geral. Além disso, o sistema aquífero Serra Geral desempenha o papel de camada confinante superior do aquífero Guarani, que é um dos principais reservatórios de água subterrânea na América Latina, embora ainda seja pouco explorado para o abastecimento hídrico em Londrina.

Os aquíferos freático é representado pelas camadas de solo e rocha alterada (saprolito) e é resultado direto do intemperismo das rochas vulcânicas basálticas. Consequentemente, esse aquíferos consiste em um meio poroso relativamente homogêneo, comumente de espessura reduzida nas proximidades das drenagens e com o nível saturado localizado em pouca profundidade. Esse aquífero possui características essenciais de um aquífero livre, ou seja, não confinado, permitindo que a recarga ocorra diretamente a partir das águas pluviais nas áreas mais elevadas topograficamente. Isso, por sua vez, aumenta a suscetibilidade à contaminação ou poluição das águas subterrâneas.

Em contraste com os sistemas aquíferos porosos, que possuem uma certa continuidade física, o sistema aquífero Serra Geral, devido às características litológicas das rochas cristalinas, se configura como um meio aquífero com condições hidrogeológicas heterogêneas e anisotrópicas, conforme observado por Freeze e Cherry (1979). Como resultado, a ocorrência de água subterrânea nesse sistema está restrita às zonas de descontinuidade nas rochas basálticas, principalmente em estruturas tectônicas do tipo fratura e/ou falhamentos.

Conforme afirmado por Hausmann (1974 *apud* Lastoria, 2002), a circulação da água nos basaltos é direcionada pelo padrão de fratura dessas rochas, sendo as juntas verticais, em geral, as que permitem uma circulação mais eficaz, impulsionada pela ação da gravidade, que, por sua vez, alimenta as diáclases horizontais.

4.1.4 Geomorfologia

Conforme Maack (1981), as características atuais das formas de relevo no estado do Paraná são resultado das influências predominantes dos sistemas hidrográficos, dos movimentos epirogênicos e tectônicos, bem como das alterações climáticas. Segundo o autor, o relevo paranaense pode ser categorizado em cinco regiões orográficas distintas: o Litoral, a Serra do Mar, definida como uma escarpa de falha com elevações que atingem 1000 metros, o Primeiro Planalto, o Segundo Planalto e o Terceiro Planalto. Estas últimas três regiões são caracterizadas por degraus estruturais ou escarpas de estratos que se inclinam suavemente em direção ao oeste, noroeste e sudoeste, em direção à calha do rio Paraná.

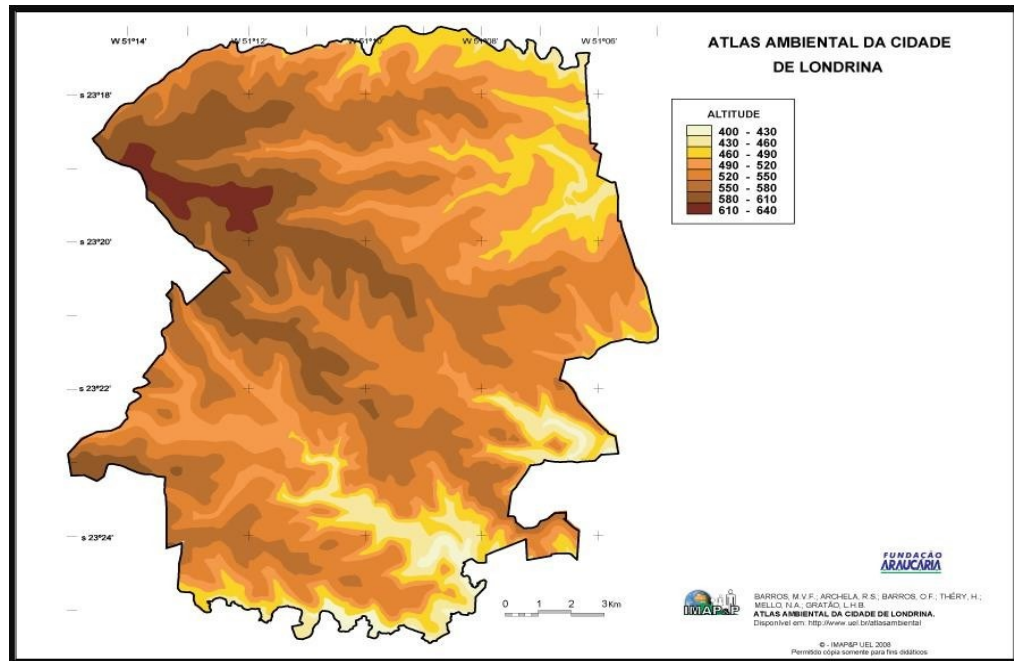
A região norte do Paraná, onde se encontra a área de estudo, experimentou evolução geomorfológica associada à bacia sedimentar do Paraná, que está inserida no Terceiro Planalto Paranaense. Nesta região, desenvolve-se a estrutura geomorfológica das Cuestas Areníticas Basálticas, caracterizada pela sucessão de camadas sedimentares e basálticas de resistência variável, moldadas pela ação erosiva. Maack (1981) indica que os vales dos rios Tibagi, Ivaí, Piquiri e Iguaçu dividem o Terceiro Planalto em distintas regiões geográficas naturais. Na porção norte, denominada Planalto de Apucarana, a escarpa se estende desde a Serra do Cadeado, em uma extensão de 150 km. Nessa área, a superfície do terreno apresenta suaves colinas e platôs ao lado de pequenos espigões, com vales mais profundos direcionados ao rio Ivaí.

O município de Londrina pode ser dividido em duas amplas áreas, levando em consideração a inclinação das vertentes em seu relevo. Na porção centro-sul, predomina um relevo mais acidentado, caracterizado por uma variedade de constituição litológica, resultando em vertentes acentuadamente inclinadas em comparação com a porção centro-norte, que se caracteriza pela uniformidade litológica e por um relevo suave a ondulado, com vertentes menos inclinadas (Santos, 2005).

As áreas de topografia mais planas no município de Londrina estão situadas ao norte, com altitudes variando entre 350 metros e 860 metros acima do nível do mar, conforme ilustrado na Figura 7. As classes de declividade nessas áreas não excedem os 10%. Em contraste, as regiões mais acidentadas se encontram no centro e no sul do município, com as áreas de maior inclinação concentradas principalmente na

porção sudoeste, próxima ao rio Tibagi, onde a maioria das áreas apresenta declividades superiores a 30%. A região central do município, em sua maioria, possui áreas com declividades variando de 15% a 30% (Mendonça, 1992).

Figura 7 - Carta de altimetria da cidade de Londrina-PR.



Fonte: Atlas Ambiental.

O abastecimento de água no município de Londrina é fornecido pela bacia do Rio Tibagi, que é considerada a segunda bacia de maior importância no Estado do Paraná e desempenha um papel fundamental na formação da bacia hidrográfica do rio Paranapanema. Essa bacia possui uma área total de 24.711 km², abrangendo cerca de 13% do território estadual, e está situada a leste do município de Londrina. Ela recebe os rios tributários localizados na área urbana e nos arredores (Mendonça, 1992).

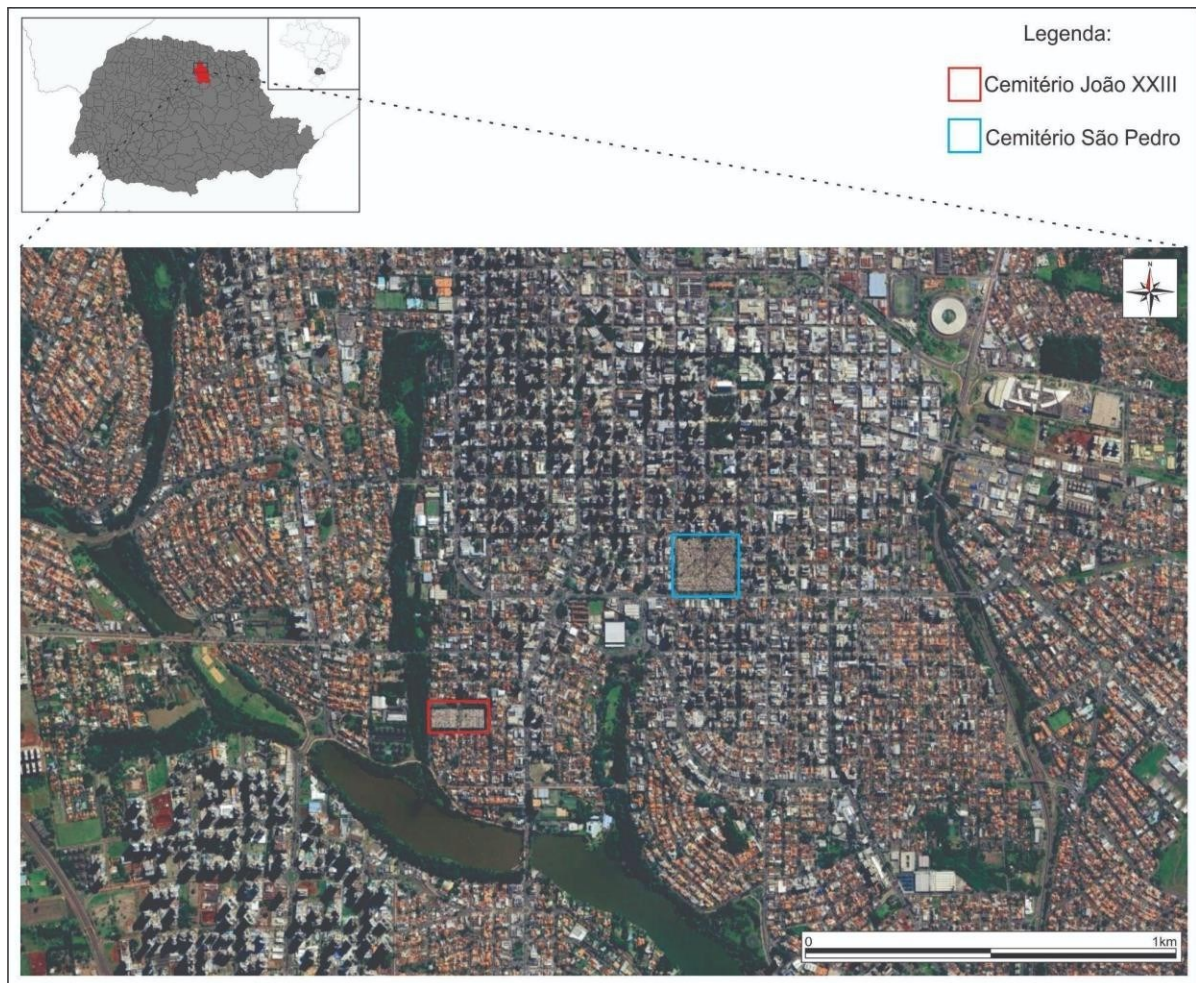
As bacias hidrográficas que compreendem a área urbana de Londrina incluem as do Jacutinga, Lindóia, Cambé, Limoeiro, Cafezal e Três Bocas. Os ribeirões Jacutinga e Três Bocas delimitam a região ao norte e ao sul, respectivamente. A direção dos canais fluviais nas bacias dos ribeirões Jacutinga e Lindóia, ao norte, segue de oeste a leste, enquanto as demais bacias, ou seja, Cambé, Limoeiro, Cafezal e Três Bocas, estão orientadas no sentido noroeste-sudeste (BARROS et al., 2008).

Devido à expansão da cidade, o manancial do ribeirão Cambé tornou-se insuficiente e foi substituído pelo ribeirão Cafezal, localizado mais ao sul e a certa distância do centro urbano. Posteriormente, o rio Tibagi também foi integrado ao sistema de abastecimento de água da cidade. Além dos mananciais superficiais, o abastecimento de água em Londrina é complementado pelos mananciais subterrâneos dos Aquíferos Serra Geral e Guarani (Barros et al., 2008).

4.2 COLETA DE DADOS

O presente trabalho tem como base de dados as análises das normas regulamentadoras que regem os aspectos de padrões e qualidade de águas subterrânea e superficial. O estudo foi realizado com coleta de amostras de águas subterrâneas em dois poços. Um localizado no Cemitério Municipal São Pedro (Figura 8) e outro na Rua Alagoas, nº 825, e do Cemitério Municipal João XXIII (Figura 8), situado na Av. da Saudade, nº 135, ambos na cidade de Londrina, no estado do Paraná. Ressalta-se que ambos os cemitérios são totalmente integrados à área urbana em região centralizada.

Figura 8 – Localização dos Cemitérios João XXIII São Pedro em destaque na região central da área urbana de Londrina-PR, no contexto do Brasil e do estado do Paraná.



Fonte: Autoria própria (2023)

A análise da contaminação das águas no manancial subterrâneo foi realizada em alíquotas de água retiradas dos poços identificados nas figuras 9 e 10, respectivamente.

Figura 9 – Localização dos poços de monitoramento no Cemitério São Pedro



Fonte: Relatório de instalação de poços de monitoramento Cemitério municipal São Pedro, (2017)

Figura 10 – Localização dos poços de monitoramento no Cemitério João XXIII



Fonte: Relatório de instalação de poços de monitoramento Cemitério municipal João XXIII, (2017)

Também foi coletada água do Córrego do Leme, cujas nascentes estão localizadas perto da Catedral Metropolitana de Londrina e do Ginásio de Esportes Moringão. O córrego é direcionado por galerias ao longo de toda a extensão da Rua Professor João Cândido, desembocando na Área de Lazer Luigi Borghesi (Zerão),

conforme descrito por Frazão (2007). Importante destacar que o cemitério São Pedro está inserido em sua bacia de drenagem. Assim, este local foi selecionado por ser o corpo d’água superficial mais próximo da área de estudo e, acredita-se que não recebe descarga de efluentes.

Na tabela 1 é possível visualizar as coordenadas geográficas dos pontos de coleta de amostras de águas subterrâneas e superficiais.

Tabela 1 - Representação dos pontos e suas respectivas coordenadas de localização.

	Poços	Coordenadas UTM
Cemitério Municipal São Pedro	PM 01	23°31'81''S 51°16'13'' N
	PM 02	23°31'957 S 51°16'13'' N
Cemitério Municipal João XXIII	PM 03	23°32'499 S 51°17'06'' N
	PM 04	23°32'449 S 51°17'16'' N
Córrego do Leme	-	23°19'24'' S e 51°09'49'' N

Fonte: Google Earth (2024)

Foram realizadas três campanhas de coleta de amostras, a cada 15 dias durante os meses de março e abril de 2024. As coletas de amostras superficiais ocorreram apenas nas campanhas 2 e 3, respectivamente.

Tabela 2- Campanhas realizadas.

	Data de coleta
Campanha 1	20/03/2024
Campanha 2	02/04/2024
Campanha 3	18/04/2024

Fonte: Autoria própria (2024)

4.2.1 Coleta de amostras

Amostras de água foram obtidas utilizando recipientes de polietileno descartáveis (bailers), com um recipiente designado para cada poço para prevenir a contaminação cruzada. A coleta e a preservação das amostras foram feitas conforme procedimento preconizado pelo Guia Nacional De coleta e Preservação De amostras (ANA, 2023). As amostras destinadas a análise microbiológica foram acondicionadas

em recipientes estéreis, enquanto que as demais amostras, foram acondicionadas em garrafas PET devidamente higienizadas, conforme fotografia 1.

Fotografia 1 – Coleta e armazenamento das amostras durante as campanhas



Fonte: Autoria própria (2024)

Inicialmente o nível de cada poço foi medido utilizando-se medidor elétrico de nível d'água, os dados obtidos estão expostos no Tabela 3. Em seguida, foi calculado o volume necessário para a purga do poço do monitoramento de acordo com protocolos estabelecidos pelas normas: ABNT NBR 15847:2010 – Procedimentos para coleta de solo, água subterrânea, descargas líquidas e águas de superfície (2014) e ABNT NBR 15847:2010 – Procedimentos para coleta de água subterrânea em poços de observação: método de purga.

Tabela 3 – Nível d'água nos poços de monitoramento (m)

	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
PM 01	10,3	10,2	10,8
PM 02	10,3	10,3	9,8
PM 03	13,9	14,0	9,2
PM 04	7,0	7,5	7,2

Fonte: Aatoria própria (2024)

Os parâmetros monitorados foram selecionados considerando a capacidade técnica do Laboratório de Saneamento do Campus Londrina da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR-LD). Na Tabela 4 estão elencados os parâmetros que foram monitorados durante as coletas

Tabela 4 - Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico

Parâmetro	Método
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico Potenciométrico – Standard Methods 2320 B - Alcalinidade por titulação (APHA, 1998)
Potencial Hidrogeniônico (pH)	Potenciométrico - Standard Methods 4500 H+ B - Método electrométrico (APHA, 1998)
Fósforo (mgP/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500-P B - Método ácido ascórbico (APHA, 1998)
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	Espectrofotométrico - Standard Methods 4500 NO ₃ ⁻ B - Método por varredura espectrofotométrica ultra-violeta (APHA, 1998)
Coliformes totais (UFC/ml)	Membrana filtrante - Standard Methods 9222 D - Procedimento com membrana filtrante para coliformes termotolerantes (APHA 1998)
Condutividade elétrica μS/cm	Potenciométrico

N. Amoniacal (mgNH ₄ -N/L)	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-NH ₃ C (APHA, 1998).
Turbidez	
Cor	
Fonte: Autoria própria (2023)	

4.2.2 Análise microbiológica

As amostras de água para análises microbiológicas foram coletadas em recipientes estéreis (500 mL), lacrados e abertos apenas no momento da coleta. E então preenchidos com água subterrânea do ponto estudado e devidamente identificados. Em seguida, as amostras foram levadas ao Laboratório de Análises Microbiológicas da UTFPR, no qual as culturas foram feitas em menos de 24 horas. As análises de coliformes totais e *Escherichia coli* (E. coli) foram realizadas conforme descrito pela APHA (1995).

Para análise de Coliformes totais e E.coli utilizou-se o método oficial AOAC 991.14 por meio de placas de Petrifilm 3M® (AOAC, 2000), onde em cabine microbiológica (devidamente higienizadas com álcool 70%), em inoculou-se 1 mL de cada diluição da amostra no centro da placa e incubou-se a 36 °C por 24 horas para leitura de Coliformes totais (colônias rosa/lilás) e 48 horas para leitura de *Escherichia coli* (colônias violetas/pretas), conforme orientação do fabricante. Todas as análises foram realizadas em triplicata. Após a contagem do número de colônias formadas, os resultados foram expressos em unidades formadoras de colônia por 100mL (UFC/100mL).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Atualmente, no Brasil, os padrões de qualidade para as águas subterrâneas são regulamentados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), vinculado ao Ministério do Meio Ambiente. Especificamente, a Resolução CONAMA nº 357/2005 classifica os corpos d'água e define diretrizes ambientais para seu enquadramento, além de estabelecer as condições e padrões para o lançamento de efluentes (Brasil, 2005). Enquanto que a Resolução Conama nº 396/2008 (BRASIL, 2008) estabelece a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento das águas

subterrâneas, além de outras providências. Esta resolução também indica que essas águas são utilizadas para consumo humano através de sistemas de abastecimento alternativo. Os resultados das análises físico-químicas foram comparados com o valor máximo permitido (VMP) dos parâmetros, considerando a água do rio como de classe 3.

5.1 pH

Os resultados encontrados para as análises de pH encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5 – Resultados de pH para amostras de água

	pH			
	1° campanha	2° campanha	3° campanha	Média
PM 01	5,76	5,15	5,21	5,37
PM 02	5,79	5,46	6,03	5,76
PM 03	6,07	5,66	6,13	5,95
PM 04	5,27	5,48	6,20	5,65
SUPERFICIAL	-	5,24	5,20	5,22

Fonte: Autoria própria (2024)

Com base na Tabela 5, observa-se que as amostras apresentaram pH inferior a 6,0, semelhante ao estudo de Egbimhanlu et al. (2020), que também registraram valores de pH ligeiramente ácidos ($5,23 \pm 0,94$).

A maioria das águas subterrâneas apresenta um pH entre 5,5 e 8,5. Estudos realizados por Neira et al. (2008), Costa (2009), Santos et al. (2015), Lozano et al. (2012) e Vieira Silva (2012) identificaram valores de pH variando de 5 a 7.

Após a realização das análises, o valor médio de pH para a amostra de água superficial encontrado foi de 5,22 indicando que a água é levemente ácida. Segundo a resolução CONAMA 357/2005, os valores de pH devem estar entre 6,0 e 9,0, portanto, com relação a esse parâmetro, a água superficial enquadra-se fora dos padrões estabelecidos para a Classe 3, águas doces.

5.2 Coliformes totais

As análises para Coliformes totais e *Escherichia coli* foram realizadas em triplicatas. Os resultados obtidos, calculados pela média das amostras coletadas, estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Análise microbiológica (UFC/ml)

	Campanha 1		Campanha 2		Campanha 3	
	Coliformes Totais	<i>Escherichia coli</i>	Coliformes Totais	<i>Escherichia coli</i>	Coliformes Totais	<i>Escherichia coli</i>
PM 01	11	1	1	2	5	2
PM 02	3	0	1	0	3	1
PM 03	2	1	1	5	4	7
PM 04	0	0	0	0	1	0
SUPERFICIAL	-	-	62	42	28	52

Fonte: Autoria própria (2024)

A escolha para a análise de *Escherichia coli* deve-se ao fato de esta ser uma bactéria do grupo dos coliformes, considerada a mais específica indicadora de contaminação fecal recente e da possível presença de organismos patogênicos (BRASIL, 2000). Este microrganismo é encontrado em abundância nas fezes humanas e de animais de sangue quente, sendo raramente detectado na ausência de contaminação fecal. Portanto, a presença de *E. coli* na água é o indicador mais adequado de poluição fecal em águas doces (CETESB, 2014).

A análise de *Escherichia coli* é justificada por sua pertença ao grupo dos coliformes, sendo o indicador mais específico de contaminação fecal recente e da possível presença de organismos patogênicos, conforme o manual prático de análise de água (FUNASA, 2013). A presença de coliformes termotolerantes sugere a possibilidade de contaminação por fezes e, conseqüentemente, de microrganismos patogênicos (Paula e Lino, 2021). As bactérias coliformes totais indicam a presença de resíduos em decomposição, sendo compostas por bactérias anaeróbias facultativas e aeróbias, como *Klebsiella* e *Escherichia coli* (Paredes, 2019).

Os dados obtidos (Tabela 6) revelam a presença de coliformes nos poços analisados, em diferentes coletas. Embora os coliformes não sejam patogênicos, sua presença é preocupante, pois indica a possível existência de organismos patogênicos. Esse fato tem gerado grande preocupação para a saúde pública (Santos et al., 2019).

Foi identificada a presença de Coliformes Totais em todos os poços em diferentes coletas, os quais não estão em conformidade com a resolução CONAMA 396/2008, que estabelece a ausência de coliformes termotolerantes em 100 mL de água. Portanto, é necessário dar atenção a esses poços. A presença de agentes patogênicos pode comprometer a qualidade da água e a saúde dos consumidores, mesmo que a presença de Coliformes Totais nem sempre indique a presença de coliformes termotolerantes.

Quanto à presença de coliformes termotolerantes, sugere uma possível contaminação por fezes, o que pode representar um risco potencial à saúde dos consumidores. Mohr (2020) destaca que esses microrganismos são capazes de resistir a altas temperaturas e são frequentemente utilizados como indicadores de contaminação por necrochorume, sendo prevalentes nos tratos intestinais de animais e seres humanos.

Em relação as análises de água superficial no ponto localizado no Córrego do Leme, o maior valor encontrado foi de 62 UFC/mL, valor significativamente maior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA Nº 357/2005, que permite até 2 UFC/mL para águas destinadas a outros usos, classificando assim a água como imprópria.

Entre os indicadores mais específicos para avaliar a contaminação de águas subterrâneas em áreas centrais, destaca-se o predomínio de grupos de bactérias responsáveis pela degradação de matéria orgânica. Embora essas bactérias não estejam diretamente relacionadas a essa fonte específica de contaminação, elas indicam qualquer fonte que aumente a disponibilidade de matéria orgânica no ambiente. Além disso, essas bactérias não são, por si só, indicadores da presença de patógenos. No entanto, não se pode ignorar os grandes centros urbanos como uma possível fonte de contaminação dessas águas, devido ao potencial patogênico que representam.

As análises realizadas revelaram a presença de contaminação por microrganismos termotolerantes, especificamente *Escherichia coli*, em ambos os pontos de coleta. Este patógeno pode representar um risco à saúde humana.

5.3 Condutividade elétrica

A condutividade foi medida utilizando um condutivímetro, fornecendo valores em $\mu\text{S/cm}$, a temperatura ambiente.

Tabela 7 - Resultados de condutividade elétrica para amostras de água

Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)				
	1° campanha	2° campanha	3° campanha	Média
PM 01	85	189,2	174,7	149,63
PM 02	85	132,5	131,5	116,33
PM 03	41	75,1	77,9	64,67
PM 04	27	63,4	59,6	50,00
SUPERFICIAL	-	182	134,6	158,30

Fonte: Autoria própria (2024)

Os valores de condutividade elétrica, mostraram-se bastante variados nos dois poços tubulares amostrados. Em geral, amostras de água subterrânea apresentam valores de condutividade elétrica de até $100 \mu\text{S/cm}$, mas podem alcançar até $1000 \mu\text{S/cm}$ quando expostas a altas cargas de efluentes domésticos e industriais (Da Silva, et al., 2017). Um fator que causa o aumento da condutividade elétrica em poços tubulares profundos em regiões próximas a centros urbanos é o gradiente hidráulico gerado durante o bombeamento. Esse gradiente bombeia águas mais distantes, aumentando a concentração de sólidos dissolvidos provenientes tanto da formação geológica quanto do necrochorume (Migliorini, Lima, Zeilhofer, 2006).

Os poços PM 01 e PM 02 apresentaram altos valores de condutividade elétrica, podendo ser um sinal de contaminação do lençol freático. Ainda de acordo com Costa e Souza (2007), compostos orgânicos aumentam os níveis de fósforo e sais, elevando a condutividade elétrica e a acidez do solo.

A Resolução CONAMA N° 396/2008 não estabelece limites para condutividade elétrica, no entanto, valores acima de $100 \mu\text{S/cm}$ indicam que o ambiente pode estar impactado (CETESB, 2014). Conforme sugerido por BERTACHI et al. (2019), os altos valores de condutividade elétrica no Córrego do Leme podem ser causados pela dissociação de cátions e ânions, além da maior concentração de amônia, cálcio, magnésio, sódio e outros sais. De acordo com Fineza (2008), isso ocorre devido à interação das águas superficiais do córrego com o ambiente ao redor, que é altamente urbanizado.

5.4 Nitrogênio Amoniacal

Os resultados de nitrogênio amoniacal obtidos para as amostras estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Resultados de nitrogênio amoniacal para amostras de água

Nitrogênio Amoniacal (mgNH ₄ -N/L)				
	1° campanha	2° campanha	3° campanha	Média
PM 01	1,82	12,026	0,308	4,72
PM 02	0,49	2,058	0,35	0,97
PM 03	1,33	0,798	0,224	0,78
PM 04	1,47	0,448	1,848	1,26
SUPERFICIAL	-	0,84	0,92	0,88

Fonte: Autoria própria (2024)

O nitrogênio amoniacal apresentou valores médios entre 0,78 e 4,72 mg/L, para as amostras de água superficial, entretanto a resolução CONAMA 396/2008 não define valores máximos permitidos. Entretanto, em águas subterrâneas, espera-se que o nitrogênio amoniacal esteja presente em baixas concentrações devido à sua fácil adsorção pelas partículas do solo ou à sua conversão em nitrito e nitrato através dos processos de nitrificação. Portanto, esse parâmetro serve como um indicador de fontes de poluição próximas, já que altas concentrações de nitrogênio amoniacal estão associadas a dejetos recentes de matéria orgânica em decomposição (Gonçalves et al., 2011).

Em relação aos valores de nitrogênio amoniacal, observa-se uma leve concentração no Córrego do Leme. A ocorrência de concentrações elevadas de amônia (NH₄⁺) pode indicar poluição recente por esgotos. Quando a poluição é recente, o nitrogênio geralmente está presente na forma amoniacal (Abrão, 2007)

Embora os índices de nitrogênio amoniacal não ultrapassem os limites permitidos pela Resolução CONAMA nº 357 (13,3 mg/L N, para pH7,5), eles são consistentes com a contaminação por esgotos e seus principais compostos nitrogenados. O nitrogênio amoniacal resulta do processo de decomposição do nitrogênio orgânico realizado por organismos heterotróficos (Martins, 2018).

5.5 Nitrato

Os valores para nitrato dos pontos amostrados estão representados na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultados de nitrato para amostras de água

	Nitrato (mg NO ₃ -/L)			
	1° campanha	2° campanha	3° campanha	Média
PM 01	9,35	7,62	8,15	8,37
PM 02	3,79	7,67	2,65	4,70
PM 03	2,04	2,22	2,77	2,34
PM 04	4,20	4,06	3,05	3,77
SUPERFICIAL	-	4,01	8,03	6,02

Fonte: Autoria própria (2024)

De acordo com Tedesco; Oliveira; Trojan (2021), a presença natural de nitrato nas águas subterrâneas é reduzida. Neste estudo, os valores obtidos para a concentração de nitrato, apresentaram resultados dentro dos valores máximos permitidos pela Resolução Conama 369/2008, porém próximo ao limite estabelecido de 10 mg/L. Os valores de nitrato variaram entre os pontos amostrados, no entanto, os poços PM 01 e PM 02 apresentaram concentrações mais próximas ao limite estabelecido pela legislação vigente.

Os parâmetros de nitrato são amplamente utilizados como indicadores de contaminação das águas subterrâneas devido à sua alta mobilidade, podendo alcançar grandes áreas (Varnier et al., 2010). A intensidade do processo de contaminação depende das quantidades de nitrato presentes ou adicionadas ao solo, da permeabilidade do solo, da pluviosidade e, neste caso, da profundidade do lençol freático ou aquífero (Bhumbla, 2001).

O ânion nitrato, por ser fracamente retido nas cargas positivas dos colóides, permanece mais em solução nas camadas superficiais do solo, onde a matéria orgânica acentua o caráter eletronegativo da fase sólida (repelindo o nitrato), tornando-o propenso ao processo de lixiviação ao longo do tempo, o que resulta na contaminação das águas profundas (Resende, 2002).

De acordo com Feitosa e Manoel Filho (1997), a presença de nitrato nas águas subterrâneas varia entre 0,1 e 10 mg/L. Níveis superiores a 5 mg/L podem ser indicativos de contaminação por esgotos, fossas sépticas, lixo, cemitérios, adubos ou qualquer matéria orgânica em decomposição. Conforme Varnier et al. (2010), além da

contaminação proveniente do centro urbano, os elevados índices de nitrato no centro urbano de Londrina podem estar relacionados às antigas fossas e vazamentos nas redes coletoras de esgoto.

5.6 Turbidez

A determinação da turbidez das amostras foi conduzida utilizando o método nefelométrico. Os dados obtidos estão expostos na Tabela a seguir.

Tabela 10 – Resultados de turbidez para amostras de água

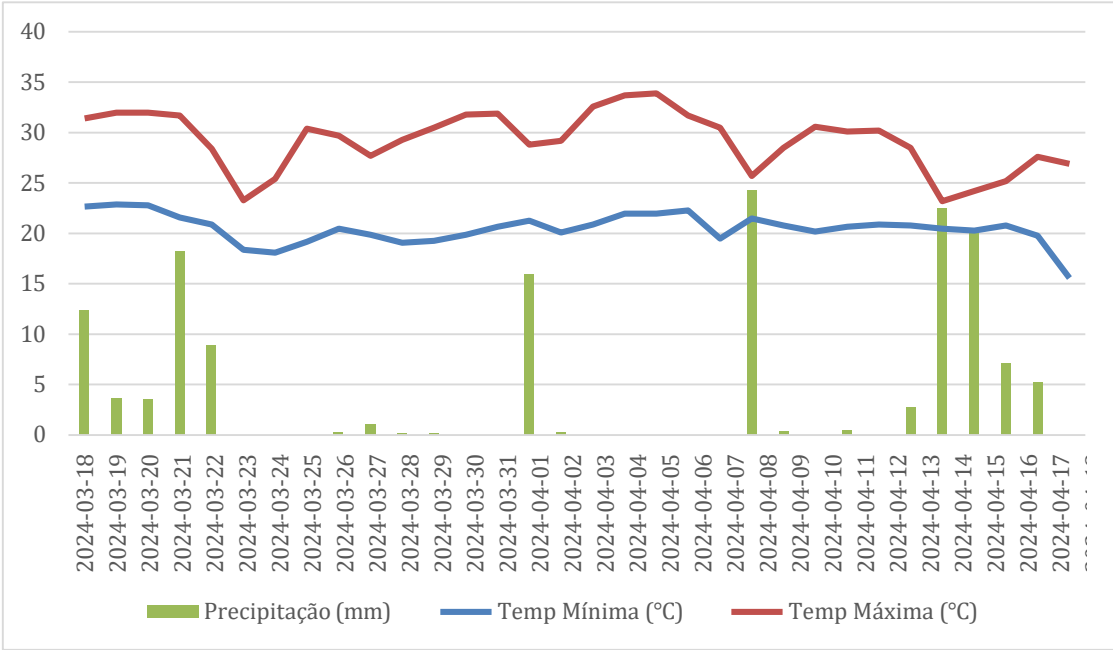
	Turbidez			Média
	1º campanha	2º campanha	3º campanha	
PM 01	25,6	6,8	8,0	13,47
PM 02	184,4	35,5	91,5	103,80
PM 03	104,3	53,9	23,5	60,57
PM 04	522,9	238,2	128	296,37
SUPERFICIAL	-	0,5	0,10	0,30

Fonte: Autoria própria (2024)

A turbidez é principalmente causada por partículas sólidas em suspensão, que podem transportar substâncias adsorvidas responsáveis por conferir sabor e odor à água. Sua origem pode estar relacionada à presença de partículas de rocha, silte e argila (Lopes et al., 2023).

Observou-se que a turbidez variou ao longo das análises. Os resultados obtidos com as amostras coletadas na primeira campanha, mostram valores elevados de turbidez de modo geral. Este número pode ser atribuído ao regime pluviométrico dos meses analisados (Figura 11), sugerindo uma rápida recarga das águas subterrâneas na região.

Figura 11 - Índice de precipitação nos meses de Abril e Março de 2024



Fonte: Meteostat (2024)

No poço PM 04, era visível a olho nu que a água apresentava uma cor mais escura e barrenta em comparação com as outras amostras, possivelmente devido à maior presença de matéria orgânica ou sedimentos.

Fotografia 2 – Bailer com amostra de água retirada do poço de monitoramento PM 04



Fonte: Autoria própria (2024)

Observa-se que as amostras retiradas dos poços PM 02, PM 03 e PM 04, apresentaram valores médios acima do limite máximo de 40 NTU, pela resolução

Conama nº 396/2008. A amostra de água superficial apresentou valores de turbidez dentro do limite estabelecido (40 NTU) para corpos de água classe 1, de acordo com o CONAMA 357/05.

5.7 Cor

Os dados obtidos para cor das amostras analisadas, estão expostos a seguir:

Tabela 11 – Resultados de cor para amostras de água

	Cor			Média
	1º campanha	2º campanha	3º campanha	
PM 01	101	20	12	44,33
PM 02	424	140	140	234,67
PM 03	271	213	7	163,67
PM 04	135	207	240	194,00
SUPERFICIAL	-	3	1	2

Fonte: Autoria própria (2024)

Embora a Resolução CONAMA nº 396/2008 não especifique um valor máximo para cor em águas subterrâneas não potáveis, ela fornece orientações para a classificação e controle da qualidade dessas águas. No entanto, de acordo com Silva et al. (2011), a cor da água está relacionada à presença de elementos e compostos químicos, podendo ser influenciada tanto pelo ferro e manganês quanto pela decomposição da matéria orgânica aquática, especialmente de origem vegetal. De acordo com Neira, et al. (2008), a cor real elevada ocorre quando ácidos húmicos são adicionados à água natural, indicando uma possível contribuição de matéria orgânica no local de análise.

5.8 Alcalinidade Total e Fósforo Total

Os resultados obtidos para alcalinidade total, estão expostos na tabela a baixo.

Tabela 12 – Resultados de alcalinidade para amostras de água

Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	
	1º campanh
PM 01	4,81
PM 02	6,20
PM 03	5,94
PM 04	5,69
SUPERFICIAL	-
Fonte: Autoria própria (2024)	

A capacidade da água em neutralizar ácidos é denominada alcalinidade. Esta característica pode ser atribuída à interação do gás carbônico com os minerais presentes no solo. Os principais componentes responsáveis pela alcalinidade são os bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. A proporção dessas substâncias na água varia conforme o pH (Schwarzbach et al., 2000). A maioria das águas naturais apresenta valores de alcalinidade na faixa de 30 a 500 mg/L de CaCO₃ (Moraes, 2008).

Ao comparar os valores de pH das amostras analisadas com os valores de alcalinidade, observou-se que todas estavam na faixa de 5,22 a 5,95. Isso indica um equilíbrio químico predominante entre o ácido carbônico e o íon bicarbonato. Dentro dessa faixa de pH, não ocorre a formação do ânion carbonato, uma vez que sua presença não foi detectada nas análises realizadas.

6 CONCLUSÃO

Com base nas coletas e análises realizadas, comprovou-se que as águas subterrâneas e superficial analisadas, sofrem indícios de contaminação, mas não é possível afirmar com segurança qual seja a fonte desta contaminação. Verificou-se que centros urbanos, impactam a qualidade da água local, tanto subterrânea quanto superficial.

Para a possível determinação da contaminação dos corpos d'água analisados seria necessária uma análise dos mesmos antes do início do crescimento urbano que ocorreu na cidade.

Os valores de pH encontrados indicaram uma tendência à acidez, com médias abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 3. A presença de coliformes totais e termotolerantes nos poços analisados sugere contaminação fecal, representando um risco significativo à saúde pública. Os

níveis de nitrogênio amoniacal e nitrato, embora dentro dos limites permitidos, indicam contaminação por esgotos. A turbidez elevada em algumas amostras pode ser atribuída ao regime pluviométrico.

Embora a urbanização da área contribua para a contaminação da água na região, é essencial monitorar a qualidade do aquífero para identificar outras possíveis fontes de contaminação a montante. Este estudo não apenas contribuiu isso e também destacou a necessidade de as autoridades municipais implantarem programas de controle e monitoramento da qualidade das águas subterrâneas.

Diante desses resultados, é essencial a implementação de medidas corretivas e preventivas para melhorar a qualidade da água na região, incluindo a proteção dos poços e nascentes contra fontes de contaminação, o tratamento adequado dos efluentes e a conscientização da comunidade sobre a importância da preservação dos recursos hídricos. A continuidade do monitoramento e a adoção de práticas sustentáveis são fundamentais para garantir a segurança hídrica e a saúde da população.

Dois estratégias básicas de monitoramento devem ser delineadas como continuidade aos estudos detalhados: uma voltada à proteção dos poços de abastecimento público e outra focada na identificação da contaminação do aquífero por atividades antrópicas. No primeiro caso, o programa de monitoramento seria do tipo defensivo e/ou de vigilância sanitária. No segundo, um programa baseado em uma monitoração ofensiva, restrita às atividades potencialmente contaminantes.

Para trabalhos futuros, são necessárias investigações mais aprofundadas, como a caracterização

7 REFERÊNCIAS

- ABRÃO, M. E. A. S. **Avaliação da contaminação de águas subterrâneas a partir de cemitérios: o caso do cemitério Santo Amaro em Campo Grande – MS.** 2007, 89 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2007.
- ÁGUA & MINÉRIO SONDAGENS DE SOLO LTDA. **Relatório de Instalação de Poços de Monitoramento Cemitério Municipal São Pedro.** Londrina, PR. Água & Minério Sondagens de Solo Ltda., 2017.
- ÁGUA & MINÉRIO SONDAGENS DE SOLO LTDA. **Relatório de Instalação de Poços de Monitoramento Cemitério Municipal João XXIII.** Londrina, PR. Água & Minério Sondagens de Solo Ltda., 2017.
- A.O.A.C. – ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official methods of analysis of the AOAC International** 17th ed., Washington: A.O.A.C., 2000, 1.115 p.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Edition 19. Washington, 1995.
- ATLAS AMBIENTAL DE LONDRINA.** Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/atlasambiental/>>. Acesso em: 31 out. 2023.
- AYOADE, J, O. **Introdução à climatologia para os trópicos.** São Paulo: Difel, 1998. 332p.
- BARROS, J. I.; MELO, V. DE F.; ZANELLO, S.; ROMANÓ, E. N. DE L.; LUCIANO, P. R. **Teores de metais pesados e caracterização mineralógica de solos do Cemitério Municipal de Santa Cândida, Curitiba (PR).** Revista Brasileira de Ciência do solo, Vol.32, p.1763-1773, 2008.
- BARROS, M. V. F.; ARCHELA, R. S.; BARROS, O. N. F.; et al. **Atlas Ambiental da cidade de Londrina.** 1^a ed. Londrina: IMAP&P, 2008. Disponível em: <https://www.uel.br/revistas/atlasambiental/>. Acesso em: 7 out. 2023
- BARROS, I. B. B.F. **Paralisação e desperdício: um estudo sobre a qualidade da água de poços inutilizados no município de Itapipoca/CE.** 2021.
- BERTACHI, Mônica Hirata. **Estudos preliminares de contaminação de águas por cemitérios.** Estudo de caso do entorno do cemitério São Pedro – Londrina-PR. 2013. 67p. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.
- BERTACHI, M. H.; SANTOS, M. M.; STIPP, M. E. F. **Concentração de nitrato em poços tubulares profundos e corpo hídrico superficial na região central de Londrina–PR: estudo de caso do entorno do cemitério São Pedro.** Ciência geográfica, v. 23, n. 2, p. 567-581, 2019.

BHUMBLA, D. K. **Agriculture practices and nitrate pollution of water**. Disponível em: Acesso em 10 ago 24

BIGUELINI, C. P.; GUMY, M. P. **Saúde Ambiental: Índices De Nitrato Em águas subterrâneas de poços profundos na região sudoeste do Paraná**. Paraná 2012. Vol. 14. n. 20. Jul/Dez 2012. pp. 153-175. Disponível em: e- 41 revista.unioeste.br/index.php/fazciencia/article/download/8724/6724. Acesso em: 7 out. 2023

BORGHETTI, N. R. B.; BORGHETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F. da. **A integração das águas: Revelando o verdadeiro Aquífero Guarani**. Curitiba: Edição da Autora, 2011. 275p.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução nº 335, de 3 de abril de 2003. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios, 2003.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução nº 368, de 29 de março de 2006. Altera dispositivos da Resolução nº 335, que dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios, 2006.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução nº 402, de 17 de novembro de 2008. Altera os artigos 11 e 12 da Resolução nº 335, que dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios, 2008.

BRASIL. **Fundação Nacional de Saúde [FUNASA]**. Cemitérios como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas. Cuiabá; Várzea Grande; Brasília: FUNASA, 2007. 118 p. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/cemitFonte.pdf. Acesso em: 7 out. 2023

BRASIL. **Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005**. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/iagnó/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2024.

BRASIL. **PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, 24 de maio de 2021. Disponível em: http://www.cvs.saude.sp.gov.br/zip/U_PT-MS-GM-888-REP_040521.pdf. Acesso em: 27 set. 2023.

BRASIL. **Ministério da Saúde**. Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAS. Fundação Nacional de Saúde [FUNASA], Brasília, DF. 2014. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_controle_qualidade_agua_tecnicos_trabalham_ETAS.pdf. Acesso em: 4 out. 2023

BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA nº 336, de 29 de março de 2006**. Altera dispositivos da Resolução no 335, de 3 de abril de 2003, que dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 29 mar. 2006. Disponível em: Acesso em: 23 abr. 2024

CETESB. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Apêndice D, Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade**. São Paulo 2014.

CELLIGOI, A.; SANTOS, M. M.; VIANNA, T. R. **Análise e interpretação do gradiente hidráulico do aquífero freático em uma área na região sul de Londrina/PR**. Revista do Departamento de Geociências. UEL, v. 10, n. 1, 2001, p. 79-87.

Chotpantarat S, Parkchai T, Wisitthammasri W. **Multivariate statistical analysis of hydrochemical data and stable isotopes of groundwater contaminated with nitrate at huay sai royal development study center and adjacent areas in Phetchaburi Province, Thailand**. Water 2020;12:1127. doi:10.3390/w12041127

CLEARY, R., **Águas Subterrâneas**. ABRH 1989.

Clément, F.; Ruiz, J.; Rodríguez, M.; Blais, D.; Campeau, S. 2017. **Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments**. Ecological Indicators, 72, 627-639.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Poluição das águas subterrâneas. Governo do Estado de São Paulo [Internet]; Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/informacoes-basicas/poluicao-das-aguas-subterraneas/5>> Acesso em 11.set.2024

COSTA, D; SOUZA, R. **Os potenciais impactos ambientais causados por cemitérios**: Necessidades de políticas públicas. In: Fórum Ambiental da Alta Paulista. Anais. São Paulo, 2007

COSTA, W. D; MENEGASSE, L. N; FRANCO, R. D. **Contaminação da água subterrânea relacionada com os cemitérios da Paz e da Saudade no município de Belo Horizonte, Minas Gerais**. In: XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2009. Anais. São Paulo: ABAS, 2009.

Da Silva, A. B., De Brito, J. M., Silva, R. D. A., Braz, A. S. & Da Silva Filho, E. D. **Parâmetros físico-químicos da água utilizada para consumo em poços artesianos na cidade de Remigio-PB**. Águas Subterrâneas 31, 109 (2017).

EGBIMHANLU, A.; SOPHIA, O.; KOREDE, A.; ADENIKE, O.; ADEGBOYEGA, A.; OMONIGHO, D. & EFEVBOKHAN, V. **Contamination Assessment of Underground Water Around a Cemetery: Case study of Ayobocemetery in Lagos, Nigeria**. International Journal of Engineering Research and Technology., p. 1283-1288, v. 13, n° 6, 2020

EMBRAPA. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. – Brasília: Embrapa Florestas, 2011.

EMÍDIO, V. J. G. **A problemática do fósforo nas águas para consumo humano e águas residuais e soluções para o seu tratamento**. 2012. 96 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdades de Ciências e Tecnologia, Universidade do Algarve, 2012. Disponível em:

<https://sapientia.ualg.pt/bitstream/10400.1/3154/1/A%20problemática%20do%20fósforo%20Nas%20águas%20para%20consumo%20humano%20e%20águas%20residuais%20.pdf>. Acesso em: 7 out. 2023

ESPINDULA, Jeane C. de. **Caracterização bacteriológica e físico-química das águas do aquífero freático do cemitério da várzea – Recife**. 2004. 92 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997.

FERREIRA, S. T. **Estudo da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na região de Ribeirão Preto – SP**. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1992.

FINEZA, A. G. **Avaliação da contaminação de águas subterrâneas por cemitérios: estudo de caso de Tabuleiro – MG**. 2008, 54 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2008.

FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A. **Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaira**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 37, n. 5, p. 659-667, maio/jun. 2002.

FOSTER, S.; HIRATA, R. **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes**. São Paulo: Instituto Geológico, 1993. 92 p.

FRAZÃO, M. **Ecometrópole**. Disponível em: <<http://acquametropole.blogspot.com.br/2007/05/rea-urbana-possui-84-rios-guasque.html>>. Acesso em 05.mar.2024.

FREEZE, R. A. & CHERRY, J.A. **Groundwater**. Prentice-Hall inc., New Jersey, 1979. 604 p.

FREITAS, B. M., BRILHANTE, O. M., DE ALMEIDA, L. M. **Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio**. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, volume 17, número 3, pág. 651-660, Maio-Junho, 2001

FREITAS, B. M., BRILHANTE, O. M., DE ALMEIDA, L. M. **Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio**. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, volume 17, número 3, pág. 651- 660, Maio-Junho, 2001.

FUNASA. Fundação Nacional De Saúde. **Manual prático de análise de água**. 4 ed. Brasília, 2013

GOMES, D.F. **Estudo hidroquímico, isotópico e da dinâmica do nível estático das águas subterrâneas e superficiais da região de Limoeiro do Norte – Baixo Jaguaribe**. Tese de Doutorado. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará - UFC. 218p. 2005.

Gonçalves, C., Ferreira Silvério, P. & Soares, A. **Comparação entre níveis de Nitrogênio Amoniacal e Amônia não-ionizável em amostras de Água Subterrânea**. Águas Subterrâneas (2011).

JUNIOR, N. T. V. et al. 315. **Avaliação da concentração de fosfato nas águas subterrâneas do bairro das flores, município de Benevides-PA**. 1ª. EDIÇÃO, p. 153.

IDEHEN, O. **A Comparative Investigation of Groundwater Contamination in Típico Dumpsites and Cemetery Using Ert and Physicochemical Analysis of Water in Benin Metropolis, Nigeria**. Journal of Geoscience and Environment Protection, v. 8, p. 72 - 85. <https://doi.org/10.4236/gep.2020.81005>.

SASABUCHI, Isabela TM et al. Sustentabilidade no uso de fósforo: Uma revisão bibliográfica com foco na situação atual do estado de São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 46, n. 02, p. 185-198, 2023

KAMINISHIKAWAHARA, K. K.; KOZAKA, M. V.; UYETA, M. Y.; JESUS. M. R.; OHMURO, M. L. **Contaminação por Nitrato do Aquífero Bauru em Meio Urbano**. São Paulo, 2011. Disponível em: www.pha.poli.usp.br/LeArq.aspx?id_arq=6463. Acesso em: 7 out. 2023

KEMERICH, P. D.; BIANCHINI, D. C; FRANK, W. F;WEBER, D. P; UCKER, F. E. A questão ambiental envolvendo os cemitérios no Brasil. Revista Monografias Ambientais: REMOA, Santa Maria, v. 13, n. 5, nesp., p. 3777-3785, 2014. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/view/14506/pdf>. Acesso em: 7 out. 2023

KIST, Airton; GEBERT, Deyse Márcia Pacheco. **Contribuição aos estudos da influência do El Niño Oscilação Sul sobre a precipitação no estado do Paraná**. Revista Brasileira de Climatologia, v. 31, p. 207-229, 2022.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. **Fósforo: de nutriente a poluentes**. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, Santa Maria, v. 8, n. 8, p. 1713-1721, set./dez. 2012. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/6430/pdf>. Acesso em: 5 out. 2023

LASTORIA, G. **Hidrogeologia da formação Serra Geral no Estado do Mato Grosso do Sul**. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2002.

LEGISWEB. **Resolução SEMA N° 35 DE 04/11/2004** - Estadual - Paraná - LegisWeb. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=332505>. Acesso em: 18 nov. 2023.

LEITE, E. B. **Análise físico-química e bacteriológica da água de poços localizados próximo ao cemitério da comunidade de Santana, Ilha de Maré, Salvador - BA.** Candombá - Revista Virtual, v. 5, p. 132-148, jul – dez 2009.

LELI, I.; ZAPAROLI, F.; SANTOS, V.; OLIVEIRA, M. e REIS, F. **Estudos Ambientais para Cemitérios:** Indicadores, Áreas de Influência e Impactos Ambientais. Bol. Geogr.Maringá, v. 30, n. 1,2012.

LIMA J. O.; FRANÇA, A. M.; LOIOLA, H. G. **Implicações Hidroquímicas da Condutividade elétrica e do íon cloreto na qualidade das águas subterrâneas do semiárido cearense.** Revista Virtual de Química, Ceará, v. 6, n. 2, p. 279-292, dez. 2014. Disponível em: <http://rvq-sub.sbq.org.br/index.php/rvq/article/view/471/417>. Acesso em: 7 out. 2023

Londrina. História do Tempo. **Meteostat.** Disponível em: <<https://meteostat.net/pt/station/83766?t=2024-03-18/2024-04-20>>. Acesso em: 26 ago. 2024.

LOPES, J. L. **Cemitério e seus impactos ambientais:** estudo de caso: Cemitério Municipal do Distrito de Catuçaba/SP. In: CARNEIRO, V. S. Impactos causados por necrochorume de cemitérios: meio ambiente e saúde pública. Revista Águas Subterrâneas. Suplemento. I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo. São Paulo, Brasil - ISSN 2179-9784. 2009.

LOPES, M. de C.; VIEIRA, V. C.; MORGADO, L. G. M.; TAVARES, P. R. L.; DA COSTA, C. T. F. **Caracterização qualitativa da água subterrânea da microbacia hidrográfica do Rio Saco Lobo através do índice relativo de qualidade (IRQ).** OBSERVATÓRIO DE LA ECONOMÍA LATINOAMERICANA, [S. l.], v. 21, n. 10, p. 16079–16093, 2023. DOI: 10.55905/oelv21n10-085. Disponível em: <https://ojs.observatoriolatinoamericano.com/ojs/index.php/olel/article/view/1583>. Acesso em: 24 ago. 2024.

LOZANO J. G.; DALLA COSTA, C.A.M.; LABADESSA, A.S. **As consequências sanitárias ocorridas pela contaminação do lençol freático por necrochorume:** Um estudo de caso no cemitério São Sebastião em Ariquemes - RO. Revista Fiar: Revista do Núcleo de Pesquisa e Extensão Ariquemes, Rondônia, v. 1, n. 1, p. 17-39, mai. 2012

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná.** Rio de Janeiro/Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná, 1981.

MACEDO, J.A.B. **Águas & águas.** Belo Horizonte: CRQ-MG, 2004. 977p.
MACHADO, S. **Análise Ambiental dos Cemitérios:** Um Desafio Atual para a Administração Pública. Revista de Ciências Humanas, vol. 6, n 1,2006

MANOEL FILHO, J. **Ocorrência das Águas Subterrâneas,** in Fernando A. C. Feitosa e João Manoel Filho. Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações 2ª Edição – Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2008. 391 p il.

MARION, Fabiano André André; CAPOANE, Viviane; DA SILVA, José Luiz Silvério. **Avaliação da qualidade da água subterrânea em poço no campus da UFSM, Santa Maria-RS**. Ciência e Natura, p. 97-109, 2007.

MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microrganismo no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo**. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia da Escola Politécnica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MENDONÇA, F.A. **O clima e o planejamento urbano de cidade de porte médio e pequeno**: proposição metodológica para estudo e sua aplicação à cidade de Londrina/PR. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

MIGLIORINI, R. B.; LIMA, Z. M. de; ZEILHOFER, L. V. A. C. **Qualidade das águas subterrâneas em áreas de cemitérios**. Águas Subterrâneas, [S. l.], v. 20, n. 1, 2006. DOI: 10.14295/ras.v20i1.9710. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/9710>. Acesso em: 16 ago. 2024.

MILANI, E. J. **Comentários sobre a origem e a Evolução tectônica da Bacia do Paraná**. In: Mantesso-Neto, Virginio et al. Org. Geologia do continente sulamericano: evolução da obra de Fernando Flávio Marques de Almeida. São Paulo: BECA, 2004. p. 265–279.

MORAES, P. B. **Tratamento biológico e físico – químico de efluentes líquidos**. In: CURSO SUPERIOR DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL, CESET-UNICAMP, 2008, São Paulo. Anais eletrônicos... São Paulo, 2008.

MOTTA, Jackson Gabriel; BECKHAUSER, Almíria; FREITAG, Guilherme; PELISSER, Marcia Regina. **Qualidade da Água Subterrânea na Região do Médio Vale do Itajaí - SC**. Journal of Health Sciences, [S. l.], v. 16, n. 4, 2015. DOI: 10.17921/2447-8938.2014v16n4p%p. Disponível em: <https://journalhealthscience.pgsscogna.com.br/JHealthSci/article/view/366>. Acesso em: 24 ago. 2024.

NEIRA, D. F. et al. **Impactos do necrochorume nas águas subterrâneas do cemitério de Santa Inês, Espírito Santo, Brasil**. Natureza online, v. 6, p. 36-41, 2008.

NECKEL, A.; COSTA, C.; MARIO, D. N.; SABADIN, C. E. S.; BODAH, E. T. **Environmental damage and public health threat caused by cemeteries: a proposal of ideal cemeteries for the growing urban sprawl**. Revista Brasileira de Gestão Urbana, v. 9, n. 2, p. 216 - 230, 2017. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.009.002.AO05>

NIMER, E. **Climatologia do Brasil** - Rio de Janeiro: IBGE, 2º ed., Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1989

PACHECO, A.; MATOS, B. **Cemitérios e Meio Ambiente**. Conselho em Revista. CREA RS. v. 24, p. 30, 2002. Disponível em: < www.igc.usp.br/subsites >. Acesso em: 7 out. 2023

PACHECO, A.; MENDES, J. M. B.; MARTINS, T.; HASSUDA, S.; KIMMELMANN, A. A. Cemeteries – **A Potencial Risk to Groundwater**. Water Science Technology; vol. 24 (11), p. 97-104, 1991. Disponível em: Acesso em: 7 out. 2023

PAREDES, Enrique. **Determinación de coliformes totales y fecales del agua potable del distrito de Chuquibamba. Tesis (Químico Farmacéutico)**. Arequipa: Universidad Católica de Santa María, 2019. 91pp. Disponível em: <http://tesis.ucsm.edu.pe/repositorio/bitstream/handle/UCSM/8995/65.1609.FB.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

PAULA, A.; LINO, J. H. **Investigação da presença de coliformes em amostras de água no Município de Mandaguaçu, Paraná**. Revista Brasileira de Revisão de Saúde, [S. l.], v. 6, pág. 25216–25224, 2021. DOI: 10.34119/bjhrv4n6-130. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BJHR/article/view/39664>. Acesso em: 18 fev. 2024.

PEIXINHO, F.C. BARBOSA DE LIMA, J. **Sistema de Informações de Águas Subterrâneas - SIAGAS**, in Fernando A. C. Feitosa e João Manoel Filho. Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações 2ª Edição – Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2008. 391 p il.

PETRI, S. FÚLFARO, V. J. **Geologia do Brasil**. São Paulo: EDUSP, 1983.

RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato**. 1 ed. – Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002.

REZENDE, E. C. M. **O céu aberto na terra: uma leitura dos cemitérios de São Paulo na geografia urbana**. [dissertação de mestrado]. São Paulo: Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da USP; 2004.

RIBEIRO, Maria Lúcia et al. **Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar**. Química Nova, v. 30, p. 688-694, 2007.

RIBEIRO, P. H. **Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio a avaliação do ciclo de vida: fertilizantes nitrogenados**. São Paulo, 2009. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-31032010-114700/pt-br.php>. Acesso em: 7 out. 2023

ROCHA. D. B.; FERREIRA, O. M. **Marcas ambientais resultantes pela instalação de tumulações**. Disponível em: Acesso em: 7 out. 2023

ROMANÓ, Elma Nery de Lima. **Cemitérios: Passivo Ambiental Medidas Preventivas e Mitigadoras**. Instituto Ambiental do Paraná. Disponível em http://www.sobrade.com.br/eventos/2005/visinrad/palestras/elma_romano_cemiterio.pdf. Acesso em: 15 out. 2023

SANTOS, Maurício Moreira dos. **Avaliação hidrogeológica para determinação da vulnerabilidade natural do aquífero freático em área selecionada na cidade de Londrina (PR)**. 2005. xii, 130 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2005.

SANTOS, R. S.; MOHR, T. **Saúde e qualidade da água: análises microbiológicas e físico-químicas em águas subterrâneas**. Revista contexto & Saúde, IJUÍ, v. 13, n. 24-25. p. 46-53, 2013.

SANTOS, A. G. MORAES, L. R. E NASCIMENTO, S. A. **Qualidade da água subterrânea e necrochorume no entorno do cemitério do campo santo em salvador-ba**. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, GESTA, v. 3, n. 1 –p.39-60, 2015

SANTOS, M. C.; SILVA, F. S. M.; ARAÚJO, A. M. S.; FERREIRA, B. N.; SILVA, D. D. **Determinação de propriedades físico-químicas de águas do chafariz do município de Cuité-PB**. Revista Educação, Ciência e Saúde, v. 6, n. 1, p. 17-35, jan./jun. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.20438/ecs.v6i1.217>.

SCHWARZBACH, Miriam Suzana Rodrigues; MORANDI, Iara Conceição. **Avaliação da variabilidade temporal das características físicoquímicas das águas subterrâneas dos poços tubulares profundos do município de porto alegre, rio grande do sul**, BRASIL. Águas Subterrâneas, 2000.

SILVA, C. D. O.; RODRIGUES, L. B. D. O.; OLIVEIRA, R. D. S. **Impactos ambientais causados pelo necrochorume do cemitério municipal da cidade de são José da Laje/AL**. EDUCTE: Revista Científica do Instituto Federal de Alagoas, v. 3, n. 2, 2012.

SILVA, R. e FILHO, W. **Cemitérios como Áreas Potencialmente Contaminadas**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais. n. 9, 2008

SILVA, R. W. C.; MALAGUTI FILHO, W. **Cemitérios: Fontes potenciais de contaminação**. Geologia ambiental – Ciência hoje. Vol. 44 n° 263. 24-29 p. 2009.

SILVA, R. W. C.; MALAGUTI FILHO, W.; MOREIRA, C. A. **Emprego do método da eletrorresistividade no estudo da contaminação subterrânea do cemitério municipal de Vila Rezende, Piracicaba – SP**. Revista Brasileira de Geofísica, v. 27, n. 3, p. 389-399, jul/set. 2009.

SILVA, Italo Nunes. N. et al. **Qualidade de água na irrigação**. Agropecuária Científica no Semiárido. 2011

SILVA R.C.A., Araújo TM. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). Ciênc Saúde Coletiva 2003;8(4):1019-28.

Sperling, M. von. **Introdução à Qualidade de Água e Tratamento de Esgoto**. vol. 1 (Universidade Federal de Minas Gearis, Belo Horizonte, 1996).

STIPP, M. E. F.; ARFELLI-SILVA, M.; BERTACHI, M. H. **Caracterização de impactos ambientais causados por cemitérios em cidades de médio porte**: Estudo de caso

do cemitério São Pedro na cidade de Londrina-PR. *Revista Geografia e Pesquisa*. v. 5. n. 2. 99-118 p. Ourinhos, 2011.

TAVARES, L. C.; TEIXEIRA, L. C. G. M.; DE ALMEIDA, I. R. **Avaliação da água subterrânea no entorno do cemitério do Tapanã, Belém-Brasil**. *REVISTA DELOS*, [S. l.], v. 16, n. 44, p. 1056–1068, 2023. DOI: 10.55905/rdelosv16.n44-005. Disponível em: <https://ojs.revistadelos.com/ojs/index.php/delos/article/view/898>. Acesso em: 24 aug. 2024.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. **O Conceito de Bacia Hidrográfica e a Importância da Caracterização Morfométrica para o Entendimento da Dinâmica Ambiental Local**. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 137-156, 2007. DOI: 10.25061/2527-2675/ReBraM/2007.v11i1.236. Disponível em: <https://revistarebram.com/index.php/revistauniara/article/view/236>. Acesso em: 17 out. 2023.

Üçisik AS, Rushbrook P. **The impact of cemeteries on the environment and public health: an introductory briefing**. Denmark: WHO; 1998. Disponível em <http://www.who.int/en/>. Acesso em 17 de out. de 2023.

UNESCO. **Ground water**. Paris : [n.s.], 1992.

VARNIER, C.; IRITANI, M. A.; VIOTTI, G. H.; ODA, G. H.; FERREIRA, L. M. R. **Nitrato nas águas subterrâneas do sistema Aquífero Bauru, área urbana do Município de Marília (SP)**. *Revista do Instituto Geológico*. n. 31. v. 1/2. p. 1-21. São Paulo, 2010.

VARNIER, C; Hirata, R; Aravena, R. 2018. **Examining nitrogen dynamics in the unsaturated zone under an inactive cesspit using chemical tracers and environmental isotopes**. *Applied Geochemistry*, v. 78, p. 129-138.

VIEIRA SILVA, F. **Avaliação da contaminação das águas subterrâneas por atividade cemiterial na cidade de Maceió-AL**. 2012. 150f. Dissertação (Mestrado em Engenharia: Recursos Hídricos e Saneamento) –Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia, Maceió, 2012.

VICTORINO, Célia Jurema Aito. **Planeta água morrendo de sede: uma visão analítica na metodologia do uso e abuso dos recursos hídricos**. Edipucrs, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

WHO; World Health Organization; Regional office for Europe; **The impact of cemeteries on environment and public health**. 1998. Disponível em: www.who.dk. Acesso em: 7 out. 2023