AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb E ^{210}Po E CARACTERIZAÇÃO
QUÍMICA INORGÂNICA DAS ÁGUAS MINERAIS DOS PARQUES DAS ÁGUAS DE ÁGUAS
DE CONTENDAS E LAMBARI – MG**

Denise Sanny Mançano Wakasugi

**Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau de Mestre
em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear -
Aplicações.**

**Orientadora:
Profa. Dra. Sandra Regina Damatto**

**São Paulo
2018**

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb E ^{210}Po E CARACTERIZAÇÃO
QUÍMICA INORGÂNICA DAS ÁGUAS MINERAIS DOS PARQUES DAS ÁGUAS DE ÁGUAS
DE CONTENDAS E LAMBARI – MG**

Denise Sanny Mançano Wakasugi

**Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau de Mestre
em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear -
Aplicações**

**Orientadora:
Profa. Dra. Sandra Regina Damatto**

**Versão Corrigida
Versão Original disponível no IPEN**

**São Paulo
2018**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Como citar:

WAKASUGI, D. S. M. *Avaliação da concentração de ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e caracterização química inorgânica das águas minerais dos Parques das Águas de Contendas e Lambari – MG*. 2018. 251 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN-CNEN/SP. São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br>>. Acesso em: dd mm. aaaa.

FICHA CATALOGRÁFICA

Wakasugi, Denise Sanny Mançano

Avaliação da concentração de ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e caracterização química inorgânica das águas minerais dos Parques das Águas de Contendas e Lambari – MG / Denise Sanny Mançano Wakasugi. Orientadora Sandra Regina Damatto. São Paulo, 2018.

251 p.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Tecnologia Nuclear.

Tecnologia Nuclear (Aplicações) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo.

1. Radionuclídeos naturais.
2. Água mineral.
3. Caracterização química inorgânica.
4. Parque das Águas de Contendas.
5. Parque das Águas de Lambari.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Rosa Maria e Carlos, por fazerem de mim a mulher que sou hoje, ao meu marido, Fabio, por sempre estar ao meu lado e à minha irmã, Déborah, por todo apoio.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Rosa Maria Campos Mançano Wakasugi e Carlos Yoritoshi Wakasugi, por todo amor, dedicação e incentivo com os quais fui criada e por toda oportunidade de vida que tive como filha de pais maravilhosos. Obrigado pela educação privilegiada e pelo apoio, obrigado por tudo.

Ao meu marido, Fábio Alessandro Affonso Antonio, por ser meu companheiro de vida, meu grande amor, meu incentivador e apoiador incondicional. Obrigado por ser perfeito para mim, obrigado por existir na minha vida e tornar tudo especial.

À minha irmã, Déborah Sandy Mançano Wakasugi, por todo amor, carinho, ajuda e alegria durante este atribulado período e em todos os outros.

Aos meus avós, Josefa, Raphael e Takayoshi, em memória, e Ritzuko por todo empenho de vida que em suas jornadas possibilitaram tudo o que sou hoje e que tanto me inspiram.

À Profa. Dra. Sandra Regina Damatto pela oportunidade, incentivo, orientação e valiosos ensinamentos.

Ao Centro de Metrologia das Radiações (CMR)/ Laboratório de Radiometria Ambiental (LRA) do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), por disponibilizar a infraestrutura necessária para a realização desta pesquisa.

À CODEMIG pela autorização das coletas realizadas nos parques das águas de Águas de Contendas e Lambari.

À Profa. Dra. Vera Lúcia Ribeiro Salvador, Centro de Lasers/ Centro de Química e Meio Ambiente (CLA/ CQMA), e ao Prof. Dr. João Cristiano Ulrich, Laboratório de Análises Química e Ambiental/ Centro de Química e Meio Ambiente (LAQA/ CQMA), pela gentileza da realização da caracterização química inorgânica apresentada por este trabalho.

À Profa. Dra. Marcia Pires de Campos e ao Prof. Dr. Lúcio Leonardo pelas construtivas ideias fomentadas durante meu exame de capacidade e ao Prof. Dr. Marcelo Francis Maduar pelas importantes observações realizadas durante meu seminário de área que, juntas, tanto enriqueceram esta pesquisa.

Aos amigos e parceiros Amanda Prilip do Carmo, Thiago Oliveira, Pedro Gonçalves, Laíssa Adriana Bonifácio dos Santos e Arthur Athayde Meneghini, por todo carinho, ajuda e pelos inestimados momentos de descontração e amizade.

À Amanda Shigasi pela incrível parceria, inestimável ajuda e amizade que tanto auxiliaram a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Marcelo Bessa Nisti, Profa. Dra. Catia Heloisa Rosignoli Saueia, Profa. Dra. Brigitte Roxana Soreanu Pecequilo, Profa. Dra. Barbara Paci Mazzilli, Prof. Ms. Marcos Medrado de Alencar e ao Ms. Luiz Flavio Lopes Teixeira, por todas as construtivas conversas, ideias e, muitas vezes, auxílio que ajudaram a construir este trabalho.

A todos os funcionários e funcionárias que trabalham no Centro de Metrologia das Radiações (CMR) e que, em suas mais diversas funções, ajudaram na realização deste trabalho.

À biblioteca do IPEN, em especial à Sra. Maria Eneide de Souza Araujo, pela atenção e ajuda na obtenção de materiais importantes e raros junto a outras bibliotecas.

À Sra. Luciana Ferreira Lau, Biblioteca do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e a Biblioteca Nacional do Rio de Janeiro pela gentileza em disponibilizar, por meio eletrônico, partes importantes de livros raros que enriqueceram este trabalho.

À Msa. Flávia Maria de Fátima Nascimento pela gentileza de disponibilizar uma cópia eletrônica de sua dissertação de mestrado e ao Sr. Luiz Carlos R. Santos pela gentileza de disponibilizar uma cópia eletrônica de seu livro, bem como, diversas fotos históricas da cidade de Lambari.

Aos moradores de Lambari que conheci durante uma de minhas coletas e que forneceram, tão gentilmente, relatos importantes sobre o parque das águas e suas fontes, enriquecendo meu conhecimento sobre a história local.

À Srta. Luiza Marilac pela inestimável ajuda, atenção e carinho ao fornecer materiais e conhecimentos sobre a história local de Águas de Contendas que tanto enobreceram este trabalho.

Ao Dr. Elias Mendonça por toda ajuda e apoio desde a graduação até a realização deste trabalho.

Meus sinceros agradecimentos a todos que contribuíram para realização deste trabalho.

Muito obrigado!

EPÍGRAFE

“A vida não é fácil para nenhum de nós. Mas e daí? Precisamos ter perseverança e acima de tudo confiança em nós mesmos. Nós devemos acreditar que somos talentosos para algo e que este algo deve ser alcançado”.

Marie Curie

RESUMO

WAKASUGI, D. S. M. *Avaliação da concentração de ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e caracterização química inorgânica das águas minerais dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari – MG*. 2018. 251 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN-CNEN/SP. São Paulo.

A radioatividade natural das águas é proveniente dos elementos radioativos nela dissolvidos e dos gases de alguns elementos radioativos difundidos das rochas subterrâneas. Quando se considera a geoquímica dos radionuclídeos naturais no ambiente aquático, os elementos de maior interesse do ponto de vista de risco à saúde são os isótopos de rádio (Ra), os de radônio (Rn) e os de urânio (U), por apresentarem maior solubilidade em água. Uma vez que a dieta humana é a principal fonte de absorção da radioatividade natural e de exposição interna do homem, o consumo de águas minerais pode aumentar significativamente a probabilidade de ingestão de altas concentrações de radionuclídeos naturais nelas dissolvidos. O objetivo geral do presente trabalho foi determinar as concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas águas minerais das fontes dos Parques das Águas de Águas de Contendas e de Lambari, MG, para avaliar as doses efetivas comprometidas devido à ingestão destas águas e realizar a caracterização química inorgânica, determinando os elementos químicos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn. Os objetivos específicos foram verificar a influência da sazonalidade na concentração de atividade dos radionuclídeos e dos elementos químicos analisados e determinar os parâmetros físicos e físico-químicos como temperatura, vazão, pH, CE, STD. As técnicas analíticas empregadas para determinar as concentrações de atividade foram a de alfa e beta total após separação radioquímica para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb com determinação em detector proporcional de fluxo gasoso e baixa radiação de fundo e de espectrometria alfa após separação radioquímica para o radionuclídeo ^{210}Po com determinação em espectrômetro alfa. Os valores de concentrações de atividade obtidos variaram de $7,71 \pm 0,27 \text{ mBq L}^{-1}$ a $250 \pm 3 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{226}Ra , de $< \text{LID}$ ($3,7 \pm 0,1 \text{ mBq L}^{-1}$) a $244 \pm 4 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{228}Ra , de $< \text{LID}$ ($4,9 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) a $57,1 \pm 3,0 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{210}Pb e de $< \text{LID}$ ($3,3 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) a $15,7 \pm 1,1 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{210}Po . O cálculo da dose efetiva comprometida para a ingestão de água mineral contendo ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po foi realizado para o corpo inteiro (H_e), em crianças de 5 anos, adolescentes de 15 anos e adultos até 70 anos, e para os principais órgãos afetados (H_o), em adultos até 70 anos, após a ingestão da água mineral. Os maiores valores de dose para o

corpo inteiro foram de $273 \pm 14 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o ^{226}Ra , $945 \pm 15 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o ^{228}Ra , $79,2 \pm 4,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o ^{210}Pb , em adolescentes de 15 anos e, de $40,4 \pm 2,9 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o ^{210}Po em crianças de 5 anos. Para a caracterização química inorgânica foi utilizada a espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF) que apresentou os elementos Co e Cu abaixo do limite mínimo de quantificação e os elementos Ag e V com maiores concentrações e, a espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES) que apresentou o elemento Cr abaixo do limite mínimo de quantificação e os elementos Ca, Fe e Na com maiores concentrações. Assim, mediante os resultados obtidos e aos testes estatísticos aplicados: análise de Cluster, coeficiente de correlação de Pearson e *ANOVA*, conclui-se que existe a correlação entre a precipitação pluviométrica e a sazonalidade das concentrações dos radionuclídeos e dos elementos químicos inorgânicos em estudo, que o radionuclídeo que apresentou maior concentração em Águas de Contendas foi o ^{228}Ra para a maioria das fontes e em Lambari foi o ^{226}Ra , também na maioria das fontes e, como consequência, as maiores doses obtidas também foram para os radionuclídeos naturais ^{226}Ra e ^{228}Ra .

Palavras-chave: radionuclídeos naturais; água mineral; caracterização química inorgânica; Parque das Águas de Águas de Contendas; Parque das Águas de Lambari.

ABSTRACT

WAKASUGI, D. S. M. *Assessment of the concentration of the ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po and inorganic chemical characterization of mineral waters of Parques das Águas of Águas de Contendas and Lambari – MG.* 2018. 251 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN-CNEN/SP. São Paulo.

The natural radioactivity of the water comes from the radioactive elements dissolved in it and the gases from some radioactive elements diffused from the underground rocks. When considering the geochemistry of natural radionuclides in the aquatic environment, the elements of greatest interest from the point of view of health risk are isotopes of radium (Ra), radon (Rn) and uranium (U), because they have larger solubilities. Since the human diet is the main source of absorption of natural radioactivity and man's internal exposure, the consumption of mineral waters can significantly increase the probability of ingesting high concentrations of natural radionuclides dissolved in them. The general objective of the present work was determine the activity concentrations of radionuclides ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po in the mineral waters of the Parque das Águas de Águas de Contendas and Lambari, MG, to evaluate the effective doses compromised due to the ingestion of these waters and perform the inorganic chemical characterization, determining the chemical elements Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V and Zn. The specific objectives were to verify the influence of seasonality on the activity concentration of these radionuclides and characterize physical and physicochemical parameters. The analytical techniques employed to determine activity concentrations were the total alpha and beta after radiochemical separation for radionuclides ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{210}Pb with determination of gaseous flow and low background radiation and alpha spectrometry after radiochemical separation for the radionuclide ^{210}Po with alpha spectrometer determination. The values of activity concentrations obtained ranged from $7,71 \pm 0,27 \text{ mBq L}^{-1}$ to $250 \pm 3 \text{ mBq L}^{-1}$ for ^{226}Ra , from $< \text{LID}$ ($3,7 \pm 0,1 \text{ mBq L}^{-1}$) to $244 \pm 4 \text{ mBq L}^{-1}$ for ^{228}Ra , from $< \text{LID}$ ($4,9 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) to $57,1 \pm 3,0 \text{ mBq L}^{-1}$ for ^{210}Pb and from $< \text{LID}$ ($3,3 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) to $15,7 \pm 1,1 \text{ mBq L}^{-1}$ for ^{210}Po . The calculation of the effective dose involved in the ingestion of mineral water containing ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po was determined for the whole body (H_e), in 5 years old, 15 years old and adults up to 70 years, and for the main affected organs (H_o), in adults up to 70 years, after the ingestion of mineral water. The highest dose values for the whole body were $273 \pm 14 \mu\text{Sv a}^{-1}$ for the

^{226}Ra , $945 \pm 15 \mu\text{Sv a}^{-1}$ for the ^{228}Ra , $79,2 \pm 4,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ for the ^{210}Pb , in a 15 years old and, $40,4 \pm 2,9 \mu\text{Sv a}^{-1}$ for the ^{210}Po in children of 5 years old. For the inorganic chemical characterization, X-ray fluorescence spectrometry by dispersive energy (EDXRF) was used, which presented the elements Co and Cu below the minimum limit of quantification and the elements Ag and V with higher concentrations and the inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) with argon plasma was also used, which presented the element Cr below the minimum limit of quantification and the elements Ca, Fe and Na with higher concentrations. Thereby, through the results obtained and the statistical tests applied: Cluster analysis, Pearson correlation coefficient and *ANOVA*, it is concluded that there is a correlation between the pluviometric precipitation and the concentration of the radionuclides and inorganic chemical elements under study, that the radionuclide that presented the highest concentration in Parque das Águas de Águas de Contendas was ^{228}Ra for most springs and in Lambari it was ^{226}Ra , also in most springs and as a consequence, the highest doses obtained were also for the natural radionuclides ^{226}Ra and ^{228}Ra .

Keywords: natural radionuclides; mineral waters; inorganic chemical characterization; Parque das Águas of Águas de Contendas; Parque das Águas of Lambari

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1.1.1.1 – Propriedades físicas dos radioisótopos de Rádio	20
Tabela 1.1.2.1 – Propriedades físicas dos radioisótopos de Chumbo	23
Tabela 1.1.3.1 – Propriedades físicas dos radioisótopos de Polônio	25
Tabela 1.2.1 – Classificação química das águas minerais.....	27
Tabela 1.2.2 – VMP atribuídos pelo Ministério da Saúde e CONAMA para os elementos maiores na água.....	28
Tabela 1.2.3 – VMP atribuídos pelo Ministério da Saúde e CONAMA para os elementos menores na água.....	29
Tabela 1.2.4 – VMP atribuídos pelo Ministério da Saúde e CONAMA para os elementos traço na água	30
Tabela 1.3.1 – Limites de dose anuais estipulados pela Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN).....	35
Tabela 1.4.1 – Níveis superiores toleráveis de ingestão para alguns elementos e suas importâncias para o corpo humano	37
Tabela 3.3.1 – Divisões do ano em estações climáticas	63
Tabela 3.5.1 – Parâmetros físico-químicos de Águas de Contendas	86
Tabela 3.5.2 – Parâmetros físico-químicos de Lambari.....	86
Tabela 3.5.3 – Determinação do grau de mineralização das águas minerais por meio da CE	86
Tabela 3.5.4 – Classificação das águas pelos sólidos totais dissolvidos (STD)	87
Tabela 3.5.5 – Análise mineralógica das águas minerais do Parque das Águas de Contendas	88
Tabela 3.5.6 – Análise mineralógica das águas minerais do Parque das Águas de Lambari	89
Tabela 4.1.1 – Amostras coletadas.....	90
Tabela 4.1.2 – Análises realizadas por coleta.....	91
Tabela 4.7.1 – Valores de LID para os radionuclídeos ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²¹⁰ Pb e ²¹⁰ Po.....	103
Tabela 4.8.1 – Recomendações de ingestão anual de água para crianças, adolescentes e adultos.....	104
Tabela 4.8.2 – FDC dos radionuclídeos ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²¹⁰ Pb e ²¹⁰ Po para o corpo inteiro..	105
Tabela 4.8.3 – FDC dos radionuclídeos ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²¹⁰ Pb e ²¹⁰ Po para os principais órgãos afetados.....	105
Tabela 4.9.1 – Valores estimados para o limite mínimo de quantificação (LMQ).....	108
Tabela 4.10.1 – Linhas espectrais dos elementos analisados	109
Tabela 4.10.2 – Padrões monoelementares utilizados para confecção da solução-padrão utilizada para calibração do equipamento	110

Tabela 4.10.3 – Valores estimados para o limite mínimo de quantificação (LMQ).....	111
Tabela 4.12.1 – Exemplo de tabela <i>ANOVA</i>	115
Tabela 5.4.1 – Classificação referente ao grau de mineralização das águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	123
Tabela 5.6.1 – Comparação entre a média dos resultados obtidos por este trabalho, a CPRM e a CODEMIG para a média das concentrações dos elementos Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V, em mg L ⁻¹ , no Parque das Águas de Águas de Contendas.....	130
Tabela 5.7.1 – Comparação entre a média dos resultados obtidos por este trabalho, a CPRM e a CODEMIG para a média das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, em mg L ⁻¹ , no Parque das Águas de Águas de Contendas.....	136
Tabela 5.7.2 – Comparação entre a média dos resultados obtidos por este trabalho, a CPRM e a CODEMIG para a média das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, em mg L ⁻¹ , no Parque das Águas de Lambari.....	137
Tabela 5.8.1 – Comparação entre a média dos resultados obtidos por este trabalho e a literatura para a média das concentrações de atividade dos radionuclídeos ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²¹⁰ Pb e ²¹⁰ Po, em mBq L ⁻¹ , no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari.....	144
Tabela 5.9.1 – Valores mínimos e máximos de dose efetiva comprometida, em μSv a ⁻¹ , para as amostras de água das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro.....	154
Tabela 5.9.2 – Valores mínimos e máximos de dose efetiva comprometida, em μSv a ⁻¹ , para as amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro....	157
Tabela 5.9.3 – Valores mínimos e máximos de dose efetiva comprometida, em μSv a ⁻¹ , das amostras de água potável do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro	159
Tabela 5.9.4 – Valores mínimos e máximos de dose efetiva comprometida, em μSv a ⁻¹ , das amostras de água potável do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro.....	160
Tabela 5.9.5 – Comparação entre os resultados obtidos por este trabalho e a literatura para a média das doses efetivas comprometidas para adultos no corpo inteiro, em mSv a ⁻¹ , no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari.....	161
Tabela 5.9.6 – Comparação entre os resultados obtidos por este trabalho e a literatura para a média das doses efetivas comprometidas para adultos nos ossos, em mSv a ⁻¹ , no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari.....	171
Tabela 5.10.1 – Resumo das médias dos resultados obtidos para o Parque das Águas de Águas de Contendas.....	174
Tabela 5.10.2 – Resumo das médias dos resultados obtidos para o Parque das Águas de Lambari	175
Tabela 5.11.1 – <i>ANOVA</i> dos radionuclídeos ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²¹⁰ Pb e ²¹⁰ Po para o Parque das Águas de Águas de Contendas.....	190
Tabela 5.11.2 – <i>ANOVA</i> dos radionuclídeos ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²¹⁰ Pb e ²¹⁰ Po para o Parque das Águas de Lambari	190
Tabela 5.11.3 – <i>ANOVA</i> dos elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn para o Parque das Águas de Águas de Contendas.....	192

Tabela 5.11.4 – ANOVA dos elementos Ag, Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn para o Parque das Águas de Lambari.....	193
Tabela A.1 – pH das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Contendas	216
Tabela A.2 – pH das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	216
Tabela B.1 – Temperatura, em °C, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas	217
Tabela B.2 – Temperatura, em °C, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	217
Tabela C.1 – Vazão, em L h ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas	218
Tabela C.2 – Vazão, em L h ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	218
Tabela D.1 – CE, em µS cm ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas	219
Tabela D.2 – CE, em µS cm ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	219
Tabela E.1 – Sólidos da água, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas	220
Tabela E.2 – Sólidos da água, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari	220
Tabela F.1 – EDXRF, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para a primavera de 2016	221
Tabela F.2 – EDXRF, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o verão de 2017	221
Tabela F.3 – EDXRF, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o outono de 2017.....	222
Tabela F.4 – EDXRF, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o inverno de 2017.....	222
Tabela F.5 – EDXRF, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o verão de 2017	222
Tabela F.6 – EDXRF, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o outono de 2017	223
Tabela F.7 – EDXRF, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o inverno de 2017	223
Tabela F.8 – EDXRF, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para a primavera de 2016.....	223
Tabela G.1 – ICP-OES, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o verão de 2017.....	224
Tabela G.2 – ICP-OES, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o inverno de 2017.....	225

Tabela G.3 – ICP-OES, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o verão de 2017 e 2018 para a fonte Ferruginosa.....	226
Tabela G.4 – ICP-OES, em mg L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o inverno de 2017	227
Tabela H.1 – Concentração de atividade de ²²⁶ Ra, em mBq L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas	228
Tabela H.2 – Concentração de atividade de ²²⁸ Ra, em mBq L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas	228
Tabela H.3 – Concentração de atividade de ²¹⁰ Pb, em mBq L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas	228
Tabela H.4 – Concentração de atividade de ²¹⁰ Po, em mBq L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas	229
Tabela H.5 – Concentração de atividade de ²²⁶ Ra, em mBq L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	229
Tabela H.6 – Concentração de atividade de ²²⁸ Ra, em mBq L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	229
Tabela H.7 – Concentração de atividade de ²¹⁰ Pb, em mBq L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	230
Tabela H.8 – Concentração de atividade de ²¹⁰ Po, em mBq L ⁻¹ , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	230
Tabela I.1 – Razão entre ²²⁸ Ra/ ²²⁶ Ra presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	231
Tabela I.2 – Razão entre ²¹⁰ Pb/ ²²⁶ Ra presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	231
Tabela I.3 – Razão entre ²¹⁰ Po/ ²¹⁰ Pb presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	232
Tabela I.4 – Razão entre ²²⁸ Ra/ ²²⁶ Ra presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari	232
Tabela I.5 – Razão entre ²¹⁰ Pb/ ²²⁶ Ra presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari	232
Tabela I.6 – Razão entre ²¹⁰ Po/ ²¹⁰ Pb presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari	233
Tabela J.1 – Dose efetiva comprometida (H _e) do ²²⁶ Ra, em μSv a ⁻¹ , das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos.....	234
Tabela J.2 – Dose efetiva comprometida (H _e) do ²²⁸ Ra, em μSv a ⁻¹ , das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos.....	235
Tabela J.3 – Dose efetiva comprometida (H _e) do ²¹⁰ Pb, em μSv a ⁻¹ , das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos.....	235

Tabela J.4 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Contendas para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos.....	236
Tabela J.5 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos.....	236
Tabela J.6 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos.....	237
Tabela J.7 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos.....	238
Tabela J.8 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos.....	239
Tabela J.9 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos	240
Tabela J.10 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos	241
Tabela J.11 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos	242
Tabela J.12 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos	243
Tabela J.13 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos.....	244
Tabela J.14 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos.....	245
Tabela J.15 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos.....	246
Tabela J.16 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos.....	247
Tabela K.1 – Coeficientes de correlação de Pearson para primavera de 2016.....	248
Tabela K.2 – Coeficientes de correlação de Pearson para verão de 2017.....	249
Tabela K.3 – Coeficientes de correlação de Pearson para outono de 2017.....	250
Tabela K.4 – Coeficientes de correlação de Pearson para inverno de 2017.....	250

Tabela K.5 – Coeficientes de correlação de Pearson para primavera de 2017	251
Tabela K.6 – Coeficientes de correlação de Pearson para verão de 2018.....	251

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1.1.1 – Série de decaimento do ^{238}U	13
Figura 1.1.2 – Série de decaimento do ^{235}U	14
Figura 1.1.3 – Série de decaimento do ^{232}Th	15
Figura 1.1.4 – Emissão de partícula α por um radionuclídeo.....	16
Figura 1.1.5 – Emissão de partícula β^- por um radionuclídeo.....	17
Figura 1.1.1.1 – Emissão de uma partícula α pelo ^{226}Ra	20
Figura 1.1.1.2 – Emissão de uma partícula β^- pelo ^{228}Ra	21
Figura 1.1.2.1 – Emissão de partícula β^- pelo ^{210}Pb	24
Figura 1.1.3.1 – Emissão de partícula α pelo ^{210}Po	26
Figura 1.3.1 – Efeito tecidual, com limiar de dose.....	33
Figura 1.3.2 – Efeito estocástico, sem limiar de dose.....	33
Figura 1.4.1 – Subdivisões do termalismo.....	36
Figura 3.1 – Circuito das águas de Minas Gerais.....	39
Figura 3.2 – Fonte Ferruginosa, Parque das Águas de Águas de Contendas.....	40
Figura 3.3 – Fonte Magnesiana, Parque das Águas de Águas de Contendas.....	41
Figura 3.4 – Fonte Gasosa I ou Fontanário Público, Parque das Águas de Águas de Contendas.....	42
Figura 3.5 – Fonte Gasosa II, Parque das Águas de Águas de Contendas.....	43
Figura 3.6 – Fonte 1 – Gasosa, Parque das Águas de Lambari.....	44
Figura 3.7 – Fonte 2 – Alcalina, Parque das Águas de Lambari.....	44
Figura 3.8 – Fonte 3 – Magnesiana, Parque das Águas de Lambari.....	45
Figura 3.9 – Fonte 4 – Ligeiramente Gasosa, Parque das Águas de Lambari.....	45
Figura 3.10 – Fonte 5 – Ferruginosa, Parque das Águas de Lambari.....	46
Figura 3.11 – Fonte 6 – Picante, Parque das Águas de Lambari.....	46
Figura 3.12 – Fonte Externa, Parque das Águas de Lambari.....	47
Figura 3.1.1 – Pedra do Imperador.....	50
Figura 3.1.2 – Atual entrada do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	54
Figura 3.2.1 – Estabelecimento Balneário em 1872.....	57
Figura 3.2.2 – Obra de captação separada das águas das fontes.....	58
Figura 3.2.3 – Antiga entrada do Parque das Águas de Lambari.....	60
Figura 3.2.4 – Atual entrada do Parque das Águas de Lambari.....	61

Figura 3.2.5 – Pavilhão central que abriga as fontes 1, 2, 3 e 4.....	62
Figura 3.2.6 – Pavilhões que abrigam as fontes 5 e 6.....	62
Figura 3.3.1 – Classificação climática de Köppen-Geiger considerando o período de 1998 a 2012.....	64
Figura 3.3.2 – Temperaturas médias sazonal e anual, em °C, no período de 1998 a 2012.....	66
Figura 3.3.3 – Índice de aridez médio sazonal e anual no período de 1980 a 2010.....	69
Figura 3.3.4 – Precipitações médias sazonal e anual, em mm, no período de 1998 a 2012.....	72
Figura 3.4.1 – Províncias Estruturais do Brasil.....	74
Figura 3.4.2 – Articulação das Folhas Varginha e Itajubá (1:100.000).....	75
Figura 3.4.3 – Mapa de solos do estado de Minas Gerais.....	78
Figura 3.5.1 – Movimentação da água na superfície terrestre.....	79
Figura 3.5.2 – Zonas hídricas do solo.....	81
Figura 3.5.3 – Processos e reações químicas que ocorrem nas águas subterrâneas.....	83
Figura 4.3.1 – Fluxograma do procedimento experimental para determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra	93
Figura 4.4.1 – Fluxograma do procedimento experimental para determinação do ^{210}Pb	97
Figura 4.5.1 – Fluxograma do procedimento experimental para determinação do ^{210}Po	99
Figura 4.5.2 – Contagem do ^{210}Po e ^{209}Po no espectrômetro alfa.....	100
Figura 4.9.1 – Fluxograma do procedimento experimental para a espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF).....	106
Figura 4.9.2 – Exemplo de curva de calibração da EDXRF para o elemento Se.....	107
Figura 4.10.1 – Fluxograma do procedimento experimental para a espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES).....	109
Figura 4.10.2 – Exemplo de curva de calibração da ICP-OES para o elemento Fe.....	110
Figura 4.11.1 – Fluxograma do procedimento de preparação das cápsulas.....	111
Figura 4.11.2 – Fluxograma do procedimento para determinação dos Sólidos Totais Dissolvidos (STD) das amostras de água.....	112
Figura 4.12.1 – Interpretação do coeficiente de correlação de Pearson.....	114
Figura 4.12.2 – Exemplo das regiões de rejeição e não rejeição no nível de significância de 0,05.....	116
Figura 5.1.1 – pH das águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	118
Figura 5.1.2 – pH das águas das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	118
Figura 5.2.1 – Temperatura, em °C, das águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	119

Figura 5.2.2 – Temperatura, em °C, das águas das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	119
Figura 5.3.1 – Vazão, em L h ⁻¹ , das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas....	120
Figura 5.3.2 – Vazão, em L h ⁻¹ , das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	121
Figura 5.4.1 – CE, em µS cm ⁻¹ , das águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	122
Figura 5.4.2 – CE, em µS cm ⁻¹ , das águas das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	123
Figura 5.5.1 – Sólidos das águas, em mg L ⁻¹ , das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	125
Figura 5.5.2 – Sólidos das águas, em mg L ⁻¹ , das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	126
Figura 5.6.1 – Concentrações médias, em mg L ⁻¹ , de Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V pela análise de EDXRF das amostras das fontes de água do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	128
Figura 5.6.2 – Concentrações médias, em mg L ⁻¹ , de Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V pela análise de EDXRF das amostras das fontes de água do Parque das Águas de Lambari.....	128
Figura 5.7.1 – Concentrações médias, em mg L ⁻¹ , dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn pela análise de ICP-OES das amostras das fontes de água do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	132
Figura 5.7.2 – Concentrações médias, em mg L ⁻¹ , dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn pela análise de ICP-OES das amostras das fontes de água do Parque das Águas de Lambari.....	133
Figura 5.8.1 – Concentração de ²²⁶ Ra e ²²⁸ Ra, em mBq L ⁻¹ , das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	139
Figura 5.8.2 – Concentração de ²¹⁰ Pb e ²¹⁰ Po, em mBq L ⁻¹ , das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	140
Figura 5.8.3 – Concentração de ²²⁶ Ra e ²²⁸ Ra, mBq L ⁻¹ , das amostras de água do Parque das Águas de Lambari.....	141
Figura 5.8.4 – Concentração de ²¹⁰ Pb e ²¹⁰ Po, em mBq L ⁻¹ , das amostras de água do Parque das Águas de Lambari	142
Figura 5.8.5 – Razão ²²⁸ Ra/ ²²⁶ Ra das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	148
Figura 5.8.6 – Razão ²²⁸ Ra/ ²²⁶ Ra das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	149
Figura 5.8.7 – Razão ²¹⁰ Pb/ ²²⁶ Ra das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	150
Figura 5.8.8 – Razão ²¹⁰ Pb/ ²²⁶ Ra das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	151
Figura 5.8.9 – Razão ²¹⁰ Po/ ²¹⁰ Pb das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas.....	152

Figura 5.8.10 – Razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari.....	152
Figura 5.9.1 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro.....	154
Figura 5.9.2 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro.....	155
Figura 5.9.3 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro.....	155
Figura 5.9.4 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro.....	156
Figura 5.9.5 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro.....	157
Figura 5.9.6 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro.....	158
Figura 5.9.7 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro.....	158
Figura 5.9.8 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro.....	159
Figura 5.9.9 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos.....	165
Figura 5.9.10 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parques das Águas de Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos	165
Figura 5.9.11 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água dos Parque das Águas de Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos	166
Figura 5.9.12 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos	167
Figura 5.9.13 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos.....	168
Figura 5.9.14 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos.....	168
Figura 5.9.15 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos.....	169
Figura 5.9.16 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos.....	170

Figura 5.11.1 – Análise de Clusters para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água mineral do Parque das Águas de Contendas.....	176
Figura 5.11.2 – Análise de Clusters para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água mineral do Parque das Águas de Lambari.....	177
Figura 5.11.3 – Análise de Clusters para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água mineral do Parque das Águas de Contendas e Lambari.....	178
Figura 5.11.4 – Análise de Clusters para os elementos caracterizados pela EDXRF e ICP-OES nas amostras de água mineral do Parque das Águas de Contendas.....	179
Figura 5.11.5 – Análise de Clusters para os elementos caracterizados pela EDXRF e ICP-OES nas amostras de água mineral do Parque das Águas de Lambari.....	180
Figura 5.11.6 – Análise de Clusters para os elementos caracterizados pela EDXRF e ICP-OES nas amostras de água mineral dos Parques das Águas de Contendas e Lambari.....	181
Figura 5.11.7 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta da primavera de 2016 para ambos os parques das águas.....	182
Figura 5.11.8 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta do verão de 2017 para ambos os parques das águas.....	184
Figura 5.11.9 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta do outono de 2017 para ambos os parques das águas.....	185
Figura 5.11.10 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta do inverno de 2017 para ambos os parques das águas.....	187
Figura 5.11.11 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta da primavera de 2017 para ambos os parques das águas.....	188
Figura 5.11.12 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta do verão de 2018 para ambos os parques das águas.....	189
Figura 5.11.13 – Precipitação média anual, em mm, para o distrito de Águas de Contendas.....	191
Figura 5.11.14 – Precipitação média anual, em mm, para a cidade de Lambari.....	191

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	3
1.1 Radioatividade natural.....	11
1.1.1 Rádio.....	18
1.1.2 Chumbo.....	21
1.1.3 Polônio.....	24
1.2 Elementos químicos presentes em águas.....	26
1.3 Radionuclídeos no organismo humano – Limites de dose.....	31
1.4 Termalismo.....	35
2 OBJETIVOS.....	38
2.1 Objetivos gerais.....	38
2.2 Objetivos específicos.....	38
3 ÁREAS DE ESTUDO.....	39
3.1 Breve histórico da cidade de Conceição do Rio Verde.....	48
3.2 Breve histórico da cidade de Lambari.....	55
3.3 Climatologia de Conceição do Rio Verde e Lambari.....	63
3.4 Geologia de Conceição do Rio Verde e Lambari.....	73
3.5 Hidrogeoquímica de Conceição do Rio Verde e Lambari.....	79
4 METODOLOGIA.....	90
4.1 Coleta das amostras.....	90
4.2 Equipamentos utilizados.....	91
4.3 Procedimento experimental para determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra.....	92
4.4 Procedimento experimental para determinação de ^{210}Pb.....	96
4.5 Procedimento experimental para determinação de ^{210}Po.....	99
4.6 Determinação da eficiência de contagem alfa e beta total para os radionuclídeos ^{226}Ra, ^{228}Ra e ^{210}Pb e da eficiência da espectrometria alfa para o ^{210}Po.....	101
4.7 Cálculo do limite inferior de detecção (LID) para os radionuclídeos ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{210}Pb e ^{210}Po.....	103
4.8 Cálculo da dose efetiva comprometida.....	104
4.9 Procedimento experimental para espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF).....	106
4.10 Procedimento experimental para espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES).....	108
4.11 Procedimento experimental para caracterização dos sólidos da água.....	111

4.12 Análise estatística.....	113
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	117
5.1 pH.....	117
5.2 Temperatura.....	118
5.3 Vazão.....	120
5.4 Condutividade elétrica (CE).....	122
5.5 Sólidos da água.....	124
5.6 Espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF).....	127
5.7 Espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES).....	131
5.8 Concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po	138
5.9 Dose efetiva comprometida para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po	153
5.10 Caracterização radiológica e química das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari.....	173
5.11 Análise estatística dos resultados.....	176
6 CONCLUSÕES.....	193
7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	196
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	197
APÊNDICE.....	216
APÊNDICE A – pH das águas minerais.....	216
APÊNDICE B – Temperatura das águas minerais.....	217
APÊNDICE C – Vazão das fontes.....	218
APÊNDICE D – Condutividade elétrica das águas minerais.....	219
APÊNDICE E – Sólidos das águas.....	220
APÊNDICE F – Espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF).....	221
APÊNDICE G – Espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES).....	224
APÊNDICE H – Concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po	228
APÊNDICE I – Razões entre $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$, $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ e $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$	231
APÊNDICE J – Doses efetivas comprometidas dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po	234
APÊNDICE K – Análises estatísticas.....	248

1 INTRODUÇÃO

Águas minerais, segundo o Decreto-Lei nº 7.841 de 8 de agosto de 1945 (art. 1º), “são aquelas provenientes de fontes naturais ou de fontes artificialmente captadas que possuam composição química ou propriedades físicas ou físico-químicas distintas das águas comuns, com características que lhes confirmam uma ação medicamentosa”. Segundo este mesmo decreto (art. 35), as águas minerais podem ser classificadas quanto à sua composição química em: oligominerais, radíferas, alcalino-bicarbonatadas, alcalino-terrosas, sulfatadas, sulfurosas, nitradas, cloretadas, ferruginosas, radioativas, torioativas e carbogasosas (BRASIL, 1945).

A radioatividade natural das águas é proveniente dos elementos radioativos nela dissolvidos e dos gases de alguns elementos radioativos difundidos das rochas subterrâneas. Esses elementos radioativos podem ser arrastados pelas correntes subterrâneas, porém nem todos podem ser determinados na emergência das fontes (MOURÃO, 1992).

Muitos estudos são realizados em regiões de radioatividade natural elevada para verificar os possíveis efeitos biológicos na saúde humana decorrente de exposições prolongadas a baixas doses de radiações ionizantes, principalmente devido a incorporação de radionuclídeos naturais das séries do ^{238}U e do ^{232}Th que possuem meias-vidas relativamente longas. Em alguns locais, os teores de ^{238}U e ^{232}Th presentes no solo e em depósitos minerais são altos e através de mecanismos físicos e químicos de dissolução e lixiviação estes radionuclídeos passam às águas subterrâneas que podem emergir com uma atividade considerável destes elementos (IVANOVICH e HARMON, 1982; UNSCEAR, 2000; WHO, 2006).

Quando se considera a geoquímica dos radionuclídeos naturais no ambiente aquático, os elementos de maior interesse do ponto de vista de risco à saúde são os isótopos de rádio (Ra), as de radônio (Rn) e as de urânio (U), por apresentarem maior solubilidade em água. Os isótopos de tório (Th) e os radionuclídeos ^{210}Pb e ^{210}Po apresentam comportamento partícula-reactivo¹, e excetuando-se casos específicos onde há alta concentração de material orgânico em suspensão, encontram-se em níveis de concentração

¹ Capacidade de adsorção em hidróxidos de metais e na matéria orgânica quando o pH é alto, portanto, forma compostos de baixa solubilidade e é muito reativo com material particulado presente no ambiente aquático (COTHERN e REBERS, 1990).

mais baixos que os anteriores (COTHERN e REBERS, 1990; WHO, 1993; WHO, 2006; REYES, 2009).

Devido ao fato de várias fontes de águas minerais e/ou termais conterem concentrações relativamente altas de ^{226}Ra e de ^{222}Rn originalmente dissolvidos (KOBAL et al. 1979; EISENBUD, 1987) e serem utilizadas no mundo inteiro devido às suas propriedades terapêuticas, a estimativa dos possíveis efeitos adversos na saúde humana que podem ocorrer por causa da ingestão ou inalação das substâncias radioativas presentes nestas águas são de grande importância no contexto de Proteção Radiológica (UZUNOV et al., 1981; MORINAGA et al., 1984; KOBAL e FEDINA, 1987; DORETTI et al., 1992; SANCHEZ et al., 1995; MARINOVIC et al., 1996; TRABIDOU et al., 1996). Assim, em vários países estas práticas têm sido avaliadas e revistas em consequência da falta de evidências científicas comprovadas da relação dose-efeito a baixos níveis de radiações ionizantes (UZUNOV et al., 1981; STEINHAUSSLER, 1988; FRAME, 1992; HAQUE e KIRK, 1992).

Concentrações consideráveis de ^{222}Rn e seus produtos de decaimento de meia-vida curta têm sido detectadas nas atmosferas dos “Spas” que utilizam águas minerais radioativas e somente em poucos países tem se efetuado estimativas das doses recebidas pelos pacientes que frequentam os locais e dos indivíduos ocupacionalmente expostos. Esta preocupação é consequência do alto índice de casos de câncer observados na década de 1980 em trabalhadores de minas subterrâneas de carvão e de urânio, decorrente da exposição prolongada ao ^{222}Rn (UZUNOV et al., 1981; STEINHAUSSLER, 1988).

Deve-se ressaltar, contudo, que em relação às práticas terapêuticas baseadas na ingestão de água, banhos térmicos de imersão e uso de lamas medicinais, os radionuclídeos ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{228}Ra , ^{230}Th e ^{232}Th , quando presentes, são de importância relevante, pois contribuem em grande parte para a irradiação interna e externa dos indivíduos. No entanto, devido ao fato do ^{222}Rn estar geralmente presente em níveis bem mais altos quando comparado com os demais radionuclídeos, ele é o que frequentemente mais contribui para a dose efetiva no homem e para o risco de câncer advindos destas atividades (MORINAGA et al., 1984; EISENBUD, 1987; CNEN, 2005).

Uma vez que a dieta humana é a principal fonte de absorção da radioatividade natural e de exposição interna do homem, esta prática aumenta significativamente a probabilidade de ingestão de altas concentrações de radionuclídeos naturais dissolvidos nessas águas minerais, principalmente, de produtos de decaimento das séries radioativas do urânio e do tório (OLIVEIRA et al., 2001; DESIDERI et al., 2007).

De acordo com a pesquisa bibliométrica realizada, os primeiros trabalhos que investigam a radioatividade das águas minerais e potáveis surgiram na década de 1960 com estudos como o de SCHEEL (1967) que investigou a presença de ^{226}Ra nas águas minerais da cidade de Bad Brambach, Alemanha; KURODA (1968) que investigou a concentração do ^{210}Po e do ^{226}Ra nas águas potáveis do Japão e; KAMETANI (1968) que investigou a presença de ^{226}Ra nas águas termais de spas no Japão. Da mesma forma, na década de 70, ressaltam-se estudos como o realizado por FRIEDMANN e HERNEGGER (1978) que mensuraram a concentração do ^{226}Ra nas águas minerais engarrafadas da Áustria.

O crescimento gradativo dos estudos sobre a radioatividade natural em águas minerais e potáveis teve um aumento significativo na década de 1980, ressaltando-se o trabalho de KAMETANI e MATSUMURA (1983) que estudaram as concentrações de ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra e ^{228}Ra das águas das fontes dos distritos de Sanbe e Misasa, no Japão, onde determinaram altas concentrações desses radionuclídeos nas águas das nascentes de Sanbe e, concluíram que as rochas desses distritos continham muito urânio e tório, devido ao ^{228}Ra ser um produto do decaimento do ^{232}Th ; a menor concentração foi verificada para o ^{228}Ra . GANS (1985) estudou as concentrações de ^{226}Ra , isótopos de urânio, ^{210}Pb e ^{210}Po nas águas minerais engarrafadas da Alemanha e concluiu que são semelhantes às de outros países europeus e que, para adultos, a ingestão dessas águas confere um risco à saúde comparável ao risco da radiação terrestre. PONIKAROVA (1988) estudou as concentrações do ^{238}U e ^{226}Ra das águas potáveis da Rússia.

Na década de 1990 destaca-se o trabalho de DORETTI et al. (1992) que analisaram as concentrações de alguns radioisótopos naturais do ^{40}K e das séries tório e urânio presentes em lamas e águas utilizadas em tratamentos térmicos e concluíram que o teor desses radionuclídeos nas lamas era similar ao teor das rochas ígneas e que algumas águas apresentavam altas concentrações de ^{222}Rn e ^{226}Ra . AELLEN et al. (1993) analisaram os radionuclídeos ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb e ^{226}Ra das águas minerais de mesa vendidas no mercado suíço e concluíram que as maiores concentrações foram para a somatória do ^{234}U com o ^{238}U e para o ^{226}Ra . MAROVIC et al. (1994) determinaram as concentrações de ^{226}Ra em vários tipos de água potável na Croácia e concluíram que os valores obtidos deste radionuclídeo em todas as águas investigadas estava abaixo do nível legislativo permissível para a saúde humana. SOTO et al. (1995) analisaram níveis de concentração do ^{222}Rn e do ^{226}Ra das águas potáveis domésticas de uma grande parte da Espanha e concluíram que diferenças significativas nas concentrações desses radionuclídeos foram encontradas dependendo das características geológicas da área de referência.

BOMBEN et al. (1996) analisaram os níveis de concentração de ^{226}Ra e de urânio natural da maioria das águas minerais engarrafadas comercialmente disponíveis na Argentina e concluíram que os valores obtidos para ambos os radionuclídeos em todas as amostras ficaram abaixo dos valores estipulados para água potável.

A partir do ano 2000, foram realizados diversos trabalhos como o de RANGEL et al. (2001) que analisaram as concentrações alfa e beta total em amostras de água potável das cidade de Zacatecas e Guadalupe, México, e concluíram que a radioatividade beta total em todos os casos era menor do que o nível máximo de contaminantes e a radioatividade alfa total era maior nas amostras coletadas na cidade de Guadalupe e nas amostras coletadas no sudoeste da cidade de Zacatecas. ISAM SALIH et al. (2002) analisaram as concentrações de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{222}Rn e ^{210}Po na água potável de 328 poços perfurados e concluíram que o ^{222}Rn contribuía com 75 % das doses provenientes da ingestão dessas águas.

Em 2003, SKWARZEC et al. estudaram as concentrações de atividade de ^{210}Po , ^{238}U e ^{234}U nas águas minerais engarrafadas na Polônia e concluíram que o ^{210}Po apresentou maiores concentrações e, conseqüentemente, maior dose quando comparado ao ^{238}U e ^{234}U . KOVÁCS et al. (2004) estudaram as concentrações de ^{226}Ra e ^{238}U e ^{210}Po e, suas respectivas doses, nas águas minerais disponíveis na Hungria e concluíram que em algumas amostras de água as doses calculadas foram consideravelmente mais altas do que o limite para a ingestão de água, especialmente para crianças.

Da mesma forma, em 2005, KITTO et al. estudaram as águas minerais das fontes próximas de Saratoga Springs – Nova York, Estados Unidos, e concluíram que as amostras continham os radionuclídeos ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Ra , que cerca de 80% da radioatividade total medida nas amostras era proveniente do ^{226}Ra e, as concentrações de urânio dissolvido nas águas minerais eram muito baixas. DURECOVÁ et al. (2006) analisaram os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{223}Ra , ^{228}Ra presentes em algumas águas minerais da República Eslovaca, calcularam suas respectivas doses efetivas comprometidas e concluíram que a dose efetiva comprometida total para esses radionuclídeos excederam $0,1\text{ mSv a}^{-1}$ em apenas uma amostra de água.

No ano de 2007, BORIO et al. estudaram as concentrações de ^{226}Ra , ^{238}U , ^{234}U , ^{210}Po , ^3H , ^{238}U , ^{234}U e ^{210}Po e suas respectivas doses nas águas potáveis da região central da Itália e concluíram que as concentrações recomendadas pela OMS foram excedidas em seis casos para a atividade alfa total, que não foram excedidas para a atividade beta total e que todas as amostras forneceram uma dose menor que o nível de referência para água potável ($0,1\text{ mSv a}^{-1}$). WALLNER et al. (2008) analisaram os radionuclídeos naturais ^{228}Ra , ^{226}Ra ,

^{210}Pb , ^{210}Po , ^{238}U e ^{234}U e suas respectivas doses efetivas comprometidas em dez amostras de águas minerais da Áustria e concluíram que a porção dominante da dose efetiva comprometida deveu-se aos isótopos de rádio e a dose de ^{228}Ra , na maioria das amostras, excedeu a dose de ^{226}Ra .

Em 2009, JIA et al. avaliaram a concentração de ^{238}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{224}Ra , ^{210}Po , ^{210}Pb e ^{212}Pb e suas respectivas doses em 17 marcas de água potável da Itália e concluíram que o ^{210}Po , ^{228}Ra , ^{210}Pb e o ^{226}Ra são os contribuintes de dose mais importantes e, que as doses efetivas comprometidas ficaram abaixo do nível de referência de dose efetiva comprometida ($100 \mu\text{Sv a}^{-1}$) recomendada pela OMS. WALLNER e JABBAR (2010) analisaram as concentrações de ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{238}U e ^{234}U e suas respectivas doses em todas as águas minerais comercialmente disponíveis de origem austríaca e concluíram que as águas altamente mineralizadas apresentaram também maiores teores de ^{226}Ra e ^{228}Ra e que a porção dominante da dose efetiva comprometida deveu-se ao ^{228}Ra .

JANKOVIĆ et al. (2012) estudaram as concentrações de ^3H , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em amostras de água mineral engarrafada produzidas na Sérvia, 11 amostras de água da torneira e em uma amostra de água de nascente, e constataram que a concentração de atividade natural dos radionuclídeos emissores alfa e beta estava dentro da faixa recomendada pela OMS. LENKA et al. (2013) pesquisaram as concentrações de ^{232}Th , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{40}K e ^{137}Cs e suas respectivas doses em cereais (arroz e trigo), leguminosas e água potável consumida pela população residente em torno da cidade de Chhatrapur, Odisha, leste da Índia e concluíram que o ^{226}Ra era o maior contribuinte para a dose de ingestão de todas as fontes.

Da mesma forma, em 2014, ERDEN et al determinaram as concentrações de atividade de ^{234}U , ^{238}U e ^{226}Ra e suas respectivas doses efetivas comprometidas nas águas minerais de nove instalações de engarrafamento de água coletadas em três regiões geográficas da Turquia e concluíram que entre os três cenários diferentes de consumo de água mineral, o cenário mais extremo, causaria doses efetivas anuais comprometidas abaixo do nível de referência da OMS, exceto duas delas. PRIHARTI et al. (2015) analisaram os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em dez amostras de água mineral engarrafada produzidas na Malásia, nas quais calcularam as doses de ingestão para lactentes, crianças e adultos estimando o risco de câncer para os adultos e concluíram que as doses calculadas de ingestão, para as três categorias de idade, eram seguras para o consumo humano diário.

No ano de 2016, PINTILIE et al. estudaram as atividades alfa e beta total e suas respectivas doses em 136 amostras de água potável coletadas em todo o território do condado

de Galati, Romênia, e concluíram que não foi registrado qualquer excesso dos limites máximos permitidos para atividade alfa e beta total estipulados pela legislação nacional, que toda a atividade bruta alfa e beta total era devida aos radionuclídeos ^{210}Po e ^{228}Ra , e que as médias calculadas das doses efetivas foram inferiores ao valor recomendado pela OMS. NGUYEN DINH et al. (2017) analisaram as concentração de atividade do ^{224}Ra , os teores de ^{226}Ra e ^{228}Ra , os índices de atividade de $^{224}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$, $^{224}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ e $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ e suas respectivas doses nas águas minerais e terapêuticas dos Cárpatos poloneses e concluíram que as concentrações de atividade de ^{224}Ra , ^{226}Ra e ^{228}Ra nestas águas eram comparáveis entre si, que as relações de atividade de $^{224}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$, $^{224}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ e $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ eram variáveis e a dose efetiva comprometida resultante da ingestão de ^{224}Ra era muito menor do que a de ^{226}Ra e ^{228}Ra .

KADUKA et al. (2018) analisaram as concentrações do ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{238}U , ^{234}U , ^{40}K e ^{222}Rn e suas respectivas doses nas águas minerais engarrafadas disponíveis no mercado da região de São Petersburgo e Leningrado e, águas minerais dos abastecimentos de águas subterrâneas de São Petersburgo e concluíram que 24% das amostras excederam os níveis recomendados para a concentração de ^{226}Ra , 24% para a concentração de ^{228}Ra , 3,5% para a concentração de ^{224}Ra e, que os radionuclídeos ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{238}U , ^{234}U , ^{40}K e ^{222}Rn não excederam os níveis recomendados.

No Brasil, as águas minerais foram estudadas por PIRES DO RIO et al. (1988) com o intuito de avaliar a importância relativa dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb para a exposição à radiação da população brasileira; para isso, analisaram o teor de mais de 20 amostras de água mineral engarrafada provenientes dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Pernambuco e, com base nos cálculos de dose realizados, concluíram que o ^{210}Pb é o principal contribuinte para a exposição à radiação da população devido a ingestão de água mineral engarrafada.

Na década de 1990, MOREIRA (1993) analisou a concentração de atividade do ^{210}Pb nas águas minerais da cidade de Águas da Prata – SP e sua respectiva dose efetiva comprometida no corpo inteiro e nos ossos e, concluiu que as fontes com maiores concentrações estavam de acordo com a literatura e foram as que apresentaram maior valor de dose efetiva comprometida para o corpo e para os ossos. OLIVEIRA (1993) analisou a concentração de atividade do ^{226}Ra e ^{228}Ra nas águas minerais da cidade de Águas da Prata – SP e suas respectivas doses efetivas comprometida no corpo inteiro e nos ossos e, concluiu que a maior contribuição à radiação é devida ao ^{226}Ra e que as fontes com maiores concentrações também estavam de acordo com a literatura e foram as que apresentaram

maior valor de dose efetiva comprometida para o corpo e para os ossos. CAMARGO (1994) analisou as concentrações de atividade do ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{230}Th e ^{228}Th nas amostras de água mineral das cidades de Poços de Caldas – MG e Águas da Prata – SP e a dose efetiva comprometida para os radionuclídeos ^{238}U e ^{234}U e, concluiu que para o urânio, o radionuclídeo com maior concentração de atividade e, consequentemente, maior dose efetiva comprometida foi o ^{234}U e para o tório, o radionuclídeo com maior concentração de atividade foi o ^{228}Th . NIERI NETO (1996) analisou as concentrações de atividade do ^{210}Pb e ^{210}Po nas águas minerais da cidade de Águas da Prata – SP e suas respectivas doses efetivas comprometida no corpo inteiro e nos órgãos considerados críticos e, concluiu que a presença do ^{210}Po nessas águas é sustentada pela presença de seu precursor, ^{210}Pb , que está em maior concentração e, que a dose efetiva comprometida no corpo inteiro e nos órgãos mais críticos possuem a mesma ordem de grandeza que os valores de ^{226}Ra encontrados na literatura.

GODOY et al. (2001) estudaram as concentrações de ^{228}Ra , ^{226}Ra e ^{210}Pb das águas minerais engarrafadas compradas no mercado de diversas regiões geográficas do Brasil para determinar a dose coletiva, os maiores valores obtidos foram para a região Sudeste devido tanto a uma produção elevada dessas águas quanto a uma elevada concentração desses radionuclídeos. BONOTTO (2004) estudou a concentração de ^{222}Rn , ^{226}Ra e ^{228}Ra nas amostras de água subterrânea do aquífero Guarani e constatou que as concentrações de atividade são lognormalmente distribuídas e que a concentração de atividade média ponderada para população, para esses radionuclídeos, permitiu estimar um valor ligeiramente maior do que 0,1 mSv para a dose efetiva total. BONOTTO (2011) analisou as concentrações de ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Po e ^{210}Pb em 80 poços tubulares perfurados em 21 municípios do estado de São Paulo e, com base nessas concentrações verificou que as doses mais altas e mais baixas foram devidas ao ^{238}U e ao ^{226}Ra , respectivamente.

Em 2014, SANTOS e BONOTTO determinaram as concentrações de atividade do ^{222}Rn e ^{226}Ra em amostras de águas subterrâneas coletadas no Sistema Aquífero Bauru, cidade de São José do Rio Preto e, concluíram que as abundâncias de ^{222}Rn e ^{226}Ra no sistema de águas subterrâneas do Grupo Bauru estavam abaixo do limite de 100 Bq L⁻¹ estipulado pela OMS. BONOTTO (2017) estudou a radioatividade natural em razão de ^{238}U e ^{234}U em 75 fontes de água de spas localizados em 14 municípios nos estados de São Paulo e Minas Gerais, e encontrou relações significativas entre a razão de atividade $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dissolvido, mesmo assim, a maior concentração de urânio dissolvido ficou bem abaixo do máximo permitido pela OMS.

Da mesma forma, as águas potáveis foram estudadas por OLIVEIRA et al. (2001) que analisaram as concentrações de atividade de ^{228}Ra , ^{226}Ra e ^{222}Rn em 452 fontes de água potável do Estado de São Paulo e concluíram que o ^{222}Rn faz a maior contribuição para a dose efetiva total devido às suas maiores concentrações. SILVA e PECEQUILO (2011) estudaram 32 pontos de abastecimento superficial, subterrâneo e público das cidades de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora, Bahia, por meio da análise alfa e beta total e concluíram que alguns valores excedem os níveis de recomendação da OMS, entretanto, os níveis de rastreamento para água potável ficaram abaixo dos quais nenhuma ação adicional era necessária.

O estado de Minas Gerais conta com o Circuito das Águas, que é formado por cidades com histórias relacionadas às águas minerais carbogasosas. Este circuito é composto pelas cidades de Campanha, Carmo de Minas, Cruzília, Dom Viçoso, Liberdade, Passa Vinte, Soledade de Minas e Três Corações, que integram o circuito por possuírem outros atrativos aquáticos e eco turismo; Baependi, com mais de 50 cachoeiras; Cambuquira, com uma cachoeira, cinco fontes de água mineral dentro do parque das águas e três fontes fora do parque; Caxambu, com 12 fontes, um gêiser, uma piscina de água mineral e um balneário hidroterápico; São Lourenço, com nove fontes e um balneário hidroterápico; Conceição do Rio Verde, com três fontes e; Lambari, com seis fontes; sendo as fontes de água mineral destas duas últimas cidades o objeto de estudo deste trabalho. As fontes de água mineral das cinco cidades citadas anteriormente estão localizadas no interior de seus respectivos Parques das Águas, de concessão da Companhia de Desenvolvimento Econômico de Minas Gerais – CODEMIG, com exceção do Parque das Águas de São Lourenço, de concessão da Nestlé S. A. (ASSOCIAÇÃO CIRCUITO TURÍSTICO DAS ÁGUAS, [20--]; NESTLÉ, [20--]; MACIEL, 2008; PEREIRA, 2016; SANTOS, 2018; PREFEITURA MUNICIPAL DE BAEPENDI, 2017; DESCUBRA CAXAMBU, 2018).

NEGRÃO (2012) estudando as águas minerais do Parque das Águas do Balneário de Caxambu encontrou concentrações consideravelmente altas de ^{226}Ra e ^{228}Ra principalmente nas águas das fontes Venâncio e Ernestina Guedes. Os resultados da avaliação radio sanitária realizada em seu estudo demonstraram que o nível de referência de dose efetiva comprometida recomendado pela OMS foi ultrapassado em quase todas as fontes de Caxambu, exceto para as fontes Viotti, Dom Pedro e Dona Leopoldina. BONOTTO (2015) utilizando a espectrometria alfa e beta analisou as fontes do Parque das Águas de Lambari e determinou os radionuclídeos ^{226}Ra e o ^{228}Ra obtendo, assim, concentrações mais altas nas fontes denominadas como 2 e 4 para o ^{226}Ra e, na fonte 5 para

o ^{228}Ra ; assim, a avaliação radio sanitária demonstrou que a dose efetiva comprometida recomendada pela Organização Mundial da Saúde (OMS), de $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ (WHO, 2006), não foi ultrapassada em nenhuma das fontes para ambos os radionuclídeos em estudo, com exceção das fontes 1 e 3 que apresentaram valores acima do valor recomendado para o ^{228}Ra . MENEZHINI et al. (2017) analisaram as concentrações de atividade do ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb nas águas minerais do Parque das Águas de Caxambu e suas respectivas doses efetivas comprometidas e, concluíram que os radionuclídeos com maiores concentrações e, consequentemente, maiores doses efetivas comprometidas foram o ^{226}Ra e o ^{228}Ra . SANTOS (2018) estudou a concentração do ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e suas respectivas doses nas águas minerais dos parques das águas de Cambuquira e Marimbeiro e concluiu que, para o público adulto, os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra apresentaram as maiores concentrações e as doses excederam os limites recomendados pela OMS em quatro fontes para o ^{228}Ra e na maioria das fontes para o ^{226}Ra .

Como existem poucos trabalhos científicos realizados na região do circuito das águas de Minas Gerais, que comprovem a eficácia do uso dessas águas minerais radioativas em tratamentos de saúde conduzidos em balneários e existindo apenas a prova empírica do benefício do uso destas em crenologia médica, um projeto de pesquisa foi desenvolvido pelo CMR – Centro de Metrologia das Radiações/ Laboratório de Radiometria Ambiental – LRA com os responsáveis pelo Balneário de Caxambu, pelo Parque das Águas de Cambuquira e Marimbeiro, pelo Parque das Águas de Lambari e, pelo Parque das Águas de Águas de Contendas (localizado na cidade de Conceição do Rio Verde), com o objetivo de se determinar as concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e a composição química inorgânica das águas minerais destes parques. Assim, dentro deste projeto de pesquisa, as águas minerais do Balneário de Caxambu foram analisadas por MENEZHINI et al. (2017), do Parque das Águas de Cambuquira e Marimbeiro por SANTOS (2018) e o presente trabalho analisou as águas minerais dos Parques das Águas de Águas de Contendas e de Lambari, finalizando o projeto de pesquisa.

1.1 Radioatividade natural

A radiação pode ser definida como uma energia em trânsito, e pode ser classificada como ionizante, quando essa energia for capaz de remover um elétron pertencente a um átomo ou molécula ao qual está ligado por força elétrica e, como não ionizante, quando essa

energia não for capaz de realizar a remoção de um elétron (OKUNO e YOSHIMURA, 2010; COSTA, 2017a).

O termo radiação ionizante é utilizado para designar as partículas com capacidade de promover a ionização do meio que atravessa, devido a retirada de elétrons dos átomos presentes. Com isso, a radiação ionizante representada pela energia e^- ou partícula emitida pelo núcleo instável tem como objetivo levar um núclídeo radioativo a alcançar sua estabilidade. Este processo é denominado de desintegração nuclear ou decaimento radioativo e dá origem a um radioisótopo ou radionuclídeo. Um mesmo elemento pode ter diferentes radioisótopos, caracterizados por serem instáveis, emitirem radiação e apresentarem tempo específico de meia-vida. Como os radioisótopos possuem a mesma estrutura eletrônica e sofrem as mesmas reações químicas não é possível realizar uma separação química destes elementos (VOGEL, 1981; OKUNO e YOSHIMURA, 2010, ATKINS e JONES, 2012).

A origem dessa radiação ionizante pode ser proveniente tanto de fontes naturais quanto de fontes artificiais. As fontes naturais de radiação ionizante, ao qual o homem está exposto desde o momento de seu nascimento é derivada dos raios cósmicos, dos radionuclídeos presentes no solo, pertencentes às séries do urânio e do tório e, dos radionuclídeos presentes no corpo, provenientes dos alimentos que ingerimos ao longo da vida. Os radionuclídeos naturais responsáveis por estas exposições podem ser: 1) Cosmogênicos, quando os raios cósmicos interagem com núcleos de elementos presentes na atmosfera, no solo e na água ou, 2) Primordiais, quando são oriundos da formação da Terra (EISENBUD, 1963; KLEMENT, 1982).

Os radionuclídeos cosmogênicos são emissores de raios γ , raios-X e partículas β com o tempo de meia-vida variando de milhares de anos a frações de segundos. Do ponto de vista da proteção radiológica, os radionuclídeos de maior importância são o ^{14}C , ^3H , ^{22}Na , ^7Be , pois conferem maior exposição ao homem (EISENBUD, 1963; KLEMENT, 1982).

Os radionuclídeos primordiais, em sua maioria, são isótopos de elementos pesados pertencentes à série radioativa do ^{238}U (Figura 1.1.1), à série do ^{235}U (Figura 1.1.2) e à série do ^{232}Th (Figura 1.1.3) que finalizam suas séries produzindo um isótopo estável de Pb (EISENBUD, 1963; KLEMENT, 1982).

A série de decaimento do ^{238}U , Figura 1.1.1, é subdividida nas subséries do: 1) ^{238}U e ^{234}U , que encontram-se em equilíbrio radioativo; 2) ^{226}Ra , distribuído na natureza de forma distinta a do U e Th; 3) ^{222}Rn , que é um gás inerte e origina os radionuclídeos ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po de meias-vidas curtas e; 4) Os radionuclídeos ^{210}Pb , ^{210}Bi e ^{210}Po , filhos do

^{222}Rn (EISENBUD, 1963; KLEMENT, 1982; EISENBUD e GESELL, 1997) e destaca os radionuclídeos estudados pelo presente trabalho.

Figura 1.1.1 – Série de decaimento do ^{238}U

Fonte: adaptado de TOSAKA, 2014.

A série de decaimento do ^{235}U , Figura 1.1.2, é também denominada de série do actínio, possui importância reduzida, do ponto de vista da proteção radiológica, pois sua abundância isotópica de 0,71 % é muito reduzida quando comparada a abundância de 99,29 % do ^{238}U (EISENBUD, 1963; KLEMENT, 1982; EISENBUD e GESELL, 1997).

Figura 1.1.2 – Série de decaimento do ^{235}U

Fonte: WIKIMEDIA COMMONS, 2011a.

A série de decaimento do ^{232}Th , Figura 1.1.3, é subdividida nas subséries do:

- 1) ^{232}Th , que aparece isolado neste grupo;
- 2) ^{228}Ra , ^{228}Ac , ^{228}Th e ^{224}Ra , que são formados em sequência e;
- 3) ^{220}Rn , que é um gás inerte e origina os radionuclídeos ^{212}Pb e ^{212}Bi de meias-vidas mais longas quando comparadas às do ^{220}Rn , ^{216}Po , ^{212}Po e ^{208}Tl (EISENBUD, 1963; KLEMENT, 1982; EISENBUD e GESELL, 1997) destaca um dos radionuclídeos estudados pelo presente trabalho.

Figura 1.1.3 – Série de decaimento do ^{232}Th

Fonte: WIKIMEDIA COMMONS, 2011b.

Os radionuclídeos pai, que dão origem às séries de decaimento possuem meia-vida muito longa e durante seus processos de decaimento dão origem a diversos radionuclídeos encontrados na natureza como o ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po presentes tanto em rochas ígneas quanto sedimentares, mas em diferentes concentrações (EISENBUD, 1963; KLEMENT, 1982).

O processo de decaimento sofrido por elementos radioativos aplica-se também a essas séries radioativas no qual um radionuclídeo pai transmuta-se em um radionuclídeo filho que, por sua vez, transmuta-se em um radionuclídeo neto e, assim, sucessivamente, buscando a estabilidade do núcleo atômico. Quando não há trocas químicas ou físicas com o meio externo, durante um longo período de tempo, a condição de equilíbrio radioativo secular pode ser atingida, na qual todos os membros da série de decaimento apresentam a

mesma atividade dos radionuclídeos pai, ^{238}U ($T_{1/2} = 4,5 \text{ Ga}$), ^{235}U ($T_{1/2} = 704 \text{ Ma}$) e o ^{232}Th ($T_{1/2} = 14,1 \text{ Ga}$). Essa condição só é possível devido aos longos tempos de meias-vidas do ^{238}U , ^{235}U e do ^{232}Th e aos tempos inferiores de meias-vidas de seus respectivos radioisótopos filhos (EISENBUD, 1963; IVANOVICH e HARMON, 1982; KLEMENT, 1982).

A radioatividade nas águas minerais é devida, principalmente, ao ^{222}Rn . Entretanto, tanto os radionuclídeos que o originam quanto os radionuclídeos por ele originados, como o ^{226}Ra e o ^{210}Pb , também conferem uma parcela da radioatividade dessas águas. Como o ^{222}Rn é um gás inerte de curta meia-vida, emana com grande facilidade das águas minerais e decai diversas vezes dentro de um curto espaço de tempo (EISENBUD, 1963; KLEMENT, 1982).

De acordo com o Código de Águas Minerais (BRASIL, 1945), a unidade de medida utilizada para medir a radioatividade nas águas é o “mache”, que representa a atividade de radônio presente em 1 L de água, sem considerar os produtos de seu decaimento e admitindo a hipótese de que todas as partículas α emitidas são utilizadas para a produção de uma corrente de ionização equivalente a milésima parte de uma unidade eletrostática, ou seja, 0,07 maches equivale a 1 Bq L^{-1} . Entretanto, devido às dificuldades práticas de sua utilização, a unidade de medida utilizada atualmente para expressar as concentrações de atividade dos elementos radioativos na água é o Bq L^{-1} (MOREIRA, 1993).

Entre os radionuclídeos naturais estudados pelo presente trabalho, o ^{226}Ra e o ^{210}Po , ambos pertencentes a série de decaimento do ^{238}U , desintegram seu núcleo por meio da emissão de partículas α (um núcleo de He), como demonstra a Figura 1.1.4 (YOSHIMURA, 2009; COSTA, 2017a; COSTA, 2017b; COSTA, 2017c).

Figura 1.1.4 – Emissão de partícula α por um radionuclídeo

Fonte: adaptado de VIEIRA, 2016.

A reação nuclear típica de desintegração alfa é descrita considerando-se o princípio da conservação da energia, Equação 1.1.1, que admite que a massa e a energia podem se

transformar uma na outra, pois a massa é equivalente a energia (OKUNO e YOSHIMURA, 2010; ATKINS e JONES, 2012).

Os radionuclídeos naturais ${}^{228}\text{Ra}$ e ${}^{210}\text{Pb}$ também estudados pelo presente trabalho, pertencem a série de decaimento do ${}^{232}\text{Th}$ e do ${}^{238}\text{U}$, respectivamente, e desintegram seu núcleo por meio da emissão de partículas β^- (elétron), como demonstra a Figura 1.1.5 (OKUNO e YOSHIMURA, 2010; ATKINS e JONES, 2012; COSTA, 2017b; COSTA, 2017c).

Figura 1.1.5 – Emissão de partícula β^- por um radionuclídeo

Fonte: adaptado de ASTRONOO, 2015.

A reação nuclear típica de desintegração β^- , Equação 1.1.2, também considera ao princípio da conservação da energia e ocorre quando um núcleo possui mais nêutrons do que prótons (OKUNO e YOSHIMURA, 2010; ATKINS e JONES, 2012).

Onde,

X = elemento pai

Y = elemento filho

β^- = elétron

$\bar{\nu}_e$ = antineutrino

Além de um tipo específico de emissão conferir aos radionuclídeos, que por ele decaem, as mesmas características comuns, os radionuclídeos também possuem especificidades que os diferem tanto dos demais radionuclídeos quanto de seus radioisótopos (OKUNO e YOSHIMURA, 2010; ATKINS e JONES, 2012; COSTA, 2017a).

1.1.1 Rádio

O rádio é um elemento químico natural pertencente ao Grupo 1 dos metais alcalino-terrosos (grupo 2) e com propriedades químicas semelhantes às do bário (BUNDNITZ, 1983; ATKINS e JONES, 2012). Na natureza, o rádio apresenta os radioisótopos ^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra e ^{228}Ra . O ^{226}Ra proveniente do decaimento do ^{238}U e o ^{228}Ra proveniente do decaimento do ^{232}Th são os mais abundantes e estão presentes em minerais e rochas. Isso é devido a pequena abundância isotópica do ^{235}U , de 0,71 %, que origina o ^{223}Ra proveniente do ^{235}U (BUNDNITZ, 1983; MOREIRA, 1993; OLIVEIRA, 1993).

O rádio presente nas águas subterrâneas é uma ocorrência natural e pode apresentar diferentes concentrações. Este fato é devido a composição química da água que tem maior influência do que a concentração de rádio presente na rocha matriz. Assim, maiores transferências do rádio presente no sólido para a água ocorrem em águas com alto teor de sal apesar do baixo teor de urânio presente nas rochas. Esse transporte do rádio presente nas rochas para a água depende de diversos fatores que afetam a superfície de contato entre a rocha e a água como o tipo de mineral ao qual pertence, do tamanho dos grãos do mineral, de sua distribuição nestes grãos, da quantidade de fraturas presentes na rocha no qual está inserido, entre outros (OLIVEIRA, 1993). Entretanto, devido ao tratamento recebido para distribuição, a água potável possui, geralmente, menor teor de rádio dissolvido (BUNDNITZ, 1983).

Quando em solução, o rádio é um íon divalente (+2) e, por isso, o metal possui um forte caráter básico que dificulta sua complexação; os sais iônicos simples constituem a maioria dos compostos formados pelo rádio. Sua cor varia entre o branco, quando recentemente formados, o amarelado, e o acinzentado, devido ao decaimento da partícula alfa quando sua formação é mais antiga (KIRBY e SALUTSKY, 1964). A coprecipitação do rádio ocorre com a maioria dos compostos formados por bário e, com menor expressividade, com compostos formados por estrôncio e chumbo (OLIVEIRA, 1993).

O rádio pode formar diversos compostos insolúveis e, em geral, forma compostos mais insolúveis que os compostos correspondentes formados pelo bário. Dentre estes

compostos, o sulfato de rádio, com solubilidade de $2,1 \cdot 10^{-4}$ g em 100 mL de água, é o sulfato de metal alcalino-terroso mais insolúvel. Essa característica possibilita que o rádio seja removido da água que o contém por meio da formação de cristais de bário e rádio (Ba(Ra)SO_4) (OLIVEIRA, 1993).

Em paralelo, a radioatividade atribuída ao rádio é devida a emissão de seus produtos de decaimento, responsáveis pela atividade acrescida ao meio ambiente. A preocupação com essa atividade proveniente do rádio, veio em 1976 com a publicação dos Padrões Nacionais Interinos de Água Potável que instituiu o valor de 185 Bq m^{-3} para a concentração de atividade de rádio total, pois, em diversas comunidades que utilizam águas subterrâneas para o abastecimento público estes valores foram excedidos, nestes casos, demonstrando a necessidade de tratamento prévio para distribuição. Atualmente, este limite foi revisto devido às dificuldades e custos para remoção do rádio da água (EISENBUD e GESELL, 1997).

A concentração de atividade de rádio total é devida aos diversos radioisótopos de rádio encontrados na águas naturais; entretanto, o ^{226}Ra é considerado o mais importante devido à sua meia-vida mais longa, de 1602 anos. Apesar de presentes nas águas naturais, os radioisótopos ^{228}Ra , com tempo de meia-vida de 5,8 anos e, o ^{224}Ra , com tempo de meia-vida de 3,6 dias, ambos produtos da série de decaimento do ^{232}Th e, o ^{223}Ra , com tempo de meia-vida de 11,2 dias, produto da série de decaimento do ^{235}U , apresentam concentrações relativamente menores devido aos seus tempos de meia-vida serem menores que o do ^{226}Ra (BUNDNITZ, 1983; OLIVEIRA, 1993).

No Brasil, apesar da atividade do ^{232}Th ser maior que a do ^{238}U na natureza, alguns fenômenos geoquímicos proporcionam maiores concentrações localizadas de ^{238}U que, por sua vez, promovem maiores concentrações de ^{226}Ra do que as de ^{228}Ra . Entretanto, alguns estudos demonstraram que as concentrações médias desses dois radioisótopos podem apresentar-se praticamente iguais (BUNDNITZ, 1983; EISENBUD e GESELL, 1997).

As principais propriedades físicas dos quatro radioisótopos principais, ^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra e o ^{228}Ra , são apresentados na Tabela 1.1.1.1 (BUNDNITZ, 1983).

Tabela 1.1.1.1 – Propriedades físicas dos radioisótopos de Rádio

Isótopo	Meia-vida	Cadeia de Decaimento	Radionuclideo		Radionuclideo	
			Pai	Meia-vida	Filho	Meia-vida
^{223}Ra	11,4 dias	^{235}U	^{227}Th	18,2 dias	^{219}Rn	4,0 segundos
^{224}Ra	3,64 dias	^{232}Th	^{228}Th	1,9 anos	^{220}Rn	55 segundos
^{226}Ra	1602 anos	^{238}U	^{230}Th	80 milhões anos	^{222}Rn	3,82 dias
^{228}Ra	6,7 anos	^{232}Th	^{232}Th	14 bilhões anos	^{228}Ac	6,1 horas

Fonte: adaptado de BUNDNITZ, 1983.

Cada radioisótopo de rádio possui um comportamento geoquímico distinto e sofre influência direta da escala de tempo sob estudo que determina a ocorrência dos equilíbrios radioativos, ou seja, o comportamento geoquímico do ^{226}Ra é determinado pelo seu pai imediato, o ^{230}Th , quando as rochas que contêm o rádio não passaram por nenhum processo de separação geológica dentro de um período de 10 mil anos (MOORE, 1972; OLIVEIRA, 1993). O ^{226}Ra origina o gás inerte ^{222}Rn , com tempo de meia-vida de 3,82 dias, por meio da emissão de uma partícula α com energia de 4,78 MeV, em 94,6 % dos casos e de 4,60 MeV em 5,4% dos casos, Figura 1.1.1.1 (BUNDNITZ, 1983; IAEA, 2012).

Figura 1.1.1.1 – Emissão de uma partícula α pelo ^{226}Ra

Fonte: adaptado de IAEA, 2012.

Entretanto, ^{228}Ra , formado após uma emissão α do ^{232}Th , origina o ^{228}Ac , com tempo de meia-vida de 6,1 horas, por meio da emissão de uma partícula β^- com energia máxima de 55 keV, Figura 1.1.1.2 (BUNDNITZ, 1983).

Figura 1.1.1.2 – Emissão de uma partícula β^- pelo ^{228}Ra

Fonte: elaborado pela autora.

1.1.2 Chumbo

Na natureza, o chumbo é considerado um mineral raro, pois, sua abundância na crosta terrestre é de 0,002 %. Sua ocorrência está distribuída em inúmeras jazidas em diferentes partes do planeta e sua extração ocorre com teor de até 3 %, pois raramente é encontrado em seu estado natural (SILVA, 2001).

O chumbo é um elemento químico natural pertencente ao Grupo 14, número atômico (Z) 82 e propriedades metálicas bem definidas. Apesar de apresentar dois estados de oxidação, +4 e +2, o íon tetravalente apresenta-se instável ou insolúvel em soluções aquosas, sendo assim, o íon divalente apresenta-se como estado mais importante, devido a sua estabilidade em soluções aquosas (GIBSON, 1961; ATKINS e JONES, 2012).

Em condições normais de temperatura e pressão, o chumbo elementar não reage em contato com a água. Entretanto, o chumbo metálico é convertido em hidróxido de chumbo ($\text{Pb}(\text{OH})_2$) quando o oxigênio e a água estão presentes, Equação 1.1.2.1. Geralmente, seus compostos são solúveis em águas pouco ou levemente ácidas podendo ser encontrados dissolvidos na forma de carbonato de chumbo (II) (PbCO_3) ou de íon dicarbonato de chumbo (II) ($[\text{Pb}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$). O chumbo elementar pode ser dissolvido em ácido nítrico

moderadamente concentrado e em ácido sulfúrico concentrado (GIBSON, 1961; VOGEL, 1981; LENNTECH, 2018a).

Em geral, os compostos formados por chumbo como os sais, acetatos, óxidos, nitratos e carbonatos, são pouco solúveis e considerados poluentes tóxicos. Compostos de carbonato de chumbo podem ser encontrados com maior frequência em locais que ainda utilizam tubulações antigas a base de chumbo e que, por isso, podem apresentar suas águas com maior teor deste elemento devido a sua dissolução parcial na água que flui (GIBSON, 1961; VOGEL, 1981; LENNTECH, 2018a). Por outro lado, as frequentes ligações do chumbo com o sulfeto (S^{2-}), com o fosfato (PO_4^{3-}) e com o cromato (CrO_4^{2-}) formam compostos muito insolúveis, com pouca mobilidade no meio ambiente (GIBSON, 1961; LENNTECH, 2018a). Diante dessas características, a precipitação com cromato de chumbo é uma das técnicas radioquímicas mais utilizadas para separação de cobre, zinco e elementos que formam compostos solúveis em ácido acético (GIBSON, 1961).

Em paralelo, a radioatividade do chumbo é devida à grande quantidade de seus isótopos instáveis e de suas respectivas propriedades físicas, como apresentado na Tabela 1.1.2.1 (LENNTECH, 2018a). Entretanto, apenas quatro radioisótopos naturais são relevantes: ^{210}Pb com tempo de meia-vida de 22,3 anos, o ^{214}Pb , com tempo de meia-vida de 26,8 minutos, ambos pertencentes a série de decaimento do ^{238}U ; o ^{211}Pb , com tempo de meia-vida de 36,1 minutos, pertencente a série de decaimento do ^{235}U e, o ^{212}Pb , com tempo de meia-vida de 10,64 horas, pertencente a série de decaimento do ^{232}Th . Como a maioria desses radioisótopos apresentam tempo de meia-vida relativamente curtos quando comparados com o ^{210}Pb , este radioisótopo torna-se o mais relevante em termos de exposição a radiação (EISENBUD e GESELL, 1997).

Tabela 1.1.2.1 – Propriedades físicas dos radioisótopos de Chumbo

Isótopo	Meia-vida	Tipo de decaimento	Método de produção
^{195}Pb	17 min	CE	-
^{196}Pb	37 min	CE	-
$^{197\text{m}}\text{Pb}$	42 min	80% CE	-
^{198}Pb	2,4 h	CE	-
$^{199\text{m}}\text{Pb}$	12,2 min	TI	-
^{199}Pb	90 min	CE, β^+	-
^{200}Pb	21,5 h	CE	$^{198}\text{Hg} (\alpha, n)$
$^{201\text{m}}\text{Pb}$	61 s	TI	-
^{201}Pb	9,4 h	CE, β^+	$^{198}\text{Hg} (\alpha, n)$, $^{199}\text{Hg} (\alpha, 2n)$
$^{202\text{m}}\text{Pb}$	3,62 h	90% TI	-
^{202}Pb	3.10^5 a	CE	$^{199}\text{Hg} (\alpha, n)$, $^{200}\text{Hg} (\alpha, 2n)$
$^{203\text{m}}\text{Pb}$	6,1 s	TI	-
^{203}Pb	52,1 h	CE	$^{201}\text{Hg} (n, 2\alpha)$, $^{203}\text{Ti} (p, n)$, $^{203}\text{Ti} (d, 2n)$
$^{204\text{m}}\text{Pb}$	66,9 min	TI	-
^{204}Pb	estável	-	1,40%
^{205}Pb	5.10^7 a	CE	-
^{206}Pb	estável	-	25,1%
$^{207\text{m}}\text{Pb}$	0,80 s	TI	filho do ^{207}Bi
^{207}Pb	estável	-	21,7%
^{208}Pb	estável	-	52,3%
^{209}Pb	3,30 h	β^-	$\text{Pb} (n, \gamma)$
^{210}Pb	19,4 h	β^-	filho do ^{210}Ti e do ^{214}Po
^{211}Pb	36,1 min	β^-	filho do ^{215}Po
^{212}Pb	10,64 h	β^-	filho do ^{216}Po
^{214}Pb	26,8 min	β^-	filho do ^{218}Po

CE = Captura eletrônica

TI = Transição isomérica

Fonte: adaptado de GIBSON, 1961.

O ^{210}Pb é proveniente do ^{222}Rn , um gás inerte difundido do solo para a atmosfera e com tempo de meia-vida de 3,8 dias. Como os decaimentos sofridos pelo ^{222}Rn até ^{210}Pb possuem tempos de meia-vida curtos, o ^{210}Pb é produzido rapidamente. No entanto, o longo tempo de meia-vida do ^{210}Pb faz com que uma fração muito pequena decaia para o ^{210}Po na atmosfera antes de depositar na terra (EISENBUD e GESELL, 1997).

O decaimento do ^{210}Pb ocorre por meio da emissão de partícula β^- que origina o ^{210}Bi , com tempo de meia-vida de 5,01 dias (BUNDNITZ, 1983). Essa partícula β^- é emitida com energia máxima de 16,96 keV, Figura 1.1.2.1 (NUCLEAR DATA, 1998).

Figura 1.1.2.1 – Emissão de partícula β^- pelo ^{210}Pb

Fonte: autora da dissertação.

1.1.3 Polônio

O polônio é um elemento químico natural extremamente raro pertencente ao Grupo 16, número atômico (Z) 84 e propriedades de semi-metal (ATKINS e JONES, 2012). Na natureza, o polônio ocorre como produto da série de decaimento do ^{238}U . Como a relação de equilíbrio entre o U e o Po possui uma razão de concentração de $1,19 \cdot 10^{10}$, a concentração de Po nos minérios que contêm U é inferior a $0,1 \text{ mg ton}^{-1}$ (FIGGINS, 1961). Apesar do polônio ocorrer naturalmente, sua maior disponibilidade na água e no solo teve início com o aumento das atividades minerárias após a Segunda Guerra Mundial (LENNTECH, 2018b).

Algumas características importantes do polônio são que, em temperatura ambiente reage, lentamente com o O_2 , mas em temperaturas elevadas, essa reatividade aumenta; sua alta volatilidade e sua solubilidade é grande em ácidos diluídos, mas diminui significativamente em álcalis (FIGGINS, 1961; LENNTECH, 2018b). As técnicas de separação química do polônio utilizam o traçador de ^{208}Po , com tempo de meia-vida de 2,89 anos, ou o ^{209}Po , com tempo de meia-vida 124 anos, para determinar o rendimento químico do procedimento, uma solução de HCl e ácido ascórbico para complexar possíveis quantidades de ferro presentes na solução em análise e evitar sua deposição espontânea em disco de prata, níquel ou cobre juntamente com o polônio (BUNDNITZ, 1983).

O polônio apresenta quatro estados de oxidação: -2 , sugerido pela possibilidade de recuperação quantitativa por destilação após derretimento com Ag e Cu; $+2$, cujos compostos estão sujeitos a auto-oxidação pelos produtos de decaimento α ; $+4$, estado de oxidação

estável em soluções e formado espontaneamente quando o metal é exposto ao ar e; +6, considerado como um possível produto da deposição anódica do Po traço (FIGGINS, 1961).

Diversos isótopos de polônio são encontrados na natureza como produtos de decaimento das séries do ^{235}U , ^{238}U e do ^{232}Th e praticamente todos são emissores α , como apresentado na Tabela 1.1.3.1. Entretanto, as meias-vidas curtas da maioria desses radioisótopos fazem com que suas concentrações na natureza sejam muito baixas (FIGGINS, 1961, BUNDNITZ, 1983). Entretanto, a ocorrência de polônio no solo e na água pode ser significativa quando estiverem presentes os radioisótopos ^{226}Ra , ^{222}Rn e o ^{214}Pb (FIGGINS, 1961).

Tabela 1.1.3.1 – Propriedades físicas dos radioisótopos de Polônio

Isótopos	Meia-vida	Tipo de decaimento	Método de produção
^{196}Po	1,9 min	α	-
^{197}Po	4 min	α	-
^{198}Po	6 min	α	-
^{199}Po	11 min	α	-
^{200}Po	11 min	CE, α	-
^{201}Po	18 min	CE, α	-
^{202}Po	51 min	98% CE	filho do ^{206}Po
^{203}Po	42 min	CE	-
^{204}Po	3,8 h	99% CE	filho do ^{208}Po e ^{204}At
^{205}Po	1,8 h	99% CE	filho do ^{205}At
^{206}Po	8,8 d	95% CE	^{204}Pb (α , 3n), filho do ^{210}Rn e ^{206}At
^{207}Po	5,7 h	99% CE	^{206}Pb (α , 3n)
^{208}Po	2,897 a	α , CE, γ	^{207}Pb (α , 3n), ^{209}Bi (p, 2n), ^{209}Bi (d, 3n)
^{209}Po	103 a	99% α	^{209}Bi (p, n), ^{209}Bi (d, 2n), filho do ^{209}At
^{210}Po	138,401 d	99% α	^{209}Bi (n, γ), filho do ^{210}Bi
$^{211\text{m}}\text{Po}$	25 s	α	-
^{211}Po	0,52 s	α	filho do ^{211}Bi
^{212}Po	$3 \cdot 10^{-7}$ s	α	filho do ^{212}Bi
^{213}Po	$4,2 \cdot 10^{-6}$ s	α	filho do ^{213}Bi e ^{217}Rn
^{214}Po	$1,64 \cdot 10^{-4}$ s	α	filho do ^{214}Bi
^{215}Po	$1,83 \cdot 10^{-3}$ s	α	filho do ^{215}Bi e ^{219}Rn
^{216}Po	0,158 s	α	filho do ^{220}Rn
^{217}Po	10 s	α	filho do ^{221}Rn
^{218}Po	3,05 min	α	filho do ^{222}Rn

Fonte: adaptado de FIGGINS, 1961.

O decaimento do ^{210}Po ocorre por meio da emissão de partícula α que origina o ^{206}Pb , que é estável. Essa partícula α é emitida com energia de 5,304 MeV, em 99,999 % dos casos e de 4,516 MeV em 0,001% dos casos, Figura 1.1.3.1 (BUNDNITZ, 1983; NUCLEAR DATA, 1998).

Figura 1.1.3.1 – Emissão de partícula α pelo ^{210}Po

Fonte: autora da dissertação.

1.2 Elementos químicos presentes em águas

A origem dos elementos químicos presentes nas águas minerais está associada tanto ao meio natural quanto às atividades relacionadas ao uso do solo. Assim, considerando a origem natural, os fatores exógenos como os aspectos geofisiográficos e climáticos, juntamente com os fatores endógenos como o tipo litológico, a estrutura das rochas, o sistema de fluxo, grau de agressividade da água e manto de alteração, determinam a composição química das águas minerais que são específicas para cada sistema de aquíferos (MESTRINHO, 2013).

Considerando a ingestão populacional das águas minerais e suas propriedades medicinais, o capítulo VII do código de águas minerais também classifica essas águas com base em sua composição química (BRASIL, 1945), como apresentado na Tabela 1.2.1, pois podem conter também elementos químicos essenciais à manutenção da vida como o hidrogênio, oxigênio, carbono, nitrogênio, cálcio, fósforo, cloro, potássio, enxofre, magnésio, ferro e zinco (VIEIRA, 1996).

Tabela 1.2.1 – Classificação química das águas minerais

Classificação	Descrição
Oligominerais	Quando, apesar de não atingirem os limites estabelecidos neste artigo, possuírem ação medicamentosa incontestável, comprovada pela Comissão Permanente de Crenologia
Radíferas	Quando contiverem substâncias radioativas dissolvidas que lhes atribuam radioatividade permanente
Alcalino-bicarbonatadas	Quando contiverem, por litro, uma quantidade de compostos alcalinos equivalente, no mínimo, a 0,200 g de bicarbonato de sódio
Alcalino-terrosas	Quando contiverem, por litro, uma quantidade de compostos alcalino-terrosos equivalente
	Alcalino-terrosas cálcicas Quando contiverem, por litro, no mínimo 0,048 g de cations Ca, sob a forma do bicarbonato de cálcio
	Alcalino-terrosas magnesianas Quando contiverem, por litro, no mínimo, 0,30 g de cations Mg, sob a forma de bicarbonato de magnésio
Sulfatadas	Quando contiverem, por litro, no mínimo 0,100 g do anion SO, combinado aos cations Na, K e Mg
Sulfurosas	Quando contiverem, por litro, no mínimo 0,001 g do anion S
Nitratadas	Quando contiverem, por litro, no mínimo 0,100 g do anion NO, de origem mineral
Cloretadas	Quando contiverem, por litro, no mínimo 0,500 g do NaCl (cloreto de sódio)
Ferruginosas	Quando contiverem, por litro, no mínimo 0,500 g do cation Fe
Radioativas	Quando contiverem radônio em dissolução, obedecendo aos seguintes limites:
	Fracamente radioativas Quando apresentarem, no mínimo, um teor em radônio compreendido entre 5 e 10 unidades Mache, por litro, a 20°C e 760 mmHg de pressão
	Radioativas Quando apresentarem um teor em radônio compreendido entre 10 e 50 unidades Mache por litro, a 20°C e 760 mmHg de pressão
	Fortemente radioativas Quando possuírem um teor em radônio superior a 50 unidades Mache, por litro, a 20°C e 760 mmHg de pressão.
Toriativas	Quando possuírem um teor em torônio em dissolução, equivalente em unidades eletrostáticas, a 2 unidades Mache por litro, no mínimo
Carbogasosas	Quando contiverem, por litro, 200 mL de gás carbônico livre dissolvido, a 20°C e 760 mmHg de pressão

Fonte: adaptado de BRASIL, 1945.

Seguindo o princípio de manutenção da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público, são realizadas análises tanto por meio de critérios essenciais, que visam proteger a população da contaminação por microorganismos patogênicos, poluição por substâncias venenosas ou tóxicas, quanto por meio de critérios complementares, que buscam a melhoria de características como cor, odor, sabor, dureza, turbidez, pH e temperatura. Assim, esses parâmetros visam classificar como potáveis as águas que podem ser consumidas pelo homem sem que haja prejuízo à saúde. Esses padrões variam entre os países para atender as características hidrogeológicas de cada região, contudo, atualmente, há a tendência de padronização mundial dos parâmetros de análise por meio da Organização Mundial da Saúde (OMS).

No Brasil, a Portaria 1.496 de 29 de dezembro de 2000, do Ministério da Saúde (MS) determina os padrões de potabilidade das águas destinadas ao consumo humano juntamente com a Resolução nº 396 de 03 de abril de 2008, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA que classifica as águas subterrâneas com o intuito de prevenir e controlar sua poluição (BRASIL, 2000; BRASIL, 2008; SANTOS, 2008). Assim, valores máximos permitidos (VMP) são atribuídos aos critérios analisados para garantir a qualidade das águas (SANTOS, 2008).

Mediante essa classificação, e a ponderação da composição química das águas minerais, seus elementos químicos constituintes podem ser classificados como elementos maiores quando seus teores são superiores a 5 mg L⁻¹, e seus principais representantes são os íons Cl⁻, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e, algumas vezes, os íons K⁺, entre outros. Na Tabela 1.2.2 são apresentados os principais elementos maiores bem como seus respectivos VMP (SANTOS, 2008; MESTRINHO, 2008; MERKEL e PLANER-FRIEDRICH, 2012) e suas origens minerais obtidas dos trabalhos de CPRM (1999), SANTOS (2008), MESTRINHO (2005) e MESTRINHO (2013).

Tabela 1.2.2 – VMP atribuídos pelo Ministério da Saúde e CONAMA para os elementos maiores na água

Elemento	Tipo	Unidade	VMP	Origem
Cálcio (Ca)		mg/L	–	Calcita, aragonita e dolomita das rochas calcárias, plagioclásio e apatita das rochas ígneas, argilas e aerossóis
Cloro (Cl)	Livre	mg/L	5	Lixiviação dos minerais ferromagnesianos das rochas ígneas e do cloreto de sódio (NaCl) de rochas evaporíticas
	Cloreto	mg/L	250	
	Clorito	mg/L	1	
Enxofre (S)	Sulfatos	mg/L	250	Lixiviação de sulfetos (pirita) e sulfatos (gipso), combustão de carvão, águas juvenis e águas geotermiais
	Sulfetos	mg/L	0,1	
Magnésio (Mg)		mg/L	–	Magnesita, biotita, granada, hornblenda, clorita, alanita e olivina das rochas carbonatadas águas da chuva e águas salinas
Nitrogênio (N)	Nitrato	mg/L	10	Oxidação da matéria orgânica das camadas superiores do solo e atividades antrópicas como esgotos, depósitos de lixo, entre outros
	Nitrito	mg/L	1	
Potássio (K)		mg/L	–	Feldspatos potássico, micas e leucitas de rochas ígneas e metamórficas, degradação da biomassa, argilas e aerossóis
Silício (Si)		mg/L	–	Intemperismo dos feldspatos, minerais de argila e quartzos
Sódio (Na)		mg/L	200	Dissolução dos feldspatos plagioclásios, nefelina e sodalita (feldspatóides), anfibólitos e piroxênios, chuvas, águas conatas, argilas, água do mar e poluição

Fonte: adaptado de CPRM (1999), BRASIL (2000), MESTRINHO (2005), BRASIL (2008), SANTOS (2008), MERKEL e PLANER-FRIEDRICH (2012) e MESTRINHO (2013).

Como elementos menores podem ser classificados aqueles que apresentam seus teores entre 0,01 e 5 mg L⁻¹, e seu principal representante é o íon Sr²⁺ e, em alguns casos, os íons Br⁻, I⁻, Fe³⁺, Mn²⁺, Al³⁺, entre outros. A Tabela 1.2.3 apresenta os principais representantes dessa classe bem como seus respectivos VMP (MESTRINHO, 2008; SANTOS, 2008; MERKEL e PLANER-FRIEDRICH, 2012) e suas origens minerais obtidas dos trabalhos de RIBEIRO FILHO (1967), HEM (1985), CPRM (1999), SANTOS (2008) e MESTRINHO (2005).

Tabela 1.2.3 – VMP atribuídos pelo Ministério da Saúde e CONAMA para os elementos menores na água

Elemento	Unidade	VMP	Origem
Alumínio (Al)	mg/L	0,2	Minerais de rochas ígneas como o feldspato, feldspatóides, mica e anfíbolitos
Boro (B)	mg/L	0,5*	Rochas vulcânicas e depósitos de boratos solúveis
Bromo (Br)	mg/L	–	Depósitos salinos, água do mar e fontes termais
Estrôncio (Sr)	mg/L	–	Minas de estrôncio, argilas, aerossóis e intemperismo da calcita, plagioclásio e dolomita
Ferro (Fe)	mg/L	0,3	Sedimentos argilo-siltosos e mineral granada das rochas gnáissicas e xistosas
Flúor (F)	mg/L	1,5	Flúor: hornblendas dos anfíbolitos, mineral turmalina dos gnaisses locais Fluoreto: fluorita e apatita das brechas alcalinas
Iodo (I)	mg/L	–	Poços de Petróleo e depósitos salinos
Manganês (Mn)	mg/L	0,1	Sedimentos argilo-siltosos, solos e rochas ígneas compostas por minerais de feldspato alcalino

* Valor atribuído apenas pelo CONAMA

Fonte: adaptado de RIBEIRO FILHO (1967), HEM (1985), CPRM (1999), BRASIL (2000), MESTRINHO (2005), BRASIL (2008) e SANTOS (2008).

Por fim, podem ser classificados como elementos traço aqueles elementos cujos teores são inferiores a 0,01 mg L⁻¹, e seus principais representantes são os íons metálicos As²⁺, Sb²⁺, Cr³⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺, Ba²⁺, Cd²⁺, Hg²⁺, entre outros. Na Figura 1.2.4 são apresentados os principais representantes desta categoria bem como seus respectivos VMP. Estes íons podem apresentar maiores concentrações em regiões com contaminações antrópicas ou com jazidas naturais (MESTRINHO, 2008; SANTOS, 2008; MERKEL e PLANER-FRIEDRICH, 2012) e suas origens minerais obtidas dos trabalhos de RIBEIRO FILHO (1967), HEM (1985), CPRM (1999), SANTOS (2008) e MESTRINHO (2005).

Tabela 1.2.4 – VMP atribuídos pelo Ministério da Saúde e CONAMA para os elementos traço na água

Elemento	Unidade	VMP	Origem
Antimônio (Sb)	mg/L	0,005	Intemperismo das rochas com mineral antimonita e valentinita, lixiviação do solo e atividades antrópicas
Arsênio (As)	mg/L	0,01	Arsenita das jazidas de metais ou, de fontes antrópicas como alguns herbicidas, inseticidas e resíduos industriais
Bário (Ba)	mg/L	0,7	Minerais de witherita e de barita e, por fatores antrópicos como inseticidas compostos por fluorsilicato de bário
Berílio (Be)	mg/L	0,004*	Mineral berilo de veios graníticos
Cádmio (Cd)	mg/L	0,005	Minerais de zinco como a calamina, blenda, smithsonia e hidrozinca
Chumbo (Pb)	mg/L	0,01	Feldspatos potássicos, Pb substituindo o potássio, matéria orgânica do solo e fontes antropogênicas
Cobalto (Co)	mg/L	—	Rochas com minerais ferromagnesianos nas quais o cobalto substitui o ferro
Cobre (Cu)	mg/L	2	Minerais de calcosita, calcopirita, malaquita, covelita e azurita
Cromo (Cr)	mg/L	0,05	Minerais de cromita e crocoíta e, nos minerais de berilo e coríndon quando substitui o alumínio (Al)
Fósforo (P)	mg/L	—	Apatita e fatores antropogênicos como detergentes, esgotos domésticos, pesticidas, inseticidas e derivados de fertilizantes
Lítio (Li)	mg/L	—	Salmouras de campos de óleo, águas juvenis, evaporitos e rochas do tipo mica, ambligolita, piroxênio, entre outros
Mercúrio (Hg)	mg/L	0,001	Minérios de sulfeto cinábrio
Níquel (Ni)	mg/L	0,07**	Anfibólitos e fatores antrópicos como resíduos industriais e de mineração, de resíduos de produtos utilizados na agricultura e esgotos domésticos
Prata (Ag)	mg/L	0,1*	Argentite como o principal mineral, associada a outros sulfetos como o de cobre ou chumbo, cerargirita, proustita, pirargirita, stephanita e a prata nativa
Selênio (Se)	mg/L	0,01	Rochas dos minerais de berzelianita, tiemanita e naumanita
Vanádio (V)	mg/L	0,05*	Resíduos fósseis como carvão e óleo
Zinco (Zn)	mg/L	5	Minerais de calamina, blenda, smithsonia, hidrozinca e franklinita

* Valor atribuído apenas pelo CONAMA

** Valor de 0,02 mg/L atribuído pelo CONAMA

Fonte: adaptado de HEM (1985), SZIKSZAY e TEISSEDE (1977), CPRM (1999), BRASIL (2000), FILELLA et al. (2002), BEZERRA e NESI (2005), MESTRINHO (2005), BRASIL (2008), SANTOS (2008), RAZZOTO (2009) FERRARO et al. (2015).

Com base na classificação química das águas minerais, a radioatividade surge como outro critério de análise, sendo subdividida em: a) Temporária, quando é devida ao isótopo ^{222}Rn que possui um tempo de meia-vida curto, aproximadamente 3,6 dias, e; b) Permanente, quando é devida aos radioisótopos de rádio, tório e actínio, que possuem tempo de meia-vida muito longos (SZIKSZAY, 1993). A radioatividade dessas águas tem origem nas rochas alcalinas que possuem minerais radioativos em sua composição e estão localizadas próximas às fontes com esta característica (CPRM, 1999).

Este parâmetro físico-químico tem uma importância relevante devido aos potenciais riscos à saúde humana (SANTOS, 2008); seu VMP é determinado pelo Ministério da Saúde, que estipula o valor de 1 Bq L⁻¹ para o isótopo ²²⁶Ra e de 0,1 Bq L⁻¹ para o isótopo ²²⁸Ra, caso esses parâmetros sejam ultrapassados, outros radionuclídeos devem ser investigados mediante solicitação da Comissão Nacional de Energia Nuclear – CNEN (BRASIL, 2000).

1.3 Radionuclídeos no organismo humano – Limites de dose

As radiações ionizantes atuam biologicamente tanto por meio de seu mecanismo direto, quando age diretamente sobre moléculas importantes como as de ácido desoxirribonucleico (DNA), quanto por meio de seu mecanismo indireto, quando age sobre as moléculas de água produzindo radicais livres que, por serem muito instáveis, reagem com outros átomos ou moléculas capturando elétrons na busca por sua estabilidade (NOUAILHETAS, [20--]).

Quando as ionizações têm origem no radionuclídeo ²²⁶Ra, que emite uma partícula α com energia de 4,78 MeV, a distância que essa partícula percorre no tecido humano até parar é de 0,021 mm; entretanto, se a origem das ionizações for no radionuclídeo ²¹⁰Po, que emite uma partícula α com energia de 5,304 MeV, a distância percorrida no tecido humano será também de aproximadamente 0,021 mm, contudo, o número de ionizações geradas no tecido humano será diferente. Como as partículas α são blindadas com facilidade, seus efeitos têm maior importância quando seu radionuclídeo emissor é ingerido ou inalado (NOUAILHETAS, [20--]).

Por outro lado, quando as ionizações têm origem em radionuclídeos como o ²²⁸Ra e o ²¹⁰Pb, que emitem partículas β^- com energia máxima de 55 keV e de 16,96 keV, respectivamente, a distância que essas partículas percorrem no tecido humano até parar é mais difícil de ser determinada devido às deflexões sofridas durante sua passagem pelo meio e ao compartilhamento de energia entre a partícula β^- e o antineutrino ($\bar{\nu}_e$), sendo assim, a energia média $\langle E \rangle$ (Equação 1.3.1) assume papel de destaque, pois fornece a quantidade de energia depositada no corpo (OKUNO e YOSHIMURA, 2010).

$$\langle E \rangle = \frac{1}{3} E_{\max} \quad (1.3.1)$$

A penetração dessas partículas no organismo segue quatro estágios de ação: o físico, o físico-químico, o químico e o biológico. O estágio físico promove nos átomos tanto

excitações, que causam um efeito reduzido quanto ionizações, que causam um desequilíbrio eletrostático nas moléculas e promovem a sua passagem para o estágio seguinte; no estágio físico-químico, as ionizações promovem a quebra das duplas ligações moleculares; no estágio químico, os fragmentos moleculares ligam-se a moléculas importantes como as de proteínas, enzimas, entre outras. Estes três primeiros estágios juntos possuem a duração de apenas frações de segundos. Por outro lado, o estágio biológico pode durar de dias a anos, pois é o tempo necessário para que os efeitos fisiológicos ou bioquímicos gerem alterações morfológicas e/ ou funcionais nos órgãos afetados (NOUAILHETAS, [20--]).

Assim, as radiações ionizantes absorvidas pelo organismo podem gerar dois efeitos de naturezas distintas. Um desses efeitos, denominado tecidual, ocorre quando uma alta dose de radiação promove a morte de um grande número de células de um dado tecido ou órgão, levando tanto a um funcionamento prejudicado quanto a uma perda de função; essa alta dose ultrapassa muito os limites de dose estipulados pelo sistema de proteção radiológica e, geralmente, está associada a acidentes ou a tratamentos de radioterapia. Neste caso, a severidade do efeito está relacionada com a quantidade de dose absorvida, entretanto, para que ocorra uma reação tecidual há um limiar de dose, Figura 1.3.1, ou seja, abaixo desse limite o número de células lesadas é baixo o suficiente para que o organismo não se ressinta a essa exposição. Outro efeito, denominado estocástico, ocorre mediante a exposição de doses tanto altas quanto baixas, por isso, são probabilísticos e não aparecem em todas as pessoas expostas a radiação, Figura 1.3.2. Neste caso, os principais efeitos são os hereditários, que ocorrem nas células germinativas da pessoa que recebe a radiação e pode ser repassado aos seus dependentes e, o cancerígeno, que ocorre nas células somáticas da pessoa que recebe a radiação, após transcorrido algum tempo e, quando há danos em locais específicos. Assim, o efeito da radiação é considerado acumulativo (NOUAILHETAS, [20--]; AZEVEDO, [20--]; OKUNO e YOSHIMURA, 2010).

Figura 1.3.1 – Efeito tecidual, com limiar de dose

Fonte: elaborado pela autora.

Figura 1.3.2 – Efeito estocástico, sem limiar de dose

Fonte: autora da dissertação.

Apesar dos efeitos comuns relativos ao tipo de emissão, mecanismo e natureza, cada radionuclídeo possui características únicas importantes relacionadas às suas características químicas e físicas. Quando o ^{226}Ra é encontrado em seu estado solúvel, sua toxicidade se agrava quando ingerido; por ser um elemento alcalino-terroso é semelhante ao Ca, quimicamente e, essa característica proporciona seu principal efeito tóxico de acumulação no osso após ingestão que é a principal fonte de Ra no organismo. No corpo humano, o principal órgão afetado tanto pelo ^{226}Ra quanto pelo ^{228}Ra é o osso mineralizado; entretanto, a concentração média de ^{226}Ra é de aproximadamente 1,1 Bq, dos quais cerca de 1 Bq é encontrado nas partes ósseas e, a concentração de ^{228}Ra é estimada entre 25 % a 50 % da concentração de ^{226}Ra . Apesar dessa diferença de concentração no corpo humano, a concentração do ^{228}Ra de meia-vida mais curta, pode ser equiparada a do isótopo de Ra mais

abundante na natureza, de meia-vida mais longa, o ^{226}Ra (BUNDNITZ, 1983; EISENBUD e GESELL, 1997).

Para o Pb, a quantidade encontrada no organismo é de aproximadamente 120 mg, dos quais, cerca de 110 mg encontra-se armazenado nas partes ósseas; a principal estrutura afetada pela deposição deste elemento é a superfície óssea. No sangue, a concentração do ^{210}Pb é de aproximadamente 6 a 32 Bq, dos quais, cerca de 14 Bq são encontrados nas partes ósseas (EISENBUD e GESELL, 1997).

O ^{210}Po , quando ingerido, é imediatamente absorvido pelo sangue e, na sequência, os principais órgãos afetados pela sua deposição são o fígado, o baço, a medula óssea vermelha e o osso mineralizado; entretanto, pode depositar-se também nos rins e nos folículos da pele. O ^{210}Po quando depositado nesses órgãos continua buscando sua estabilidade por meio da emissão de partículas α que, por sua vez, ionizam os átomos presentes em seu trajeto. A concentração deste elemento no sangue é de aproximadamente 40 Bq, dos quais, cerca de 60 % é encontrado no osso mineralizado (EISENBUD e GESELL, 1997; OKUNO e YOSHIMURA, 2010).

Apesar das inúmeras aplicações benéficas das radiações, os potentes efeitos provenientes da interação das radiações ionizantes com a matéria levaram à criação de uma comissão internacional que regulamentasse a utilização dessa tecnologia. Atualmente, a *International Commission on Radiological Protection – ICRP* regulamenta o uso das radiações no âmbito internacional e, no Brasil, a Comissão Nacional de Energia Nuclear – CNEN é o órgão responsável por adequar as regras internacionais para o contexto nacional por meio das “Normas básicas de proteção radiológica”. Para isso, utiliza-se o conceito de dose absorvida que, ao relacionar a transferência de energia das radiações para os diversos materiais, serve como base para a obtenção de diversas outras medidas importantes para a proteção radiológica como a dose efetiva comprometida (H_e) utilizada apenas quando há a incorporação de um radionuclídeo por ingestão ou inalação, Tabela 1.3.1 (NOUAILHETAS, [20--]; AZEVEDO, [20--]; OKUNO e YOSHIMURA, 2010).

Tabela 1.3.1 – Limites de dose anuais estipulados pela Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN)

Grandeza	Órgão	Indivíduo do Público
Dose Efetiva	Corpo Inteiro	1 mSv
	Cristalino	15 mSv
Dose Equivalente	Pele*	50 mSv
	Mãos e Pés	-

* Valor médio em 1 cm² de área, na região mais irradiada.

Fonte: adaptado de CNEN (2014).

No Brasil, são conhecidas diversas áreas com elevada radioatividade natural e seus recursos minerais são utilizados para fins terapêuticos há muitos anos (MOURÃO, 1992). Essa utilização vem embasada na crença de alguns cientistas no denominado Efeito Hormesis, que considera que a radiação ionizante, em baixas doses, é benéfica à saúde, pois: a) estimula o sistema imunológico; b) reduz a frequência de câncer e; c) aumenta o tempo de vida do indivíduo. Entretanto, a ICRP não aceita essa teoria e considera que qualquer dose pode ser prejudicial ao organismo (NOUAILHETAS, [20--]; OKUNO e YOSHIMURA, 2010).

1.4 Termalismo

A utilização das águas minerais radioativamente naturais e seus gases como método terapêutico, denominado de crenoterapia, uma subdivisão do termalismo, Figura 1.4.1, que utiliza recursos naturais com finalidade terapêutica, tem sido utilizado em balneários e por alguns profissionais da saúde de estâncias hidrominerais. Os principais efeitos biológicos observados e associados à radioatividade dessas águas são: 1) ação analgésica e sedativa; 2) ação antialérgica; 3) ação diurética; 4) aceleração do metabolismo; 5) comportamento arteriotensional, hipertensiva em hipotensos e hipotensiva em hipertensos; 6) eliminação do ácido úrico, transformando-o numa combinação mais solúvel, de fácil excreção renal e; 7) estimulação das secreções internas (MOURÃO, 1992).

Figura 1.4.1 – Subdivisões do termalismo

Fonte: adaptado de MOURÃO (1992).

Por outro lado, além da radioatividade natural, as águas minerais também são importantes para o organismo por suas propriedades minerais. Como os organismos vivos são constituídos principalmente por H, C, N, O e S e, em menor quantidade por Na, Mg, P, Cl, K e Ca, esses elementos tornam-se essenciais para a estrutura e funcionamento celular. Além destes elementos, alguns elementos-traço também são essenciais para o corpo humano, pois fazem parte da composição química de diversas moléculas, enzimas e hormônios. Apesar disso, da mesma forma que a radioatividade, o excesso desses elementos também podem ser danosos ao organismo e, por isso, devem permanecer dentro dos limites de ingestão toleráveis estipulados para a manutenção da vida, Tabela 1.4.1 (COZZOLINO, 2007; OKUNO e YOSHIMURA, 2010; PFIZER, 2017).

Tabela 1.4.1 – Níveis superiores toleráveis de ingestão para alguns elementos e suas importâncias para o corpo humano

Elementos	Ingestão Diária	Função no Organismo	Fonte
Na	2,2 a 2,3 g	Regulação da pressão osmótica, importante para a manutenção do potencial de membrana, nas contrações musculares, transmissão de impulsos nervosos, como a contração muscular, e na regulação do equilíbrio ácido-base	FOOD END NUTRITION BOARD, 2011; DESEQUILÍBRIO, 2014
Mg	350 mg	Cofator para as enzimas de diversos sistemas	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
P	3 a 4 g	Manutenção do pH, armazenamento e transferência de energia e, síntese de nucleotídeos	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
Cl (cloreto)	3,4 a 3,6 g	Essencial para o equilíbrio hídrico, para a regulação da pressão osmótica, para o equilíbrio ácido-base e para a produção do ácido clorídrico	FOOD END NUTRITION BOARD, 2011; DESEQUILÍBRIO, 2014
K	4,5 a 4,7 g	Importante para a síntese de proteínas e glicogênio, para a transmissão de impulsos nervosos, como a contração muscular, para a correção do equilíbrio ácido-base, para a manutenção do volume celular, entre outros	FOOD END NUTRITION BOARD, 2011; DESEQUILÍBRIO, 2014
Ca	2000 a 3000 mg	Papel essencial na coagulação do sangue, contração muscular, transmissão nervosa e na formação de ossos e dentes	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
F (fluoreto)	10 mg	Inibe o início e a progressão de cáries e estimula novas formações ósseas da dentição	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
I (iodeto)	600 a 1100 µg	Componente de hormônios da tireóide, evita o bócio e o cretinismo	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
Fe	40 a 45 mg	Componente da hemoglobina e diversas enzimas e previne a anemia hipocrômica microcítica	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
Cr	ND*	Ajuda a manter o sangue com níveis normais de glicose	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
Cu	5000 a 10000 µg	Componente de enzimas no metabolismo do ferro	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
Mn	6 a 11 mg	Envolvido na formação dos ossos e das enzimas e, está envolvido no metabolismo de aminoácidos, colesterol e carboidratos	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
Zn	23 a 40 mg	Componente de múltiplas enzimas e proteínas e, envolvido na regulação da expressão genética	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
Mo	1100 a 2000 µg	Cofator para enzimas, envolvido no catabolismo de aminoácidos de enxofre, purinas e piridinas	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
Se	280 a 400 µg	Defesa contra o estresse oxidativo e regulação da ação hormonal da tireóide, e o estado de redução e oxidação de vitamina C e outras moléculas	NCBI, 2000; FOOD END NUTRITION BOARD, 2011
V	1,8 mg	Importante para o crescimento e mineralização óssea, para a higidez das cartilagens e para a proteção contra as cáries	FOOD END NUTRITION BOARD, 2011; INFINITY PHARMA, 2016
Si	ND*	Indispensável para a síntese de colágeno e elastina, fortalece cabelos e unhas, auxilia na mineralização óssea e ajuda a reforçar as células do sistema imunológico	FOOD END NUTRITION BOARD, 2011; SANTOS, 2018
B	11 a 20 mg	Importante para a absorção de cálcio e magnésio, e sua baixa taxa no organismo está associada à artrite, artrose, osteoporose, diminuição de estrogênio, depressão e ao aumento dos sintomas da menopausa	FOOD END NUTRITION BOARD, 2011; SÓ NUTRIÇÃO, 2018

* Não determinável devido à falta de dados de efeitos adversos neste grupo etário e preocupação com a falta de capacidade para lidar com quantidades excessivas. Fonte de ingestão deve ser de alimentos apenas para evitar altos níveis de ingestão

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivos gerais

O objetivo geral do presente trabalho foi determinar as concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas águas minerais das fontes dos Parques das Águas de Águas de Contendas e de Lambari, localizados nas cidades de Conceição do Rio Verde e Lambari, MG. O estudo foi desenvolvido com o intuito de avaliar as doses efetivas comprometidas e a estimativa do risco radiológico destes radionuclídeos associado às práticas radioterapêuticas desenvolvidas nestes locais e, determinar a composição química inorgânica das águas minerais dos parques analisando os elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn.

2.2 Objetivos específicos

Nas águas minerais das fontes dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari:

- Verificar a influência da sazonalidade na concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e dos elementos químicos inorgânicos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn.
- Caracterizar os parâmetros físicos e físico-químicos, temperatura, vazão, pH, condutividade elétrica e sólidos da água.
- Realizar a caracterização química inorgânica por meio da espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF) e da espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES).

3 ÁREAS DE ESTUDO

A área de estudo do presente trabalho está localizada na cidade de Conceição do Rio Verde, no Parque das Águas de Águas de Contendas e na cidade de Lambari, no Parque das Águas de Lambari, ambos no estado de Minas Gerais. As cidades de Conceição do Rio Verde e Lambari fazem parte do Circuito das Águas de Minas Gerais, que é formado pelas cidades de Baependi, Cambuquira, Campanha, Carmo de Minas, Caxambu, Cruzília, Dom Viçoso, Liberdade, Passa Vinte, São Lourenço, Soledade de Minas e Três Corações, Figura 3.1 (ASSOCIAÇÃO CIRCUITO TURÍSTICO DAS ÁGUAS, [20--]).

Figura 3.1 – Circuito das águas de Minas Gerais

Fonte: PEREIRA, 2016.

A cidade de Conceição do Rio Verde de coordenadas 21° 52' 51" S 45° 05' 06" O e altitude de 873 m possui clima tropical de altitude. O Parque das Águas de Águas de Contendas dista 7 km da cidade e possui quatro fontes de água mineral denominadas de: Fonte Ferruginosa, Figura 3.2; Fonte Magnesiana, Figura 3.3; Fonte Gasosa I ou Fontanário Público, Figura 3.4 e; Fonte Gasosa II, Figura 3.5 (CPRM, 1999, CODEMIG, 2017).

Figura 3.2 – Fonte Ferruginosa, Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 3.3 – Fonte Magnesiana, Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 3.4 – Fonte Gasosa I ou Fontanário Público, Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 3.5 – Fonte Gasosa II, Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

A cidade de Lambari de coordenadas $21^{\circ} 58' 33''$ S $45^{\circ} 21' 00''$ O e altitude de 887 m possui também clima tropical de altitude. O Parque das Águas localiza-se no centro da cidade de Lambari e possui sete fontes de água mineral, cujas águas provêm da Serra da Mantiqueira. As fontes de água mineral são denominadas de: Fonte 1 – Gasosa, Figura 3.6; Fonte 2 – Alcalina, Figura 3.7; Fonte 3 – Magnesiana, Figura 3.8; Fonte 4 – Ligeiramente

Gasosa, Figura 3.9, localizadas no pavilhão central; Fonte 5 – Ferruginosa, Figura 3.10; Fonte 6 – Picante, Figura 3.11, localizadas em pavilhões próprios e; Fonte Externa, Figura 3.12, localizada na parte externa do parque em pavilhão próprio (CPRM, 1999).

Figura 3.6 – Fonte 1 – Gasosa, Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

Figura 3.7 – Fonte 2 – Alcalina, Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

Figura 3.8 – Fonte 3 – Magnesiana, Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

Figura 3.9 – Fonte 4 – Ligeiramente Gasosa, Parque das Águas de Lambari

Figura 3.10 – Fonte 5 – Ferruginosa, Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

Figura 3.11 – Fonte 6 – Picante, Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

Figura 3.12 – Fonte Externa, Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

As fontes de água mineral de Lambari, Cambuquira e Marimbeiro são conhecidas desde o século XVIII, quando os habitantes locais e médicos das cidades de São Paulo e Rio de Janeiro comprovaram as qualidades terapêuticas das águas na cura de doenças do aparelho digestivo, vias urinárias e enfermidades hepáticas (AMPRODAC, 2013).

As captações das fontes encontram-se nos próprios fontanários, estão relativamente próximas umas das outras e suas vazões são livres, em ambos os parques das águas (CPRM, 1999).

Os poços tubulares do Parque das Águas de Contendas são rasos, com profundidade de 12 m nas fontes Gasosa II, Ferruginosa e Magnesiana; entretanto, o poço tubular destinado ao fontanário público, fonte Gasosa I, possui profundidade de 102 m. O poço da fonte Magnesiana é revestido por PVC geomecânico e o poço das demais fontes não é referenciado (CPRM, 1999; CODEMIG, 2017).

Os poços tubulares do Parque das Águas de Lambari são rasos com, aproximadamente, 6 m de profundidade e possuem revestimento cerâmico (CPRM, 1999).

3.1 Breve histórico da cidade de Conceição do Rio Verde

O município de Conceição do Rio Verde contém o distrito de Águas de Contendas, distante 7 km do seu centro, por meio de estrada pavimentada e, cujas histórias encontram-se entrelaçadas (PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE, [20--]b).

A história local conta que por volta de 1720, durante a revolta de Vila Rica, dois fugitivos partiram para esta região onde haviam poucos habitantes agrupados em pequenos povoados recém-formados, denominados Baependi e Campanha (GADBEM, 1993).

Nesta época, fomentaram-se rumores sobre a existência de um pequeno lugar que fazia jorrar águas curativas e que diziam “pinicar na boca”. Diante disso, diversos moradores do povoado foram ao referido local e puderam constatar a veracidade das notícias (GADBEM, 1993).

Entretanto, apesar da descoberta das fontes de Águas de Contendas, o município de Conceição do Rio Verde teve origem somente em 1732, quando Inácio Carlos da Silveira ganhou uma sesmária², à beira do Rio Verde, na região de Nossa Senhora da Conceição, onde foi construída uma capela dedicada à referida santa (PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE, [20--]a).

Posteriormente, por volta de 1758, a disputa por posse de terra entre fazendeiros e seus filhos levou o local a ser denominado de “Contendas” (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008). Algum tempo depois, devido à fama das propriedades terapêuticas de suas águas, o local passou a se chamar “Águas de Contendas” (OLIVEIRA, 2008).

Dessa forma, em 1790, as águas curativas de Contendas já eram conhecidas e, em 1796, o livro “Chernomis – Pharmacopéia Francesa³”, editado em Paris, cita Águas de Contendas entre uma das melhores, senão a melhor, água terapêutica do mundo (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

No entanto, de acordo com SERZEDELO⁴ (1884) apud OLIVEIRA (2008), as fontes de águas minerais de Contendas foram descobertas, por volta de 1850, por um escravo do ex-dono da fazenda onde se encontravam as mencionadas águas. Segundo a história local,

² Pedaco de terra cuja cultura fora abandonada e, que os reis de Portugal entregavam a sesmeiros, para que o cultivassem (MICHAELIS, 2018).

³ Livro referenciado pelos autores como presente na Biblioteca Nacional do Rio de Janeiro mas, ao entrar em contato com a referida Biblioteca, a mesma nega ter esse exemplar em seu catálogo de obras.

⁴ SERZEDELO, J. M. *Guia de viagem para as águas minerais de Caxambu, Caldas, Lambari, Contendas e Cambuquira*. Rio de Janeiro: Typografia Augusto dos Santos, 1884.

Citado por OLIVEIRA (2008) como Segredelo José Maximino e por QUINTANILHA (2013a) como José Maximino Serzedelo.

um escravo descobriu essas águas após atravessar o córrego que banhava parte da fazenda e encontrar nascentes de água em “ebulição”. Impressionado com o fenômeno, experimentou a estranha água e a achou de sabor mais pronunciado que a do rio. Ao relatar o acontecido ao dono da fazenda, refere-se à descoberta de uma mina de cachaça mais saborosa do que qualquer outra conhecida. Diante disso, o proprietário, sem apurar devidamente o relato do seu escravo, ordena que aterrassem parte do córrego que possuía a referida mina e proíbe seus escravos de passarem pelo local, com receio de que estes começassem a se embriagar com frequência.

Com o passar do tempo e a propagação da descoberta das águas curativas de Contendas, alguns especialistas começaram a vir para o local com a finalidade de constatar e usufruir dos mencionados benefícios (GADBEM, 1993). Em virtude disso, neste mesmo ano, médicos renomados de São Paulo e da Corte do Rio de Janeiro atestaram a qualidade das águas de Contendas, considerando-as como de grande benefício na cura de males do aparelho digestivo, vias urinárias e de algumas enfermidades hepáticas (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

Em 1869, o Conselheiro Francisco de Paula Mayrink⁵ começou a explorar as fontes de águas de Contendas (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

Após alguns anos, em 1881, Contendas foi novamente visitada por renomados médicos do Rio de Janeiro e São Paulo, entre eles, o Conselheiro Dr. Matta Machado que, após experimentar as águas de Contendas afirmou suas propriedades especiais no tratamento da esterilidade das mulheres e as classificou como: gasosa, ferruginosa e magnesiânica (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

Contudo, em 23 de junho de 1884, Dom Pedro II inaugurou a Ferrovia Minas – Rio desembarcando de um trem especial em Conceição do Rio Verde juntamente com a Imperatriz Dona Tereza Cristina, toda a Comitativa Imperial e com representantes de jornais do Rio de Janeiro e São Paulo (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008). Essa visita estendeu-se até Contendas, quando o Imperador conheceu o Parque das Águas. Após desfrutar de suas águas descansou sobre uma pedra, preservada até hoje no Parque das Águas e, elogiou as águas locais (GADBEM, 1993; PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE, [20--]b).

Assim, de acordo com SERZEDELO (1884) apud OLIVEIRA (2008), as águas de Contendas possuíam um futuro promissor por serem as mais próximas da Estação de Ferro

⁵ Francisco de Paula Mayrink é citado por GADBEM (1993) como Francisco de Paula Mayring.

de Contendas e por terem um menor caminho a ser percorrido a cavalo. Apesar disso, a localidade não prosperou como esperado devido às fontes de águas de Contendas estarem localizadas dentro do limite da freguesia de Conceição do Rio Verde e serem de propriedade particular. Sendo assim, até o ano de publicação da referência citada (SERZEDELO, 1884), o autor se referia à existência de cerca de sete fontes de águas minerais em uma área de 10 m².

Em 24 de junho de 1884, a família Imperial assegurou projetos para a exploração turística e industrial de Contendas e retornou à Corte no Rio de Janeiro (GADBEM, 1993).

A partir de 1884, diversas autoridades estaduais e indivíduos com relevância no cenário político nacional passaram a visitar Contendas e, devido à preocupação com a preservação das fontes, iniciou-se a construção de um pequeno parque ao seu redor. Ao mesmo tempo, a pedra onde Dom Pedro II sentou, passou a ser denominada de “Pedra do Imperador”, Figura 3.1.1 (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008). Entretanto, Contendas não teve o investimento necessário para seu pleno desenvolvimento e, a região que poderia estar entre as mais famosas estâncias do Sul de Minas, terminou por não fazer parte desse cenário, apesar de suas excelentes águas (GADBEM, 1993).

Figura 3.1.1 – Pedra do Imperador

Fonte: autora da dissertação.

Ainda no ano de 1884, OTTONI⁶ (1884) apud GADBEM (1993) e OLIVEIRA (2008) editou o livro intitulado “Notícia sobre Águas de Contendas” ressaltando a análise

⁶ OTTONI, B. *Notícia sobre Águas de Contendas*. Rio de Janeiro: Tipografia Econômica, 1884.

feita pelo médico e Conselheiro Matta Machado, porém referenciando que as fontes de água foram classificadas como: Alcalinas gasosas, Férreas Gasosas, Sulfurosas, Gasosas e, relatou a existência de três fontes de água férrea muito gasosa, duas fontes de água gasosa, outras duas de água sulfurosa férrea, uma de água magnésiana e outra de água sulfurosa (OTTONI⁴, 1884 apud GADBEM, 1993).

Em 1888, no dia 18 de março, um membro da Inspetoria Geral de Higiene, visitou Contendas e relatou ter encontrado diversos “olhos d’água” efervescentes. As águas encontravam-se totalmente expostas, alguns brotando dentro do próprio córrego e outras cobertas por uma camada superficial de lama. Suas análises demonstraram que duas fontes, tidas como as mais importantes, eram de natureza Alcalina-Gasosa e Alcalina-Férrea-Gasosa, iguais a outras três fontes presentes no local (LIMA, 1888).

Posteriormente, em 1894, a falta de captação e exploração das águas de Contendas fez com que elas fossem levadas à caducidade, oficialmente, pelo Decreto nº 720 de 05 de junho (GADBEM, 1993, OLIVEIRA, 2008).

No dia 16 de setembro de 1901, a Lei Estadual nº 319 criou o município de Águas Virtuosas (PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b) composto por três distritos: Águas Virtuosas, como sede, e Lambari, ambos desmembrados do município da Campanha e, Conceição do Rio Verde, desmembrado do município de Baependi (BRASIL, 2007; PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE, [20--]a).

Em 1904, o Governo do Estado encampou todas as estâncias hidrominerais por meio do Decreto nº 1.091, Lei nº 373⁷ e 396 e, determinou a criação de Prefeituras nas respectivas estâncias. Porém, a caducidade continuou para as águas de Contendas (GADBEM, 1993, OLIVEIRA, 2008), e, poucos anos após, em 1906, a Empresa Caxambu/ Lambari/ Cambuquira foi criada, com a finalidade de exploração das águas das estâncias e, novamente, Contendas não participou do empreendimento (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

Contudo, a Lei nº 556 de 30 de agosto de 1911 determinou que o Distrito de Conceição do Rio Verde deixava de pertencer ao município de Águas Virtuosas para formar um novo Município com o mesmo nome (MARTINS, 1949). No entanto, sua instalação ocorreu apenas em 10 de julho de 1912 (PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE, [20--]a).

⁷ OLIVEIRA (2008) refere-se à Lei nº 373 como Lei nº 375.

Finalmente, em 1913, a exploração das águas de Contendas foi contratada juntamente com as águas de Caxambu, pelo Governo do Estado de Minas Gerais, que forneceu também os imóveis fora do Parque das Águas para o funcionamento da empresa (GADBEM, 1993).

Neste mesmo ano, em 04 de abril de 1913, foi criada a Empresa de Águas Minerais de Caxambu e Contendas, pelo Governo Estadual. Assim, pela primeira vez, as fontes de água foram construídas com encanamento de louça e porcelana francesas, bicas de prata e grades de bronze vindas da Bélgica, ou seja, o material foi inteiramente importado da Europa (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008). Por outro lado, a Lei nº 8, de 17 de setembro de 1913, determinou que o município devia ser abastecido com água potável, entretanto, essa determinação foi efetivada apenas em 25 de outubro de 1913 (PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE, [20--]a).

Somente duas décadas depois, no dia 10 de julho 1934, o Decreto nº 24.642, Art. 10º, do Governo Estadual, determinou que a licença de exploração da Empresa concessionária seria cassada caso as águas de Contendas não fossem devidamente exploradas (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

Apesar disso, no ano seguinte, as águas de Contendas continuavam sem exploração. No dia 10 de setembro 1935, a exploração das águas de Contendas foi declarada extinta pelo Governo do Estado de Minas Gerais (OLIVEIRA, 2008) e, o projeto de construção do Grande Hotel, idealizado no período após a visita de Dom Pedro II a Contendas, foi transferido para Araxá (GADBEM, 1993).

Porém, apenas em 1940, por meio do Decreto-Lei nº 1.985 foi criado o Código de Minas (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008) que pelo seu Art. 1º definiu os direitos sobre as jazidas e minas, estabeleceu como deveria ocorrer seu aproveitamento e, regulou tanto a intervenção do Estado nas empresas de mineração quanto a fiscalização das empresas que utilizavam matéria prima de origem mineral (BRASIL, 1940).

No ano seguinte, o Governo de Minas Gerais declarou a exploração das minas de Lambari, Cambuquira, Caxambu, Poços de Caldas e Araxá, para não perder seus direitos de exploração das jazidas existentes no Estado. Apesar disso, Contendas não participou dessa relação, pois em 24 de abril de 1941, as fontes de Contendas foram integradas às fontes de Caxambu. Essa condição permaneceu até o surgimento do Projeto 4.464/59 que promoveu os Decretos Federais nº 48.571/60 e 48.608/60, que conseguiu desmembrar as águas de Contendas das águas de Caxambu (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

Em 1948, de 08 a 12 de janeiro, foi realizado o Congresso das Estâncias Hidrominerais em Poços de Caldas que levou o Governador de Minas Gerais a visitar a região de Contendas, com isso, iniciou-se a criação do Distrito (GADBEM, 1993). Em 27 de dezembro de 1948, o Prefeito Municipal de Conceição do Rio Verde, por meio da Lei nº 336⁸ deu origem ao Distrito de Águas de Contendas, instalado somente em 28 de abril de 1974 (GADBEM, 1993; PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE, [20--]a).

Paralelamente, no dia 27 de outubro de 1948, foi apresentado um projeto e seu orçamento para a reconstrução do Parque das Águas de Águas de Contendas. No entanto, após a divulgação do citado projeto, as fontes existentes, construídas em 1913 com material importado, foram totalmente destruídas a mando de pessoas contrárias ao desenvolvimento da região (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

Ainda no ano de 1948, Águas de Contendas sofre com um novo atraso em seu desenvolvimento, devido ao investimento insuficiente na manutenção da distribuição e comercialização da água mineral extraída, quando a Empresa Super Fonte venceu a licitação para a exploração dessas águas (OLIVEIRA, 2008).

O ano de 1956 teve como memorável acontecimento a reconstrução do Parque das Águas de Águas de Contendas. Assim, o Parque reformado teve suas fontes separadas de acordo com as propriedades de suas respectivas águas e recebeu novos encanamentos (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

Em 1974, Águas de Contendas foi elevada a Distrito pertencente ao Município de Conceição do Rio Verde no dia 28 de abril deste ano e suas águas só foram novamente analisadas em 1980 por iniciativa de uma equipe de química da PUC em associação com a Companhia Norte-Americana de Análises, que confirmaram as análises anteriormente realizadas e atestaram novamente as qualidades terapêuticas dessas águas (GADBEM, 1993; OLIVEIRA, 2008).

Em 2007, o Prefeito Municipal de Conceição do Rio Verde, iniciou o abastecimento de água no Distrito de Águas de Contendas, sob responsabilidade da COPASA (OLIVEIRA, 2008).

Com relação às águas de Águas de Contendas, de acordo com OLIVEIRA (2008), o distrito possui águas: a) Alcalinas-Gasosas, indicadas para úlceras pépticas e nefrites; b) Férreas-Gasosas, indicadas para anemias; c) Sulfurosas, indicadas para vesícula biliar e

⁸ De acordo com GADBEM (1993) e OLIVEIRA (2008), a Lei nº 336 foi criada em 27 de setembro de 1948.

figado e; d) Férreas, indicadas para anemia. Entretanto, para a PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE ([20--]b), o distrito possui fontes de água mineral classificadas como: a) Gasosa, b) Ferruginosa, c) Alcalina e d) Magnesiana. Para a CODEMIG (2017) o parque das águas possui as fontes: a) Gasosa, b) Ferruginosa e c) Magnesiana, d) Fontanário Público; esta classificação foi adotada pelo presente trabalho.

Para QUINTANILHA (2013b), existem apenas três fontes de água mineral ricas em vanádio, uma localizada em Águas de Contendas – MG, outra no Estado de São Paulo⁹ e outra em Vichy na França. Esse mineral raro recomendado para o tratamento de diabetes, em Águas de Contendas, encontra-se acompanhado do mineral zinco e do íon bicarbonato, importantes para a produção de enzimas como a insulina e na prevenção do colesterol, respectivamente. Assim, a riqueza e o equilíbrio mineral das águas captadas a até 105 m de profundidade são conhecidas há anos.

Por fim, segundo QUINTANILHA (2013b), mediante a riqueza das águas de Águas de Contendas é inadmissível o abandono que o distrito sofre por parte da Prefeitura Municipal de Conceição do Rio Verde que não investe em infraestrutura e no extrativismo de suas águas; entretanto, uma reforma completa teve início em setembro de 2017 e término em outubro de 2018. Atualmente, o Parque das Águas de Águas de Contendas, Figura 3.1.2, teve todas as suas fontes e fontanários remodelados e a instalação de um brinquedo infantil, um campo de futebol, uma churrasqueira, banheiros e equipamentos de ginástica.

Figura 3.1.2 – Atual entrada do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

⁹ A autora não especifica a localidade da fonte dentro do estado de São Paulo.

3.2 Breve histórico da cidade de Lambari

Os primeiros registros da descoberta das águas minerais de Lambari permeiam 1780, por Antonio de Araujo Dantas, proprietário das terras da Fazenda Trás da Serra, onde encontravam-se as fontes e que hoje situa-se a cidade de Lambari (MARTINS, 1949; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

De acordo com a lenda sobre as origens da cidade de Lambari, Antonio de Araujo Dantas era um negro escravo responsável pela indicação da fonte de águas milagrosas a Tancredo, noivo de Cecília, acometida por uma doença que, apesar de diversos tratamentos dispendidos, ainda não tinha conseguido a cura. Assim, seu pai, um rico fazendeiro da cidade de Passos, concorda em submetê-la aos poderes curativos da água milagrosa mencionada por Tancredo. De imediato, Cecília inicia seu tratamento que consistia na ingestão de três copos da “água milagrosa”. Finalmente, após cerca de 20 dias de tratamento, Cecília conseguiu sua tão almejada cura e, em agradecimento ao milagre concedido, pede a seu pai que construísse uma capela em louvor a Nossa Senhora da Saúde. Com isso, a referida lenda relaciona o nascimento da cidade de Lambari ao milagre recebido por Cecília (MARTINS, 1949; CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008).

O progresso local e a difusão das águas milagrosas entre os anos de 1815 a 1826 promovem a realização da primeira análise das propriedades e indicações dessas águas minerais por um médico do Rio de Janeiro (SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

A crescente notoriedade das fontes de Campanha, atual cidade de Lambari, fomenta, em 1826, um ofício da Câmara de Campanha que solicita a primeira avaliação das terras ao redor das fontes (SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b). No entanto, de acordo com CARROZZO (1988), os mananciais de Lambari são referenciados pela primeira vez na “Revista do Arquivo Público Mineiro” do ano de 1896, no tópico intitulado “Memória do Município da Campanha” de 1827. Este artigo infere que as ditas “águas virtuosas” eram conhecidas há muito tempo, já que em 1830 recebia inúmeros turistas interessados em suas benfeitorias.

Em paralelo, em 1827, um ofício da Câmara de Campanha, solicita ao Presidente da então Província de Minas Gerais, a preservação das fontes e compra do terreno ao seu redor. Neste período, as duas nascentes de água ficavam dispostas em um largo, pois ainda não possuíam proteção, recebendo assim, a denominação de “Largo da Fonte” até 1860

(CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008, 2016; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Em 1848, um novo estudo sobre as águas minerais de Campanha é realizado por meio de uma tese de doutorado da Faculdade de Medicina do Rio de Janeiro (SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Contudo, em 1850, a Lei Provincial nº 487 realiza a primeira menção legal de preservação das fontes, para que se mantenham sempre medicamentosas (art. 7º). Em paralelo, também em 1859, a Ata da Câmara Municipal de Campanha de 12 de janeiro de 1859, sugere que seja criada uma comissão para elaboração de um regulamento para a utilização das águas minerais de Campanha. Entretanto, somente em 1860, o Presidente do Estado, designou três engenheiros para iniciarem-se os primeiros trabalhos de aproveitamento das “Águas Virtuosas do Lambari” e, como obra inicial, os engenheiros realizaram a mudança do leito do rio Mumbuca (antigo rio Lambari Pequeno) que, até então, passava ao lado das fontes a serem preservadas (MARTINS, 1949; CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Por outro lado, em abril de 1865, o engenheiro Henrique Gerber chefia a Comissão de obras enviada pelo Governo da Província com o intuito de realizar melhorias no Distrito e, principalmente nas fontes de água mineral. Os relatórios de Gerber com críticas à administração local fez com que em novembro de 1865, o Presidente da Província solicitasse à Câmara de Campanha que elaborasse um regulamento para o uso e proteção das águas. Esse regulamento, aprovado em 1869, define as atribuições do “Fiscal Agente das Águas” e as providências a serem realizadas para a manutenção das condições de higiene do local, da defesa das fontes, entre outras. Assim, entre os anos de 1860 e 1870, o Largo recebe a nova denominação de “Praça dos Poços” (CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008, 2016; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Em 1868, recebe a ilustre visita da Princesa Izabel e seu esposo Conde D’Eu, que utilizam as “águas virtuosas”, aumentando o prestígio do local e a fama das suas águas. Portanto, a ampla divulgação e utilização das “águas virtuosas” aumenta o interesse do governo por suas propriedades. Com isso, em 1872, foi firmada uma Comissão para realização da primeira análise oficial dessas águas, composta por três doutores que classificaram as águas em gasosas simples e férreas gasosas. Neste mesmo ano, o Presidente da Província solicita a conclusão das obras do estabelecimento balneário, interrompida há anos. Assim, o estabelecimento balneário, Figura 3.2.1, teve sua inauguração realizada em

outubro do mesmo ano (MARTINS, 1949; CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Figura 3.2.1 – Estabelecimento Balneário em 1872

Fonte: SANTOS, 2008.

Em 1885, a crescente procura pela estância e a autorização de exploração das águas por um período de 50 anos, fornecida pelo Governo, por meio da Lei Estadual nº 3.561¹⁰ de 1885, levou o médico Dr. Eustáquio Gração Stockler, a reconstruir o estabelecimento hidroterápico, cercar a praça com grade de ferro e arborizar o largo. Diante disso, a “Praça dos Poços” passa a ser chamada de “Parque das Águas” até hoje. Apesar da estendida concessão cedida ao Dr. Stockler, em 1894, a exploração das águas passa a ser de posse da Companhia União Industrial do Brasil, sem um motivo registrado. Nessa mesma época, destacam-se também a construção de um galpão de engarrafamento, o assentamento de máquinas de gaseificação, a instalação de banheiras, a cobertura das fontes e diversos outros serviços de utilidade pública¹¹ (MARTINS, 1949; CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Em 1895, um novo contrato de exploração das águas é firmado com a Empresa de Águas Minerais de Lambari – Cambuquira (MARTINS, 1949; CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Com o advento do século XX, a história de Lambari tem um novo incremento por meio de sua emancipação político-administrativa, a criação do Município de Águas

¹⁰ Para CARROZZO (1988) e MARTINS (1949) a Lei Estadual nº 3.561 é de 25 de julho 1885 e para a PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI (2017b) a referida lei é de 25 de julho de 1888.

¹¹ Para MARTINS (1949) essas obras datam do ano de 1885, por meio do Dr. Eustáquio Gração Stockler e, para a PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI (2017b) e CARROZZO (1988) essas mesmas obras datam do ano de 1894, por meio da Companhia União Industrial do Brasil.

Virtuosas (antiga Campanha), determinada pela Lei Estadual nº 319¹² de 1901. Assim, o novo Município é composto pelo Distrito de Águas Virtuosas (sede), pelo Distrito de Lambari (atual Jesuânia), ambos desmembrados do Município da Campanha e, pelo Distrito de Conceição do Rio Verde, desmembrado do Município de Baependi (MARTINS, 1949; BRASIL, 2007; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b, 2017c).

Em 1904¹³, a Empresa de Águas Minerais Lambari – Cambuquira entra em liquidação forçada e, por meio do Decreto-Lei nº 1.903 de 1906, o Governo é autorizado a encampar os bens e os direitos de exploração da empresa. Com essa compra, o governo adquiriu em Águas Virtuosas o Parque das Águas, o estabelecimento balneário, o cassino, as fontes recentemente captadas de água mineral pertencentes ao Parque, um galpão de engarrafamento, uma linha de bonde que ligava as fontes do parque ao galpão de engarrafamento e diversos maquinários (MARTINS, 1949; CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008, 2016; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b, 2017c).

Dessa forma, em 1905, o governo do estado designa um engenheiro para realizar obras que captavam as águas minerais, de forma separada, por nascentes, mas reunidas sob o mesmo pavilhão, como ilustra a Figura 3.2.2 (MARTINS, 1949; SANTOS, 2008, 2016; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017c).

Figura 3.2.2 – Obra de captação separada das águas das fontes

Fonte: FOTOS ANTIGAS DE LAMBARI, 2015a.

¹² A PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI (2017b) refere-se a essa Lei como Lei Estadual nº 3119.

¹³ Para CARROZZO (1988) e SANTOS (2008) a liquidação da referida empresa ocorre em 1902 e, para a PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI (2017b), MARTINS (1949) e SANTOS (2016) esse evento ocorreu em 1904.

Novamente após um longo período, de acordo com MARTINS (1949), outra análise das águas minerais de Lambari é realizada por um químico francês, em 1907. Nessa época, a exploração de suas águas passava por um intenso período com a exportação de oito a dez mil caixas de água mineral por ano (SANTOS, 2008).

Por meio do Decreto-Lei nº 2.528 de 1909, foi criada a Prefeitura de Águas Virtuosas com a nomeação do engenheiro Américo Werneck como primeiro prefeito. As ideias arrojadas do novo prefeito visavam não apenas explorar as águas minerais, mas também o turismo local e, constituíam-se de ampliações e transformações que permitiriam a Águas Virtuosas tornar-se a primeira estância balneária mineira. Por isso, o governo concede à prefeitura o primeiro crédito, por meio do Decreto-Lei nº 2.546 de 1909, com o intuito de iniciar as construções de um novo Cassino, um extenso lago destinado a passeios em gôndolas, um farol, um edifício para leitura, uma fábrica de gelo, um edifício para mercado de flores, sistema de abastecimento de água para a Vila, instalação de luz elétrica, largas avenidas e um parque em frente ao Cassino. Esses melhoramentos foram inaugurados mediante a presença do Presidente da República, e do Presidente de Minas Gerais em 1911 (MARTINS, 1949; CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Apesar das promissoras ideias de melhorias para a estância e consequente início das obras, o prefeito Américo Werneck passa a ser hostilizado pelo Governo que, em 1915, culmina com a rescisão do contrato de arrendamento da estância, firmado em 1912. No ano seguinte, 1916, é realizada uma nova análise das águas minerais pelo chefe do Laboratório de Análises do Estado que, pela primeira vez estuda suas características radioativas (MARTINS, 1949; SANTOS, 2008, 2016; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Apesar da rescisão contratual entre o Governo e o ex-Prefeito Américo Werneck, a vitória do Governo Estadual veio apenas em 1922 e possibilitou a posse dos bens incluídos no contrato de 1912 que foram confiados ao Secretário de Agricultura, Indústria, Terras, Viação e Obras Públicas. Somente após 1922, a estância foi arrendada pelo Sr. José Gonçalves Salero. Neste mesmo ano, o então prefeito, ordenou a demolição do antigo Cassino e do Estabelecimento Balneário que o ex-concessionário havia deixado em ruínas. Entretanto, utilizou uma quantia considerável para a realização do concerto do parque, da cobertura das fontes, do edifício do mercado de flores, da fábrica de gelo, do grande lago e do galpão de engarrafamento (MARTINS, 1949; CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

A exploração das águas por parte do Governo durou pouco tempo, pois em 1925¹⁴, um novo contrato é firmado com o Sr. Salvador Oliveira e determina as obrigações de realizar: a) a captação da fonte nº 5; b) a construção de um estabelecimento balneário com a utilização dos aparelhos mais modernos; c) a construção e manutenção de um campo de esportes utilizados em estâncias; entre outros (CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b;).

Em 1930, por meio da Lei Estadual nº 9.804, a então Cidade de Águas Virtuosas da Campanha passa a se chamar Lambari. O novo nome da cidade, de origem tupi, deriva de “*arambari*” que significa peixinho ou sardinha, em homenagem à grande quantidade de peixes dessa espécie presente no rio Lambari (MARTINS, 1949; CARROZZO, 1988; SANTOS, 2008; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Um novo marco para a história de Lambari ocorreu apenas em 1948, com o Congresso das Estâncias Hidro-Minerais realizado em Poços de Caldas que, propiciou o Plano de Recuperação Econômica e Fomento da Produção, elaborado pelo Governador do estado, com o intuito de conseguir recursos do Governo para implementação de melhorias que impactariam diretamente na economia local. Para isso, o Secretário da Agricultura, indica os principais problemas a serem reparados na estância de Lambari, entre eles, a remodelação do parque, Figuras 3.2.3, com a construção de uma praça de esportes e piscina (MARTINS, 1949).

Figura 3.2.3 – Antiga entrada do Parque das Águas de Lambari

Fonte: FOTOS ANTIGAS DE LAMBARI, 2015b.

¹⁴ Para a PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, esse contrato foi firmado em 25 de julho do mesmo ano.

Contudo, apenas em 1961, é criada a Hidrominas – Águas Minerais de Minas Gerais S. A., que incorporou a estância de Lambari e diversas outras pertencentes ao Governo de Minas Gerais (PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

O Parque das Águas de Lambari, Figura 3.2.4, reformado na década de 1980, atualmente apresenta sete fontes de água mineral, denominadas fontes: nº 1, nº 2, nº 3, nº 4, nº 5 ou Maria, nº 6 ou Paulina¹⁵ e, nº 7 ou gasosa. Dentre as fontes citadas, as de número 1, 2, 3 e 4 localizam-se em um pavilhão único, amplo e central, Figura 3.2.5, entretanto as fontes nº 5 e nº 6 localizam-se em pavilhões separados, Figuras 3.2.6. A fonte nº 7 está localizada a, aproximadamente, 10 metros da frente pavilhão central e não está disponibilizada para consumo, pois deságua em um poço comum coberto por uma tampa de cimento. Todas as referidas fontes jorram água ininterruptamente (SANTOS, 2016; PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2017b).

Figura 3.2.4 – Atual entrada do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

¹⁵ O autor, SANTOS (2016), nesta mesma obra, refere-se a essas fontes como: nº 5 ou Paulina e nº 6 ou Maria.

Figura 3.2.5 – Pavilhão central que abriga as fontes 1, 2, 3 e 4

Fonte: autora da dissertação.

Figura 3.2.6 – Pavilhões que abrigam as fontes 5 e 6

Fonte: autora da dissertação.

Apesar das águas das fontes de nº 1, 2 e 3 serem aproveitadas pela população local e por turistas, são também utilizadas para exportação; entretanto, grande parte do volume dessas águas, juntamente com o da fonte nº 7, é lançado no ribeirão Mumbuca, sendo assim, desperdiçada (SANTOS, 2016).

E, por fim, sobre a ação medicamentosa das águas do parque e segundo a PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI (2013a, 2013b, 2013c, 2013d, 2013e, 2013f), a fonte 1 – Gasosa, possui ação terapêutica para os rins, vesícula e pele, sendo também aplicada no tratamento de eczemas e úlceras; a fonte 2 – Alcalina, possui ação terapêutica para o estômago, e intestino, promovendo também o aumento do apetite; a fonte 3 – Magnesiana, possui ação terapêutica para o fígado; a fonte 4 – Ligeiramente Gasosa, não possui ação terapêutica, sendo indicada para crianças; a fonte 5 – Ferruginosa, ligeiramente gaseificada, possui ação vasodilatadora e hipotensiva e; a fonte 6 – Picante, possui ação terapêutica nos casos de intoxicação endógena e exógena devido a sua propriedade diurética.

3.3 Climatologia de Conceição do Rio Verde e Lambari

De acordo com AYOADE (1986), os processos que ocorrem na biosfera, na litosfera e na hidrosfera são diretamente influenciados pelos processos atmosféricos. Estes processos podem ser estudados tanto pela meteorologia quanto pela climatologia. A meteorologia está relacionada com o estado físico, químico e dinâmico da atmosfera de uma região em um determinado tempo. Por outro lado, a climatologia é o resumo de informações referentes ao clima de uma determinada região durante um período de cerca de 30 a 35 anos e, é embasada na meteorologia.

O clima pode ser classificado por diversas metodologias e Wladimir Köppen em 1900, desenvolveu a primeira classificação quantitativa do clima da Terra (AYOADE, 1986; BELDA et al., 2014). Para isso, foi necessário dividir o ano em estações climáticas, Tabela 3.3.1, que desconsideravam a convenção astronômica para as estações do ano (SÁ JÚNIOR, 2009). Depois disso, diversas outras classificações foram desenvolvidas com base na classificação inicial de Köppen (BELDA et al., 2014).

Tabela 3.3.1 – Divisões do ano em estações climáticas

Estação Climática	Período de Abrangência
Verão	Janeiro, Fevereiro, Março
Outono	Abril, Maio, Junho
Inverno	Julho, Agosto, Setembro
Primavera	Outubro, Novembro, Dezembro

Fonte: adaptado de SÁ JÚNIOR, 2009.

Atualmente, a classificação desenvolvida por Köppen ainda é a mais utilizada, pois depende exclusivamente da temperatura do ar e da precipitação (KOTTEK et al., 2006).

Como, em 1961, o cientista Rudolf Geiger utilizou a classificação de Köppen para publicar um mapa dos diversos tipos climáticos do mundo, essa classificação passou a ser conhecida como classificação Köppen-Geiger (REBOITA et al., 2015).

De acordo com BELDA et al. (2014), a classificação de Köppen-Geiger considera as características climáticas de cada estação do ano, como a temperatura do ar superficial e a precipitação, juntamente com outros fatores, para fornecer as bases do monitoramento do clima.

Com base no mapa climático do Estado de Minas Gerais, a classificação climática de Köppen-Geiger considerando o período de 1998 a 2012 está ilustrado na Figura 3.3.1 e demonstra a predominância do clima tropical de savana com estação seca no inverno (Aw). Contudo, a região sul apresenta o clima temperado úmido com inverno seco e verão quente (Cwa), devido à altitude elevada da região (KOTTEK et al., 2006).

Figura 3.3.1 – Classificação climática de Köppen-Geiger considerando o período de 1998 a 2012

Fonte: REBOITA et al., 2015.

Essa afirmação pode ser confirmada por meio do estudo de SÁ JÚNIOR (2009), que identificou três tipos climáticos principais do Estado de Minas Gerais, no qual: 67% da área total representa o clima tropical de savana com estação seca no inverno (Aw), 21% representa o clima temperado úmido com inverno seco e verão quente (Cwa) e, 11% representa o clima temperado úmido com inverno úmido e verão moderadamente quente (Cwb).

Dentre os diversos fatores que determinam os tipos climáticos de cada região, destacam-se a configuração geográfica e a sua continentalidade, a temperatura do ar, a

umidade da atmosfera, as formas de relevo e suas altitudes, a dinâmica das massas de ar e frentes¹⁶ e, a precipitação (MENDONÇA e DANNI-OLIVEIRA, 2007; AYOADE, 1986).

A configuração geográfica triangular do Brasil, com a maior parte do território localizado no Hemisfério Sul, com baixas latitudes e com sua maior extensão situada na Linha do Equador, proporcionam uma região quente e úmida (CONTI e FURLAN, 1996; MENDONÇA e DANNI-OLIVEIRA, 2007). No que cerne a região sul do Estado de Minas Gerais, sua geografia é típica, não faz fronteira com o oceano e abrange diversos complexos topográficos como, as serras da Mantiqueira, da Canastra e do Espinhaço que, por isso, influenciam diretamente o clima na região, propiciando sua diversidade (NIMER, 1989; REBOITA et al., 2015). Assim, a latitude tem uma importância destacada para a determinação da temperatura do ar na região, uma vez que define a duração dos dias e o ângulo de incidência dos raios solares (AYOADE, 1986).

É possível verificar também a influência da maior distância do oceano na geração de uma maior amplitude da temperatura do ar durante o dia (NIMER, 1989; REBOITA et al., 2015); isso ocorre, pois a superfície hídrica aquece e resfria mais lentamente do que a superfície continental e, a esse fenômeno dá-se o nome de Continentalidade (AYOADE, 1986).

Pode-se verificar pelas Temperaturas (°C) médias, sazonal e anual, no período de 1998 a 2012, Figura 3.3.2, a grande amplitude térmica do Estado de Minas Gerais, que na região sul do estado apresenta um verão, Figura 3.3.2a, com temperatura mínima de cerca de 18 °C e máxima de 28 °C; um outono, Figura 3.3.2b, com temperatura mínima de cerca de 11 °C e máxima de 26 °C; um inverno, Figura 3.3.2c, com temperatura mínima de cerca de 11 °C e máxima de 25 °C e; uma primavera, Figura 3.3.2d, com temperatura mínima de cerca de 15 °C e máxima de 27 °C (REBOITA et al., 2015). Essas variações sazonais na temperatura são resultado de diversos fatores, mas principalmente, da quantidade de insolação recebida por determinada região (AYOADE, 1986).

¹⁶ Faixa de nuvens geralmente bem definidas em imagens de satélites e cartas meteorológicas, que ocorre entre duas massas de ar diferentes; é o limite entre duas massas de ar que tenham se encontrado. Podem ser frias ou quentes e estão associadas com chuvas (INMET, [20--]).

Figura 3.3.2 – Temperaturas (°C) médias, sazonal e anual, no período de 1998 a 2012

(continua)

(a) Verão

(b) Outono

(c) Inverno

Figura 3.3.2 – Temperaturas (°C) médias, sazonal e anual, no período de 1998 a 2012

(continuação)

(d) Primavera

Fonte: adaptado de REBOITA et al., 2015.

O clima do município de Lambari apresenta-se ameno e seco. A temperatura média da cidade é de cerca de 18 °C, sem variações bruscas e estável durante a maior parte do ano. Ao longo do dia, a temperatura diminui gradativamente durante o verão e, no inverno, não se observam baixas de temperatura acentuadas, seu frio é moderado, típico de regiões secas e ensolaradas (RILZA, 1972). Da mesma forma, ROLDÃO et al. (2012), afirma a presença do clima temperado úmido com inverno seco e verão quente (Cwa) na cidade de Lambari, apesar da temperatura média anual verificada ser de 20,9 °C. Atualmente, para CLIMATE-DATA ([20--]b) o clima do tipo Cwa de Lambari apresentou a temperatura média anual de 19,8 °C.

O clima do tipo Cwa presente no distrito de Águas de Contendas apresentou uma temperatura média anual de 19,5 °C sem variações bruscas e estável durante a maior parte do ano (CLIMATE-DATA, [20--]a).

Assim, pode-se observar que as temperaturas mais baixas são verificadas durante a estação do inverno, ocasionadas pela influência do setor oeste do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) que inibe a convecção e proporciona céu claro. Em oposição, a baixa nebulosidade do céu aumenta a incidência de radiação solar que chega à superfície da Terra e promove o seu aquecimento. No entanto, essa mesma condição, propicia a perda da radiação solar durante a noite e promove as baixas temperaturas mínimas encontradas durante o inverno (REBOITA et al., 2015).

Entretanto, essas temperaturas mais frias demonstram a maior influência da Massa Polar Atlântica (MPA) e a sua posição na faixa de transição entre os climas quentes e os climas frios do País (MENDONÇA e DANNI-OLIVEIRA, 2007).

Outro efeito atenuador da temperatura do ar é o relevo, pois normalmente, a cada 100 m de altitude a temperatura diminui a uma taxa média de 0,6 °C (AYOADE, 1986). Como resultado, a presença de diversos complexos topográficos na região sul do Estado de Minas Gerais, rico em serras, conferem maior altitude à região, 873 m em Conceição do Rio Verde (PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE, [20--]c) e 887 m em Lambari (CPRM, 1999). Esses fatores determinam temperaturas mais baixas do que as encontradas ao nível do mar, por isso, essa região apresenta as menores temperaturas médias do estado, como ilustra a Figura 3.3.2 (REBOITA et al., 2015).

Simultaneamente, outro fator de importância para o estabelecimento do clima e do tempo é a umidade do ar, apesar de corresponder a apenas 2% da massa total da atmosfera. A umidade do ar atmosférico varia de acordo com o clima da região e tem origem na evaporação e na evapotranspiração que, nas baixas latitudes, é de cerca de 4%. Assim, a umidade presente na superfície sofrerá evaporação e a capacidade da atmosfera de vaporizar, remover e transportar o vapor formado são os fatores que determinam a taxa de umidade do ar (AYOADE, 1986).

Com base nesses fatores, tem-se o Índice de Aridez (IA) determinado pela razão entre a precipitação (mm) e a evapotranspiração potencial (mm) que auxiliam na determinação regional do clima. A importância desse índice apresentado na Figura 3.3.3 para o estado de Minas Gerais, no período de 1980 a 2010, é a possibilidade de determinação de intervalos de escassez e excesso hídrico em um período de tempo delimitado e as classificações geradas são: a) condições hiper-áridas com $IA < 0,05$; b) condições áridas com $0,05 < IA < 0,20$; c) condições semi-áridas com $0,20 < IA < 0,5$; d) condições sub-úmidas secas com $0,5 < IA < 0,65$; e) condições sub-úmidas úmidas com $0,65 < IA < 1,0$ e; f) condições úmidas com $IA > 1,0$ (REBOITA et al., 2015).

Figura 3.3.3 – Índice de aridez médio sazonal e anual no período de 1980 a 2010

Fonte: REBOITA et al., 2015.

No Estado de Minas Gerais, o IA sazonal e anual caracteriza o verão, Figura 3.3.3a, pelo predomínio de condições úmidas, portanto, $IA > 1$. Essas condições permanecem durante o outono, Figura 3.3.3c, da região centro-sul do estado, que mantém o mesmo IA (REBOITA et al., 2015).

Entretanto, no inverno, Figura 3.3.3b, ocorre o predomínio de condições áridas, principalmente nas regiões central, noroeste e norte do estado. Apesar disso, na primavera, Figura 3.3.3d, as condições úmidas voltam a prevalecer em todo o estado (REBOITA et al., 2015). O IA médio anual possui a predominância de condições úmidas na maior parte do estado (REBOITA et al., 2015).

Devido à umidade atmosférica ter a capacidade de absorver a radiação solar e terrestre, exerce um grande efeito sobre a temperatura do ar e regula a temperatura entre a atmosfera e a Terra (AYOADE, 1986).

Em paralelo, as massas de ar¹⁷ e as frentes também constituem um fator de relevância para a determinação do clima. A circulação geral de ar atmosférico é regida pelo desequilíbrio na radiação que incide na região, na umidade, no momento angular da Terra e na massa entre as latitudes altas e baixas. Devido a estes fatores, a porção continental dos trópicos possuem mudanças sazonais na circulação do ar mais significativas do que a porção oceânica (AYOADE, 1986).

Entretanto, os continentes tropicais e os oceanos circundantes, de acordo com a estação climática, sofrem um aquecimento diferencial que proporciona uma inversão sazonal na direção do vento, denominada “monções”. Esse fenômeno é pouco desenvolvido no Estado de Minas Gerais devido ao fato da América do Sul ter uma extensão reduzida em direção ao hemisfério Norte e ter uma massa continental pequena. Estes fatores impedem, durante o verão, a formação de contínuas baixas térmicas sobre o continente e, consequentemente, a circulação monçônica pronunciada quando comparada a outras regiões (AYOADE, 1986), com isso, a região Sudeste do Brasil possui uma estação seca e outra chuvosa bem definida. A estação chuvosa sofre forte influência da Zona de Convergência do Atlântico Sul¹⁸ (ZCAS) com um regime predominantemente do tipo monção (DIAS e SILVA, 2009).

Porém, sistemas produtores de tempo como os anticiclones¹⁹, podem ser inseridos no sistema de circulação geral da atmosfera. Esses fenômenos são caracterizados pela associação de massas de ar frio à alta pressão atmosférica central em relação à pressão circundante e, geralmente, promovem um tempo sereno e estável (AYOADE, 1986; DIAS e SILVA, 2009). Na América do Sul, o anticiclone de influência é o Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), formado na porção oceânica (REBOITA et al., 2015).

Como as altitudes de Conceição do Rio Verde e de Lambari, influenciam tanto na intensidade e velocidade dos ventos quanto nas condições úmidas a barlavento²⁰ e nas condições secas a sotavento²¹ das regiões montanhosas, os ventos formados pelo ASAS enfraquecem ao entrarem na faixa continental. Esse enfraquecimento dos ventos é mais acentuado na região sul do estado de Minas Gerais, devido à topografia local, e ocasiona

¹⁷ Região da atmosfera em que a temperatura e a umidade, no plano horizontal, apresentam características uniformes (INMET, [20--]).

¹⁸ Faixa persistente de nebulosidade e precipitação com orientação noroeste-sudeste (MASTER, [20--]).

¹⁹ Área de máxima pressão atmosférica relativa, com ventos divergentes que se deslocam numa rotação oposta à rotação da Terra (INMET, [20--]).

²⁰ Lado de onde sopra o vento (MICHAELIS, 2018).

²¹ Lado para onde vai o vento; lado contrário àquele de onde sopra o vento (MICHAELIS, 2018).

ventos de aproximadamente $1,0 \text{ m s}^{-1}$ (REBOITA et al., 2015), prevalecendo a circulação de leste dos ventos alísios²² (CONTI e FURLAN, 1996).

No verão, devido ao centro do ASAS estar deslocado para leste, mais afastado da massa continental, ocorre o favorecimento do transporte da umidade oceânica para o continente e o aumento da umidade na zona continental, proporciona o aumento da precipitação (REBOITA et al., 2015).

No inverno, entretanto, o ASAS encontra-se deslocado para oeste, mais próximo à massa continental e ocorre o favorecimento do fluxo de ar de cima para baixo, inibindo a precipitação e aumentando a concentração de poluentes na atmosfera (REBOITA et al., 2015).

As demais estações do ano, outono e primavera, possuem um padrão de circulação atmosférica, a 10 m de altitude, muito similar ao inverno e ao verão, respectivamente (REBOITA et al., 2015).

Entretanto, a passagem de frentes frias, em qualquer época do ano, pode ocasionar alterações na conformação do ASAS promovendo a instabilidade atmosférica e a precipitação (REBOITA et al., 2015).

Portanto, o principal tipo de precipitação da região sudeste do Brasil é a chuva, ou precipitação pluvial, devido à sua localização na zona intertropical e é regida pela disposição do relevo, pela continentalidade e pela atuação das frentes polares (NUNES et al., 2009).

A região sul do Estado de Minas Gerais, apresenta uma pluviosidade acentuada, com volume de cerca de 1500 mm a 1700 mm por ano. Esse volume pluvial é resultado tanto da influência da orografia²³ quanto do equilíbrio entre o anticiclone migratório polar e o ASAS, principalmente no verão. Assim, o equilíbrio entre esses sistemas promotores de tempo provoca chuvas intensas e prolongadas (NUNES et al., 2009). A Figura 3.3.4 apresenta a precipitação média sazonal e anual no período de 1998 a 2012.

O verão da região sul do Estado de Minas Gerais é caracterizado por ser a estação do ano mais chuvosa, Figura 3.3.4a; a precipitação na região centro-sul é responsável por cerca de 60% da precipitação total anual do estado, podendo atingir 900 mm. Isso ocorre devido à elevada atuação dos sistemas que integram a Monção Sul-Americana (MAS), como o ASAS que, por encontrar-se deslocado para leste, contribui para a advecção²⁴ de ar úmido sobre a região (REBOITA et al., 2015).

²² Ventos persistentes, principalmente na atmosfera inferior, que sopram sobre vastas regiões de um anticiclone subtropical em direção às regiões equatoriais (INMET, [20--]).

²³ Tratado descritivo geral das montanhas (MICHAELIS, 2018).

²⁴ Movimento horizontal de uma massa de ar, que causa alteração na temperatura (MICHAELIS, 2018).

No entanto, o inverno nesta mesma região, é caracterizado por ser a estação do ano mais seca, Figura 3.3.4b, pois, a reduzida precipitação na região faz com que a média anual, durante essa época do ano diminua para cerca de 25 e 50 mm, devido ao sistema de monção, ao enfraquecimento da convecção²⁵ local e ao deslocamento para oeste do ASAS que desfavorecem a precipitação (REBOITA et al., 2015).

Figura 3.3.4 – Precipitação média sazonal e anual, em mm, no período de 1998 a 2012

Fonte: adaptado de REBOITA et al., 2015.

As estações de transição, outono, Figura 3.3.4c, e primavera, Figura 3.3.4d, apresentam valores de precipitação menores do que o verão, mas maiores do que o inverno (REBOITA et al., 2015).

De acordo com RILZA (1972), a média anual de precipitação pluviométrica em Lambari era de 1.300 mm, em 1972, com maiores índices de precipitação entre os meses de dezembro e janeiro e diminuindo no mês de março. Os meses de abril a setembro

²⁵ Corrente atmosférica predominantemente vertical que tem origem no movimento do ar pelo aquecimento do solo, decorrente do calor solar (INMET, [20--]).

caracterizavam-se pela escassez de precipitação e os meses de outubro a fevereiro caracterizavam-se pela distribuição regular das chuvas. Entretanto, ROLDÃO et al. (2012), indicou uma precipitação pluviométrica para o ano de 2012 de 1643,4 mm, com os menores e maiores índices de precipitação mantidos com o mesmo padrão observado por RILZA (1972). Em contrapartida, SILVA e REBOITA (2013), indicam que a estação chuvosa se inicia entre 08 a 22 de outubro e termina na segunda quinzena do mês de março.

Para CLIMATE-DATA ([20--]a) a média anual de precipitação no distrito de Águas de Contendas é de 1437 mm, com maiores índices de precipitação entre os meses de dezembro e janeiro e diminuindo no mês de março; entretanto, os meses de abril a setembro caracterizam-se pela escassez de precipitação.

Os maiores totais anuais de precipitação, encontram-se na região centro-sul do estado alcançando, em alguns locais, uma precipitação superior a 1600 mm. Essa alta de precipitação pode ser devido à variação da topografia regional que, por ser rica em montanhas, favorece a instabilidade das parcelas de ar (REBOITA et al., 2015).

3.4 Geologia de Conceição do Rio Verde e Lambari

De acordo com a COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS – CPRM (2014), a identificação das províncias estruturais brasileiras ocorreu há muitos anos, portanto, novos dados geológicos e geocronológicos foram descobertos, o que permitiria o aprimoramento da descrição antiga. Entretanto, até o ano de 2014, uma nova proposta de classificação das províncias ainda não tinha sido elaborada. A proposta inicial foi primorosamente elaborada por ALMEIDA et al. (1977) e utilizada até a atualidade pelo Serviço Geológico do Brasil; o presente trabalho segue a mesma nomenclatura e classificação utilizada por este serviço.

A região que compreende as cidades de Conceição do Rio Verde e Lambari, está localizada no Escudo Atlântico, em uma das três grandes unidades brasileiras que formam a geologia nacional, com cobertura sedimentar do Fanerozóico²⁶, e constituem a Plataforma Sul Americana. Devido às dimensões continentais do Brasil, aplica-se a subdivisão dessas unidades promovendo a caracterização de 10 províncias estruturais: 1) Rio Branco, 2) Tapajós, 3) São Francisco, 4) Tocantins, 5) Mantiqueira, 6) Borborema, 7) Amazônica,

²⁶ Escala de tempo geológico que engloba os períodos Paleozóico, Mesozóico e Cenozóico e estendendo-se de 570 milhões de anos atrás até os dias de hoje (CPRM, 2018).

8) Parnaíba, 9) Paraná, 10) Província Costeira e Margem Continental, como apresentado na Figura 3.4.1 (ALMEIDA et al., 1977).

Figura 3.4.1 – Províncias Estruturais do Brasil

Fonte: adaptado de ALMEIDA et al., 1977.

A posição em relação aos Crátons²⁷ Amazônico e São Francisco e a situação geográfica da área de pesquisa permitem classifica-la como pertencente a Província da Mantiqueira e integrante do extremo sul da Faixa Brasília Meridional (ALMEIDA et al., 1977; CPRM, 2008).

Outra classificação que se faz de grande importância é a geocronológica que representa as eras geológicas por meio de suas equivalentes unidades litoestratigráficas (BIZZI et al., 2003). Assim, aliando a geologia com a geocronologia é possível classificar a área em estudo como pertencente à Folha Varginha (BIZZI et al., 2003; CPRM, 2008) também denominada como Associação Barbacena, como demonstra a articulação das Folhas Varginha e Itajubá, Figura 3.4.2.

²⁷ Porção da litosfera continental estável, praticamente atectônica, por mais de 200 milhões de anos, caracterizada por grande espessura litosférica e uma crosta, em grande parte, composta por rochas granitoides (CPRM, 2018).

Figura 3.4.2 – Articulação das Folhas Varginha e Itajubá (1:100.000)

Fonte: adaptado de CPRM, 2008.

Apesar da Folha Varginha ser geológica e geocronologicamente reduzida, ela ainda pode ser subdividida em duas morfologias distintas, uma vinculada à Faixa Brasília, como Conceição do Rio Verde e Lambari, e outra vinculada à Metassequência Andrelândia (CPRM, 2008).

Devido à proximidade das duas cidades em estudo, ambas são classificadas como pertencentes ao Grupo Barbacena (também chamado como Mantiqueira) – Complexo Lambari, caracterizado por um grupo litológico em grande parte saprolitizado²⁸, com predominância da rocha biotita-gnaiss bandado²⁹ ou não, finamente laminado, intensamente cisalhado³⁰ e com intercalações de biotita-granada-gnaiss, anfibólio e gnaiss diorítico. Entretanto, a cobertura de solo da região é de aproximadamente 4 m de espessura (MINAS GERAIS, 1982; CPRM, 1999; ZANARDO et al. 2000).

A localização do Parque das Águas de Contendas determina a presença de uma litologia composta por biotita-gnaiss intercaladas com biotita-gnaiss anfibolíticos em parte

²⁸ Decomposto por intemperismo químico para um material argiloso de diversas cores (CPRM, 2018).

²⁹ Estrutura de foliação metamórfica (CPRM, 2018).

³⁰ Deformações das rochas em zonas tensionadas que sofrem pressão dirigida, levando a ruptura e deformações texturais (CPRM, 2018).

milonitizados³¹ de granulação fina. No entanto, a localização do Parque das Águas de Lambari determina a presença de uma litologia composta por biotita-gnaiss de granulação fina, bandados ou não, intercaladas com biotita-gnaiss anfibolíticos, biotita-granada gnaiss e gnaiss diorítico anfibolítico, nos quais a maioria encontram-se saprolitizados (CPRM, 1999). Dessa forma, as rochas das regiões dos Parques das Águas em estudo são classificadas como rochas ígneas, formadas pela consolidação do magma no interior da Terra (HYPOLITO et al., 2011; CAPUTO, [20--]).

Essas rochas ígneas, quando classificadas com base em seu grupo composicional recebem a denominação de máficas e apresentam como mineral constituinte a biotita, composta quimicamente por potássio, magnésio, ferro ou alumínio associado ao radical $\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ (CAPUTO, [20--]).

A região do Parque das Águas de Águas de Contendas possui um tipo de biotita com abundância de gnaiss, uma rocha metamórfica que apresenta em sua composição quartzo (SiO_2) e feldspato ($\text{KAlSi}_3\text{O}_8/\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) metamórficos, com bandas quartzo-feldspáticas alternadas com bandas mais máficas ou com estrutura foliada maciça com achatamento dos grãos (RANZANI, 1969; WINGE, 1996; CAPUTO, [20--]).

Como, para WINGE (1996), os nomes secundários utilizados após o nome principal da rocha base correspondem a composição mineralógica em menor teor, sua presença reforça tanto a caracterização mineralógica-petrográfica quanto química. Portanto, parte da litologia da região do Parque das Águas de Águas de Contendas possui também um teor de outra rocha ígnea, o mineral do grupo anfibólio, composto por magnésio, ferro, cálcio ou sódio associados ao radical $\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ (CAPUTO, [20--]).

Por outro lado, a região do Parque das Águas de Lambari além de possuir a mesma litologia de Águas de Contendas, possui também: 1) rocha ígnea de biotita com teor de granada ($(\text{Mg}, \text{Fe}^{2+})_3\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{12}$) e gnaiss; 2) rocha metamórfica de gnaiss com teor de diorito que possui mineralogia essencial composta por plagioclásio ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$), piroxênio ($(\text{Mg}, \text{Fe}, \text{Ca}, \text{Na})\text{SiO}_3$), biotita e anfibólio e; 3) rocha metamórfica de gnaiss com teor de anfibólio (RANZANI, 1969; CAPUTO, [20--]).

Assim, considerando que os fatores clima, relevo, tempo, organismos e material de origem formam o solo, é possível verificar a importância da litologia local, para a caracterização do seu respectivo tipo, já que é sobre o material de origem que atuam todos os outros fatores de formação do solo (ARAÚJO et al., 2014). Isso ocorre, pois, os minerais

³¹ Com metamorfismo dinâmico, fortemente triturada, mas com tendência a comportamento mais dúctil (CPRM, 2018).

componentes das rochas tornam-se instáveis quando expostos aos fatores de formação físico-químicos e biológicos, proporcionando a formação de minerais em formas mais estáveis que irão compor o solo (LACERDA et al., 2001).

Contudo, de acordo com CHESWORTH (1973), a composição do solo sofre cada vez menos influência da litologia do material de origem à medida que o tempo de formação do solo evolui. Com isso, ARAUJO et al. (2014), justifica que esse fator aliado ao clima quente e úmido, proporciona a abrangente presença de solos homogêneos e altamente intemperizados, como os latossolos. Esses tipos de solo, apesar de terem como materiais de origem litologias muito diversificadas, apresentam-se como solos mineralogicamente simples, compostos essencialmente por caulinita, quartzo, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio.

Segundo o mapa de solos do estado de Minas Gerais, Figura 3.4.3, elaborado pela UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA et al. (2010) e MINAS GERAIS (1982), o Parque das Águas de Águas de Contendas e o Parque das Águas de Lambari localizam-se sobre um argissolo vermelho distrófico presente em 1,6 % de todo o território do estado de Minas Gerais. Como o solo possui a propriedade de reter e armazenar água por um determinado período, possui também a propriedade de as enriquecer com algumas substâncias. Normalmente a reposição da água é feita pelas chuvas e sua retenção no solo ocorre tanto pelos poros quanto ao redor da superfície de partículas coloidais do húmus e das argilas. Assim, quando o solo está saturado de água, seu fornecimento é interrompido e a água contida nos poros maiores drena para baixo até atingir as rochas (LEPSCH, 2010).

de como a dissolução vai ocorrer depende tanto da temperatura quanto da extensão a ser percorrida. Este processo acaba por determinar a concentração de materiais menos solúveis e corresponde a um dos fatores que propiciam a mineralização das águas subterrâneas (ANDRADE JÚNIOR, 1942) juntamente com inserção de radionuclídeos primordiais, presentes em concentrações variáveis dependendo da geologia e da história climática, hidrológica e agrícola da região em estudo (MOREIRA, 1993).

3.5 Hidrogeoquímica de Conceição do Rio Verde e Lambari

A hidrogeoquímica das águas está ligada ao movimento da água no ciclo hidrológico e depende da interação entre os fatores climáticos e geológicos, como apresenta a Figura 3.5.1.

Figura 3.5.1 – Movimentação da água na superfície terrestre

Fonte: PROGRAMA CIÊNCIA VIVA, [20--].

A água proveniente da precipitação que atinge o solo e, por meio da percolação, se infiltra formando a maior parte das águas subterrâneas é denominada de água meteórica.

Este tipo de água faz-se importante por constituir aproximadamente 97 % dos estoques de água doce no estado líquido disponíveis nas zonas continentais (FILHO, 2008; MESTRINHO, 2008; REBOUÇAS, 2013; FITTS, 2015).

As águas naturais superficiais possuem a maior parte do seu oxigênio (O_2) dissolvido proveniente do solo, por meio das reações químicas e biológicas (SZIKSZAY, 1993) e, uma pequena parte proveniente da atmosfera, por meio da aeração, e da fotossíntese dos vegetais, apesar da baixa solubilidade do oxigênio em água, de 9 mg L^{-1} , a uma temperatura ambiente de 20°C . Entretanto, esses processos de oxigenação não ocorrem de maneira direta nas águas subterrâneas. Por isso, as águas superficiais e subterrâneas devem ser estudadas de forma conjunta (MESTRINHO, 2008).

Quando a água meteórica atinge a superfície do solo é enriquecida por materiais em suspensão e substâncias dissolvidas provenientes tanto do próprio solo quanto das rochas (MESTRINHO, 2013). A infiltração da água meteórica ocorre quando a gravidade atua para que ocorra a penetração da água na superfície do solo; assim, uma parte da água percola verticalmente até atingir um substrato menos permeável, no qual irá se acumular (REBOUÇAS, 2013). Desta forma, ao atingirem o substrato menos permeável, o lençol freático, promovem o seu reabastecimento (MARSILY, 1994) e, realizam o processo denominado de recarga que ocorre geralmente em áreas de planalto. Esta característica tem importância em uma escala local, pois altas taxas de recarga estão associadas a áreas planas (FITTS, 2015).

As taxas de recarga oscilam também de acordo com o local devido a variações no clima e padrões de precipitação. Mapas de taxas de recarga estimadas mostram padrões semelhantes aos mapas de taxas de precipitação, pois a precipitação controla a disponibilidade de água na superfície e, desta forma, determina a taxa da recarga. Em alguns climas, como nos climas de monções, a recarga é distribuída de forma bastante desigual ao longo do ano, com uma estação chuvosa e uma estação seca. Quando as taxas de precipitação são maiores que as taxas de evapotranspiração (ET), a infiltração ocorre; entretanto, em condições de clima seco e quente, quando as taxas de ET são mais altas que as taxas de precipitação, a recarga é reduzida, demonstrando assim, a variação da descarga das águas superficiais nas águas subterrâneas ao longo do tempo. Apesar disso, quando o solo superficial é mais seco e a distância até o lençol freático é maior as taxas de recarga também aumentam (FITTS, 2015).

Nas estações chuvosas da primavera e do verão de regiões tropicais, quando a água infiltra no solo (MARSILY, 1994), atinge primeiramente a zona não saturada, localizada

acima do nível freático e caracterizada por espaços vazios, em parte, preenchidos por água e ar. Em seguida, a água atinge a zona de interfluxo e pode fluir tanto lateralmente, pela zona não saturada, quanto verticalmente, quando existe abaixo da superfície um nível pouco permeável. Por último, quando infiltra-se, a água atinge a zona saturada e constitui a recarga dos aquíferos, devido à sua percolação até o nível freático (FILHO, 2008), como demonstrado na Figura 3.5.2.

Figura 3.5.2 – Zonas hídricas do solo

Fonte: ALBERICH. e MESTRINHO, 2005.

Ao longo deste caminho, a água pode seguir um sistema de fluxo subterrâneo dividido em três tipos: 1) Sistema de Fluxo Local, abastecidos por infiltração direta da água meteórica e presente em aquíferos rasos, no qual a recarga ocorre nas áreas mais altas e a descarga nas áreas adjacentes; 2) Sistema de Fluxo Intermediário, está presente em aquíferos de profundidade moderada e confinados, no qual as áreas de recarga e descarga são separadas por áreas mais baixas e; 3) Sistema de Fluxo Regional, está relacionado à intensa mineralização da água devido à zona de recarga estar longe da zona de descarga promovendo, assim, um caminho de fluxo longo e de baixa velocidade (MESTRINHO, 2008).

Nos sistemas de fluxo local em que a circulação da água ocorre de forma rápida, os micro-organismos da superfície do solo promovem uma condição aeróbica devido às reações

de oxidação dos minerais de ferro (Fe), enxofre (S) e manganês (Mn) que, após a infiltração, retorna as águas subterrâneas a um baixo teor de oxigênio dissolvido. Este fator, favorece os processos de fermentação anaeróbica que promove um gosto desagradável à água devido a formação de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), Fe (II) e/ ou sulfetos (MESTRINHO, 2008).

Em paralelo, os processos hidrológicos, hidrogeoquímicos e geológicos promovem a mineralização da água subterrânea juntamente com os fatores externos que sobre eles atuam. Com isso, a mineralização das águas sofre a influência tanto de fatores endógenos quanto de fatores exógenos. Os fatores endógenos, consistem no tipo litológico, na estrutura das rochas e no manto de alteração, que irão determinar a intensidade que a decomposição química irá ocorrer nos minerais; neste caso, como o manto de intemperismo³² representa uma zona não saturada, possui a capacidade de funcionar como um aquífero superior granular que poderá alimentar a água das fraturas, promovendo a mudança da composição química da água devido à mistura de águas de diferentes origens. Os fatores exógenos, estão relacionados às características do aquífero, como o relevo, a hidrografia e o clima, que determinam a relação das taxas de pluviosidade e evapotranspiração, com isso, em climas úmidos, as águas e o solo possuem menor teor de salinização, devido a taxa de precipitação anual ser maior que a taxa de evapotranspiração potencial. Estes fatores exógenos influenciam significativamente a composição química da água, pois influenciam tanto os processos de dissolução, precipitação e diluição quanto as reações de redox, ou seja, influenciam os processos e reações químicas que ocorrem nas águas subterrâneas, Figura 3.5.3 (MESTRINHO, 2008; REBOUÇAS, 2013).

³² Camada formada pela decomposição química e biológica e desagregação física das rochas (REBOUÇAS, 2013).

Figura 3.5.3 – Processos e reações químicas que ocorrem nas águas subterrâneas

Fonte: adaptado de HOUNSLOW, 1995.

Entretanto, modificações mais acentuadas na composição química das águas minerais são verificadas quando cátions estão presentes nos minerais alvo da decomposição, pois estes íons participam com maior intensidade das reações de troca iônica, complexação e precipitação do que os ânions (MESTRINHO, 2008).

Como na região de Águas de Contendas e Lambari, as águas pluviais infiltram-se nas rochas gnáissicas por meio de seu manto de intemperismo, presentes nas partes mais elevadas dos morros e nos afloramentos de sedimentos aluvionares³³ argilo-arenosos em Águas de Contendas e de sedimentos aluvionares arenosos em Lambari, próximos aos Parques das Águas (CPRM, 1999), os aquíferos formados são constituídos por sedimentos (REBOUÇAS, 2013).

Este tipo de aquífero, localizado na camada mais superficial do perfil geológico, do ponto de vista da porosidade/ permeabilidade, constitui um dos melhores tipos de aquíferos, pois a deposição dos grãos promove a formação de espaços vazios, denominados poros ou interstícios, que apesar de possuírem dimensões milimétricas apresentam-se em grande quantidade. Essa característica, aliada a homogeneidade ao longo de grandes extensões facilita, a infiltração das águas meteóricas que promove a recarga dos aquíferos por meio da

³³ Sedimento depositado por um sistema fluvial (CPRM, 2018).

renovação das águas subterrâneas e garante sua boa qualidade (REBOUÇAS, 2013; FITTS, 2015).

Em paralelo, nas camadas mais internas do perfil geológico, o movimento dessas águas subterrâneas é dificultado pela baixa porosidade do solo e das rochas ígneas que compõem a região em estudo, por isso, a permeabilidade é regida por um sistema irregular de fraturas, ou seja, de aquíferos do tipo fraturado (FITTS, 2015). Esse tipo de aquífero, é geralmente formado após um grande estresse da crosta terrestre e ocorre em conjunto (FITTS, 2015); possui espessos horizontes de rochas intemperizadas que armazenam volumes consideráveis de água infiltrada, conferindo assim, alto potencial de recarga apesar de seu armazenamento ser limitado (CPRM, 1999). Diante disso, o volume da recarga é determinado tanto pelas condições de ocorrência dos aquíferos quanto pelas formas de ocupação e uso do local da recarga que, determinarão as condições de infiltrabilidade (REBOUÇAS, 2013).

Por outro lado, após este processo, locais topograficamente mais baixos que a área de recarga recebem essa água subterrânea armazenada e promovem o seu retorno à superfície, em geral, sob a forma de nascentes de água mineral localizadas próximas às bases de encostas. As águas minerais que afloram nessas nascentes sofrem a influência das flutuações sazonais de precipitação que irão interferir tanto na vazão das fontes quanto na composição química dessas águas minerais (FITTS, 2015).

A mineralização dessas águas ao longo do processo de infiltração tem origem nas rochas ígneas de diques³⁴, geralmente granitóides, associados a um magma composto por mineral feldspatóide de silicato de alumínio e sódio (NaAlSiO_4), que promovem nas rochas encaixadas constituídas de gnaisses, xistos e quartzitos, importantes modificações de seus minerais por meio de processos de transformações químicas que promovem a entrada e/ ou saída de seus componentes químicos (CPRM, 1999). Sendo assim, a química das águas subterrâneas é restrita a cada aquífero em particular (MESTRINHO, 2008) e, esse processo de alteração, é intimamente influenciado pelo tempo de percolação e pelos aspectos geológicos que também determinam os meios de recarga, circulação, estocagem e descarga (REBOUÇAS, 2013).

Como a região de Águas de Contendas apresenta um substrato rochoso composto de gnaisses milonitizadas, composta por argilo-minerais, hidróxidos de ferro, quartzo e granada, cobertas por sedimentos de composição areno-silte-argilosa ricos em matéria

³⁴ Corpo ígneo intrusivo tabular geralmente de rocha ígnea que corta as estruturas planares das rochas encaixantes onde se aloja (CPRM, 2018).

orgânica seu aquífero do tipo fraturado faz com que a água percole por meio de rochas com grande alteração química. Esse aquífero origina afloramentos de água, com drenagem de caráter efluente pois ocorre ao longo da extensão do ribeirão Contendas e em pequenas vazões (CPRM, 1999).

Da mesma forma, Lambari também apresenta um aquífero do tipo fraturado por possuir um substrato rochoso composto de biotita gnaisse e quartzitos micáceos milonitizados cobertos por sedimentos aluvionares do córrego Mumbuca que, por sua vez, são recobertos por uma camada de argila orgânica. Devido às emanações gasosas, esse aquífero origina afloramentos de água intermitentes, à margem do ribeirão Mumbuca e, por isso, suas vazões são espontâneas (CPRM, 1999).

Mediante essas considerações, verifica-se que a litologia local predominante é constituída por minerais pouco solúveis, assim, as águas subterrâneas locais apresentam baixa mineralização. Contudo, devido à presença de grande quantidade de anidrido carbônico dissolvido nas águas das fontes hidrominerais, os teores de mineralização são variados. O anidrido carbônico dissolvido nessas águas tem origem na presença de níveis argilosos superficiais, ricos em matéria orgânica que proporcionam um ambiente produtor de CO₂ na zona de descarga do aquífero fraturado (CPRM, 1999).

As águas minerais da região de Águas de Contendas e Lambari, segundo o Código de Águas Minerais (BRASIL, 1945), são classificadas como frias, pois suas temperaturas são inferiores a 25° C, Tabelas 3.5.1 e 3.5.2. Devido a temperatura média das águas minerais, de aproximadamente 22,3 °C, ser bastante próxima às temperaturas médias ambientais, de aproximadamente 20,7 °C, essa diferença está associada tanto ao grau geotérmico, no qual, a cada 30 cm de profundidade que a água percola, sua temperatura aumenta em 1 °C quanto à existência de efeitos localizados como a presença de vulcanismo, gêiser e radioatividade e, geralmente independe da temperatura atmosférica. A importância da temperatura das águas naturais é devida à sua capacidade de acelerar reações químicas, diminuir a solubilidade dos gases e por realçar o odor e o sabor dessas águas. O aumento da temperatura está, também, diretamente relacionado com o aumento da condutividade elétrica (CE) (CPRM, 1999; SANTOS, 2008).

Tabela 3.5.1 – Parâmetros físico-químicos de Águas de Contendas

Local	Fonte Ferruginosa			Fonte Gasosa			Fonte Magnesiana	
Data	Jul.-1994	Out.-1995	Jul.-1997	Jul.-1994	Out.-1995	Jul.-1997	Out.-1995	Jul.-1997
Temperatura (°C)	22,0	21,5	21,0	22,0	21,5	21,0	22,5	21,7
pH	5,20	5,00	4,87	5,36	5,30	4,87	5,20	4,74
CE (µS/cm)	208,00	188,70	221,00	345,00	366,60	338,00	63,03	48,30
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	97,60	104,20	118,34	195,20	187,10	195,20	25,62	24,40

Fonte: adaptado de CPRM, 1999.

Tabela 3.5.2 – Parâmetros físico-químicos de Lambari

Local	Fonte M. Pinto		Fonte 2		Fonte 3		Fonte 4		Fonte 5	Fonte 6
Data	Outubro 1995	Julho 1997	Outubro 1995	Julho 1997	Outubro 1995	Julho 1997	Outubro 1995	Julho 1997	Julho 1997	Julho 1997
Temperatura (°C)	22,0	21,6	22,0	21,6	22,0	21,2	22,0	21,5	20,4	21,1
pH	4,80	4,69	4,50	4,62	4,90	4,76	5,00	4,85	4,86	4,68
CE (µS/cm)	53,30	83,20	53,30	80,80	95,90	97,20	74,60	80,80	66,40	67,30
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	30,50	15,86	30,50	21,96	41,48	21,96	28,06	3,42	22,57	12,00

Fonte: adaptado de CPRM, 1999.

Da mesma forma, como a CE pode ser definida como a capacidade de transmitir corrente elétrica por meio das substâncias dissolvidas na água, encontra-se diretamente relacionada com os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) (MESTRINHO, 2013). Sendo assim, o grau de mineralização das águas minerais pode ser determinado de acordo com seus respectivos valores de CE, como demonstra a Tabela 3.5.3.

Tabela 3.5.3 – Determinação do grau de mineralização das águas minerais por meio da CE

Condutividade elétrica (µS/cm)	Mineralização
< 100	Muito fraca
100 - 200	Fraca
200 - 400	Pouco acentuada
400 - 600	Média
600 - 1000	Importante
> 1000	Excessiva
> 1500	Excessiva

Fonte: adaptado de MENDES e OLIVEIRA, 2004.

Os sólidos presentes na água agrupam-se conforme o tamanho de suas partículas em: 1) Sólidos em suspensão, partículas >1,2 µm, que correspondem às partículas em suspensão como silte, argila e matéria orgânica e podem ser separadas da água por filtração; 2) STD, partículas < 1,2 µm, que correspondem às impurezas presentes na água, com exceção dos gases; 3) Sólidos Fixos (SF), porção do STD, filtrável ou não, que resta após a

calcinação a 550 °C por 1 h e; 4) Sólidos Voláteis (SV), porção do STD, filtrável ou não, que se perde após a calcinação a 550 °C por 1 h (ABNT, 1989; MESTRINHO, 2013). Conforme a quantidade de STD, em mg L⁻¹, a água pode ser classificada de acordo com a Tabela 3.5.4 (MESTRINHO, 2013). De forma análoga, para que as águas estejam dentro dos padrões de potabilidade estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2008) e pelo Ministério da Saúde – MS (BRASIL, 2000), o valor de seus STD deve ser inferior ao VMP de 1000 mg L⁻¹.

Tabela 3.5.4 – Classificação das águas pelos sólidos totais dissolvidos (STD)

Quantidade de STD (mg/L)	Classificação
STD < 1000	Doce
1000 < STD < 3000	Ligeiramente salobra
3000 < STD < 10000	Moderadamente salobra
10000 < STD < 100000	Salgada
STD > 100000	Salmoura

Fonte: adaptado de MESTRINHO, 2013.

A medida do pH da água é outro parâmetro físico-químico de importância, pois é determinado tanto pelas reações químicas quanto pelo equilíbrio entre os íons. Sendo assim, a concentração do gás carbônico dissolvido varia em função da alcalinidade da água. Em geral, as águas subterrâneas possuem pH entre 5,5 e 8,5 (SANTOS, 2008).

Os sedimentos aluvionares que possuem matéria orgânica vegetal em decomposição são ricos em ácidos húmicos e fúlvicos, responsáveis pela diminuição do pH nas águas minerais. As águas infiltrantes ricas em ácido carbônico incorporam os ácidos do solo e promovem a dissolução dos carbonatos presentes nas rochas dos aquíferos nos quais se armazenam. Este processo de intemperismo químico aumenta a concentração de sólidos totais dissolvidos (STD), pois originam o bicarbonato (HCO₃⁻) presente nas águas minerais (ANDRADE JÚNIOR, 1942; FREEZE e CHERRY, 1979; CPRM, 1999).

Desta forma, as águas subterrâneas reabastecidas por fluxos de trânsito rápido e superficiais possuem menor quantidade de STD e pH. Entretanto, as águas subterrâneas reabastecidas por fluxos de trânsito lento e profundos possuem maior quantidade de STD e pH. Assim, águas de fontes surgentes exibem menores valores de STD e pH do que as águas captadas de poços tubulares profundos, com profundidade maior que 70 m de profundidade (BERTOLO et al., 2007). Águas de Contendas possui quatro poços tubulares, dos quais um é profundo com 102 m de profundidade no Fontanário Público (Gasosa I) e três são rasos

com aproximadamente 8 m de profundidade na fonte “Magnesiana” e 12 m de profundidade nas fontes “Gasosa” e “Ferruginosa”, sua mineralização é menos intensa (CPRM, 1999).

Apesar das denominações “Ferruginosa”, “Magnesiana” e “Gasosa” inferidas às fontes do Parque das Águas de Contendas pela CODEMIG (2017), a CPRM (1999), por meio da análise mineralógica dessas águas, Tabela 3.5.5, classifica a fonte Ferruginosa como ferruginosa e bicarbonatada sódica; a fonte Magnesiana como mista, carbogasosa, não-radioativa a fracamente radioativa e fria, com temperatura média de 21,5 °C e; a fonte Gasosa como ferruginosa e mista. Para essas fontes, os elementos com maior concentração foram o silício, cálcio, sódio, ferro e potássio.

Tabela 3.5.5 – Análise mineralógica das águas minerais do Parque das Águas de Contendas

Local Data	Fonte Ferruginosa			Fonte Gasosa			Fonte Magnesiana	
	Jul.-1994	Out.-1995	Jul.-1997	Jul.-1994	Out.-1995	Jul.-1997	Out.-1995	Jul.-1997
Ca ⁺⁺ (mg/L)	12,50	12,51	13,35	22,50	22,99	21,11	1,98	2,19
Mg ⁺⁺ (mg/L)	5,20	4,55	4,93	7,40	7,93	7,78	0,57	0,63
Na ⁺ (mg/L)	12,4	13,29	14,16	19,40	19,32	19,44	4,44	4,45
K (mg/L)	5,70	5,85	6,05	8,20	8,21	8,01	2,47	2,54
Fe Total (mg/L)	6,150	6,680	6,590	14,000	9,130	13,000	0,080	0,101
Mn ⁺⁺ (mg/L)	0,290	0,370	0,243	0,500	0,340	0,429	0,030	0,036
Al (mg/L)	0,30	0,08	0,03	0,40	0,33	0,02	0,02	0,01
Ba (mg/L)	0,050	0,058	0,050	0,030	ND	0,050	< 0,05	< 0,05
F (mg/L)	0,34	-	0,24	0,31	-	0,24	-	0,12
P (mg/L)	0,15	0,26	0,46	0,20	ND	0,46	0,28	0,35
Li (mg/L)	0,008	-	ND	0,012	-	ND	ND	ND
Si (mg/L)	41,50	-	46,85	49,00	-	52,17	-	35,00
Zn (mg/L)	0,045	0,041		0,029	0,030		0,004	-
Se (mg/L)	< 0,01	-	ND	< 0,01	-	ND	ND	ND

ND = Não Detectado - Não especificado

Fonte: adaptado de CPRM, 1999.

Entretanto, o Parque das Águas de Lambari teve sua fonte de nome “03” classificada como fria, com temperatura média de 21,5 °C, bicarbonatada sódica, carbogasosa e de não-radioativas a fracamente radioativas; contudo, a fonte denominada “04” foi classificada como bicarbonatada sódica e a fonte denominada “05” foi classificada como ferruginosa, Tabela 3.5.6. As seis fontes de água mineral são utilizadas tanto para a ingestão diária da população local quanto para ingestão em tratamentos crenoterápicos³⁵ e os elementos com maior concentração foram o silício, cálcio, potássio e magnésio. (CPRM, 1999).

³⁵ Crenologia: é o conhecimento e o estudo das águas mineromedicinais em suas aplicações práticas, na prevenção e tratamento de várias entidades mórvidas (MOURÃO, 1992).

Tabela 3.5.6 – Análise mineralógica das águas minerais do Parque das Águas de Lambari

Local	Fonte M. Pinto		Fonte 2		Fonte 3		Fonte 4		Fonte 5	Fonte 6
Data	Outubro	Julho	Outubro	Julho	Outubro	Julho	Outubro	Julho	Julho	Julho
	1995	1997	1995	1997	1995	1997	1995	1997	1997	1997
Ca ⁺⁺ (mg/L)	5,21	3,88	5,03	3,98	6,79	4,81	3,35	2,24	3,35	3,15
Mg ⁺⁺ (mg/L)	2,04	1,94	1,96	1,89	1,75	1,77	0,95	1,02	1,76	1,76
K (mg/L)	3,01	2,13	2,90	2,12	2,97	1,95	2,03	1,29	2,60	1,76
Fe Total (mg/L)	0,090	0,018	0,169	0,019	0,080	0,023	0,040	0,029	1,066	0,401
Mn ⁺⁺ (mg/L)	0,340	0,062	0,330	0,057	0,060	0,063	0,040	0,036	0,065	0,052
Al (mg/L)	0,11	0,02	0,05	0,04	0,08	0,03	0,08	0,24	0,10	0,14
Ba (mg/L)	0,128	0,090	0,129	0,090	0,116	0,100	0,080	0,080	0,080	0,080
F (mg/L)	-	0,03	-	0,02	-	0,02	-	0,01	0,02	0,02
P (mg/L)	0,02	0,03	0,01	0,04	0,01	0,06	< 0,001	0,05	0,02	0,03
Si (mg/L)	-	0,549	-	6,26	-	6,53	-	4,60	-	-

- Não especificado

Fonte: adaptado de CPRM, 1999.

A medida da vazão, definida como a quantidade de água que atravessa a seção transversal de um duto, por unidade de tempo (MARQUES, 2017), neste caso, L h⁻¹, foi realizada em ambos os parques das águas pela CPRM (1999). O Parque das Águas de Águas de Contendas, apresentou para o ano de 1997 vazões de 180 L h⁻¹ para a fonte Ferruginosa, de 270 L h⁻¹ para a fonte Gasosa e de 280 L h⁻¹ para a fonte Magnésiana. Da mesma forma, o Parque das Águas de Lambari apresentou para o mesmo ano vazões de 5586 L h⁻¹ para a fonte Magalhães Pinto, de 1343 L h⁻¹ para a fonte 02, de 655 L h⁻¹ para a fonte 03, de 321 L h⁻¹ para a fonte 04, de 50 L h⁻¹ para a fonte 05 e de 133 L h⁻¹ para a fonte 06.

4 METODOLOGIA

4.1 Coleta das amostras

As amostras de água foram coletadas ao longo de 21 meses, por meio de coletas trimestrais nas quatro fontes de água mineral no Parque das Águas de Contendas e nas sete fontes de água mineral existentes dentro do Parque das Águas de Lambari; também foram coletadas amostras de água potável em ambos os parques das águas. No total, foram coletadas 55 amostras de água mineral e 13 amostras de água potável, de 15 L cada, para a realização das análises. As estações com amostras coletadas, em ambos os parques das águas, foram a primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e verão de 2018, Tabela 4.1.1. Assim, para as análises realizadas, o outono de 2018 não teve amostras coletadas e o inverno de 2018 teve amostras coletadas apenas para a realização da vazão, pH, CE e sólidos da água, Tabela 4.1.2.

Tabela 4.1.1 – Amostras coletadas

		Estações do ano							
Fontes		Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018	Outono 2018	Inverno 2018
		07/12/2016	15 e 16/02/2017	17/05/2017	13/07/2017	13/11/2017	19/03/2018	-	23/08/2018
Águas de Contendas	Ferruginosa	X	X	X	X	PR	X	-	X
	Magnésiana	X	FS	X	X	PR	X	-	X
	Gasosa I	X	X	X	X	X	X	-	X
	Gasosa II	X	X	X	X	PR	X	-	X
	Potável - AC	X	X	X	X	X	X	-	X
	Potável - CRV	-	-	-	-	-	X	-	X
Lambari	Alcalina	X	X	X	X	X	X	-	X
	Magnésiana	X	X	X	X	X	X	-	X
	Gasosa	X	X	X	X	X	X	-	X
	Ligeiramente Gasosa	X	X	X	X	X	X	-	X
	Picante	X	X	X	X	X	X	-	X
	Externa	-	-	X	X	X	X	-	X
	Ferruginosa	FS	FS	FS	FS	FS	X	-	FS
	Potável	X	X	X	X	X	X	-	X

X: Amostra coletada - Amostra não coletada FS: Fonte seca PR: Parque em reforma

Fonte: autora da dissertação.

Tabela 4.1.2 – Análises realizadas por coleta

Análises	Estações do ano							
	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2017	Outono 2018	Inverno 2018
pH	X	X	X	X	X	X	-	X
Temperatura	X	X	X	X	X	X	-	-
Vazão	X	X	X	X	X	X	-	X
CE	-	-	X	X	X	X	-	X
Sólidos da Água	-	-	X	X	X	X	-	X
EDXRF	X	X	X	X	-	-	-	-
ICP-OES	-	X	-	X	-	-	-	-
Radionuclídeos	X	X	X	X	X	X	-	-

X Análise realizada - Análise não realizada

Fonte: autora da dissertação.

Após a coleta, o pH das águas foi mantido em valores menores ou iguais a 2,0 por meio da adição de ácido nítrico (HNO_3) 50 % em 10 L de amostra e da adição de ácido clorídrico (HCl) 25 % nos 5 L restantes para preservar as amostras e evitar a adsorção nos frascos de polietileno dos radionuclídeos a serem identificados; de uma forma geral, amostras preservadas dessa maneira permanecem estáveis por vários meses (SMITHSON, 1990).

Em cada campanha trimestral de amostragem foram avaliados os principais parâmetros químicos e físico-químicos das amostras como temperatura e vazão, *in situ* e, pH, condutividade elétrica (CE) e sólidos da água, no laboratório. Para isso, aproximadamente 130 mL das mesmas amostras foram coletados em frascos de polietileno sem acidificação.

4.2 Equipamentos utilizados

A determinação do pH foi realizada por meio de um pHmetro com eletrodo de vidro, dimensões 210 x 250 x 55 mm e precisão de $\pm 0,003$, da marca Jenway, modelo 3510.

A condutividade foi determinada por um condutímetro com dimensões de 196 x 80 x 60 mm, compensação de temperatura automática de 10 °C a 40 °C, precisão a 20 °C e desvio padrão de ± 1 %, em toda a escala, da marca Hanna Instruments, modelo HI 9033.

Para a medida alfa e beta total foi utilizado o detector proporcional de fluxo gasoso e baixa radiação de fundo que utiliza o gás Ar- CO_2 para contagem, o software Windows para MS Operating Systems, da marca Berthold, modelo LB 770 “10 Channel α - β Low-Level Counter”.

Para medida da concentração de atividade do ^{210}Po foi utilizado um espectrômetro alfa que utiliza bomba a vácuo para deixar as câmaras de contagem sob baixa pressão e o software Apex-Alpha™ da marca Canberra, modelo Alpha Analyst.

Para a espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF) foi utilizado o equipamento da marca Shimadzu Corporation, modelo EDX-720 localizado no Centro de Lasers/ Centro de Química e Meio Ambiente (CLA/ CQMA – IPEN). O equipamento opera por meio de tubos de raios X de Ródio; corrente ajustada automaticamente de, no máximo, 1 mA; tensão de 15 kV de Na a Sc e de 50 kV de Ti a V; colimador de 5 mm; resfriamento com N_2 líquido; e detector de Si-Li. A análise dos resultados foi realizada por meio do programa Statistics 6.0, StatSoft Inc. (BONA et al., 2007).

Para a espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES) foi utilizado o equipamento da marca Spectro, modelo Arcos localizado no Laboratório de Análises Química e Ambiental/ Centro de Química e Meio Ambiente (LAQA/ CQMA – IPEN). O método de atomização utilizado é o de plasma acoplado individualmente, com temperatura típica de atomização de 6000 a 8000 °C e, tipo de espectroscopia de emissão. As condições de operação do equipamento foram: potência do plasma de 1400 W, velocidade da bomba de 30 rpm, vazão do gás refrigerante de 12,00 L min^{-1} , vazão auxiliar do gás de 1,0 L min^{-1} e, vazão do gás do nebulizador de 1,0 L min^{-1} . A análise dos resultados foi realizada por meio do programa Smart Analyzer, versão 4.02 (FAUSTINO, 2015; ULRICH, 2018).

4.3 Procedimento experimental para determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra

Para a determinação da concentração de atividade do ^{226}Ra e ^{228}Ra a técnica analítica empregada foi a medida alfa e beta total, respectivamente, após separação radioquímica (OLIVEIRA, 1993) com determinação em detector proporcional de fluxo gasoso e baixa radiação de fundo (DAMATTO, 2009).

O procedimento experimental para determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra , Figura 4.3.1, seguiu a metodologia de OLIVEIRA (19993) que utilizou as amostras acidificadas com ácido nítrico (HNO_3) 50 %. Inicialmente, foi realizada a divisão de um volume de 4,0 L em duas alíquotas de 2,0 L que foram concentradas para um volume final de 1,0 L.

Figura 4.3.1 – Fluxograma do procedimento experimental para determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra

Detector proporcional de fluxo gasoso e baixa radiação de fundo

Fonte: autora da dissertação.

A essas amostras concentradas foram adicionados 1 mL de carregador de bário (20 mg Ba mL^{-1}) e 1 mL de carregador de chumbo (20 mg Pb mL^{-1}), para a coprecipitação dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb na forma de sulfatos, mesmo quando presentes em concentrações muito baixas, devido ao aumento das concentrações de bário e chumbo na solução, melhorando, assim, o rendimento químico. Em seguida, adicionou-se 7 mL de ácido cítrico 2 mol L^{-1} para complexar o ferro e o alumínio presentes na solução e evitar que precipitassem na forma de hidróxidos mediante a adição de hidróxido de amônio (NH_4OH). Logo após, foram adicionadas gotas do indicador ácido/ base vermelho de metila e hidróxido de amônio (NH_4OH) concentrado até a virada do indicador que ocorre com pH entre 4,5 – 5,0. Por último, a solução foi aquecida até próximo a ebulição e foram adicionados 50 mL de ácido sulfúrico 3 mol L^{-1} , sob agitação, para que ocorresse a precipitação dos sulfatos de bário, rádio e chumbo; deixou-se o precipitado envelhecer até o dia seguinte.

No dia seguinte, o sobrenadante foi descartado e o precipitado transferido para um tubo de centrífuga com água superpura. A solução foi centrifugada a 2000 rpm por 10 minutos e o sobrenadante descartado. Ao precipitado obtido foram adicionados 2,0 g de ácido nitrilo tri-acético – NTA (Titriplex I), 40 mL de água superpura e 7 mL de NaOH 6 mol L^{-1} . A solução foi aquecida em banho-maria até a ebulição para dissolução do precipitado em meio básico; este procedimento possibilitou a complexação do chumbo enquanto o bário permaneceu em solução. Na sequência, foram adicionados 5 mL de sulfato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) 25 g L^{-1} , para que ocorresse a reprecipitação do sulfato de bário e rádio em meio básico e ajustou-se o pH entre 4,5 – 5,0 com ácido acético glacial; entretanto, o chumbo permaneceu em solução, complexado com o NTA. Deixou-se a solução decantar até o dia seguinte.

No terceiro dia de procedimento a solução foi centrifugada a 2000 rpm por 10 min e o sobrenadante separado para análise do chumbo. Como o chumbo complexa com o acetato, o precipitado foi lavado com acetato de amônio 20 % para remoção de uma porção residual de chumbo adsorvida ao precipitado de bário e rádio e centrifugado novamente sendo o sobrenadante adicionado ao anterior. O precipitado foi utilizado na determinação do rádio.

Ao precipitado foram adicionados 2,0 g de ácido etileno diaminotetraacético – EDTA (Triplex III), 40 mL de água superpura e 5 mL de hidróxido de amônio (NH_4OH) concentrado. A solução foi aquecida até ebulição em banho-maria para dissolução do precipitado em meio básico; este procedimento possibilitou a complexação de elementos como o cálcio e o tório que também precipitam como sulfatos possibilitando, assim, que o

precipitado de bário e rádio contenha menos interferentes. Na sequência, adicionou-se 5 mL de sulfato de amônio ((NH₄)₂SO₄) 25 g L⁻¹ para que ocorresse a precipitação do sulfato de bário e rádio (Ba(Ra)SO₄) em meio básico, ajustou-se o pH entre 4,5 – 5,0 com ácido acético glacial. Deixou-se a solução descansar até o dia seguinte.

Na última etapa do procedimento, a solução foi filtrada a vácuo com papel de fibra de vidro e o rendimento químico do procedimento foi determinado gravimetricamente a partir da massa de carregador de bário adicionado: 1 mL de carregador de Ba (20 mg mL⁻¹) corresponde a uma massa de 34,0 mg de sulfato de bário de rádio (Ba(Ra)SO₄).

Os radionuclídeos ²²⁶Ra e ²²⁸Ra foram determinados após 21 dias da precipitação, pois este é o tempo necessário para que: 1) alguns isótopos de rádio, emissores alfa, como o ²²³Ra e o ²²⁴Ra tenham decaído por completo; 2) o ²²⁶Ra entre em equilíbrio radioativo com seus filhos de meia vida curta, também emissores alfa e; 3) o equilíbrio radioativo entre o ²²⁸Ra e seu filho ²²⁸Ac de meia vida curta, emissores beta, também sejam atingidos.

A medida alfa total do radionuclídeo ²²⁶Ra e beta total do radionuclídeo ²²⁸Ra contidos no precipitado de sulfato de bário e rádio (Ba(Ra)SO₄), foi realizada em um detector proporcional de fluxo gasoso de baixa radiação de fundo. O precipitado contendo sulfato de bário e rádio (Ba(Ra)SO₄) é colocado em um suporte de aço inox para a medida do ²²⁶Ra e do ²²⁸Ra. As amostras foram medidas por 200 minutos e as concentrações de atividade dos radionuclídeos ²²⁶Ra e do ²²⁸Ra foram determinadas segundo as expressões (4.3.1) e (4.3.2), respectivamente:

$$A(^{226}\text{Ra}) = \frac{R_a - R_0}{R_q \cdot E \cdot V \cdot f_{abs} \cdot [1 + k(1 - e^{-\lambda t})]} \quad (4.3.1)$$

Onde:

A (²²⁶Ra) = concentração de atividade de ²²⁶Ra da amostra, em mBq L⁻¹

R_a = taxa de contagem total da amostra, em cps

R₀ = taxa de contagem da radiação de fundo, em cps

R_q = rendimento químico

E = eficiência de contagem, em cps dps⁻¹

V = volume da amostra, em L

f_{abs} (²²⁶Ra) = coeficiente de auto absorção do ²²⁶Ra no precipitado de RaSO₄

λ = constante de desintegração do ²²²Rn, 0,181 d⁻¹

t = tempo transcorrido entre a precipitação do ²²⁶RaSO₄ e a contagem, em dias

k= constante de auto absorção

$$A(^{228}\text{Ra}) = \frac{Rn - Bg}{60 \cdot Rq \cdot Ef\beta(^{228}\text{Ra}) \cdot V} - \frac{Ef\beta(^{226}\text{Ra}) \cdot A(^{226}\text{Ra})}{Ef\beta(^{228}\text{Ra})} \quad (4.3.2)$$

Onde:

$A(^{228}\text{Ra})$ = concentração de atividade do ^{228}Ra , em mBq L^{-1}

Rn = taxa de contagem beta total obtida, em cpm

Bg = taxa de radiação de fundo beta total, em cpm

Rq = rendimento químico

$EF\beta(^{228}\text{Ra})$ = eficiência de contagem beta total, calculada pela medida de um precipitado padrão de $\text{Ba}(^{228}\text{Ra})\text{SO}_4$, em cps dps^{-1}

$EF\beta(^{226}\text{Ra})$ = eficiência de contagem beta total, calculada pela medida de um precipitado padrão de $\text{Ba}(^{226}\text{Ra})\text{SO}_4$, em cps dps^{-1}

$A(^{226}\text{Ra})$ = concentração de atividade calculada para o ^{226}Ra , em Bq L^{-1}

V = volume da amostra, em L

4.4 Procedimento experimental para determinação de ^{210}Pb

Para a determinação da concentração de atividade do ^{210}Pb foi empregada a mesma técnica analítica de medida beta total após separação radioquímica (MOREIRA, 1993) com determinação realizada no mesmo detector utilizado pelo procedimento experimental para determinação do ^{226}Ra e ^{228}Ra (DAMATTO, 2009).

O procedimento experimental para determinação do ^{210}Pb , Figura 4.4.1, seguiu MOREIRA (1993) e iniciou com a solução obtida durante o procedimento para determinação do ^{226}Ra e do ^{228}Ra (MOREIRA, 1993).

Figura 4.4.1 – Fluxograma do procedimento experimental para determinação do ^{210}Pb

Continuação...

Detector proporcional de fluxo gasoso e baixa radiação de fundo

Fonte: autora da dissertação.

O sobrenadante que continha o chumbo, obtido da centrifugação, foi aquecido em banho-maria e 1 mL de sulfeto de sódio (Na_2S) 1 mol L^{-1} foi adicionado para que o chumbo precipitasse na forma de sulfeto. Deixou-se a solução descansar até o dia seguinte.

No dia seguinte, a solução foi centrifugada a 2000 rpm por 30 minutos e o sobrenadante descartado. O precipitado foi lavado com água superpura, centrifugado e o sobrenadante foi novamente descartado. Ao precipitado foram adicionadas gotas de ácido nítrico (HNO_3) concentrado sob aquecimento em banho-maria para sua solubilização; este procedimento fez com que o chumbo permanecesse em solução e fosse formado um precipitado amarelo de enxofre elementar. Na sequência, a solução obtida foi filtrada com papel qualitativo; adicionou-se ao filtrado acetato de amônio 40 % até pH 4,5 – 5,0 e aqueceu-se até ebulição. Adicionou-se 2,5 mL de cromato de sódio (Na_2CrO_4) 30 % para precipitação, sob aquecimento, mantendo-se por mais dez minutos. A solução foi filtrada a vácuo com papel de fibra de vidro e o rendimento químico do procedimento foi determinado gravimetricamente a partir da massa de carregador de chumbo adicionado: 1 mL de carregador de Pb (20 mg mL^{-1}) corresponde a uma massa de 31,2 mg de cromato de chumbo (PbCrO_4).

O ^{210}Pb foi determinado após 10 dias da precipitação, pois este é o tempo necessário para que o ^{210}Pb atinja o equilíbrio radioativo com seu filho ^{210}Bi . Como a meia-vida do radionuclídeo pai ($^{210}\text{Pb} = 22,3$ anos) é muito maior do que a meia-vida do radionuclídeo filho ($^{210}\text{Bi} = 5,01$ dias), quando o equilíbrio radioativo secular é atingido, o radionuclídeo filho decai com a mesma atividade que o radionuclídeo pai. Neste caso, quando transcorridas duas meias-vidas do ^{210}Bi (10, 02 dias) sua atividade corresponde a 75 % da atividade do ^{210}Pb .

A medida beta total do radionuclídeo ^{210}Pb contido no precipitado de cromato de chumbo (PbCrO_4) foi realizada em um detector proporcional de fluxo gasoso de baixa radiação de fundo. O precipitado contido no papel filtro foi colocado em suporte de aço inox e coberto com uma folha aluminizada do tipo mylar, com o intuito de barrar as partículas beta de baixa energia emitidas pelo ^{210}Pb . As amostras foram medidas por 200 minutos e a concentração de atividade de ^{210}Pb foi determinada segundo a expressão (4.4.1):

$$A(^{210}\text{Pb}) = \frac{R_a - R_0}{R_q \cdot E \cdot V \cdot (1 - e^{-\lambda t})} \quad (4.4.1)$$

Onde:

$A (^{210}\text{Pb})$ = concentração de atividade da amostra, em mBq L^{-1}

R_a = taxa de contagem total da amostra, em cps

R_0 = taxa de contagem da radiação de fundo, em cps

R_q = rendimento químico

E = eficiência de contagem, em cps dps^{-1}

V = volume da amostra, em L

t = tempo transcorrido entre a precipitação do $^{210}\text{PbCrO}_4$ e a contagem, em dias

λ = constante de desintegração do ^{210}Bi , $0,138 \text{ d}^{-1}$

4.5 Procedimento experimental para determinação de ^{210}Po

Para a determinação da concentração de atividade do ^{210}Po foi utilizada a espectrometria alfa, após separação radioquímica (DAMATTO et al., 2009).

O procedimento experimental para determinação do ^{210}Po utilizou a metodologia adaptada de NIERI NETO (1996) e de SEILER et al. (2011), Figura 4.5.1.

Figura 4.5.1 – Fluxograma do procedimento experimental para determinação do ^{210}Po

Fonte: autora da dissertação.

Um volume de 3,0 L acidificado com ácido clorídrico (HCl) 50 % foi dividido em duas alíquotas de 1,5 L, nas quais foram adicionadas traçador ^{209}Po . As amostras foram concentradas para um volume final de 200 mL em temperatura controlada de até 80 °C. Na sequência, adicionou-se de 0,5 mg a 1,0 mg de ácido ascórbico, agente complexante de Fe e o pH foi ajustado para aproximadamente 1,7 com hidróxido de amônio (NH_4OH) concentrado. A quantidade de ácido ascórbico foi determinada com base no teor de ferro presente nas amostras, pois os testes preliminares demonstraram que as amostras que receberam excesso de ácido ascórbico apresentaram espectro com alta absorção.

Na sequência, a amostra foi levada ao aquecimento sob agitação e temperatura controlada de até 80 °C para deposição espontânea do ^{210}Po e ^{209}Po em disco de cobre por 4 horas.

Após a deposição, o disco de cobre foi lavado com água superpura para remoção de partículas de polônio que não ficaram devidamente aderidas ao disco de cobre e levado a secagem. Posteriormente, o ^{210}Po e ^{209}Po contidos no disco de Cu foram contados no espectrômetro alfa por 250000 s, Figura 4.5.2.

Figura 4.5.2 – Contagem do ^{210}Po e ^{209}Po no espectrômetro alfa

Fonte: autora da dissertação

A medida da concentração de atividade do ^{210}Po foi determinada em um espectrômetro alfa segundo a expressão (4.5.1):

$$A(^{210}\text{Po}) = A_t \cdot \left(\frac{\text{cps}_a \cdot m_t}{\text{cps}_t \cdot m_a} \right) \quad (4.5.1)$$

Onde:

$A(^{210}\text{Po})$ = concentração de atividade de ^{210}Po na amostra, em Bq L^{-1}

A_t = atividade do traçador de ^{209}Po , em Bq L^{-1}

cps_a = taxa de contagem total da amostra, em cps

cps_t = taxa de contagem do traçador de ^{209}Po , em cps

m_t = massa do traçador, em μL

m_a = massa da amostra, em μL

4.6 Determinação da eficiência de contagem alfa e beta total para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb e da eficiência da espectrometria alfa para o ^{210}Po

De acordo com OLIVEIRA (1993), a eficiência de contagem para um determinado radionuclídeo emissor é um fator de calibração do sistema de medida utilizado.

A determinação da eficiência para amostras de $\text{Ba}(^{226}\text{Ra})\text{SO}_4$ foi realizada por OLIVEIRA (1993), por meio da medida alfa total de um padrão de referência de ^{241}Am eletrodepositado em disco de níquel e contado em detector proporcional de fluxo gasoso e baixa radiação de fundo. Assim, a eficiência α do ^{226}Ra foi calculada por meio da expressão (4.6.1):

$$\text{EF}\alpha(^{226}\text{Ra}) = \frac{R_n - B_g}{A_p(^{241}\text{Am}) \cdot 60 \cdot RQ} \quad (4.6.1)$$

Onde:

$\text{EF}\alpha(^{226}\text{Ra})$ = eficiência de contagem alfa para medida de ^{226}Ra , calculada pelo padrão de ^{241}Am , em cps dps^{-1}

R_n = taxa de contagem alfa do padrão, em cpm

B_g = taxa de contagem do background alfa do detector, em cpm

$A_p(^{241}\text{Am})$ = atividade da fonte de ^{241}Am corrigida para a data da medida, em Bq kg^{-1}

RQ = rendimento químico da eletrodeposição do padrão de ^{241}Am , em kg

A eficiência para amostras de $\text{Ba}^{(228}\text{Ra)}\text{SO}_4$ também foi realizada por OLIVEIRA (1993) por meio da medida beta total com a adição de um padrão de referência de ^{228}Ra . Assim, a eficiência β do ^{228}Ra foi calculada por meio da expressão (4.6.2).

A eficiência para amostras de $^{210}\text{PbCrO}_4$ foi realizada por MOREIRA (1993) por meio da medida beta total de um padrão de referência de ^{210}Pb , com concentração de atividade conhecida. Assim, a eficiência β do ^{210}Pb também foi calculada por meio da expressão (4.6.2).

$$\text{EF}\beta (^{228}\text{Ra ou } ^{210}\text{Pb}) = \frac{Rn - Bg}{A_p (^{228}\text{Ra ou } ^{210}\text{Pb}) \cdot 60 \cdot RQ} \quad (4.6.2)$$

Onde:

$\text{EF}\beta (^{228}\text{Ra ou } ^{210}\text{Pb})$ = eficiência de contagem beta para medida de ^{228}Ra ou ^{210}Pb , em cps dps^{-1}

Rn = taxa de contagem beta do padrão, em cpm

Bg = taxa de contagem do background beta do detector, em cpm

$A_p (^{228}\text{Ra ou } ^{210}\text{Pb})$ = atividade do padrão de ^{228}Ra ou ^{210}Pb corrigida para a data da medida, em Bq kg^{-1}

RQ = rendimento químico, em kg

A eficiência para amostras de ^{210}Po foi realizada por NIERI NETO (1996) por meio da medida da atividade de uma fonte calibrada com padrão de referência de ^{241}Am . Assim, a eficiência do ^{210}Po para o espectrômetro alfa foi calculada por meio da expressão (4.6.3):

$$\text{EF} = \frac{Ca}{A_p} \quad (4.6.3)$$

Onde:

EF = eficiência de detecção, em cps dps^{-1}

Ca = contagem da amostra, em cps

A_p = atividade nominal da fonte, em dps

4.7 Cálculo do limite inferior de detecção (LID) para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po

O limite inferior de detecção (LID) com confiabilidade de 95 % para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po encontram-se apresentados na Tabela 4.7.1.

Tabela 4.7.1 – Valores de LID para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po

	LID mBq/L $\pm$ DP	Fonte
^{226}Ra	$2,2 \pm 0,2$	OLIVEIRA, 1993
^{228}Ra	$3,7 \pm 0,1$	OLIVEIRA, 1993
^{210}Pb	$4,9 \pm 0,4$	MOREIRA, 1993
^{210}Po	$3,3 \pm 0,4$	Autora da dissertação

O limite inferior de detecção (LID) com confiabilidade de 95 % para o ^{210}Po , em disco de cobre, foi determinado pelo presente estudo e para a realização desta medida utilizou-se água superpura como branco do processo.

Estes valores foram determinados segundo a expressão (4.7.1) (OLIVEIRA, 1993; MOREIRA, 1993):

$$\text{LID} = \frac{4,66 \cdot S_b}{T \cdot Ef \cdot Rq \cdot Q} \quad (4.7.1)$$

Onde:

LID = limite inferior de detecção, em mBq L⁻¹

4,66 = valor tabelado, considerando-se um nível de confiança de 95 %, correspondente a um risco pré-selecionado de existir um certo grau de atividade na amostra sendo que não existe e, vice-versa

S_b = desvio padrão da contagem de um branco do processo

T = tempo de medida, em s

Ef = eficiência do sistema de contagem, em cps dps⁻¹

Rq = rendimento químico

Q = quantidade de amostra, em L

4.8 Cálculo da dose efetiva comprometida

O cálculo da dose efetiva comprometida foi realizado para a ingestão de água mineral contendo ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po ; a dose para o corpo inteiro (H_e) foi integrada ao intervalo de tempo de até 5 anos de vida para crianças, até 15 anos para adolescentes e até 70 anos de um adulto, após a ingestão da água mineral; a dose para os principais órgãos afetados para estes radionuclídeos (H_o) foi determinada apenas até os 70 anos de vida de um adulto (ICRP 119, 2012a). Para os radionuclídeos de interesse, essas doses foram determinadas a partir da expressão (4.8.1) (ICRP, 2012b):

$$H_{e,o} = C_n \times I \times FCD_e \quad (4.8.1)$$

Onde:

$H_{e,o}$ = dose efetiva comprometida no corpo inteiro (H_e) e nos principais órgãos afetados (H_o) por cada um dos radionuclídeos em estudo, em mSv ano^{-1}

C_n = concentração de atividade do radionuclídeo n na água potável, em Bq L^{-1}

I = taxa de ingestão de água, em L ano^{-1}

FCD_e = fator de conversão de dose efetiva comprometida para a ingestão do radionuclídeo n , em Sv Bq^{-1}

Os valores de ingestão de água foram retirados das recomendações do WHO (2004) para adultos. Entretanto, como esta mesma referência não especifica os valores de ingestão para crianças de 5 anos e adolescentes de 15 anos os valores utilizados foram retirados das recomendações do Instituto de Hidratação e Saúde – IHS (2010), como demonstra a Tabela 4.8.1.

Tabela 4.8.1 – Recomendações de ingestão anual de água para crianças, adolescentes e adultos

	Ingestão anual L/ano	Fonte
5 anos	584	IHS (2010)
15 anos	730	IHS (2010)
Adultos	730	WHO (2004)

Os valores dos fatores de conversão de dose (FCD) do ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para o corpo inteiro foram extraídos das recomendações da ICRP (ICRP 67, 1993) e CNEN

(CNEN-NN-3.01/011, 2011), conforme demonstra a Tabela 4.8.2. Da mesma forma, os valores dos FCD para os principais órgãos afetados por estes radionuclídeos foram extraídos das recomendações das ICRP (ICRP 30, 1979), conforme demonstra a Tabela 4.8.3.

Tabela 4.8.2 – FDC dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para o corpo inteiro

Radionuclídeo	FCD (Sv/Bq) para a exposição do corpo inteiro			
	* 2 a 7 anos 12 a 17 anos > 17 anos			
	**	5 anos	15 anos	Adultos até 70 anos
^{226}Ra		$6,2 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$
^{228}Ra		$3,4 \cdot 10^{-6}$	$5,3 \cdot 10^{-6}$	$6,9 \cdot 10^{-7}$
^{210}Pb		$2,2 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$6,9 \cdot 10^{-7}$
^{210}Po		$4,4 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$

* classificação etária da CNEN

** classificação etária da ICRP

Fonte: ICRP 67 (1993); CNEN-NN-3.01/011 (2011).

Tabela 4.8.3 – FDC dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para os principais órgãos afetados

FCD (Sv/Bq)									
Radionuclídeo	Baço	Fígado	Gônadas	Medula	Osso	Pulmões	Rins	Seios	Fonte
				Óssea					
				Vermelha					
²²⁶ Ra	-	-	9,2.10 ⁻⁸	6,0.10 ⁻⁷	1,3.10 ⁻⁵	-	-	-	ICRP 30, 1979a
²²⁸ Ra	-	-	1,6.10 ⁻⁷	6,5.10 ⁻⁷	2,5.10 ⁻⁵	1,6.10 ⁻⁷	-	1,6.10 ⁻⁷	ICRP 30, 1979a
²¹⁰ Pb	-	6,1.10 ⁻⁶	-	1,5.10 ⁻⁶	2,2.10 ⁻⁵	-	2,8.10 ⁻⁶	-	ICRP 30, 1979b
²¹⁰ Po	4,4.10 ⁻⁶	4,4.10 ⁻⁷	-	-	1,6.10 ⁻⁶	-	2,5.10 ⁻⁶	-	ICRP 30, 1979a

Fonte: ICRP 30, 1979.

A norma “Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica” (CNEN-NN-3.01, 2014) estabelece como limite primário de dose efetiva anual para indivíduos do público o valor de 1 mSv. Assim, como a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), a norma CNEN-NN-3.01 utiliza como parâmetro de referência o cálculo da dose efetiva comprometida. Desta forma, pôde-se verificar a conformidade com os limites, restrições de dose e níveis de referência adotados pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP 67, 1993). Os coeficientes de dose adotados para exposição de indivíduos do público encontram-se tabelados na posição regulatória CNEN-NN-3.01/011 (2011).

4.9 Procedimento experimental para espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF)

Para a espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF) foram utilizados 200 mL para a caracterização química inorgânica.

Para esta técnica, alíquotas de 200 mL foram concentradas para 20 mL nas estações do verão e inverno de 2017 e para 10 mL nas estações da primavera de 2016 e do outono de 2017. Utilizou-se amostras acidificadas com HNO_3 50 %. Em seguida, 400 μL de amostra foram colocados em suporte de polietileno revestido com filme de polipropileno, para evitar vazamento da amostra, Figura 4.9.1 (BONA et al., 2007).

Figura 4.9.1 – Fluxograma do procedimento experimental para a espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF)

Fonte: autora da dissertação.

Na sequência, o suporte contendo a amostra foi levado à leitura por 100 s com seis repetições por amostra. Devido a amostra ser líquida, não foi possível a aplicação de vácuo, assim, dentre todos os elementos analisados pelo equipamento, 17 elementos foram determinados, dos quais, somente sete elementos foram utilizados: Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V.

Para a realização da análise dessas amostras foram feitas diversas diluições do padrão de referência líquido AccUTrace™ Reference Standard (Catalog No. CLP-ICV-01-R-5) (BONA et al., 2007), utilizado para a calibração do equipamento. Sendo assim, cada elemento analisado obteve uma curva de calibração, Figura 4.9.2, determinada a partir da expressão (4.9.1):

$$X_i = b \cdot I_i + c \quad (4.9.1)$$

Onde:

X_i = concentração do elemento medido na amostra, em ppm

b = coeficiente da intensidade da medida da amostra

I_i = Intensidade da medida da amostra, em cps

c = ponto de intersecção da curva com o eixo Y

Figura 4.9.2 – Exemplo de curva de calibração da EDXRF para o elemento Se

Fonte: SALVADOR, 2017.

Os valores obtidos após a calibração do equipamento para cada um dos elementos mensurados foram utilizados para a determinação limite mínimo de quantificação (LMQ). Assim, o LMQ representa os menores valores de desvio padrão relativo e erro relativo obtidos pela curva de calibração usando o padrão de referência líquido, Tabela 4.9.1:

Tabela 4.9.1 – Valores estimados para o limite mínimo de quantificação (LMQ)

Elemento	200mL - 20mL			200mL - 10mL			Desvio Padrão Relativo	Erro Relativo
	Limite de Detecção	Valor Calculado $\pm$ DP		Limite de Detecção	Valor Calculado $\pm$ DP			
Ag	0,50	0,60 $\pm$ 0,06		0,25	0,30 $\pm$ 0,03		11,51	19,40
Cd	0,25	0,28 $\pm$ 0,04		0,13	0,14 $\pm$ 0,02		16,77	11,42
Co	2,50	2,34 $\pm$ 0,14		1,25	1,17 $\pm$ 0,07		5,50	6,43
Cu	1,25	1,17 $\pm$ 0,10		0,63	0,59 $\pm$ 0,05		7,80	6,30
Se	0,02	0,02 $\pm$ 0,00		0,01	0,01 $\pm$ 0,00		14,14	15,50
Ti	0,50	0,57 $\pm$ 0,02		0,25	0,28 $\pm$ 0,01		3,86	13,69
V	0,40	0,43 $\pm$ 0,02		0,20	0,21 $\pm$ 0,01		5,80	7,10

Fonte: autora da dissertação.

4.10 Procedimento experimental para espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES)

Na espectrometria de emissão óptica, a amostra é decomposta em átomos por meio de um gás de alta temperatura que produz átomos excitados que emitem radiação em comprimentos de ondas típicos de cada elemento (HARRIS, 2007).

Para a espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES) foram utilizados 200 mL de água mineral de cada fonte dos parques estudados para a caracterização química inorgânica; as amostras acidificadas com HNO₃ 50 % foram concentradas para 20 mL nas estações do verão e inverno de 2017 e no verão de 2018 para as amostras da fonte Ferruginosa do Parque das Águas de Lambari, Figura 4.10.1.

Figura 4.10.1 – Fluxograma do procedimento experimental para a espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES)

Fonte: autora da dissertação.

Na sequência, o frasco contendo a amostra foi levado à leitura no espectrômetro de emissão óptica com plasma de argônio na forma líquida, com três repetições por amostra. No espectrômetro, a amostra entrou em contato com o plasma e passou pelos processos de: 1) dessolvatação, convertida em aerossol pela remoção do solvente; 2) vaporização, convertida em um gás de partículas individuais e; 3) ionização, as partículas se dissociam em íons que emitem uma radiação característica (BOSS e FREDEEN, 2004).

Foram analisados os elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, cujas linhas espectrais são apresentadas na Tabela 4.10.1.

Tabela 4.10.1 – Linhas espectrais dos elementos analisados

Elementos	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Fe
Linhas (λ nm)	167,078	189,042	233,527	317,933	214,438	205,618	238,204
	176,641		455,404			267,716	259,941
Elementos	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Zn
Linhas (λ nm)	766,491	279,533	257,611	330,237	221,648	220,353	213,856
					231,604		

Fonte: ULRICH, 2018.

Para a realização da calibração do equipamento foram feitas seis diluições de uma solução-padrão multielementar utilizando como base os padrões monoelementares da Tabela 4.10.2. Assim, para cada elemento analisado foi construída uma curva de calibração, como exemplificado na Figura 4.10.2 para o elemento Fe usando o programa Smart Analyzer, versão 4.02.

Tabela 4.10.2 – Padrões monoelementares utilizados para confecção da solução-padrão utilizada para calibração do equipamento

Elemento	Concentração	Meio	Origem
Alumínio	10000 µg/mL	HNO ₃ 1%	AccuStandard
Arsênio	1000 µg/mL	HNO ₃ 2%	Inorganic Ventures
Bário	1000 µg/mL	HNO ₃ 2%	AccuStandard
Cádmio	1000 µg/mL	HNO ₃ 2%	AccuStandard
Calcio	10000 µg/mL	HNO ₃ 2-5%	AccuStandard
Chumbo	1001 mg/L	HNO ₃ 2-3%	Merck
Cromo	1000 µg/mL	HNO ₃ 2%	Inorganic Ventures
Ferro	1000 mg/L	HNO ₃ 0,5 mol/L	Merck
Magnésio	1005 µg/mL	HNO ₃ 0,1%	Inorganic Ventures
Manganês	995 µg/mL	HNO ₃ 3%	Inorganic Ventures
Níquel	1000 µg/mL	HNO ₃ 2-5%	AccuStandard
Potássio	10000 µg/mL	HNO ₃ 2-5%	AccuStandard
Sódio	10000 µg/mL	HNO ₃ 2-5%	AccuStandard
Zinco	1001 µg/mL	HNO ₃ 2%	Inorganic Ventures

Fonte: ULRICH, 2018.

Figura 4.10.2 – Exemplo de curva de calibração da ICP-OES para o elemento Fe

Fonte: ULRICH, 2018.

Os valores obtidos após a calibração do equipamento para cada um dos elementos mensurados foram utilizados para a determinação do LMQ que representa a concentração

mínima e os erros relativos obtidos pelas curvas de calibração usando a solução-padrão multielementar, Tabela 4.10.3:

Tabela 4.10.3 – Valores estimados para o limite mínimo de quantificação (LMQ)

Elementos	LMQ	Erro da Curva	Unidade
Al	0,05	0,01720	mg/kg
As	0,005	0,00108	mg/kg
Ba	0,05	0,00486	mg/kg
Ca	10,143	0,50900	mg/L
Cd	0,043	0,01150	mg/kg
Cr	0,01	0,00282	mg/kg
Fe	0,05	0,00712	mg/kg
K	0,055	0,12900	mg/kg
Mg	0,201	0,32300	mg/kg
Mn	0,01	0,00272	mg/kg
Na	6,756	2,44000	mg/L
Ni	0,01	0,00265	mg/kg
Pb	0,008	0,00628	mg/kg
Zn	0,021	0,00519	mg/kg

Fonte: ULRICH, 2018.

4.11 Procedimento experimental para caracterização dos sólidos da água

Para a caracterização dos sólidos da água foram coletadas, separadamente, de 150 mL a 200 mL de água em frascos de polietileno não acidificadas, realizadas nas estações do outono, inverno e primavera de 2017 e, no verão de 2018 (ABNT, 1989).

As cápsulas de porcelana utilizadas no procedimento foram preparadas colocando-as para secar à temperatura de 550 ± 50 °C, em mufla, por 1 h. Na sequência, a cápsula foi deixada no dessecador para esfriamento, pesada e recolocada no dessecador até o momento da utilização, Figura 4.11.1 (ABNT, 1989).

Figura 4.11.1 – Fluxograma do procedimento de preparação das cápsulas

Fonte: autora da dissertação.

Os sólidos totais dissolvidos (STD) são constituídos pelo resíduo restante na cápsula após secagem de um determinado volume de amostra (SANTOS, 2008), assim, para sua caracterização foram transferidos para a cápsula, previamente preparada, 130 mL de amostra homogeneizada, medida em proveta. Na sequência, a amostra foi evaporada em banho-maria até a secar e, a cápsula contendo o resíduo foi levada à estufa com temperatura entre 103° C a 105° C, por 1 h, Figura 4.11.2. Posteriormente, deixou-se a cápsula com resíduo esfriar em dessecador, até atingir a temperatura ambiente, para realização de nova pesagem. Os STD foram determinados segundo a expressão (4.10.1) (ABNT, 1989):

$$R_1 = \frac{(m_{cap+am} - m_{cap}) \cdot 1000}{V} \quad (4.11.1)$$

Onde:

R_1 = Resíduo, neste caso, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), em mg L⁻¹

m_{cap+am} = Massa da cápsula e do resíduo, em mg

m_{cap} = Massa da cápsula vazia, em mg

V = volume da amostra, em mL

Figura 4.11.2 – Fluxograma do procedimento para determinação dos Sólidos Totais Dissolvidos (STD) das amostras de água

Fonte: autora da dissertação.

O resíduo obtido na determinação dos STD foi calcinado a uma temperatura de 550±50 °C, em mufla, por 1 h. Logo após, foi esfriado em dessecador, até atingir a temperatura ambiente e, pesado, compondo assim, os sólidos fixos (SF) (SANTOS, 2008), como apresentado na Figura 4.11.1; para sua determinação também foi utilizada a expressão (4.11.1) (ABNT, 1989).

Entretanto, para a determinação dos sólidos voláteis (SV), os quais são os sólidos que foram volatilizados durante a calcinação (SANTOS, 2008), foram utilizados os valores de STD e SF segundo a expressão (4.11.2) (ABNT, 1989):

$$R_2 = \text{STD} - \text{SF} \quad (4.11.2)$$

Onde:

R_2 = Resíduo, neste caso, Sólidos Voláteis (SV), em mg L⁻¹

4.12 Análise Estatística

Para melhor exploração dos resultados obtidos pelo presente trabalho, foram utilizadas as técnicas estatísticas de análise de Clusters e coeficiente de correlação de Pearson realizadas no programa PAST 3 – Paleontological Statistical versão 3.15 e, *ANOVA* realizada no programa Microsoft Excel versão 2018.

A análise de agrupamentos, ou Cluster, é uma técnica multivariada de reconhecimento de padrões que visa agrupar fatores com base em suas características, assim, é utilizada para verificar a existência de comportamentos semelhantes entre fatores distintos em relação a determinadas variáveis (HAIR JUNIOR et al., 2009; FÁVERO e BELFIORE, 2017). Para esta análise, aplicou-se as médias das concentrações de atividade dos radionuclídeos ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po e as médias das concentrações dos elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn e, verificou-se a semelhança entre as amostras das fontes de água mineral pertencentes ao mesmo parque e entre as amostras das fontes dos Parques das Águas de Contendas e de Lambari por meio da medida da distância euclidiana entre as médias das concentrações de atividade e das concentrações dos elementos químicos para cada uma das estações amostradas. Assim, para a formação dos grupos utilizou-se o Método de Ward que, por estar embasado na variação interna de cada grupo diminui a variância interna nos agrupamentos e, por isso, tende a gerar agrupamentos com números mais similares de casos.

O coeficiente de correlação de Pearson (r) é uma proporção entre a medidas das variações separadas e da variância compartilhada pelas duas variáveis, por isso, o coeficiente de correlação mede a direção, negativa ou positiva, e a intensidade, -1 a +1, entre duas variáveis quantitativas que possuem uma relação linear, como demonstra a Figura 4.12.1 e, é utilizado para verificar a existência de uma relação entre as variáveis em estudo por meio

da expressão (4.12.1) (MOORE e MCCABE, 2002; DANCEY e REIDY, 2006; FÁVERO e BELFIORE, 2017).

Figura 4.12.1 – Interpretação do coeficiente de correlação de Pearson

Fonte: FÁVERO e BELFIORE, 2017.

$$r = \frac{1}{n-1} \sum \left(\frac{X_i - \bar{X}}{S_x} \right) \left(\frac{Y_i - \bar{Y}}{S_y} \right) \quad (4.12.1)$$

Onde,

r = coeficiente de correlação de Pearson

n = número de amostras

X_i, Y_i = variável X e Y, respectivamente

$\bar{X}, \bar{Y}$ = média dos valores da variável X e Y, respectivamente

S_x, S_y = desvio padrão dos valores da variável X e Y, respectivamente

O direcionamento fornecido pelo coeficiente de correlação de Pearson indica uma relação diretamente proporcional quando o valor de r é positivo, indica uma relação não linear quando o valor de r se aproxima a zero e, indica uma relação inversamente proporcional quando o valor de r é negativo. Assim, correlações perfeitas foram atribuídas a valores de +1 e -1, correlações fortes a valores de $\pm 0,7$ a $\pm 0,9$, moderadas a valores de $\pm 0,4$ a $\pm 0,6$ e, fracas a valores de $\pm 0,1$ a $\pm 0,3$ (DANCEY e REIDY, 2006).

Para a realização do coeficiente de correlação de Pearson foram utilizados os parâmetros físicos, físico-químicos, os STD, a concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e as concentrações dos elementos maiores e menores da caracterização química inorgânica obtidos para ambos os parques das águas, em todas as estações amostradas. Para as amostras que apresentaram valores abaixo do LID para os

radionuclídeos em estudo, foram utilizados os valores estipulados do limite mínimo de detecção para cada um desses radionuclídeos. Da mesma forma, para as amostras que apresentaram valores abaixo do LMQ para os elementos químicos inorgânicos, foram utilizados os valores estipulados do limite mínimo de quantificação para cada um desses elementos.

A análise de variância, ou *ANOVA*, é uma técnica estatística utilizada para investigar as interações entre os fatores, ou seja, determinar se fatores de dois ou mais grupos são provenientes de populações com médias iguais, com base em uma medida dependente. Neste trabalho, foi utilizada a *ANOVA* de dois fatores que fornece uma variável-resposta quantitativa para testar as hipóteses: H_0 , na qual não há interação entre os fatores e, H_1 , na qual há interação entre os fatores. Com isso, a *ANOVA* produz uma tabela, exemplificada pela Tabela 4.12.1, que por meio de seus valores calculados possibilita determinar se existem efeitos de interações entre os fatores de acordo com a região na qual está localizado o valor da estatística F calculada, como demonstra a Figura 4.12.1 (MOORE e MCCABE, 2002; LEVINE et al., 2012, FÁVERO e BELFIORE, 2017).

Tabela 4.12.1 – Exemplo de tabela *ANOVA*

Fonte da Variação	SQ	gl	MQ	F	Valor-p	F crítico
Amostra						
Colunas						
Linhas						
Dentro						
Total						

Fonte: adaptado de LEVINE et al., p.410, 2012.

Assim, a tabela produzida pela *ANOVA* fornece os valores de soma dos quadrados (SQ), graus de liberdade (gl), média dos quadrados (MQ) ou variância, valor da estatística F calculada (F), probabilidade de obtenção do valor F (Valor-p) e valor da estatística F calculada que divide as regiões de rejeição e não rejeição (F crítico), com base no nível de significância de 0,05 recomendado pela literatura (LEVINE, et al., 2012).

Figura 4.12.2 – Exemplo das regiões de rejeição e não rejeição no nível de significância de 0,05

Fonte: adaptado de LEVINE et al., p.411, 2012.

Para realização da *ANOVA* para ambos os parques das águas, foram utilizadas as médias das concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , as concentrações dos elementos químicos inorgânicos Ag, Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn e, a precipitação média anual para o distrito de Águas de Contendas e a cidade de Lambari, com o intuito de verificar a interação desses dois fatores e a promoção da sazonalidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para o Parque das Águas de Águas de Contendas, a fonte Magnesiana não foi amostrada durante a coleta do verão de 2017, pois encontrava-se seca. De forma similar, na coleta da primavera de 2017, o parque encontrava-se em reforma e impossibilitou a coleta das fontes Ferruginosa, Magnesiana e Gasosa II. No verão de 2018 foi realizada a coleta de água potável na prefeitura da cidade de Conceição do Rio Verde (Potável – CRV) para comparação com a água potável coletada no distrito de Águas de Contendas (Potável – AC), próximo ao parque das águas. No inverno de 2018, foram coletadas amostras apenas para realização dos sólidos da água e da condutividade elétrica.

Para o Parque das Águas de Lambari, a fonte Ferruginosa permaneceu seca durante todas as coletas, com exceção, do verão de 2018 e, devido à quantidade reduzida de amostra coletada, não foi possível a coleta de amostra para realização dos sólidos da água para esta fonte. Por outro lado, por se localizar no exterior do parque, a fonte Externa começou a ser analisada no outono de 2017, pois sua existência só ficou conhecida nesta data.

5.1 pH

Nas Figuras 5.1.1 e 5.1.2 são apresentados os valores de pH medidos nos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari, respectivamente. Em Águas de Contendas, os valores variaram de 4,67 a 5,97 e, em Lambari, os valores variaram de 4,27 a 5,41. Para a água potável em ambos os parques, os valores foram maiores e variaram de 7,17 a 7,78 no Parque das Águas de Águas de Contendas e de 6,15 a 7,30 no Parque das Águas de Lambari. Todos os valores de pH medidos nas coletas são apresentados na forma de tabela no APÊNDICE A.

Verificou-se que os valores de pH obtidos pelo presente trabalho estão dentro da faixa de 5,5 a 8,5, estipulados para águas doces (MESTRINHO, 2013).

Figura 5.1.1 – pH das águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.1.2 – pH das águas das fontes do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

A pouca variação do pH das amostras coletadas, também verificada pela CPRM (1999), reflete a influência reduzida da sazonalidade em detrimento dos fatores relacionados ao fluxo subterrâneo como o tempo de percolação, velocidade do fluxo, grau geotérmico, entre outros. Essa inferência é ressaltada pela similaridade dos resultados obtidos pela CPRM (1999) na década de 1990 e os obtidos pelo presente trabalho.

5.2 Temperatura

Nas Figuras 5.2.1 e 5.2.2 são apresentados os valores de temperatura medidos nos Parques das Águas de Águas de Contendas e de Lambari, respectivamente. Em Águas de Contendas, os valores variaram de 21 °C a 24 °C e, em Lambari, os valores variaram de

20 °C a 23 °C. Para a água potável em ambos os parques, os valores variaram de 20 °C a 27 °C no Parque das Águas de Águas de Contendas e de 18 °C a 24 °C no Parque das Águas de Lambari. Todos os valores de temperatura medidos nas coletas são apresentados na forma de tabela no APÊNDICE B.

Figura 5.2.1 – Temperatura, em °C, das águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.2.2 – Temperatura, em °C, das águas das fontes do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

Da mesma forma que o pH, a pouca variação da temperatura das amostras coletadas, também foi verificada pela CPRM (1999) e refletiu a influência reduzida da sazonalidade em detrimento dos fatores relacionados ao fluxo subterrâneo como o tempo de percolação, velocidade do fluxo, grau geotérmico, entre outros. Essa inferência também foi ressaltada

pela similaridade dos resultados obtidos pela CPRM (1999) na década de 1990 e os obtidos pelo presente trabalho.

5.3 Vazão

Nas Figuras 5.3.1 e 5.3.2 são apresentados os valores de vazão medidos nos Parques das Águas de Águas de Contendas e de Lambari, respectivamente. Em Águas de Contendas, os valores variaram de 71 a 218 L h⁻¹ e, em Lambari, os valores variaram de 1 a 756 L h⁻¹. Todos os valores de vazão medidos nas coletas são apresentados na forma de tabela no APÊNDICE C. Ressalta-se que a fonte Gasosa I do Parque das Águas de Águas de Contendas e a fonte Externa do Parque das Águas de Lambari não tiveram seus valores amostrados por não possuírem vazões livre e serem puxadas por bomba, como as águas potáveis.

Para o Parque das Águas de Águas de Contendas, as vazões obtidas em cada uma das fontes estudadas não se repetiram em nenhuma das estações amostradas em dois anos seguidos. Entretanto, no Parque das Águas de Lambari as vazões se repetiram para a fonte Magnesiana no verão de 2017 e 2018, com 600 L h⁻¹, e para a fonte Picante na primavera de 2016 e 2017, com 15 L h⁻¹; esses valores encontram-se demonstrados em tabela no APÊNDICE C.

Figura 5.3.1 – Vazão, em L h⁻¹, das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.3.2 – Vazão, em $L\ h^{-1}$, das fontes do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

As Figuras 5.3.1 e 5.3.2 demonstram também que, para a maioria das fontes analisadas, as maiores vazões foram obtidas nas estações chuvosas (primavera e verão) e as menores vazões foram obtidas nas estações secas (outono e inverno). Apesar disso, a diferença entre as vazões máximas e mínimas não foram suficientes para que a influência da precipitação pluviométrica estimada para o clima regional fosse detectada, mesmo considerando fatores como tempo de percolação, velocidade do fluxo e fenômenos meteorológicos.

A vazão reduzida observada na fonte Magnesiana do Parque das Águas de Águas de Contendas, de acordo com a CODEMIG (2017), ocorre, pois, a circulação dessa água pela tubulação de captação promove a deposição de material argiloso, principalmente nas áreas de estrangulamento, ocasionando o entupimento dessa tubulação.

Os resultados de vazão obtidos pelo presente trabalho para o outono de 2017, quando comparados com os valores mensurados pela CODEMIG (2017) no Parque das Águas de Águas de Contendas, no mesmo período, apresentam valores superiores para as fontes Magnesiana e Gasosa II e inferior para a fonte Ferruginosa. Como ambas as coletas foram realizadas no mês de maio de 2017, a diferença de vazão pode ser devida tanto às deposições nas tubulações quanto ao fluxo de recarga do aquífero.

Os valores de vazão foram também estudados pela CPRM (1999) que obteve os valores mínimos e máximos de $180\ L\ h^{-1}$ a $280\ L\ h^{-1}$ para o Parque das Águas de Águas de Contendas e de $50\ L\ h^{-1}$ a $5586\ L\ h^{-1}$ para o Parque das Águas de Lambari. Diante disso, os resultados de vazão obtidos pelo presente trabalho, para cada uma das fontes, demonstram valores inferiores aos obtidos pela CPRM (1999) tanto para o Parque das Águas de Águas de Contendas quanto para o Parque das Águas de Lambari. Entretanto, ressalta-se que para

o Parque das Águas de Lambari, a comparação dos resultados pode não ser tão precisa, pois, a CPRM (1999) denomina as fontes como: Magalhães Pinto, 02, 03, 04, 05 e 06, e a PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI (2013a) as denomina como: fonte 1 ou Gasosa, fonte 2 ou Alcalina, fonte 3 ou Magnesiana, fonte 4 ou Ligeiramente Gasosa e fonte 5 ou Ferruginosa e fonte 6 ou Picante. Sendo assim, o presente estudo considerou a fonte Magalhães Pinto (CPRM, 1999) como sendo a fonte 1 ou Gasosa (PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI, 2013a). Considerando a distância cronológica das análises, a diferença de vazão observada nas fontes de ambos os parques pode ser resultante tanto de obstruções ferruginosas depositados nas tubulações de captação dessas águas quanto de variações sazonais devido ao volume de chuva nas áreas de recarga dos aquíferos dessas fontes.

5.4 Condutividade Elétrica (CE)

Nas Figuras 5.4.1 e 5.4.2 são apresentados os valores de CE medidos nos Parques das Águas de Águas de Contendas e de Lambari, respectivamente. Em Águas de Contendas, os valores variaram de 20 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 275 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e, em Lambari, os valores variaram de 51 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 99 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Para a água potável em ambos os parques, os valores variaram de 111 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 139 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no Parque das Águas de Águas de Contendas, de 46 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 58 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na prefeitura de Conceição do Rio Verde e de 46 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 55 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no Parque das Águas de Lambari. Todos os valores de CE medidos nas coletas são apresentados na forma de tabela no APÊNDICE D.

Figura 5.4.1 – CE, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, das águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.4.2 – CE, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, das águas das fontes do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

Em paralelo, é possível observar que para todas as fontes, de ambos os parques, as amostras do inverno de 2018 tiveram os valores mais elevados dentre todas as coletas. Este fenômeno foi possivelmente influenciado pelo tempo de armazenamento entre a coleta das amostras e as medições realizadas que cumpriram o tempo de armazenamento, de até sete dias, estipulado por MESTRINHO (2013), o que não ocorreu com as amostras coletadas nas demais estações do ano.

Por meio dos valores obtidos para a condutividade, foi possível verificar o grau de mineralização das águas das fontes estudadas, de acordo com os parâmetros estipulados por MENDES e OLIVEIRA (2004). Para o Parque das Águas de Contendas, essa relação encontra-se demonstrada na Tabela 5.4.1. Entretanto para o Parque das Águas de Lambari, todas as fontes de todas as estações amostradas foram classificadas quanto ao grau de mineralização como muito fracas ($\text{CE} < 100 \mu\text{S cm}^{-1}$).

Tabela 5.4.1 – Classificação referente ao grau de mineralização das águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018	Inverno 2018
Ferruginosa	Muito fraca	Muito fraca	-	Muito fraca	Fraca
Magnesiana	Muito fraca	Muito fraca	-	Muito fraca	Fraca
Gasosa I	Muito fraca	Fraca	Fraca	Muito fraca	Fraca
Gasosa II	Fraca	Fraca	-	Fraca	Pouco acentuada
Potável - AC	-	Fraca	Fraca	Fraca	Fraca
Potável - CRV	-	-	-	Muito fraca	Muito fraca

Fonte: autora da dissertação.

Os valores de CE foram também estudados pela CPRM (1999) que obteve os valores mínimos e máximos de 48,30 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 366,60 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para o Parque das Águas de Águas de Contendas e de 53,30 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 97,20 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para o Parque das Águas de Lambari. Para esses parques, os valores máximos foram obtidos na primavera de 1995 e o inverno de 1997 e, os valores mínimos foram obtidos no inverno de 1997 e na primavera de 1995, respectivamente. Sendo assim, a CE medida por este trabalho, quando comparada com os valores obtidos pela CPRM (1999), apresentam valores reduzidos possivelmente devido as perdas sofridas por adsorção ao recipiente, alteração da temperatura durante a realização da medição e das modificações que as substâncias dissolvidas sofreram durante o período de armazenamento.

Assim, para os parâmetros de pH, temperatura e CE amostrados por este trabalho ressalta-se a existência de valores distintos quando comparados aos obtidos pela CPRM (1999) devido tanto as amostras da CPRM (1999) terem sido analisadas *in loco* quanto as possíveis mudanças geoclimáticas ocorridas ao longo dos anos.

5.5 Sólidos da Água

Nas Figuras 5.5.1 e 5.5.2 são apresentados os valores dos sólidos das águas medidos nos Parques das Águas de Águas de Contendas e de Lambari, respectivamente. Em Águas de Contendas, os valores dos sólidos totais dissolvidos (STD) variaram de 142 mg L^{-1} a 10788 mg L^{-1} e, em Lambari, os valores variaram de 144 mg L^{-1} a 9317 mg L^{-1} ; os valores dos sólidos fixos (SF) variaram de 5 mg L^{-1} a 242 mg L^{-1} em Águas de Contendas e, de 13 mg L^{-1} a 257 mg L^{-1} em Lambari; os valores dos sólidos voláteis (SV) variaram de 72 mg L^{-1} a 10733 mg L^{-1} em Águas de Contendas e, de 80 mg L^{-1} a 9303 mg L^{-1} em Lambari. Para a água potável em ambos os parques, os valores variaram de 228 mg L^{-1} a 2701 mg L^{-1} para os STD, de 41 mg L^{-1} a 145 mg L^{-1} para os SF e, de 88 mg L^{-1} a 2555 mg L^{-1} para os SV, no Parque das Águas de Águas de Contendas; de 566 mg L^{-1} a 1229 mg L^{-1} para os STD, de 53 mg L^{-1} a 54 mg L^{-1} para os SF e, de 512 mg L^{-1} a 1175 mg L^{-1} para os SV, na cidade de Conceição do Rio Verde e; de 446 mg L^{-1} a 9620 mg L^{-1} para os STD, de 22 mg L^{-1} a 85 mg L^{-1} para os SF e, de 401 mg L^{-1} a 9576 mg L^{-1} para os SV, no Parque das Águas de Lambari. Todos os valores dos sólidos das águas medidos nas coletas são apresentados na forma de tabela no APÊNDICE E.

Figura 5.5.1 – Sólidos das águas, em mg L^{-1} , das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 5.5.2 – Sólidos das águas, em mg L^{-1} , das fontes do Parque das Águas de Lambari

Fonte: Elaborado pela autora.

De acordo com MESTRINHO (2013), a média dos resultados de STD do Parque das Águas de Águas de Contendas obtidos pelo presente trabalho, classificou como água doce, $STD < 1000 \text{ mg L}^{-1}$, a água potável coletada na prefeitura de Conceição do Rio Verde; como água ligeiramente salobra, $1000 < STD < 3000 \text{ mg L}^{-1}$, a água potável coletada no parque das águas e a água da fonte Magnésiana; como moderadamente salobra, $3000 < STD < 10000 \text{ mg L}^{-1}$, a água das fontes Ferruginosa, Gasosa I e Gasosa II. Da mesma forma, a média dos resultados de STD do Parque das Águas de Lambari classificou como ligeiramente salobra a água das fontes Magnésiana e Externa e, como moderadamente salobra, a água das fontes Alcalina, Gasosa, Ligeiramente Gasosa, Picante e Potável.

Como os sólidos presentes na água foram determinados pela obtenção dos STD, não foi possível realizar a comparação com os valores obtidos pela CPRM (1999), uma vez que esta determinou o resíduo seco (RS) que considera também o bicarbonato (HCO_3^-) (MESTRINHO, 2008). Contudo, os valores dos STD obtidos encontram-se, em sua maioria, mais elevados do que o valor máximo permitido (VMP) de 1000 mg L^{-1} (BRASIL, 2000; BRASIL, 2008), que pode ser devido tanto ao revestimento do poço tubular quanto à interferentes decorrentes do processo de medição como o ganho de massa por oxidação, presença de partículas flutuantes ou submersas, escolha da temperatura de secagem, tempo de armazenamento até a medição, superior a 7 dias em todas as coletas com exceção do inverno de 2018, entre outros (ABNT, 1989; MESTRINHO, 2013).

5.6 Espectrometria de Fluorescência de Raios X por Energia Dispersiva (EDXRF)

Por meio da EDXRF determinou-se as concentrações, em mg L^{-1} , de sete elementos: Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V, nas amostras do Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari nas coletas da primavera de 2016, verão, outono e inverno de 2017. Entretanto, para a fonte Gasosa I, de Águas de Contendas, e a fonte Externa, de Lambari, foram utilizadas as amostras coletadas na primavera de 2017 e, para a fonte Magnésiana de Águas de Contendas, Potável de Conceição do Rio Verde (Potável – CRV) e, as fontes Ferruginosa e Externa de Lambari foram utilizadas as amostras coletadas no verão de 2018. Nas Figura 5.6.1 e 5.6.2 são apresentadas as concentrações médias, em mg L^{-1} , destes elementos nas amostras de ambos os parques das águas, em todas as coletas, respectivamente. Os valores obtidos das concentrações destes elementos analisados são apresentados na forma de tabela no APÊNDICE F.

Figura 5.6.1 – Concentrações médias, em mg L^{-1} , de Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V pela análise de EDXRF das amostras das fontes de água do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.6.2 – Concentrações médias, em mg L^{-1} , de Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V pela análise de EDXRF das amostras das fontes de água do Parque das Águas de Lambari

* Amostra não analisada

Fonte: autora da dissertação.

Para o Parque das Águas de Águas de Contendas as maiores concentrações foram de $0,65 \pm 0,02 \text{ mg L}^{-1}$ para a Ag, no inverno de 2017 e de $0,47 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ para o V, no verão de 2017, ambos na fonte Gasosa I e; de $0,39 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ para o Ti, no outono de 2017 na fonte Ferruginosa e, de $0,29 \pm 0,02 \text{ mg L}^{-1}$ para o Cd, no inverno de 2017, na fonte Gasosa I. As menores concentrações foram para o Co e Cu com valores abaixo do LMQ, em todas as amostras de todas as coletas, e de $0,0183 \pm 0,0001 \text{ mg L}^{-1}$ para o Se, na primavera de 2016, na fonte Ferruginosa. Ressalta-se que a fonte Magnesiana não teve suas amostras analisadas em nenhuma estação coletada.

Para o Parque das Águas de Lambari as maiores concentrações foram de $0,88 \pm 0,08 \text{ mg L}^{-1}$ para o V, na fonte Externa, no inverno de 2017; de $0,35 \pm 0,05 \text{ mg L}^{-1}$ para o Ag, na fonte Picante, na primavera de 2016 e; de $0,35 \pm 0,03 \text{ mg L}^{-1}$ para o Cd, na fonte Gasosa, no verão de 2017. As menores concentrações foram para o Co, Cu e Ti que apresentaram valores abaixo do LMQ em todas as fontes de todas as coletas e, para o Se, de $0,014 \pm 0,002 \text{ mg L}^{-1}$, na fonte Alcalina, outono de 2017.

Para ambos os parques das águas os elementos Co e Cu apresentaram valores abaixo do LMQ da metodologia e, também, o elemento Ti no Parque das Águas de Lambari, em todas as fontes coletadas.

Para as águas potáveis do Parque das Águas de Águas de Contendas, a maior concentração foi de $0,32 \pm 0,03 \text{ mg L}^{-1}$ para o V, no outono de 2017 e, as menores concentrações foram para o Co, Cu, Se e Ti que apresentaram valores abaixo do LMQ. Para as águas potáveis do Parque das Águas de Lambari a maior concentração foi de $0,31 \pm 0,08 \text{ mg L}^{-1}$ para o V no outono de 2017 e as menores concentrações foram para a Ag, Cd, Co, Cu e Ti que apresentaram valores abaixo do LMQ.

As amostras de água dos parques das águas de Águas de Contendas e Lambari apresentaram valores superiores ao VMP para a Ag, Cd, Se e V. Entretanto, o elemento Ti não apresenta um VMP estipulado tanto pelo CONAMA quanto pelo MS e; o elemento V apresenta diferente VMP para o CONAMA, de 0,02, e para o MS, de 0,05; sendo este último valor utilizado como referência por este trabalho (BRASIL, 2000; BRASIL, 2008).

Os resultados da concentração dos elementos Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V obtidos por este trabalho no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari foram comparados com os resultados obtidos pela CPRM (1999) e pela CODEMIG (2017), Tabela 5.6.1.

A análise da CPRM (1999) para as águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas determinou o elemento Se que pôde ser comparado com os valores observados pelo presente estudo. Diante disso, comparou-se a fonte gasosa descrita pela CPRM (1999) com a fonte Gasosa II deste estudo, por possui vazão espontânea. O resultado obtido pela CPRM (1999) demonstrou valor máximo de $< 0,01 \text{ mg L}^{-1}$, inferior ao resultado obtido pelo presente trabalho. Contudo, este fato pode ser devido à metodologia utilizada pela CPRM (1999) que não conseguiu determinar esse elemento na maioria das amostras.

A análise da CODEMIG (2017) também determinou o elemento Se nas águas das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas, mas considerou os valores obtidos generalizados para todas as fontes. Sendo assim, a comparação dos resultados da CODEMIG

(2017) com a média dos valores obtidos pelo presente estudo para esse elemento, evidenciou valores mais elevados para este trabalho.

Tabela 5.6.1 – Comparação entre a média dos resultados obtidos por este trabalho, a CPRM e a CODEMIG para a média das concentrações dos elementos Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V, em mg L⁻¹, no Parque das Águas de Águas de Contendas

		Ag	Cd	Co	Cu	Se	Ti	V
Dissertação	Ferruginosa	-	-	-	-	0,027 ± 0,002	0,39 ± 0,01	0,27 ± 0,07
	Magnésiana	**	**	**	**	**	**	**
	Gasosa I	0,65 ± 0,02	0,29 ± 0,02	-	-	0,0183 ± 0,0001	-	0,37 ± 0,04
	Gasosa II	-	-	-	-	0,029 ± 0,004	-	-
	Potável - AC	0,30 ± 0,02	0,14 ± 0,02	-	-	-	-	0,32 ± 0,03
	Potável - CRV	-	-	-	-	0,025*	-	-
CPRM (1999)	Ferruginosa	***	***	***	***	< 0,1	***	***
	Magnésiana	***	***	***	***	-	***	***
	Gasosa	***	***	***	***	< 0,1	***	***
	Posto de Saúde	***	***	***	***	***	***	***
	Av. J. Barros	***	***	***	***	***	***	***
	Faz. Santana	***	***	***	***	***	***	***
CODEMIG (2017)	Média das concentrações das fontes	***	***	***	***	0,007	***	***

* Amostra sem duplicata ** Amostra não analisada *** Elemento não analisado - inferior ao LMQ

Fonte: autora da dissertação.

As amostras do Parque das Águas de Lambari não tiveram a concentração de Se analisadas pela CPRM (1999).

Deste modo, ressalta-se a importância da análise de EDXRF nas amostras dos parques das águas de Águas de Contendas e Lambari que determinou de forma inédita os elementos Ag, Cd, Co, Cu, Ti e V nessas águas. Para o Parque das Águas de Lambari o elemento Se também foi determinado de forma inédita.

Em resumo, as diferenças de valores entre os estudos citados podem ser devidas tanto à metodologia aplicada, quanto à taxa de recarga do aquífero, tempo de percolação, entre outros. Segundo, ainda, SANTOS (2008) e MESTRINHO (2008) a origem dos elementos Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V determinados nos parques das águas de Águas de Contendas e Lambari é devida à geologia local.

5.7 Espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES)

Por meio da ICP-OES determinou-se as concentrações, em mg L^{-1} , de 14 elementos: Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, nas amostras dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari nas coletas do verão e inverno de 2017. Entretanto, para a fonte Magnesiana de Águas de Contendas, Potável de Conceição do Rio Verde (Potável – CRV) e, as fontes Ferruginosa e Externa de Lambari foram utilizadas as amostras coletadas no verão de 2018. Nas Figuras 5.7.1 e 5.7.2 são apresentadas as concentrações médias, em mg L^{-1} , destes elementos nas amostras de ambos os parques das águas, em todas as coletas, respectivamente. Os valores obtidos das concentrações destes elementos analisados são apresentados na forma de tabela no APÊNDICE G.

Para o Parque das Águas de Águas de Contendas, as maiores concentrações foram de $139,43 \pm 0,03 \text{ mg L}^{-1}$ para o Na no inverno de 2017; de $36,440 \pm 0,001 \text{ mg L}^{-1}$ para o Fe no verão de 2017 e; de $34,100 \pm 0,001 \text{ mg L}^{-1}$ para o Ca no verão de 2017, todas na fonte Gasosa II. As menores concentrações foram de $< \text{LMQ}$ para o As nas fontes Ferruginosa, Magnesiana e Gasosa I, para o Ba na fonte Magnesiana, para o Ca e o Na na fonte Ferruginosa e Magnesiana, em ambas as estações analisadas.

Para o Parque das Águas de Lambari, as maiores concentrações foram de $12,63 \pm 0,02 \text{ mg L}^{-1}$ para o Ca na fonte Picante e, de $11,29 \pm 0,07 \text{ mg L}^{-1}$ para o Na na fonte Ligeiramente Gasosa, ambos no verão de 2017. As menores concentrações foram de $< \text{LMQ}$ para o Ca nas fontes Alcalina, Gasosa, Ligeiramente Gasosa, Externa e Ferruginosa, para o Fe nas fontes Alcalina, Magnesiana e Externa, para o Na e o Ni na fonte Ferruginosa, para o Pb na fonte Ferruginosa e, para o Zn nas fontes Alcalina, Magnesiana, Ligeiramente Gasosa e Ferruginosa, em ambas as estações analisadas.

O elemento Cr apresentou valores abaixo do LMQ em todas as coletas de todas as amostras de água de ambos os parques das águas. Para o Parque das Águas de Lambari, elemento As também apresentou valores abaixo do LMQ em todas as fontes de todas as coletas.

Figura 5.7.1 – Concentrações médias, em mg L^{-1} , dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn pela análise de ICP-OES das amostras das fontes de água do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.7.2 – Concentrações médias, em mg L^{-1} , dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn pela análise de ICP-OES das amostras das fontes de água do Parque das Águas de Lambari

* Amostra com apenas uma análise

Fonte: autora da dissertação.

Para as águas potáveis do Parque das Águas de Águas de Contendas, a maior concentração foi de $16,98 \pm 0,03 \text{ mg L}^{-1}$ para o Ca e, a menor concentração foi de $< \text{LMQ}$ para o As, Ba, Fe e Mn, nas duas coletas analisadas.

Para as águas potáveis do Parque das Águas de Lambari a maior concentração foi de $8,45 \pm 0,02 \text{ mg L}^{-1}$ para o Ca e, de $< \text{LMQ}$ para o Ba, Ca e o Na, nas duas coletas analisadas e, para Zn no verão de 2017. A amostra de água potável do Parque das Águas de Lambari apresentou concentrações de Fe acima do VMP, na coleta do inverno de 2017; a presença desse elemento pode ser devida a oxidação do sistema de tubulações que distribuem essa água até seu ponto de utilização.

Os valores das concentrações médias dos elementos estudados apresentaram valores superiores ao VMP para o Al e o Fe nas fontes Ferruginosa e Gasosa II, para o Mn e o Ni nas fontes Ferruginosa, Gasosa I e Gasosa II e, para o Pb nas fontes Ferruginosa, Gasosa I e Gasosa II, das amostras de água mineral do Parque das Águas de Águas de Contendas. Os valores das concentrações médias dos elementos estudados apresentaram valores superiores ao VMP para o Al na fonte Picante, para o Mn nas fontes Gasosa e Picante e, para o Pb nas fontes Alcalina, Ligeiramente Gasosa e Picante, das amostras de água mineral do Parque das Águas de Lambari.

Para as águas potáveis, os valores das concentrações médias dos elementos estudados apresentaram valores superiores ao VMP para o Pb no Parque das Águas de Águas de Contendas e para o Al, Fe e Mn no Parque das Águas de Lambari.

Dentre os elementos maiores, o Ca, Mg e K não possuem VMP estipulados tanto pelo CONAMA quanto pelo MS, entretanto o Na, apesar de apresentar concentrações mais elevadas nas águas do Parque das Águas de Águas de Contendas, apresentou valores inferiores ao VMP em ambos os parques (BRASIL, 2000; BRASIL, 2008).

Para o Parque das Águas de Águas de Contendas, as concentrações dos elementos menores apresentaram valores superiores ao VMP para o Al nas fontes Ferruginosa e Gasosa II no verão de 2017 e na fonte Gasosa II no inverno de 2017. O Mn apresentou valores superiores ao VMP em todas as fontes de ambas as estações e, o Fe, apresentou valores inferiores ao VMP somente para a fonte Gasosa I em ambas as estações (BRASIL, 2000; BRASIL, 2008).

Para o Parque das Águas de Lambari, as concentrações dos elementos menores apresentaram valores superiores ao VMP para o Al nas fontes Picante no verão de 2017 e na fonte Ligeiramente Gasosa no inverno de 2017. O Mn apresentou valores superiores ao VMP

apenas na fonte Picante no verão de 2017 e; para o Fe, nenhuma fonte apresentou valores superiores ao VMP (BRASIL, 2000; BRASIL, 2008).

Dentre os elementos traço, o As, Ba, Cr e Zn apresentaram valores de concentração inferiores ao VMP em todas as amostras de ambos os parques. O Ni apresentou valores de concentração superiores ao VMP somente no Parque das Águas de Contendas em todas as amostras de ambas as coletas. Para o Pb, o Parque das Águas de Contendas apresentou valores de concentração superiores ao VMP em todas as amostras de todas as coletas, entretanto, o Parque das Águas de Lambari apresentou valores de concentração superiores ao VMP somente nas fontes Ligeiramente Gasosa e Picante no verão de 2017 (BRASIL, 2000; BRASIL, 2008).

Os resultados das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn obtidos por este trabalho no Parque das Águas de Contendas foram comparados com os resultados obtidos pela CPRM (1999) e pela CODEMIG (2017), Tabela 5.7.1.

A análise da CPRM (1999) para as águas das fontes do Parque das Águas de Contendas determinou os elementos Al, Ba, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na e Zn que puderam ser comparados com os valores observados pelo presente estudo. Diante disso, comparou-se a fonte gasosa descrita pela CPRM (1999) com a fonte Gasosa II deste estudo, por possuir vazão espontânea. Os resultados obtidos pela CPRM (1999) tiveram valores máximos, na fonte Gasosa, de 22,20 mg L⁻¹ para o Ca, de 19,4 mg L⁻¹ para o Na, de 12,04 mg L⁻¹ para o Fe, de 8,14 mg L⁻¹ para o K, de 7,70 mg L⁻¹ para o Mg, de 0,423 mg L⁻¹ para o Mn e, de 0,250 mg L⁻¹ para o Al; na fonte Ferruginosa os valores máximos foram de 0,053 mg L⁻¹ para o Ba e de 0,043 mg L⁻¹ para o Zn. Sendo assim, os resultados deste trabalho apresentaram, em média, valores superiores aos obtidos pela CPRM (1999) para estes elementos.

A análise da CODEMIG (2017) determinou os elementos Ca e K, mas considerou os valores obtidos generalizados para todas as fontes. Sendo assim, a comparação dos resultados da CODEMIG (2017) com a média dos valores obtidos pelo presente estudo, para esses elementos, evidenciou valores mais elevados para este trabalho. Essa diferença pode ser devida ao fato da análise da CODEMIG (2017) ter sido realizada em janeiro de 2016 e o presente estudo ter considerado a média dos valores amostrados durante as duas coletas realizadas. Ressalta-se, também, a importância dos fatores geoclimáticos e hidrogequímicos para concentração desses elementos ao longo do tempo.

Tabela 5.7.1 – Comparação entre as médias dos resultados obtidos por este trabalho, a CPRM e a CODEMIG para a média das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, em mg L⁻¹, no Parque das Águas de Águas de Contendas

		Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Fe
Disseração	Ferruginosa	0,213 ± 0,003	-	0,059 ± 0,001	-	-	-	16,463 ± 0,002
	Magnesiana	*	*	*	*	*	*	*
	Gasosa I	0,157 ± 0,005	-	0,157 ± 0,002	13,1 ± 0,2	-	-	0,176 ± 0,003
	Gasosa II	0,250 ± 0,012	0,0073 ± 0,0002	0,121 ± 0,006	32,720 ± 0,001	-	-	35,610 ± 0,001
	Potável - AC	0,0528 ± 0,0002	-	-	15,5 ± 0,1	-	-	-
	Potável - CRV	*	*	*	*	*	*	*
CPRM (1999)	Ferruginosa	0,137	***	0,053	12,79	***	***	6,47
	Magnesiana	0,015	***	< 0,05	2,09	***	***	0,081
	Gasosa	0,250	***	0,040	22,20	***	***	12,04
	Posto de Saúde	***	***	***	4,43	***	***	0,164
	Av. J. Barros	***	***	< 0,05	0,74	***	***	0,035
	Faz. Santana	***	***	< 0,05	0,60	***	***	0,035
CODEMIG (2017)	Concentrações médias das fontes	***	***	0,095	9,129	***	***	***

		K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Zn
Disseração	Ferruginosa	3,5975 ± 0,0003	2,25 ± 0,01	0,18272 ± 0,00004	-	0,1833 ± 0,0001	0,024 ± 0,001	0,0326 ± 0,0004
	Magnesiana	*	*	*	*	*	*	*
	Gasosa I	6,1550 ± 0,0003	2,32 ± 0,01	0,20881 ± 0,00002	57,2 ± 0,1	0,2125 ± 0,0004	0,023 ± 0,001	0,033 ± 0,001
	Gasosa II	9,8713 ± 0,0003	2,29 ± 0,02	0,61897 ± 0,00002	137,67 ± 0,04	0,4781 ± 0,0001	0,027 ± 0,001	0,043 ± 0,005
	Potável - AC	3,1269 ± 0,0001	2,30 ± 0,02	-	8,7 ± 0,1	0,060 ± 0,001	0,015 ± 0,001	0,1542 ± 0,0001
	Potável - CRV	*	*	*	*	*	*	*
CPRM (1999)	Ferruginosa	5,87	4,56	0,301	13,3	***	***	0,043
	Magnesiana	2,51	0,60	0,034	4,45	***	***	0,004
	Gasosa	8,14	7,70	0,423	19,4	***	***	0,0295
	Posto de Saúde	6,30	0,80	0,021	8,16	***	***	***
	Av. J. Barros	1,67	0,23	0,005	1,93	***	***	***
	Faz. Santana	0,85	0,44	0,011	0,98	***	***	***
CODEMIG (2017)	Concentrações médias das fontes	4,578	3,522	***	11,376	***	***	***

* Amostra não analisada *** Elemento não analisado - inferior ao LMQ

Fonte: autora da dissertação.

Os resultados da concentração dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn obtidos por este trabalho no Parque das Águas de Lambari foram comparados com os resultados obtidos pela CPRM (1999), Tabela 5.7.2.

Tabela 5.7.2 – Comparação entre as médias dos resultados obtidos por este trabalho, a CPRM e a CODEMIG para a média das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, em mg L⁻¹, no Parque das Águas de Lambari

		Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Fe
Dissertação	Alcalina	0,138 ± 0,001	-	0,189 ± 0,002	-	-	-	-
	Magnésiana	0,114 ± 0,001	-	0,154 ± 0,001	-	-	-	-
	Gasosa	0,155 ± 0,004	-	0,191 ± 0,001	-	-	-	0,0850 ± 0,0003
	Ligeiramente Gasosa	0,199 ± 0,001	-	0,138 ± 0,001	-	-	-	0,146 ± 0,004
	Picante	0,346*	-	0,228*	12,63*	-	-	0,090*
	Potável	0,3927 ± 0,0003	-	-	-	-	-	0,628 ± 0,001
	Externa	0,090 ± 0,001	-	0,122 ± 0,001	-	-	-	-
CPRM (1999)	Ferruginosa	0,107*	-	-	-	-	-	0,08180 ± 0,00003
	M. Pinto	0,065	**	0,109	4,55	**	**	0,054
	Fonte 02	0,045	**	0,110	4,51	**	**	0,094
	Fonte 03	0,055	**	0,108	5,80	**	**	0,052
	Fonte 04	0,160	**	0,070	2,80	**	**	0,035
	Fonte 05	0,10	**	0,08	3,35	**	**	1,066
	Fonte 06	0,14	**	0,06	3,15	**	**	0,401
Dissertação	Sítio S. André	0,01	**	0,09	14,76	**	**	0,029
		K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Zn
Dissertação	Alcalina	3,956 ± 0,001	2,29 ± 0,01	0,090 ± 0,001	8,00 ± 0,09	0,0270 ± 0,0005	0,011 ± 0,001	-
	Magnésiana	3,5006 ± 0,0002	2,20 ± 0,01	0,083 ± 0,001	8,96 ± 0,08	0,0218 ± 0,0005	0,0084 ± 0,0003	-
	Gasosa	4,017 ± 0,001	2,29 ± 0,01	0,0995 ± 0,0004	8,64 ± 0,04	0,0255 ± 0,0002	0,0098 ± 0,0002	-
	Ligeiramente Gasosa	3,734 ± 0,001	1,96 ± 0,03	0,063 ± 0,001	9,95 ± 0,06	0,0205 ± 0,0003	0,0100 ± 0,0005	-
	Picante	4,959*	2,32*	0,116*	7,40*	0,0430*	0,015*	0,023*
	Potável	1,451 ± 0,001	1,86 ± 0,01	0,1726 ± 0,0001	-	0,0259 ± 0,0004	0,0093 ± 0,0005	-
	Externa	2,579 ± 0,001	1,59 ± 0,01	0,062 ± 0,001	-	0,0182 ± 0,0004	-	-
CPRM (1999)	Ferruginosa	1,085*	0,91 ± 0,01	0,024*	-	-	-	-
	M. Pinto	2,57	1,99	0,201	2,89	**	**	**
	Fonte 02	2,51	1,93	0,194	2,96	**	**	**
	Fonte 03	2,46	1,76	0,062	7,49	**	**	**
	Fonte 04	1,66	0,99	0,038	7,84	**	**	**
	Fonte 05	2,60	1,76	0,065	2,18	**	**	**
	Fonte 06	1,76	1,76	0,052	1,31	**	**	**
Dissertação	Sítio S. André	13,78	2,12	0,005	4,36	**	**	**

* Amostra com apenas uma análise ** Elemento não analisado - Inferior ao LMQ

Fonte: autora da dissertação.

Para o Parque das Águas de Lambari, os elementos estudados pelo presente trabalho e pela CPRM (1999) foram o Al, Ba, Ca, Fe, K, Mg, Mn e Na. Assim, os resultados obtidos pela CPRM (1999) tiveram valores máximos de 5,80 mg L⁻¹ para o Ca na fonte 03, de 2,12 mg L⁻¹ para o Mg na fonte Sítio S. André, de 1,066 mg L⁻¹ para o Fe na fonte 05, de 13,78 mg L⁻¹ para o K na fonte Sítio S. André, de 7,84 mg L⁻¹ para o Na na fonte 04, de 0,201 mg L⁻¹ para o Mn na fonte M. Pinto, de 0,16 mg L⁻¹ para o Al na fonte 04 e, de 0,110 mg L⁻¹ para o Ba na fonte 02. Os valores obtidos para cada elemento em ambos os estudos demonstrou que a comparação entre o inverno de 2017, realizada por este trabalho, apresentou a maior parte de seus valores superiores em relação aos valores obtidos pela CPRM (1999) no inverno de 1997.

Deste modo, ressalta-se a importância da análise de ICP-OES nas amostras dos parques das águas de Águas de Contendas e Lambari que determinou de forma inédita os elementos As, Cd, Cr e Ni nessas águas.

Em resumo, as diferenças de valores entre os estudos citados podem ser devidas tanto à metodologia aplicada, quanto à taxa de recarga do aquífero, tempo de percolação, entre outros. Segundo, ainda, SANTOS (2008) e MESTRINHO (2008), a origem dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn é devida à geologia local.

5.8 Concentração de Atividade dos Radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po

Nas Figuras 5.8.1 e 5.8.2 são apresentadas as concentrações dos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em mBq L^{-1} , das águas minerais do Parque das Águas de Águas de Contendas, respectivamente, coletadas na primavera de 2016; verão, outono, inverno e primavera de 2017 e; verão de 2018. Esses valores encontram-se tabelados e demonstrados no APÊNDICE H. Os maiores valores de concentrações obtidos foram para o ^{226}Ra de $77,1 \pm 5,3 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Gasosa II, na primavera de 2016; para o ^{228}Ra de $202 \pm 2 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Gasosa I, no verão de 2018; para o ^{210}Pb de $51,2 \pm 4,5 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Ferruginosa, no verão de 2018 e; para o ^{210}Po de $15,7 \pm 1,1 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Magnesiana, no inverno de 2017. Por outro lado, os valores de concentrações mais baixos obtidos para as mesmas amostras foram de $7,71 \pm 0,27 \text{ mBq L}^{-1}$ no verão de 2018 para o ^{226}Ra na fonte Ferruginosa; de $< \text{LID}$ ($3,7 \pm 0,1 \text{ mBq L}^{-1}$) para o ^{228}Ra no outono de 2017 para as fontes Ferruginosa e Magnesiana e, na primavera de 2017 para a fonte Gasosa I; de $5,47 \pm 0,73 \text{ mBq L}^{-1}$ no inverno de 2017 para o ^{210}Pb na fonte Gasosa I e; de $< \text{LID}$ ($3,3 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) no outono de 2017 para o ^{210}Po na fonte Ferruginosa.

As concentrações determinadas na água potável do Parque das Águas de Águas de Contendas variaram de $8,00 \pm 0,58 \text{ mBq L}^{-1}$ no verão de 2018 a $20,7 \pm 4,2 \text{ mBq L}^{-1}$ no outono de 2017, para o ^{226}Ra ; de $< \text{LID}$ ($3,7 \pm 0,1 \text{ mBq L}^{-1}$) na primavera de 2016 e no outono e primavera de 2017 a $80,2 \pm 0,1 \text{ mBq L}^{-1}$ no verão de 2018, para o ^{228}Ra ; de $< \text{LID}$ ($4,9 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) na primavera de 2016 a $33,1 \pm 2,2 \text{ mBq L}^{-1}$ no outono de 2017, para o ^{210}Pb e; de $4,04 \pm 2,01 \text{ mBq L}^{-1}$ na primavera de 2016 a $24,3 \pm 7,1 \text{ mBq L}^{-1}$ no verão de 2018, para o ^{210}Po . Para a água potável coletada na prefeitura de Conceição do Rio Verde, o radionuclídeo ^{228}Ra apresentou valor de $63,5 \pm 3,3 \text{ mBq L}^{-1}$, o ^{210}Pb apresentou valor de $6,92 \pm 0,23 \text{ mBq L}^{-1}$ e os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{210}Po apresentaram valores inferiores aos seus respectivos LIDs.

Figura 5.8.1 – Concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra , em mBq L^{-1} , das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.8.2 – Concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po , em mBq L^{-1} , das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Nas Figuras 5.8.3 e 5.8.4 são apresentadas as concentrações dos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em mBq L^{-1} , das águas minerais do Parque das Águas Lambari, respectivamente, coletadas na primavera de 2016; verão, outono, inverno e primavera de 2017 e; verão de 2018. Esses valores encontram-se tabelados e demonstrados no APÊNDICE H. Os maiores valores de concentração foram de $250 \pm 3 \text{ mBq L}^{-1}$ no inverno de 2017 para o ^{226}Ra na fonte Externa, $244 \pm 4 \text{ mBq L}^{-1}$ no verão de 2018 para o ^{228}Ra na

fonte Alcalina, $57,1 \pm 3,0$ mBq L⁻¹ no inverno de 2017 para o ²¹⁰Pb na fonte Gasosa e, $13,4 \pm 6,1$ mBq L⁻¹ no verão de 2018 para o ²¹⁰Po na fonte Magnésiana. Por outro lado, os valores de concentrações mais baixos obtidos para as mesmas amostras de água foram para o ²²⁶Ra de $40,9 \pm 4,7$ mBq L⁻¹ no verão de 2018 na fonte Picante, para o ²²⁸Ra de $< \text{LID}$ ($3,7 \pm 0,1$ mBq L⁻¹) no inverno de 2017 nas fontes Alcalina, Magnésiana, Picante e Externa, para o ²¹⁰Pb de $< \text{LID}$ ($4,9 \pm 0,4$ mBq L⁻¹) na primavera de 2017 nas fontes Ligeiramente Gasosa e Picante e, para o ²¹⁰Po de $< \text{LID}$ ($3,3 \pm 0,4$ mBq L⁻¹) no outono de 2017 na fonte Alcalina e no verão de 2018 nas fontes Alcalina e Ligeiramente Gasosa.

Figura 5.8.3 – Concentração de ²²⁶Ra e ²²⁸Ra, mBq L⁻¹, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.8.4 – Concentração de ^{210}Pb e ^{210}Po , em mBq L^{-1} , das amostras de água do Parque das Lambari

Fonte: autora da dissertação.

As concentrações determinadas na água potável do Parque das Águas de Lambari variaram de $< \text{LID}$ ($2,2 \pm 0,2 \text{ mBq L}^{-1}$) no verão de 2018 a $5,88 \pm 0,19 \text{ mBq L}^{-1}$ no outono de 2017 para o ^{226}Ra , de $19,3 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$ no inverno de 2017 a $86,7 \pm 1,2 \text{ mBq L}^{-1}$ na primavera de 2016 para o ^{228}Ra , de $< \text{LID}$ ($4,9 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) no outono, inverno e primavera de 2017 a $8,37 \pm 1,16 \text{ mBq L}^{-1}$ na primavera de 2016 para o ^{210}Pb e, $< \text{LID}$ ($3,3 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) para o ^{210}Po , em todas as estações coletadas. Na maioria das amostras de água potável, os valores de concentração obtidos foram inferiores aos de fontes de águas minerais, devido ao tratamento que a água sofre para ser distribuída ao público.

Foi possível observar que, em ambos os parques das águas, as concentrações dos radionuclídeos estudados diferiram nas seis coletas realizadas e, dentre os radionuclídeos naturais ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po estudados, o radionuclídeo que apresentou maior concentração em Águas de Contendas foi o ^{228}Ra para a maioria das fontes e em Lambari foi o ^{226}Ra , também na maioria das fontes.

Observou-se que as concentrações obtidas para as amostras de água do Parque das Águas de Lambari foram maiores do que as obtidas no Parque das Águas de Águas de Contendas nas estações em estudo. Assim, os maiores valores de concentração para os radionuclídeos estudados foram obtidos no inverno de 2017 para o ^{226}Ra e o ^{210}Pb , no verão de 2018 para o ^{228}Ra , ambos no Parque das Águas de Lambari. Para o ^{210}Po os maiores valores de concentração foram obtidos no verão de 2018 no Parque das Águas de Águas de Contendas.

De acordo com a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde, as concentrações obtidas para o radionuclídeo natural ^{226}Ra ficou abaixo do VMP de 1 Bq L^{-1} , em ambos os parques das águas. Entretanto, as concentrações obtidas para o ^{228}Ra excedeu o VMP de $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$ para a fonte Gasosa I na primavera de 2016, verão e outono de 2017 e verão de 2018 e para a fonte Gasosa II na primavera de 2016 e, no verão de 2017 e 2018, para o Parque das Águas de Águas de Contendas. Para o Parque das Águas de Lambari o limite de $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$, para o ^{228}Ra , foi excedido na fonte Magnesiana na primavera de 2016, nas fontes Alcalina e Magnesiana no verão de 2017, na fonte Alcalina no outono de 2017, na fonte Gasosa no inverno de 2017 e em todas as fontes no verão de 2018 (BRASIL, 2008; BRASIL, 2011).

Os resultados da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po obtidos por este trabalho no Parque das Águas de Águas de Contendas e de Lambari foram comparados com os resultados obtidos pela literatura: MOREIRA (1993), OLIVEIRA (1993), NIERI NETO (1996), NEGRÃO (2012), BONOTTO (2015) e SANTOS (2018), Tabela 5.8.1.

As concentrações de ^{210}Pb nas fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata – SP, foram estudadas por MOREIRA (1993), por meio da mesma metodologia utilizada neste estudo, que obteve a variação de $< \text{LID } (4,9 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1})$ na primavera de 1992, verão e inverno de 1993 para a fonte Padre a $1040 \pm 39 \text{ mBq L}^{-1}$ no inverno de 1993 para a fonte Vilela III.

Tabela 5.8.1 – Comparação entre as médias dos resultados obtidos por este trabalho e a literatura para a média das concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em mBq L^{-1} , no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari (continua)

		²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	
		mBq/L ± DP	mBq/L ± DP	mBq/L ± DP	mBq/L ± DP	
DISSERTAÇÃO	Águas de Contendas	Ferruginosa	24,3 ± 2,3	40,3 ± 1,9	23,1 ± 5,0	9,71 ± 2,16
		Magnesiana	14,3 ± 3,5	35,2 ± 2,2	31,2 ± 5,0	13,0 ± 1,3
		Gasosa I	56,7 ± 2,1	110 ± 3	14,5 ± 2,5	9,49 ± 3,21
		Gasosa II	53,9 ± 3,4	86,4 ± 4,0	15,8 ± 2,2	7,24 ± 1,30
		Potável - AC	14,4 ± 1,6	28,7 ± 1,5	17,1 ± 1,9	14,1 ± 3,4
		Potável - CRV	< LID	63,5 ± 3,3	6,92 ± 0,23	< LID
	Lambari	Alcalina	158 ± 4	105 ± 4	22,9 ± 3,7	6,46 ± 1,35
		Magnesiana	153 ± 3	82,5 ± 3,3	34,8 ± 2,4	12,1 ± 2,4
		Gasosa	157 ± 5	112 ± 4	27,9 ± 1,8	8,35 ± 3,37
		Ligeiramente Gasosa	100 ± 4	75,1 ± 4,7	23,5 ± 4,6	8,10 ± 1,09
		Picante	101 ± 5	53,5 ± 3,6	11,7 ± 2,6	8,23 ± 0,86
		Potável	4,26 ± 0,64	49,6 ± 2,9	5,60 ± 1,29	3,30 ± 0,40
		Externa	156 ± 4	91,0 ± 3,4	20,8 ± 3,0	7,08 ± 1,88
		Ferruginosa	53,1 ± 3,0	127 ± 5	10,7 ± 9,0	7,46 ± 9,00
MOREIRA (1993)	Águas da Prata - SP	Vilela I	*	*	199,3 ± 1,6	*
		Vilela II	*	*	241,7 ± 1,2	*
		Vilela III	*	*	1040 ± 1	*
		São Bento	*	*	220,4 ± 2,2	*
		Padre	*	*	8,4 ± 2,0	*
		Vitória	*	*	28,8 ± 1,8	*
		Prata Nova	*	*	38,1 ± 1,3	*
		Prata Radioativa	*	*	39,9 ± 1,7	*
		Prata Antiga	*	*	16,7 ± 1,3	*
		Paiol	*	*	12,0 ± 1,6	*
		Platina	*	*	36,4 ± 1,5	*
		Balneário	*	*	15,9 ± 1,6	*
OLIVEIRA (1993)	Águas da Prata - SP	Vilela Bosque	1803 ± 1	< LID ±	*	*
		Vilela Gruta	2106 ± 1	< LID ±	*	*
		Vilela Captação	1393 ± 1	*	*	*
		São Bento	1364 ± 1	< LID ±	*	*
		Padre	5,1 ± 1,8	20,3 ± 1,4	*	*
		Vitória	249 ± 1	< LID ±	*	*
		Prata Nova	51,1 ± 1,2	19,5 ± 1,9	*	*
		Prata Radioativa	43,7 ± 1,2	23,1 ± 1,5	*	*
		Prata Antiga	162,2 ± 1,2	15,9 ± 1,6	*	*
		Paiol	4,0 ± 2,0	11,5 ± 1,5	*	*
		Platina	< LID ±	16,0 ± 1,5	*	*
		Balneário	53,2 ± 1,6	21,8 ± 1,5	*	*
NIERI NETO (1996)	Águas da Prata - SP	Vilela	*	*	344 ± 49	183 ± 25
		Vilela Gruta	*	*	935 ± 175	388 ± 25
		São Bento	*	*	595 ± 70	338 ± 75
		Padre	*	*	7,1 ± 0,3	4,0 ± 0,5
		Vitória	*	*	21,6 ± 5,7	15,8 ± 1,0
		Prata Nova	*	*	45,2 ± 9,5	30,3 ± 3,0
		Prata Radioativa	*	*	43,6 ± 4,0	44,8 ± 9,3
		Prata Antiga	*	*	22,9 ± 4,3	17,8 ± 1,6
		Paiol	*	*	7,2 ± 0,8	9,5 ± 1,4
		Platina	*	*	46,6 ± 2,0	41,3 ± 2,0
		Balneário	*	*	18,7 ± 4,3	12,2 ± 2,5

Tabela 5.8.1 – Comparação entre as médias dos resultados obtidos por este trabalho e a literatura para a média das concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em mBq L^{-1} , no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari (continuação)

		²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po			
		mBq/L ± DP	mBq/L ± DP	mBq/L ± DP	mBq/L ± DP			
NEGRÃO (2012)	Caxambu - MG	Banheira Mairink III	122 ± 5	284 ± 12	*	*		
		Piscina Mairink III	92 ± 1	198 ± 21	*	*		
		D. Pedro	163 ± 1	111 ± 1	*	*		
		Viotti	112 ± 10	60 ± 7,0	*	*		
		Beleza	2897 ± 121	2361 ± 95	*	*		
		Duque de Saxe	259 ± 11	406 ± 26	*	*		
		D. Leopoldina	175 ± 22	93 ± 26	*	*		
		Conde D'Eau e Princesa Isabel	975 ± 12	77 ± 12	*	*		
		Venâncio	3599 ± 147	1860 ± 120	*	*		
		Mairink I	110 ± 27	280 ± 27	*	*		
		Mairink II	140 ± 19	593 ± 13	*	*		
		Mairink IIII	83 ± 7	232 ± 26	*	*		
		Ernestina Guedes	3072 115	4481 ± 129	*	*		
	Lindóia - SP	Glória	6,8 ± 1,9	42 ± 7	*	*		
		S. Roque	6,7 ± 0,9	37 ± 4	*	*		
		Sta. Filomena - Fontanário	6,1 ± 0,6	38 ± 7	*	*		
		Beleza	5,5 ± 1,7	37 ± 3	*	*		
		Sta. Filomena - Torneira 1	6,2 ± 0,8	34 ± 3	*	*		
		Sta. Filomena - Torneira 2	9 ± 1	46 ± 6	*	*		
		Engarrafada Sta. Isabel 1	14 ± 1	38,0 ± 7	*	*		
		Engarrafada S. Jorge	30 ± 1	48,0 ± 8	*	*		
		Engarrafada Jatobá 1	4,6 ± 0,6	42 ± 1	*	*		
		BONOTTO (2015)	Lambari	Fonte 01	334 ± 115	214 ± 4	*	*
				Fonte 02	449 ± 157	191 ± 5	*	*
				Fonte 03	397 ± 125	238 ± 6	*	*
Fonte 04	449 ± 146			112 ± 4	*	*		
Fonte 05	41,8 ± 41,8			107 ± 5	*	*		
Fonte 06	313 ± 188			119 ± 3	*	*		
SANTOS (2018)	Cambuquira e Marimbeiro	Marimbeiro I	94 * 8	53 * 5	11 * 1	7,4 * 0,5		
		Marimbeiro II	88 * 6	75 * 10	10 * 1	6,5 * 0,4		
		Marimbeiro III	76 * 4	54 * 4	14 * 1	7,5 * 0,6		
		Gasosa I	88 * 7	538 * 30	19 * 2	6,2 * 0,4		
		Gasosa II	83 * 6	157 * 15	10 * 1	5,1 * 0,5		
		Gasosa III	77 * 4	189 * 13	15 * 2	5,2 * 0,2		
		Roxo Rodrigues - Litinada	116 * 14	506 * 101	24 * 3	11 * 1		
		Dr. Fernandes P. - Férrea	196 * 14	< LID	36 * 3	32 * 1		
		Augusto Ferreira - Magnesiana	68 * 5	298 * 16	16 * 2	4,5 * 0,9		
		Laranjal ou Dico	495 * 19	383 * 19	54 * 6	26 * 1,0		

* Radionuclídeo não analisado

Fonte: autora da dissertação.

As concentrações de ^{226}Ra e ^{228}Ra nas fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata – SP, foram estudadas por OLIVEIRA (1993), também por meio da mesma metodologia utilizada neste estudo e, para o ^{226}Ra , obteve concentrações mínimas de $< \text{LID}$ ($2,2 \pm 0,2 \text{ mBq L}^{-1}$) no inverno de 1993 para as fontes Padre, Paiol e Platina e para o inverno de 1993 para as fontes Paiol e Platina e; concentrações máximas de $2223 \pm 273 \text{ mBq L}^{-1}$ no inverno de 1992 para a fonte Vilela Bosque. Para o ^{228}Ra , obteve concentrações mínimas de $< \text{LID}$ ($3,7 \pm 0,1 \text{ mBq L}^{-1}$) no inverno de 1992 para a fonte Vilela Bosque, no verão, outono e inverno de 1993 para as fontes Vilela Bosque, Vilela Gruta, Vitória e São Bento e; concentrações máximas de $84,1 \pm 30,6 \text{ mBq L}^{-1}$ no outono de 1993 para a fonte Prata Antiga.

Para NIERI NETO (1996) as concentrações de ^{210}Pb e ^{210}Po para as fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata – SP, apresentaram, para o ^{210}Pb , concentrações mínimas de $< \text{LID}$ ($4,9 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) no inverno de 1993 e na primavera de 1994 na fonte Padre, no verão de 1994 na fonte Paiol e; concentrações máximas de $1378 \pm 766 \text{ mBq L}^{-1}$ no verão de 1994 para a fonte Vilela Gruta. Entretanto, para o ^{210}Po a concentração mínima foi de 3 mBq L^{-1} (amostra sem duplicata) na fonte Padre e, a concentração máxima de $494 \pm 57 \text{ mBq L}^{-1}$ para a fonte Vilela Gruta, ambos no verão de 1994.

As concentrações obtidas neste estudo para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra também foram comparadas com os valores obtidos por NEGRÃO (2012) no verão de 2011, usando a mesma metodologia deste estudo, para estudar as águas minerais do Parque das Águas de Caxambu e da cidade de Lindóia – SP. A média aritmética dos valores de concentração obtidos pelo referido autor para o Parque das Águas de Caxambu variaram, para o ^{226}Ra , de $83 \pm 7 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Mairink III a $3599 \pm 147 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Venâncio, e para o ^{228}Ra , de $60 \pm 7 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Viotti a $4487 \pm 129 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Ernestina Guedes, que foram muito maiores do que os valores obtidos por este estudo. Entretanto, a média aritmética dos valores de concentração obtidos para as fontes de águas minerais da cidade de Lindóia – SP variaram, para o ^{226}Ra , de $4,6 \pm 0,6 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Engarrafada Jatobá 1 a $30 \pm 1 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Engarrafada S. Jorge e, para o ^{228}Ra , de $34 \pm 3 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Sta. Filomena – Torneira 1 a $48 \pm 8 \text{ mBq L}^{-1}$ na Engarrafada S. Jorge, que foram muito menores do que os valores obtidos por este estudo.

As concentrações de ^{226}Ra e ^{228}Ra no Parque das Águas de Lambari foram determinadas por BONOTTO (2015) por meio de espectrometria alfa e beta e a variação obtida foi de $41,8 \pm 41,8 \text{ mBq L}^{-1}$ a $448,9 \pm 156,6 \text{ mBq L}^{-1}$ e de $106,6 \pm 4,5 \text{ mBq L}^{-1}$ a $237,6 \pm 5,5 \text{ mBq L}^{-1}$, respectivamente; valores maiores que os obtidos no presente trabalho para o Parque das Águas de Lambari.

Para MENEHINI et al. (2017) as concentrações dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb determinadas pela mesma metodologia deste trabalho foram de $73 \pm 3 \text{ mBq L}^{-1}$ a $6088 \pm 584 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{226}Ra , de $34 \pm 4 \text{ mBq L}^{-1}$ a $8777 \pm 834 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{228}Ra e, de $23 \pm 1 \text{ mBq L}^{-1}$ a $539 \pm 48 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{210}Pb ; valores maiores que os obtidos no presente trabalho para ambos os parques das águas estudados.

Para SANTOS (2018) que analisou as concentrações dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para o Parque das Águas de Cambiquira e Marimbeiro, determinadas pela mesma metodologia do presente estudo, os valores obtidos foram muito maiores do que as obtidas pelo presente estudo; porém, para as fontes de Marimbeiro as concentrações foram próximas às obtidas por este trabalho. Para as fontes de Marimbeiro, as concentrações variaram de $71 \pm 7 \text{ mBq L}^{-1}$ a $109 \pm 11 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{226}Ra , de $38 \pm 1 \text{ mBq L}^{-1}$ a $99 \pm 15 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{228}Ra , de $5 \pm 1 \text{ mBq L}^{-1}$ a $25 \pm 2 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{210}Pb e, de $7 \pm 0,3 \text{ mBq L}^{-1}$ a $9,9 \pm 0,37 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{210}Po . Para o Parque das Águas de Cambuquira, as concentrações variaram de $39 \pm 3 \text{ mBq L}^{-1}$ a $592 \pm 30 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{226}Ra , $< \text{LID}$ ($4,9 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$) a $631 \pm 27 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{228}Ra , $5 \pm 1 \text{ mBq L}^{-1}$ a $60 \pm 5 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{210}Pb e de $< \text{LID}$ ($4,2 \text{ mBq L}^{-1}$) a $35 \pm 0,54 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{210}Po .

De acordo com a CPRM (1999), as formações geológicas dos parques de Águas de Contendas e de Lambari são as mesmas, Grupo Barbacena – Complexo Lambari. Assim, sugere-se a influência da estrutura geológica na concentração dos radionuclídeos juntamente com o nível de precipitação pluviométrica nas áreas de recarga dessas fontes. Essa consideração pode ser reforçada pela diferente localização do Parque das Águas de Caxambu e Cambuquira e das fontes de Marimbeiro, Grupo Andrelândia (CPRM, 1999), que apresenta águas minerais com concentrações mais elevadas para o ^{226}Ra e para o ^{228}Ra . As diferenças entre as concentrações das fontes de Marimbeiro e do Parque das Águas de Cambuquira devem-se provavelmente as subdivisões geológicas do Grupo Andrelândia. Da mesma forma, as diferenças de concentração encontradas por este estudo e as fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata – SP, deve-se também à diferença entre as estruturas geológicas por onde o fluxo de água percorre até seu ponto de afloramento.

Até o momento, não existem trabalhos que avaliem a concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po no Parque das Águas de Águas de Contendas e dos radionuclídeos ^{210}Pb e ^{210}Po no Parque das Águas de Lambari, assim, os resultados apresentados pelo presente trabalho são inéditos para as águas minerais dos parques em estudo.

A Figura 5.8.5 apresenta a razão entre as concentrações dos radionuclídeos ^{228}Ra e do ^{226}Ra do Parque das Águas de Águas de Contendas, demonstrados também na forma de tabela no APÊNDICE I, que variou de 0,2 no outono de 2017 para a fonte Gasosa II a 8,4 no verão de 2018 para a fonte Magnesiana. A maioria das razões $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ obtidas foram maiores que uma unidade, demonstrando que as concentrações de ^{226}Ra foram menores que a de ^{228}Ra , implicando na influência de fatores como a maior concentração de ^{232}Th na geologia brasileira quando comparado com o ^{238}U (SANTOS, 2018), migração de ^{228}Ra de outras áreas, o aumento da solubilidade devido a mudança do pH por onde a água percola, entre outros (REYES, 2009).

Figura 5.8.5 – Razão $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Na Figura 5.8.6 são apresentadas as relações entre as concentrações dos radionuclídeos ^{228}Ra e ^{226}Ra do Parque das Águas de Lambari, demonstrados também na forma de tabela no APÊNDICE I, que variou de 0,1 na primavera de 2017 a 3,6 no verão de 2018, ambos para a fonte Picante. A maioria das razões $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ obtidas foram menores que uma unidade, demonstrando que as concentrações de ^{226}Ra foram maiores que a de ^{228}Ra , este fato é devido ao ^{228}Ra ser originado por meio de um decaimento alfa do ^{232}Th e do ^{226}Ra ser originado por meio de três decaimentos alfa do ^{238}U . O maior número de decaimentos sofridos para a produção do ^{226}Ra faz com que as redes cristalinas dos minerais que o contêm sofram maior dano, facilitando sua lixiviação das rochas para a água (REYES, 2009).

Figura 5.8.6 – Razão $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

A razão $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ também foi realizada por NEGRÃO (2012) nas concentrações de atividade desses radionuclídeos em suas amostras do Parque das Águas de Caxambu e apresentou a variação de 0,079 para a fonte Conde D'Eau e Princesa Isabel a 4,2 para a fonte Mairink II, com a maioria das razões apresentando valores superiores a uma unidade, em concordância com a maioria das razões obtidas pelo presente trabalho no Parque das Águas de Águas de Contendas.

Essa mesma razão foi estudada BONOTTO (2015) nas concentrações de atividade desses radionuclídeos em suas amostras do Parque das Águas de Lambari e apresentou a variação de 0,25 para a fonte nº 4 a 2,55 para a fonte nº 5, com a maioria das razões apresentando valores inferiores a uma unidade, em concordância com a maioria dos valores obtidos pelo presente trabalho no Parque das Águas de Lambari.

Da mesma forma, SANTOS (2018) estudou o Parque das Águas de Cambuquira e as fontes de água mineral de Marimbeiro e, obteve a variação de 0,4 para a fonte Marimbeiro II a 7,8 na fonte Gasosa I, ambos no inverno de 2016, com a maioria das razões apresentando valores inferiores a uma unidade e, em concordância com a maioria dos valores obtidos pelo presente trabalho no Parque das Águas de Lambari.

Na Figura 5.8.7 são apresentadas as relações entre as concentrações dos radionuclídeos ^{210}Pb e ^{226}Ra do Parque das Águas de Águas de Contendas, tabelados no APÊNDICE I, que variou de 0,1 no inverno de 2017 para a fonte Gasosa I a 6,6 no verão de 2018 para a fonte Ferruginosa. Da mesma forma, a Figura 5.8.8 demonstra a razão

$^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ das concentrações desses radionuclídeos para as amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari, tabelados no APÊNDICE I, que variou de 0,02 na primavera de 2017 para a fonte Picante a 0,6 no verão de 2018 para a fonte Ligeiramente Gasosa. Em ambos os parques das águas, a maioria das razões $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ obtidas apresentaram valor menor que uma unidade, demonstrando maior concentração de atividade para o radionuclídeo ^{226}Ra . Esta diminuição do ^{210}Pb em relação ao seu antecessor ^{226}Ra é devida tanto à alta sensibilidade do ^{226}Ra às condições de redução-oxidação, que promovem sua migração em ambientes oxidativos, quanto ao comportamento partícula-reativo do ^{210}Pb (COTHERN e REBERS, 1990; IVANOVICH e HARMON, 1982).

Figura 5.8.7 – Razão $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.8.8 – Razão $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

A razão $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ foi realizada por BONOTTO e OLIVEIRA (2017) nas concentrações de atividade desses radionuclídeos em suas amostras do Parque das Águas de Lambari, apresentando a variação de 0,002 para a fonte nº 1 a 0,2 para a fonte nº 5, com todas as razões apresentando valores inferiores a uma unidade, em concordância com a maioria das razões obtidas pelo presente trabalho em ambos os parques das águas.

Da mesma forma, SANTOS (2018) calculou a razão nas concentrações de atividade desses radionuclídeos em suas amostras do Parque das Águas de Cambuquira e das fontes de água mineral de Marimbeiro, apresentando a variação de 0,045 para a fonte Gasosa I, no outono de 2016, a 0,36 para a fonte Magnesiana, no outono de 2016, com a maioria das razões apresentando valores superiores a uma unidade, em oposição a maioria das razões obtidas pelo presente trabalho em ambos os parques das águas.

A Figura 5.8.9 demonstra as relações entre as concentrações dos radionuclídeos ^{210}Po e ^{210}Pb do Parque das Águas de Contendas, tabelados no APÊNDICE I, que variou de 0,1 no outono de 2017 para a fonte Ferruginosa a 2,5 no inverno de 2017 para a fonte Gasosa I. Da mesma forma, a Figura 5.8.10 demonstra a razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ das concentrações desses radionuclídeos para as amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari, tabelados no APÊNDICE I, que variou de 0,1 no verão de 2018 para a fonte Ligeiramente Gasosa a 4,6 na primavera de 2017 para a fonte Picante. Em ambos os parques das águas, a maioria das razões $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ obtidas foram menores que uma

unidade, demonstrando que a concentração de ^{210}Pb foram maiores que a de ^{210}Po e, indicando a ausência do equilíbrio secular entre o radionuclídeo pai, ^{210}Pb , e o radionuclídeos filho, ^{210}Po , ambos pertencentes a série de decaimento do ^{238}U , com maior solubilidade em meio aquoso quando comparado com os radionuclídeos derivados da série do ^{232}Th . Assim, a menor concentração de ^{210}Po pode ser devida à sua origem no ^{210}Pb .

Figura 5.8.9 – Razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.8.10 – Razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ das concentrações das amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

A razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ também foi realizada por NIERI NETO (1996) nas concentrações de atividade desses radionuclídeos em suas amostras das fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata – SP, apresentando a variação de 0,10 no inverno de 1994 a 2,61 no inverno de 1993, ambos para a fonte Prata Antiga, com a maioria das razões apresentando valores inferiores a uma unidade, em concordância com a maioria das razões obtidas pelo presente trabalho em ambos os parques das águas.

Da mesma forma, SANTOS (2018) calculou a razão nas concentrações de atividade desses radionuclídeos em suas amostras do Parque das Águas de Cambuquira e das fontes de água mineral de Marimbeiro, apresentando a variação de 0,10 para a fonte Gasosa I no outono de 2017 a 1,5 para a fonte Férrea no outono de 2016, com a maioria das razões apresentando valores inferiores a uma unidade, em concordância com a maioria das razões obtidas pelo presente trabalho em ambos os Parques das Águas.

5.9 Dose Efetiva Comprometida para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po

As doses efetivas comprometidas, em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, para as fontes de água mineral do Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari foram determinadas para as seis estações em estudo em crianças de 5 anos, adolescentes de 15 anos e adultos até 70 anos e estão apresentadas na forma de tabela no APÊNDICE J.

Para o Parque das Águas de Águas de Contendas, os valores de dose efetiva comprometida para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , para o corpo inteiro, são apresentados nas Figuras 5.9.1, 5.9.2, 5.9.3 e 5.9.4 e os valores mínimos e máximos para cada um dos radionuclídeos em estudo são apresentados na Tabela 5.9.1. Na maioria das amostras, as maiores doses efetivas comprometidas foram obtidas para o radionuclídeo ^{228}Ra nas amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas nas estações do verão de 2018 e primavera de 2016; somente este radionuclídeo apresentou doses acima do limite de dose efetiva anual. Para crianças de 5 anos de idade e para adultos até 70 anos, a dose limite foi excedida nas fontes Gasosa I e Gasosa II; para adolescentes de 15 anos, a dose limite foi excedida em todas as quatro fontes.

Tabela 5.9.1 – Valores mínimos e máximos de dose efetiva comprometida, em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, para as amostras de água das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro

		Valor Mínimo ($\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$)	Estação	Fonte	Valor Máximo ($\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$)	Estação	Fonte
^{226}Ra	5 anos	$2,79 \pm 0,10$	verão de 2018	Ferruginosa	$27,9 \pm 1,9$	primavera de 2016	Gasosa II
	15 anos	$8,45 \pm 0,30$			$84,4 \pm 5,8$		
	Adultos	$1,58 \pm 0,06$			$15,8 \pm 1,1$		
^{228}Ra	5 anos	$22,8 \pm 9,5$	outono de 2017	Gasosa II	425 ± 4	verão de 2018	Gasosa I
	15 anos	$44,4 \pm 18,5$			828 ± 9		
	Adultos	$5,78 \pm 2,40$			108 ± 1		
^{210}Pb	5 anos	$7,03 \pm 0,94$	inverno de 2017	Gasosa I	$65,8 \pm 5,7$	verão de 2018	Ferruginosa
	15 anos	$7,59 \pm 1,01$			$71,1 \pm 6,2$		
	Adultos	$2,76 \pm 0,37$			$25,8 \pm 2,3$		
^{210}Po	5 anos	$6,93 \pm 1,45$	outono de 2017	Ferruginosa	$40,4 \pm 2,9$	inverno de 2017	Magnesiana
	15 anos	$3,15 \pm 0,66$			$18,4 \pm 1,3$		
	Adultos	$2,36 \pm 0,49$			$13,8 \pm 1,0$		

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.9.1 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.9.2 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.9.3 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.9.4 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro

Fonte: autora da dissertação.

Para o Parque das Águas de Lambari, os valores de dose efetiva comprometida para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , são apresentados nas Figuras 5.9.5, 5.9.6, 5.9.7 e 5.9.8 e os valores mínimos e máximos para cada um dos radionuclídeos são apresentados na Tabela 5.9.2. Na maioria das amostras, as maiores doses efetivas comprometidas foram obtidas para o radionuclídeo ^{228}Ra nas amostras de água do Parque das Águas de Lambari nas estações da verão de 2018 e inverno de 2017 e para o ^{226}Ra nas estações do inverno de 2017 e na primavera de 2016. Sendo assim, somente estes radionuclídeos apresentaram doses acima do limite de dose efetiva anual. Para crianças de 5 anos de idade os dois radionuclídeos excederam o limite de dose em todas as fontes, com exceção do ^{226}Ra na fonte Ferruginosa. Entretanto, para adolescentes de 15 anos, a dose limite foi excedida em todas as fontes apenas para o ^{228}Ra . Para adultos até 70 anos nenhum limite de dose foi excedido.

Tabela 5.9.2 – Valores mínimos e máximos de dose efetiva comprometida, em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, para as amostras de água das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro

		Valor Mínimo ($\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$)	Estação	Fonte	Valor Máximo ($\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$)	Estação	Fonte
^{226}Ra	5 anos	$14,8 \pm 1,7$	verão de 2018	Picante	$90,4 \pm 4,5$	inverno de 2017	Externa
	15 anos	$44,8 \pm 5,1$			273 ± 14		
	Adultos	$8,37 \pm 0,95$			$51,0 \pm 2,6$		
^{228}Ra	5 anos	$31,7 \pm 2,7$	primavera de 2017	Picante	485 ± 8	verão de 2018	Alcalina
	15 anos	$61,7 \pm 5,3$			945 ± 15		
	Adultos	$8,03 \pm 0,68$			123 ± 2		
^{210}Pb	5 anos	$3,25 \pm 0,05$	primavera de 2017	Picante	$73,4 \pm 3,9$	inverno de 2017	Magnesiana
	15 anos	$3,50 \pm 0,05$			$79,2 \pm 4,2$		
	Adultos	$1,27 \pm 0,02$			$28,8 \pm 1,5$		
^{210}Po	5 anos	$7,33 \pm 0,50$	outono de 2017	Alcalina	$34,4 \pm 15,8$	verão de 2018	Magnesiana
	15 anos	$3,33 \pm 0,23$			$15,6 \pm 7,2$		
	Adultos	$2,50 \pm 0,17$			$11,7 \pm 5,4$		

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.9.5 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.9.6 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.9.7 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro

Fonte: autora da dissertação.

Figura 5.9.8 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro

Fonte: autora da dissertação.

As variações mínimas e máximas das doses efetivas comprometidas de ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po determinadas na água potável do Parque das Águas de Contendas e Lambari são apresentados nas Tabelas 5.9.3 e 5.9.4, respectivamente. Como as amostras de água potável passam por tratamento para serem distribuídas ao público, os valores de doses efetivas comprometidas obtidos foram, em sua maioria, inferiores aos de fontes de água minerais.

Tabela 5.9.3 – Valores mínimos e máximos de dose efetiva comprometida, em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água potável do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro

		Valor Mínimo ($\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$)	Estação	Valor Máximo ($\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$)	Estação
^{226}Ra	5 anos	$2,89 \pm 0,21$	verão de 2018	$7,51 \pm 1,52$	outono de 2017
	15 anos	$8,75 \pm 0,64$		$22,7 \pm 4,6$	
	Adultos	$1,63 \pm 0,12$		$4,24 \pm 0,86$	
^{228}Ra	5 anos	$42,6 \pm 8,6$	inverno de 2017	$159,2 \pm 0,3$	verão de 2018
	15 anos	$83,5 \pm 16,9$		310 ± 1	
	Adultos	$10,9 \pm 2,2$		$40,4 \pm 0,1$	
^{210}Pb	5 anos	$1,54 \pm 1,03$	primavera de 2016	$42,6 \pm 2,9$	outono de 2017
	15 anos	$1,66 \pm 1,11$		$45,9 \pm 3,1$	
	Adultos	$0,60 \pm 0,40$		$16,7 \pm 1,1$	
^{210}Po	5 anos	$10,4 *$	primavera de 2016	$45,4 \pm 4,7$	primavera de 2017
	15 anos	$4,72 *$		$20,6 \pm 2,1$	
	Adultos	$3,54 *$		$15,5 \pm 1,6$	

Fonte: autora da dissertação.

Tabela 5.9.4 – Valores mínimos e máximos de dose efetiva comprometida, em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água potável do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro

		Valor Mínimo ($\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$)	Estação	Valor Máximo ($\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$)	Estação
^{226}Ra	5 anos	$0,47 \pm 0,11$		$2,13 \pm 0,07$	
	15 anos	$1,42 \pm 0,32$	verão de 2018	$6,44 \pm 0,21$	outono de 2017
	Adultos	$0,27 \pm 0,06$		$1,20 \pm 0,04$	
^{228}Ra	5 anos	$38,2 \pm 1,5$		172 ± 2	
	15 anos	$74,5 \pm 1,5$	inverno de 2017	335 ± 5	primavera de 2016
	Adultos	$9,69 \pm 1,53$		$43,6 \pm 0,6$	
^{210}Pb	5 anos	$0,43 \pm 0,02$		$10,8 \pm 1,5$	
	15 anos	$0,46 \pm 0,02$	verão de 2017	$11,6 \pm 1,6$	primavera de 2016
	Adultos	$0,17 \pm 0,01$		$4,22 \pm 0,58$	
^{210}Po	5 anos	$2,70 \pm 0,92$		$6,30 \pm 0,59$	
	15 anos	$1,23 \pm 0,42$	verão de 2017	$2,86 \pm 0,59$	primavera de 2016
	Adultos	$0,92 \pm 0,31$		$2,15 \pm 0,59$	

Fonte: autora da dissertação.

O Parque das Águas de Lambari apresentou maior dose efetiva comprometida para a maioria das amostras obtidas quando comparadas com as obtidas pelo Parque das Águas de Águas de Contendas.

A Organização Mundial de Saúde recomenda que para o consumo de água potável ao longo de um ano, o nível de dose efetiva comprometida de referência seja de $0,1 \text{ mSv}$ (WHO, 2006); considerando a radiação natural de fundo, esse valor corresponde a 4 % da exposição média global de $2,4 \text{ mSv a}^{-1}$ (UNSCEAR, 2000). Assim, a água potável é considerada aceitável quando possui valores abaixo do nível de referência de dose, de $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$, que equivale ao limite de 1 Bq L^{-1} para a atividade alfa total e de $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$ para a atividade beta total (WHO, 2006).

Os resultados da dose efetiva comprometida para para adultos no corpo inteiro obtidos por este trabalho no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari foram comparados com os resultados obtidos pela literatura: MOREIRA (1993), OLIVEIRA (1993), NIERI NETO (1996), NEGRÃO (2012), BONOTTO (2015) e SANTOS (2018), Tabela 5.9.5.

Tabela 5.9.5 – Comparação entre os resultados obtidos por este trabalho e a literatura para a média das doses efetivas comprometidas para adultos no corpo inteiro, em mSv a⁻¹, no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari (continua)

		²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	
		mSv/a ± DP	mSv/a ± DP	mSv/a ± DP	mSv/a ± DP	
DISSERTAÇÃO	Águas de Contendas	Ferruginosa	0,006 ± 0,001	0,10 ± 0,01	0,012 ± 0,003	0,008 ± 0,002
		Magnesiana	0,004 ± 0,001	0,08 ± 0,01	0,016 ± 0,003	0,011 ± 0,003
		Gasosa I	0,013 ± 0,001	0,13 ± 0,01	0,007 ± 0,001	0,009 ± 0,002
		Gasosa II	0,012 ± 0,001	0,14 ± 0,02	0,008 ± 0,001	0,008 ± 0,002
		Potável - AC	0,003 ± 0,001	0,10 ± 0,01	0,008 ± 0,002	0,011 ± 0,002
		Potável - CRV	0,0005 0,0003	0,09 ± 0,01	0,0035 ± 0,0001	0,0027 0,0003
	Lambari	Alcalina	0,032 ± 0,002	0,07 ± 0,01	0,011 ± 0,002	0,008 ± 0,002
		Magnesiana	0,031 ± 0,001	0,050 ± 0,003	0,017 ± 0,001	0,016 ± 0,004
		Gasosa	0,033 ± 0,004	0,06 ± 0,02	0,014 ± 0,001	0,007 ± 0,003
		Ligeiramente Gasosa	0,020 ± 0,002	0,04 ± 0,01	0,011 ± 0,002	0,011 ± 0,002
		Picante	0,021 ± 0,001	0,032 ± 0,004	0,006 ± 0,001	0,011 ± 0,001
		Potável	0,0008 ± 0,0001	0,025 ± 0,002	0,002 ± 0,001	0,0024 ± 0,0005
		Externa	0,033 ± 0,002	0,1 ± 0,01	0,011 ± 0,002	0,010 ± 0,003
		Ferruginosa	0,011 ± **	0,06 ± **	0,005 ± **	0,01 ± **
MOREIRA (1993)	Águas da Prata - SP	Vilela I	*	*	0,2 -	*
		Vilela II	*	*	0,3 -	*
		Vilela III	*	*	1,1 -	*
		São Bento	*	*	0,23 -	*
		Padre	*	*	0,0086 -	*
		Vitória	*	*	0,029 -	*
		Prata Nova	*	*	0,039 -	*
		Prata Radioativa	*	*	0,041 -	*
		Prata Antiga	*	*	0,017 -	*
		Paiol	*	*	0,012 -	*
		Platina	*	*	0,037 -	*
		Balneário	*	*	0,016 -	*
OLIVEIRA (1993)	Águas da Prata - SP	Vilela Bosque	0,47 -	-	*	*
		Vilela Gruta	0,55 -	-	*	*
		Vilela Captação	0,37 -	*	*	*
		São Bento	0,36 -	-	*	*
		Padre	0,0013 -	0,01 -	*	*
		Vitória	0,07 -	-	*	*
		Prata Nova	0,01 -	0,01 -	*	*
		Prata Radioativa	0,01 -	0,01 -	*	*
		Prata Antiga	0,04 -	0,0045 -	*	*
		Paiol	0,0011 -	0,0033 -	*	*
		Platina	-	0,0046 -	*	*
		Balneário	0,01 -	0,01 -	*	*
NIERI NETO (1996)	Águas da Prata - SP	Vilela	*	*	0,10 -	0,094 -
		Vilela Gruta	*	*	0,18 -	0,2 -
		São Bento	*	*	0,28 -	0,18 -
		Padre	*	*	0,002 -	0,002 -
		Vitória	*	*	0,006 -	0,006 -
		Prata Nova	*	*	0,014 -	0,016 -
		Prata Radioativa	*	*	0,013 -	0,021 -
		Prata Antiga	*	*	0,009 -	0,009 -
		Paiol	*	*	0,002 -	0,005 -
		Platina	*	*	0,013 -	0,021 -
		Balneário	*	*	0,006 -	0,006 -

Tabela 5.9.5 – Comparação entre os resultados obtidos por este trabalho e a literatura para a média das doses efetivas comprometidas para adultos no corpo inteiro, em mSv a⁻¹, no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari (continuação)

		²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
		mBq/L ± DP	mBq/L ± DP	mBq/L ± DP	mBq/L ± DP
NEGRÃO (2012)	Caxambu	Banheira Mairink III	0,025 -	0,14 -	* *
		Piscina Mairink III	0,019 -	0,095 -	* *
		D. Pedro	0,033 -	0,054 -	* *
		Viotti	0,023 -	0,029 -	* *
		Beleza	0,59 -	1,1 -	* *
		Duque de Saxe	0,053 -	0,2 -	* *
		D. Leopoldina	0,036 -	0,045 -	* *
		Conde D'Eau e Princesa Isabel	0,2 -	0,037 -	* *
		Venâncio	0,74 -	0,9 -	* *
		Mairink I	0,023 -	0,14 -	* *
		Mairink II	0,029 -	0,29 -	* *
		Mairink III	0,017 -	0,11 -	* *
		Ernestina Guedes	0,63 -	2,2 -	* *
	Lindóia - SP	Glória	0,0014 -	0,02 -	* *
		S. Roque	0,0014 -	0,018 -	* *
		Sta. Filomena - Fontanário	0,0013 -	0,018 -	* *
		Beleza	0,0011 -	0,018 -	* *
		Sta. Filomena - Torneira 1	0,0013 -	0,017 -	* *
		Sta. Filomena - Torneira 2	0,0018 -	0,022 -	* *
		Engarrafada Sta. Izabel 1	0,0029 -	0,018 -	* *
		Engarrafada S. Jorge	0,0062 -	0,023 -	* *
		Engarrafada Jatobá 1	0,00009 -	0,02 -	* *
BONOTTO (2015)	Lambari	Fonte 01	0,07 -	0,108 -	* *
		Fonte 02	0,09 -	0,096 -	* *
		Fonte 03	0,08 -	0,120 -	* *
		Fonte 04	0,09 -	0,057 -	* *
		Fonte 05	0,01 -	0,054 -	* *
		Fonte 06	0,06 -	0,060 -	* *
SANTOS (2018)	Cambuquira e Marimbeiro	Marimbeiro I	0,017 -	0,026 -	0,0045 - 0,0078 -
		Marimbeiro II	0,015 -	0,049 -	0,003 - 0,007 -
		Marimbeiro II	0,015 -	0,035 -	0,0065 - 0,0061 -
		Gasosa I	0,019 -	0,310 -	0,009 - 0,0043 -
		Gasosa II	0,018 -	0,087 -	0,008 - 0,005 -
		Gasosa III	0,014 -	0,089 -	0,0075 - 0,0061 -
		Roxo Rodrigues - Litinada	0,026 -	0,30 -	0,001 - 0,0096 -
		Dr. Fernandes P. - Férra	0,042 -	*	0,017 - 0,028 -
		Augusto Ferreira - Magnesiana	0,014 -	0,12 -	0,0065 - *
		Laranjal ou Dico	0,12 -	0,19 -	0,027 - 0,026 -

* Dose não analisada ** Amostra sem duplicata - Valor não Calculado

Fonte: autora da dissertação.

Com isso os limites e níveis de referência de dose estabelecidos pelas normas vigentes de radioproteção, para os radionuclídeos naturais ^{210}Pb e ^{210}Po foram atendidos, pois ficaram abaixo do valor de $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$, para ambos os parques. Ao estudar as fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata – SP, MOREIRA (1993) encontrou valores de dose efetiva comprometida para o radionuclídeo ^{210}Pb , em adultos, que variaram de $0,0086 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Padre a $0,25 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Vilela II; o valor máximo obtido por esta autora foi superior ao determinado pelo presente trabalho para adultos em ambos os parques das águas. Para NIERI NETO (1996), estas mesmas fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata – SP, apresentaram valores de dose efetiva comprometida para os radionuclídeos ^{210}Pb e ^{210}Po , em adultos, que variaram de $0,002 \text{ mSv a}^{-1}$ para as fontes Padre e Paiol a $0,28 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Vilela Gruta e, de $0,002 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Padre a $0,2 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Vilela Gruta, respectivamente; para o ^{210}Pb e o ^{210}Po , os valores máximos obtidos por este autor foram superiores aos determinados pelo presente trabalho para adultos em ambos os parques das águas.

Em alguns casos, os limites e níveis de referência de dose estabelecidos pelas normas vigentes de radioproteção, para os radionuclídeos naturais ^{226}Ra e ^{228}Ra foram excedidos, ficando acima do valor de $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ (WHO, 2006). Para o ^{226}Ra , esse valor foi excedido para crianças de 5 anos no Parque das Águas de Lambari e, para o ^{228}Ra , esse valor foi excedido nas três faixas etárias estudadas para o Parque das Águas de Águas de Contendas e para crianças de 5 anos e adolescentes de 15 anos no Parque das Águas de Lambari. As fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata – SP foram estudadas por OLIVEIRA (1993), que encontrou valores de dose efetiva comprometida para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , em adultos, que variaram, respectivamente, de $0,001 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Paiol a $0,55 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Vilela Gruta e, de $0,0046 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Platina a $0,01 \text{ mSv a}^{-1}$ nas fontes Prata Radioativa, Prata Nova, Balneário e Padre; os valores máximos obtidos por esta autora foram superiores aos determinados pelo presente trabalho para o ^{226}Ra e, inferiores para o ^{228}Ra , para adultos em ambos os parques das águas. As fontes do Parque das Águas de Caxambu foram estudadas por NEGRÃO (2012), que encontrou valores de dose efetiva comprometida para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , em adultos, que variaram de $0,017 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Mairink II a $0,74 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Venâncio e, de $0,029 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Viotti a $2,2 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Ernestina Guedes, respectivamente; para o ^{226}Ra e o ^{228}Ra , os valores máximos obtidos por este autor foram superiores aos determinados pelo presente trabalho para adultos em ambos os parques das águas. As fontes do Parque das Águas de Lambari foram estudadas por BONOTTO (2015),

que encontrou valores de dose efetiva comprometida para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , em adultos, que variaram de $0,01 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte nº 5 a $0,09 \text{ mSv a}^{-1}$ para as fontes nº 2 e 4 e, de $0,054 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte nº 5 a $0,120 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte nº 3, respectivamente; para o ^{228}Ra , os valores máximos obtidos por este autor foram inferiores aos determinados pelo presente trabalho para adultos no Parque das Águas de Lambari.

Da mesma forma, SANTOS (2018), estudou os radionuclídeos naturais ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas fontes do Parque das Águas de Cambuquira e as fontes de água mineral de Marimbeiro e obteve os seguintes valores máximos de dose efetiva comprometida para adultos: $0,12 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Laranjal ou Dico; $0,32 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Gasosa I; $0,030 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Laranjal ou Dico; $0,031 \text{ mSv a}^{-1}$ para a fonte Férrea, respectivamente; os valores máximos de dose para adultos obtidos por esta autora foram maiores do que os obtidos pelo presente trabalho, com exceção da dose obtida para o ^{226}Ra no Parque das Águas de Lambari. As fontes do Parque das Águas de Caxambu foram estudadas por MENEGHINI et al. (2017) que encontrou valores de dose efetiva comprometida para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb , em adultos, que variaram de $0,018 \text{ mSv a}^{-1}$ a $1,244 \text{ mSv a}^{-1}$, de $0,017 \text{ mSv a}^{-1}$ a $3,031 \text{ mSv a}^{-1}$ e, de $0,011 \text{ mSv a}^{-1}$ a $0,179 \text{ mSv a}^{-1}$, respectivamente; os valores máximos obtidos por este autor foram superiores aos determinados pelo presente estudo para adultos em ambos os parques das águas.

Como a taxa de ingestão de dose anual (I) considera a ingestão total de líquidos e, não apenas a ingestão de água, os valores acima do limite de dose efetiva anual verificados em algumas fontes de água mineral, de ambos os parques das águas, podem estar aumentados, pois considera que o indivíduo ingeriu apenas essas águas minerais e que a água presente nos diferentes tipos de bebidas e alimentos consumidos diariamente, que compõem a taxa de ingestão de dose anual, também é proveniente dessas águas minerais (WHO, 2004).

O presente estudo calculou também as doses efetivas comprometidas para os principais órgãos afetados pelos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em adultos até 70 anos de idade, para o Parque das Águas de Águas de Contendas, apresentadas em tabelas no APÊNDICE J.

Para o ^{226}Ra , as maiores médias de doses efetivas comprometidas foram de $539 \pm 19 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $21,0 \pm 1,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV) e, de $3,86 \pm 0,40 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para as gônadas, ambas para a fonte Gasosa I. As menores médias de doses foram de $136 \pm 34 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $5,02 \pm 1,55 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV) e de $0,96 \pm 0,24 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para as gônadas, ambas para a fonte Magnesiana, no Parque das Águas de Águas de Contendas, Figura 5.9.9.

Figura 5.9.9 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

Fonte: autora da dissertação.

Para o ^{228}Ra , Figura 5.9.10, as maiores médias de doses efetivas comprometidas foram de $2428 \pm 89 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $63,1 \pm 2,3 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV) e de $15,1 \pm 0,6 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para as gônadas, pulmões e mamas, ambas para a fonte Gasosa I. As menores médias de doses foram de $835 \pm 52 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $21,7 \pm 1,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV) e de $5,34 \pm 0,33 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para as gônadas, pulmões e mamas, ambas para a fonte Magnesiana, no Parque das Águas de Águas de Contendas.

Figura 5.9.10 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

Fonte: autora da dissertação.

Para o ^{210}Pb , as maiores médias de doses efetivas comprometidas foram de $501 \pm 82 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $139 \pm 23 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o fígado, de $63,8 \pm 10,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os rins e de $34,2 \pm 5,6 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV), ambas para a fonte Magnesiana. As menores médias de doses foram de $237 \pm 32 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $65,7 \pm 8,9 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o fígado, de $30,2 \pm 4,1 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os rins e, de $16,2 \pm 2,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV), ambas para a fonte Gasosa II, no Parque das Águas de Contendas, Figura 5.9.11.

Figura 5.9.11 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

Fonte: autora da dissertação.

Para o ^{210}Po , Figura 5.9.12, as maiores médias de doses efetivas comprometidas foram de $40,1 \pm 9,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o baço, de $22,8 \pm 5,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os rins, de $14,6 \pm 3,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos e de $4,01 \pm 0,94 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o fígado, ambas para a fonte Magnesiana. As menores médias de doses foram de $30,6 \pm 6,3 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o baço, de $17,4 \pm 3,6 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os rins, de $11,1 \pm 2,3 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos e de $3,06 \pm 0,63 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o fígado, ambas para a fonte Gasosa II, no Parque das Águas de Contendas.

Figura 5.9.12 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

Fonte: autora da dissertação.

As doses efetivas comprometidas para os principais órgãos afetados pelos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em adultos de até 70 anos, também foram calculadas para o Parque das Águas de Lambari, demonstradas por meio de tabelas no APÊNDICE J.

Para o ^{226}Ra , Figura 5.9.13, as maiores médias de doses efetivas comprometidas foram de $1523 \pm 212 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $70,3 \pm 9,8 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV) e de $10,8 \pm 1,5 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para as gônadas, ambas para a fonte Gasosa. Entretanto, as menores médias de doses foram de $532 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $0,02 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV) e de $3,77 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para as gônadas, ambas para a fonte Ferruginosa, no Parque das Águas de Lambari. Ressalta-se que para a fonte Ferruginosa não foi calculado o desvio padrão, pois as amostras não foram realizadas em duplicata.

Figura 5.9.13 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

Fonte: autora da dissertação.

Para o ^{228}Ra , Figura 5.9.14, as maiores médias de doses efetivas comprometidas foram de $2592 \pm 305 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $67,4 \pm 7,9 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV) e de $16,6 \pm 1,9 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para as gônadas, pulmões e mamas, ambas para a fonte Alcalina. As menores médias de doses foram de $1169 \pm 159 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $30,4 \pm 4,1 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV) e de $7,48 \pm 1,02 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para as gônadas, pulmões e mamas, ambas para a fonte Picante, no Parque das Águas de Lambari.

Figura 5.9.14 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parques das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

Fonte: autora da dissertação.

Para o ^{210}Pb , as maiores médias de doses efetivas comprometidas foram de $555 \pm 33 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $154 \pm 9 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o fígado, de $70,7 \pm 4,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os rins e de $37,9 \pm 2,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV), ambas para a fonte Magnesiana. As menores médias de doses efetivas comprometidas foram de $172 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos, de $47,6 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o fígado, de $21,9 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os rins e de $11,7 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a medula óssea vermelha (MOV), ambas para a fonte Ferruginosa, no Parque das Águas de Lambari, Figura 5.9.15. Ressalta-se que para a fonte Ferruginosa não foi calculado o desvio padrão, pois as amostras não foram realizadas em duplicata.

Figura 5.9.15 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

Fonte: autora da dissertação.

Para o ^{210}Po , Figura 5.9.16, as maiores médias de doses efetivas comprometidas foram de $38,9 \pm 7,7 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o baço, de $22,1 \pm 4,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os rins, de $14,2 \pm 2,8 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos e de $3,89 \pm 0,77 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o fígado, ambas para a fonte Magnesiana. As menores médias de doses efetivas comprometidas foram de $20,5 \pm 4,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o baço, de $11,6 \pm 2,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os rins, de $7,46 \pm 1,54 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para os ossos e de $2,05 \pm 0,42 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para o fígado, ambas para a fonte Alcalina, no Parque das Águas de Lambari.

Figura 5.9.16 – Média da Dose Efetiva Comprometida do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

Fonte: autora da dissertação.

A comparação das doses efetivas comprometidas obtidas para os radionuclídeos em estudo e seus respectivos órgãos mais afetados demonstrou que para o ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb a estrutura mais afetada foram os ossos. Entretanto, para o ^{210}Po , o órgão mais afetado foi o baço. O Parque das Águas de Lambari apresentou doses mais elevadas quando comparadas as doses obtidas no Parque das Águas de Contendas.

Os resultados da dose efetiva comprometida, nos ossos, para para adultos, obtidos por este trabalho no Parque das Águas de Contendas e Lambari foram comparados com os resultados obtidos pela literatura: MOREIRA (1993), OLIVEIRA (1993), NIERI NETO (1996) e SANTOS (2018), Tabela 5.9.7.

Tabela 5.9.6 – Comparação entre os resultados obtidos por este trabalho e a literatura para a média das doses efetivas comprometidas para adultos nos ossos, em mSv a⁻¹, no Parque das Águas de Contendas e Lambari (continua)

		²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
		mSv/a ± DP	mSv/a ± DP	mSv/a ± DP	mSv/a ± DP
Dissertação Lambari	Ferruginosa	0,23 ± 0,02	0,90 ± 0,04	0,37 ± 0,08	0,011 ± 0,003
	Magnesiana	0,14 ± 0,03	0,83 ± 0,05	0,50 ± 0,08	0,015 ± 0,001
	Gasosa I	0,54 ± 0,02	2,43 ± 0,09	0,26 ± 0,04	0,011 ± 0,004
	Gasosa II	0,51 ± 0,03	1,58 ± 0,15	0,25 ± 0,04	0,008 ± 0,002
	Potável - AC	0,14 ± 0,01	0,98 ± 0,05	0,26 ± 0,03	0,016 ± 0,004
	Potável - CRV	0,01 ± 0,01	1,16 ± 0,06	0,11 ± 0,00	0,004 ± 0,000
	Alcalina	1,50 ± 0,11	2,59 ± 0,30	0,36 ± 0,06	0,007 ± 0,002
	Magnesiana	1,45 ± 0,05	1,79 ± 0,11	0,56 ± 0,03	0,014 ± 0,003
	Gasosa	1,52 ± 0,21	1,67 ± 0,68	0,45 ± 0,03	0,010 ± 0,004
	Ligeiramente Gasosa	0,95 ± 0,10	1,37 ± 0,18	0,38 ± 0,07	0,009 ± 0,001
	Picante	0,96 ± 0,06	1,17 ± 0,16	0,18 ± 0,04	0,010 ± 0,001
	Potável	0,04 ± 0,01	0,90 ± 0,05	0,06 ± 0,02	0,0021 ± 0,0005
	Externa	1,48 ± 0,08	2,19 ± 0,20	0,33 ± 0,05	0,008 ± 0,002
	Ferruginosa	0,53 ± **	2,31 ± **	0,17 ± **	0,009 ± **
MOREIRA (1993)	Vilela I	*	*	3,2 -	*
	Vilela II	*	*	3,9 -	*
	Vilela II	*	*	0,17 -	*
	São Bento	*	*	3,5 -	*
	Padre	*	*	0,13 -	*
	Vitória	*	*	0,46 -	*
	Prata Nova	*	*	0,61 -	*
	Prata Radioativa	*	*	0,64 -	*
	Prata Antiga	*	*	0,27 -	*
	Paiol	*	*	0,19 -	*
	Platina	*	*	0,58 -	*
	Balneário	*	*	0,26 -	*
OLIVEIRA (1993)	Vilela Bosque	9,0 -	-	*	*
	Vilela Gruta	0,11 -	-	*	*
	Vilela Captação	6,9 -	*	*	*
	São Bento	6,8 -	-	*	*
	Padre	0,03 -	0,09 -	*	*
	Vitória	0,12 -	-	*	*
	Prata Nova	0,25 -	0,08 -	*	*
	Prata Radioativa	0,22 -	0,1 -	*	*
	Prata Antiga	0,80 -	0,07 -	*	*
	Paiol	0,02 -	0,05 -	*	*
	Platina	-	0,07 -	*	*
	Balneário	0,26 -	0,09 -	*	*
NIERINETO (1993)	Vilela	*	*	3,3 -	0,13 -
	Vilela Gruta	*	*	9,1 -	0,2 -
	São Bento	*	*	5,9 -	0,27 -
	Padre	*	*	0,06 -	0,003 -
	Vitória	*	*	0,20 -	0,008 -
	Prata Nova	*	*	0,46 -	0,021 -
	Prata Radioativa	*	*	0,40 -	0,028 -
	Prata Antiga	*	*	0,30 -	0,012 -
	Paiol	*	*	0,078 -	0,007 -
	Platina	*	*	0,43 -	0,028 -
	Balneário	*	*	0,18 -	0,008 -

Tabela 5.9.7 – Comparação entre os resultados obtidos por este trabalho e a literatura para a média das doses efetivas comprometidas para adultos nos ossos, em mSv a⁻¹, no Parque das Águas de Águas de Contendas e Lambari (continuação)

		²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
		mSv/a ± DP	mSv/a ± DP	mSv/a ± DP	mSv/a ± DP
SANTOS (2018)	Marimbeiro I	0,95 -	0,98 -	0,11 -	0,010 -
	Marimbeiro II	0,86 -	1,70 -	0,19 -	0,009 -
	Marimbeiro III	0,72 -	1,22 -	0,40 -	0,008 -
	Gasosa I	0,91 -	11,40 -	0,56 -	0,006 -
	Gasosa II	0,79 -	3,29 -	0,17 -	0,007 -
	Gasosa III	0,83 -	3,54 -	0,19 -	0,008 -
	Roxo Rodrigues - Litinada	1,19 -	9,03 -	0,43 -	0,012 -
	Dr. Fernandes P. - Férrea	1,69 -	-	0,69 -	0,037 -
	Augusto Ferreira - Magnesiana	0,62 -	6,86 -	0,17 -	-
	Laranjal ou Dico	4,19 -	9,07 -	0,80 -	0,035 -
	Cambuquira e Marimbeiro				

* Dose não analisada ** Amostra sem duplicata - Valor não calculado

Fonte: autora da dissertação.

A dose efetiva comprometida para os ossos foi estudada por MOREIRA (1993) para o radionuclídeo ²¹⁰Pb, que obteve a variação de 0,19 mSv a⁻¹ para a fonte Paiol a 3,9 mSv a⁻¹ para a fonte Vilela II, para as fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata – SP; os valores máximos obtidos por esta autora foram superiores aos determinados pelo presente trabalho em ambos os parques das águas.

Da mesma forma, OLIVEIRA (1993) estudou as mesmas águas minerais da cidade de Águas da Prata – SP, e obteve para os radionuclídeos ²²⁶Ra e ²²⁸Ra a variação de 0,02 mSv a⁻¹ para a fonte Paiol a 9 mSv a⁻¹ na fonte Vilela Bosque e, de 0,05 mSv a⁻¹ para a fonte Paiol a 0,1 mSv a⁻¹ na fonte Prata Radioativa, respectivamente, para os ossos; para o ²²⁶Ra, os valores máximos obtidos por esta autora foram superiores aos determinados pelo presente trabalho e, para o ²²⁸Ra, os valores máximos obtidos foram inferiores, em ambos os parques das águas.

Entretanto, NIERI NETO (1996) calculou a dose efetiva comprometida para os principais órgãos afetados pelos radionuclídeos ²¹⁰Pb e o ²¹⁰Po, também para as fontes de água mineral da cidade de Águas da Prata. Para o ²¹⁰Pb, obteve valores máximos de 9,1 mSv a⁻¹ nos ossos, 1,5 mSv a⁻¹ nos rins, 0,75 mSv a⁻¹ no fígado e de 0,95 mSv a⁻¹ na MOV; por outro lado, os valores mínimos foram de 0,06 mSv a⁻¹ nos ossos, 0,01 mSv a⁻¹ nos rins, 0,005 mSv a⁻¹ no fígado e de 0,006 mSv a⁻¹ na MOV. Para o ²¹⁰Po, obteve valores máximos de 0,27 mSv a⁻¹ nos ossos, 2,2 mSv a⁻¹ nos rins, 1,109 mSv a⁻¹ no fígado e de 1,8 mSv a⁻¹ no baço; por outro lado, os valores mínimos foram de 0,003 mSv a⁻¹ nos ossos, 0,022 mSv a⁻¹ nos rins, 0,011 mSv a⁻¹ no fígado e de 0,018 mSv a⁻¹ no baço; para ambos os

radionuclídeos estudados, os valores máximos obtidos por este autor foram superiores aos determinados pelo presente trabalho em ambos os parques das águas.

Para SANTOS (2018) a dose efetiva comprometida dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po foi determinada para as fontes do Parque das Águas de Cambuquira e nas fontes de águas minerais de Marimbeiro para os ossos. Como SANTOS (2018) utilizou a estação do outono de 2017 para determinar a dose efetiva comprometida no corpo, utilizou-se esta mesma estação para comparação da dose efetiva comprometida nos ossos. Para o ^{226}Ra , obteve a variação de $0,37 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Gasosa I a $5,62 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Dico; para o ^{228}Ra , a variação foi de $0,69 \text{ mSv a}^{-1}$ nas fontes Marimbeiro II e III a $11,50 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Gasosa I; para o ^{210}Pb , a variação foi de $0,05 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Gasosa II a $0,96 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Dico e; para o ^{210}Po , a variação foi de $0,005 \text{ mSv a}^{-1}$ nas fontes Gasosa I e Marimbeiro II a $0,042 \text{ mSv a}^{-1}$ na fonte Férrea; para todos os radionuclídeos em estudo, os valores máximos obtidos por esta autora foram superiores aos determinados pelo presente trabalho em ambos os parques das águas.

5.10 Caracterização radiológica e química das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Contendas e Lambari

Nas Tabelas 5.10.1 e 5.10.2 são apresentadas as médias dos resultados de pH, temperatura, vazão, CE, sólidos da água, concentração dos elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn e, concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , das fontes de água mineral destes parques das águas obtidos nas estações da primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e, no verão de 2018. Também são apresentados os resultados obtidos para as amostras de água potável coletadas no distrito de Águas de Contendas, como Potável – AC e nas cidades de Conceição do Rio Verde, como Potável – CRV, e Lambari, como Potável.

Tabela 5.10.1 – Resumo das médias dos resultados obtidos para o Parque das Águas de Águas de Contendas

		Ferruginosa	Magnesiãna	Gasosa I	Gasosa II	Potável - AC	Potável - CRV
	pH	5,26	5,67	5,12	5,34	7,59	5,96
	Temperatura (°C)	21,6	22,5	22,8	21,7	23,6	25,0
	Vazão (L/h)	146	80,2	536	162	**	**
	CE (µS/cm)	68,5	50,5	100	182	127	52,0
Sólidos da Água (mg/L)	STD	3076	2779	5587	3570	1903	898
	SF	104	66,6	94,2	149	107	53,7
	SV	2971	2712	5493	3421	1796	844
Concentração dos Elementos (mg/L ± DP)	Ag	< LMQ	**	0,650 ± 0,020	< LMQ	0,295 ± 0,020	**
	Al	0,213 ± 0,003	**	0,157 ± 0,005	0,250 ± 0,012	0,0528 ± 0,0002	**
	As	< LMQ	**	< LMQ	0,0073 ± 0,0002	< LMQ	**
	Ba	0,059 ± 0,001	**	0,157 ± 0,002	0,121 ± 0,006	< LMQ	**
	Ca	< LMQ	**	13,1 ± 0,1	32,720 ± 0,001	15,5 ± 0,1	**
	Cd	< LMQ	**	0,290 ± 0,020	< LMQ	0,143 ± 0,020	**
	Co	< LMQ	**	< LMQ	< LMQ	< LMQ	**
	Cr	< LMQ	**	< LMQ	< LMQ	< LMQ	**
	Cu	< LMQ	**	< LMQ	< LMQ	< LMQ	**
	Fe	16,463 ± 0,002	**	0,176 ± 0,003	35,610 ± 0,001	< LMQ	**
	K	3,5975 ± 0,0003	**	6,1550 ± 0,0003	9,8713 ± 0,0003	3,1269 ± 0,0001	**
	Mg	2,25 ± 0,01	**	2,32 ± 0,01	2,29 ± 0,02	2,30 ± 0,02	**
	Mn	0,18272 ± 0,00004	**	0,20881 ± 0,00002	0,61897 ± 0,00002	< LMQ	**
	Na	< LMQ	**	57,2 ± 0,1	137,67 ± 0,04	8,70 ± 0,10	**
	Ni	0,1833 ± 0,0001	**	0,2125 ± 0,0004	0,4781 ± 0,0001	0,060 ± 0,001	**
	Pb	0,024 ± 0,001	**	0,023 ± 0,001	0,027 ± 0,001	0,015 ± 0,001	**
	Se	0,027 ± 0,002	**	0,0183 ± 0,0001	0,029 ± 0,004	0,025 *	**
	Ti	0,390 ± 0,010	**	< LMQ	< LMQ	< LMQ	**
	V	0,270 ± 0,070	**	0,368 ± 0,039	< LMQ	< LMQ	**
	Zn	0,0326 ± 0,0004	**	0,033 ± 0,001	0,043 ± 0,005	0,1542 ± 0,0001	**
Concentração de Atividade (mBq/L ± DP)	²²⁶ Ra	24,3 ± 2,3	14,3 ± 3,5	56,8 ± 2,1	53,9 ± 3,4	14,4 ± 1,6	< LID
	²²⁸ Ra	40,3 ± 1,9	35,2 ± 2,2	110 ± 3	86,4 ± 4,0	28,7 ± 1,5	63,5 ± 3,3
	²¹⁰ Pb	23,1 ± 5,0	31,2 ± 5,1	14,5 ± 2,5	15,8 ± 2,2	17,1 ± 1,9	6,92 ± 0,23
	²¹⁰ Pb	9,71 ± 2,16	13,0 ± 1,3	9,49 ± 3,21	7,24 ± 1,30	14,1 ± 3,4	< LID

* Amostra sem duplicata

** Não analisado

Fonte: autora da dissertação.

Tabela 5.10.2 – Resumo das médias dos resultados obtidos para o Parque das Águas de Lambari

		Ferruginosa	Magnesiana	Gasosa	Ligeiramente Gasosa	Picante	Externa	Ferruginosa	Potável
	pH	4,79	4,80	4,82	4,80	5,06	4,79	4,78	6,91
	Temperatura (°C)	21,8	21,8	22,2	21,9	21,7	21,8	22,0	21,7
	Vazão (L/h)	238	470	566	237	18,6	**	**	**
	CE (µS/cm)	78,2	86,0	82,4	70,6	57,6	76,8	60,0	50,2
Sólidos da Água (mg/L)	STD	3064	2704	5960	3285	3372	1425	**	3634
	SF	49,2	53,5	49,9	46,8	83,0	78,7	**	53,0
	SV	3015	2650	5910	3239	3289	1346	**	3581
Concentração dos Elementos (mg/L ± DP)	Ag	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	0,350 ± 0,050	< LMQ	**	< LMQ
	Al	0,138 ± 0,001	0,114 ± 0,001	0,155 ± 0,004	0,199 ± 0,001	0,346 *	0,090 ± 0,001	0,107 *	0,3927 ± 0,0003
	As	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ
	Ba	0,189 ± 0,002	0,154 ± 0,001	0,191 ± 0,001	0,138 ± 0,001	0,228 *	0,122 ± 0,001	< LMQ	< LMQ
	Ca	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	12,6 * 0,1	< LMQ	< LMQ	< LMQ
	Cd	< LMQ	< LMQ	0,320 ± 0,025	< LMQ	0,300 ± 0,020	< LMQ	**	< LMQ
	Co	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	**	< LMQ
	Cr	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ
	Cu	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	**	< LMQ
	Fe	< LMQ	< LMQ	0,0850 ± 0,0003	0,146 ± 0,004	0,090 *	< LMQ	0,082 *	0,628 ± 0,001
	K	3,956 ± 0,001	3,5006 ± 0,0002	4,017 ± 0,001	3,734 ± 0,001	4,96 *	2,579 ± 0,001	1,09 *	1,451 ± 0,001
	Mg	2,29 ± 0,01	2,20 ± 0,01	2,29 ± 0,01	1,96 ± 0,03	2,32 *	1,59 ± 0,01	0,910 *	1,86 ± 0,01
	Mn	0,090 ± 0,001	0,083 ± 0,001	0,0995 ± 0,0004	0,063 ± 0,001	0,116 *	0,062 ± 0,001	0,024 *	0,1726 ± 0,0001
	Na	8,00 ± 0,09	8,96 ± 0,08	8,64 ± 0,04	9,95 ± 0,06	7,40 *	< LMQ	< LMQ	< LMQ
	Ni	0,027 ± 0,001	0,022 ± 0,001	0,0255 ± 0,0002	0,0205 ± 0,0003	0,043 *	0,0172 ± 0,0004	< LMQ	0,0259 ± 0,0004
	Pb	0,011 ± 0,001	0,0084 ± 0,0003	0,0098 ± 0,0002	0,010 ± 0,001	0,015 *	< LMQ	< LMQ	0,009 ± 0,001
	Se	0,024 ± 0,003	0,041 ± 0,004	0,098 ± 0,009	0,039 ± 0,006	0,051 ± 0,002	0,060 ± 0,010	**	0,018 ± 0,003
	Ti	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	**	< LMQ
	V	0,385 ± 0,040	0,47 ± 0,010	0,555 ± 0,040	0,385 ± 0,040	0,33 ± 0,060	0,575 ± 0,042	**	0,27 ± 0,048
	Zn	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	0,023 *	< LMQ	< LMQ	< LMQ
Concentração de Atividade (mBq ± DP)	²²⁶ Ra	158 ± 4	153 ± 3	157 ± 5	99,8 ± 4,4	101 ± 5	156 ± 4	56,1 ± 3,0	4,26 ± 0,64
	²²⁸ Ra	105 ± 4	82,6 ± 3,3	112 ± 4	75,1 ± 4,7	53,5 ± 3,6	91,0 ± 3,4	127 ± 5	49,6 ± 2,9
	²¹⁰ Pb	22,9 ± 3,7	34,8 ± 2,4	27,9 ± 1,8	23,5 ± 4,6	11,7 ± 2,6	20,8 ± 3,0	10,7 ± 9,0	5,60 ± 1,29
	²¹⁰ Pb	6,46 ± 1,35	12,1 ± 2,4	8,35 ± 3,37	8,10 ± 1,09	8,23 ± 0,86	7,08 ± 1,88	7,46 ± 9,00	3,30 ± 0,40

* Amostra sem duplicata ** Amostra não analisada

Fonte: autora da dissertação.

5.11 Análise estatística dos resultados

A análise estatística de Clusters foi aplicada às médias das concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em ambos os parques das águas, em todas as estações amostradas e, às médias das concentrações dos elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn, de ambos os parques das águas, na primavera de 2016 e no verão, outono e inverno de 2017 para as amostras realizadas por EDXRF e no verão e inverno de 2017 para as amostras realizadas por ICP-OES.

A análise de Clusters para a média da concentração de atividade dos radionuclídeos em estudo, das amostras do Parque das Águas de Águas de Contendas, evidenciou a formação do grupo A, com as fontes Gasosa I e Gasosa II e o grupo B, com as fontes Magnesiana e Ferruginosa Figura 5.11.1.

Figura 5.11.1 – Análise de Clusters para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água mineral do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

O grupo A com as fontes Gasosa I e Gasosa II, apresentou as maiores médias de concentrações de atividade para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , apresentados em ordem crescente, quando comparadas com as médias das concentrações do grupo B. De forma similar, o grupo B com as fontes Ferruginosa e Magnesiana, apresentou maiores médias de

concentrações de atividade para os radionuclídeos ^{210}Po e ^{210}Pb , em ordem crescente, quando comparadas com as médias das concentrações do grupo A.

Para as amostras do Parque das Águas de Lambari, a análise de clusters para a média das concentrações de atividade dos mesmos radionuclídeos, evidenciou a formação do grupo A, com a fonte Ferruginosa e o grupo B, com as demais fontes, Figura 5.11.2.

Figura 5.11.2 – Análise de Clusters para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água mineral do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

O grupo A com a fonte Ferruginosa, apresentou menor média de concentração de atividade para o radionuclídeo ^{226}Ra , quando comparada com as médias das concentrações do grupo B.

A análise de clusters para a média da concentração de atividade destes radionuclídeos, considerando ambos os parques das águas, evidenciou-se a formação do grupo A, com as fontes Alcalina, Externa, Gasosa e Magnesiana do Parque das Águas de Lambari e o grupo B, com as demais fontes de ambos os parques das águas, Figura 5.11.3.

Figura 5.11.3 – Análise de Clusters para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas amostras de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari

Fonte: autora da dissertação.

O grupo A com fontes Alcalina, Externa, Gasosa e Magnesiana, do Parque das Águas de Lambari, apresentou maiores médias de concentrações de atividade para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , em ordem decrescente, quando comparadas com as médias das concentrações do grupo B. Assim, verificou-se que as fontes Alcalina, Gasosa e Magnesiana, pertencentes ao grupo A, apresentam maior proximidade geográfica, por estarem localizadas no mesmo fontanário; entretanto, a fonte Externa pertencente ao mesmo grupo, encontra-se mais próxima a este fontanário, geograficamente, quando comparada com a fonte Picante e Ferruginosa. Por meio do grupo B, verificou-se que as fontes Gasosa I e Gasosa II pertencentes ao grupo A da análise de cluster do Parque das Águas de Águas de Contendas e a fonte Ferruginosa também pertencente ao grupo A da análise de cluster do Parque das Águas de Lambari são similares pois encontram-se agrupadas com menor distância.

A análise estatística de clusters para a média das contrações dos elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn, das amostras do Parque das Águas de Águas de Contendas, evidenciou a formação do grupo A, somente com a fonte Gasosa II do Parque das Águas de Águas de Contendas, e o grupo B, com as demais

fontes de ambos os parques das águas, como demonstra a Figura 5.11.4; a fonte Magnésiana deste parque não teve suas amostras analisadas por EDXRF e ICP-OES.

Figura 5.11.4 – Análise de Clusters para os elementos caracterizados pela EDXRF e ICP-OES nas amostras de água mineral do Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte: autora da dissertação.

O grupo A com a fonte Gasosa II apresentou maiores médias de concentrações para os elementos Ca, K, Na e Fe, quando comparadas com as médias das concentrações do grupo B, com as demais fontes em estudo. Deste modo, verificou-se a diferença entre o padrão de agrupamento obtido para os radionuclídeos em estudo e o padrão de agrupamento obtido para os elementos químicos, que separou as fontes Gasosa I e Gasosa II, anteriormente agrupadas.

Para as amostras do Parque das Águas de Lambari, a análise de clusters para a média das concentrações dos mesmos elementos químicos, evidenciou a formação do grupo A, com a fonte Ferruginosa e o grupo B, com as demais fontes, Figura 5.11.5.

Figura 5.11.5 – Análise de Clusters para os elementos caracterizados pela EDXRF e ICP-OES nas amostras de água mineral do Parque das Águas de Lambari

Fonte: autora da dissertação.

O grupo A com a fonte Ferruginosa apresentou menores médias de concentrações para os elementos maiores Ca, K, Mg e Na, quando comparadas com as médias das concentrações do grupo B, com as demais fontes em estudo. Deste modo, verificou-se a semelhança entre o padrão de agrupamento obtido para os radionuclídeos em estudo e o padrão de agrupamento obtido para os elementos químicos, que continuou isolando a fonte Ferruginosa.

A análise estatística de Clusters para a média das concentrações destes elementos, para ambos os parques das águas, evidenciou a formação do grupo A, com a fonte Gasosa II do Parque das Águas de Águas de Contendas, e o grupo B, com as demais fontes de ambos os parques das águas, Figura 5.11.6.

Figura 5.11.6 – Análise de Clusters para os elementos caracterizados pela EDXRF e ICP-OES nas amostras de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari

Fonte: autora da dissertação.

O grupo B com a fonte Gasosa II apresentou maiores médias de concentrações para os elementos Ca, K, Na e Fe, quando comparadas com as médias das concentrações do grupo A, com as demais fontes em estudo. Assim, foi possível verificar maior similaridade entre as fontes do Parque das Águas de Lambari e entre as fontes ferruginosas de ambos os parques das águas.

As análises do coeficiente de correlação de Pearson para as estações da primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e, verão de 2018, com todas as análises realizadas para ambos os parques estudados, são apresentadas na Figura 5.11.6 a Figura 5.11.11 e nas tabelas do APÊNDICE K. Ressalta-se, entretanto, que para esta técnica estatística utilizou-se apenas os elementos com maior concentração e frequência de presença nas águas minerais estudadas, sendo assim, foram utilizados os valores obtidos para os elementos maiores e menores de ambos os parques das águas.

Na primavera de 2016, verificou-se uma correlação forte inversamente proporcional, acima de -0,7, foi verificada entre o pH e o ^{226}Ra . Com base na geologia local e no reabastecimento por fluxo de trânsito rápido e superficial das águas subterrâneas, a correlação entre o pH e o ^{226}Ra sugere que a diminuição do pH das águas infiltrantes promove o aumento da dissolução das rochas dos aquíferos por onde percolam e se armazenam e, propiciando assim, o aumento da concentração de ^{226}Ra nas águas minerais

em estudo. Este mesmo fenômeno pode ocorrer com outros radionuclídeos presentes nas rochas (ANDRADE JÚNIOR, 1942; FREEZE e CHERRY, 1979; CPRM, 1999).

Figura 5.11.7 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta da primavera de 2016 para ambos os parques das águas

Fonte: autora da dissertação.

No verão de 2017, verificou-se uma correlação forte diretamente proporcional, acima de 0,7, entre: 1) pH e Fe; 2) Ca e Fe, Ca e K, Ca e Mn e, Ca e Na; 3) Fe e K, Fe e Mn e, Fe e Na; 4) K e Mn e, K e Na e; 5) Mn e Na, Figura 5.11.8.

Segundo a literatura, locais com pouca presença de matéria orgânica vegetal em decomposição presentes nos sedimentos aluvionares, responsáveis pela diminuição do pH nas águas minerais podem sugerir que a correlação diretamente proporcional entre o pH e o Fe deve-se tanto à lixiviação desse elemento presente nos solos e sedimentos quanto ao processo de dissolução das rochas por onde percolam e se armazenam. Este mesmo processo ocorre com diversos outros elementos químicos presentes nos solos, sedimentos e rochas (ANDRADE JÚNIOR, 1942; FREEZE e CHERRY, 1979; CPRM, 1999; BERTOLO et al., 2007).

Com base na geologia local, sugere-se que esta forte correlação entre: 1) Ca e Fe, Ca e K, Ca e Mn e, Ca e Na; 2) Fe e K, Fe e Mn e, Fe e Na; 3) K e Mn e, K e Na e; 4) Mn e Na é proveniente, principalmente, tanto da dissolução simultânea de rochas ígneas contendo

carbonatos e silicatos, como a calcita, o feldspato potássico e a granada, presentes nas rochas dos aquíferos quanto da dissolução dos sedimentos argilosos e argilo-siltosos, pelas águas infiltrantes ricas em ácido carbônico, presentes em ambos os parques das águas (ANDRADE JÚNIOR, 1942; FREEZE e CHERRY, 1979; CPRM, 1999).

A correlação forte inversamente proporcional, acima de -0,7, foi verificada entre o 1) pH e ^{226}Ra , explicado anteriormente e; entre 2) Vazão e Al; 3) ^{228}Ra e Al; 4) ^{210}Pb e Mg.

Como os aquíferos dos locais em estudo são mais superficiais, sofrem determinada influência da temperatura ambiente, assim, sugere-se que a correlação entre a vazão e o Al ocorre devido ao aumento da temperatura ambiente, transferida para a camada mais superficial do solo, que acelera as reações químicas, promove o aumento da dissolução das rochas e, conseqüentemente, o aumento da concentração de radionuclídeos e de elementos químicos inorgânicos como o Al. Como as altas temperaturas do ambiente ocorrem nos períodos mais chuvosos, o aumento da vazão é diretamente proporcional à concentração de Al. Este mesmo processo pode ocorrer com diversos outros elementos químicos presentes nas rochas (CPRM, 1999; MESTRINHO, 2013; REBOUÇAS, 2013; FITTS, 2015).

Segundo a literatura, como a geologia local é constituída por rochas ígneas contendo carbonatos, silicatos, entre outros, a correlação inversamente proporcional entre o ^{228}Ra e o Al e entre o ^{210}Pb e o Mg é sugerida tanto pela dissolução não simultânea desses radionuclídeos e desses elementos químicos inorgânicos quanto pelas diferentes rochas matriz que originam estes componentes. Este mesmo processo também pode ocorrer com diversos outros elementos químicos presentes nas rochas (ANDRADE JÚNIOR, 1942; FREEZE e CHERRY, 1979; CPRM, 1999).

Figura 5.11.8 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta do verão de 2017 para ambos os parques das águas

Fonte: autora da dissertação.

No outono de 2017, não foram verificadas correlações fortes diretamente proporcionais, acima de 0,7, Figura 5.11.9.

A correlação forte inversamente proporcional, acima de -0,7, foi verificada entre o pH e o ^{228}Ra , explicado anteriormente.

Figura 5.11.9 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta do outono de 2017 para ambos os parques das águas

Fonte: autora da dissertação.

No inverno de 2017, verificou-se uma correlação forte diretamente proporcional, acima de 0,7, entre: 1) pH e Fe; 2) Ca e Fe, Ca e K, Ca e Mn e, Ca e Na; 3) Fe e Mn e, Fe e Na; 4) K e Mn e, K e Na; 5) Mn e Na; 6) pH e Mn, explicados anteriormente e; entre 7) T(°C) e ²¹⁰Po; 8) CE e Ca, CE e K, CE e Mn e, CE e Na; 9) STD e K, Figura 5.11.10.

Na primavera de 2016, verificou-se uma correlação forte diretamente proporcional, acima de 0,7, entre a T(°C) e o ²¹⁰Po, Figura 5.11.7, sugerindo que as temperaturas mais elevadas aceleram reações químicas promovendo a dissolução das rochas dos aquíferos pelos quais percolam e se armazenam. Este mesmo fenômeno pode ocorrer com outros radionuclídeos presentes nas rochas (CPRM, 1999; SANTOS, 2008).

A correlação forte diretamente proporcional entre a CE e Ca, CE e K, CE e Mn e, CE e Na, sugere que a alta concentração desses elementos observadas pelo presente estudo na maioria das fontes, de ambos os parques, promove o aumento de íons Ca²⁺, K⁺, Mn²⁺ e Na⁺, com alto valor do limite de condutividade molar iônica. Assim, a capacidade de transmissão de corrente elétrica por meio de substâncias dissolvidas como o Ca²⁺, K⁺, Mn²⁺ e Na⁺ é aumentada e, em paralelo, aumenta a CE (COURY, 1999; MESTRINHO, 2013).

Este mesmo tipo de correlação entre os STD e o K pode ser devida aos STD corresponderem ao peso total de impurezas presentes na água, por unidade de volume, o

aumento do STD na água sugere o aumento de K, por ser um elemento constituinte dos STD (MESTRINHO, 2013).

A correlação forte inversamente proporcional, acima de -0,7, foi verificada entre: 1) pH e ^{226}Ra ; 2) Vazão e Fe, explicado anteriormente e; entre 3) pH e ^{210}Pb ; 4) STD e ^{226}Ra .

Segundo a literatura, locais com pouca presença de matéria orgânica vegetal em decomposição, nos sedimentos aluvionares, responsáveis pela diminuição do pH nas águas minerais promovem a diminuição do processo de dissolução das rochas por onde a água percola e se armazena e constituindo um possível motivo para a correlação inversamente proporcional entre o pH e o ^{210}Pb (ANDRADE JÚNIOR, 1942; FREEZE e CHERRY, 1979; CPRM, 1999; BERTOLO et al., 2007).

Como os STD corresponderem ao peso total de impurezas presentes na água, por unidade de volume e, as águas subterrâneas possuem alta concentração de material orgânico em suspensão, o aumento do STD na água sugere o aumento da concentração de radionuclídeos com comportamento partícula-reativo, como o ^{210}Pb e ^{210}Po , em detrimento a radionuclídeos como o ^{226}Ra e ^{228}Ra ; assim, pode-se sugerir uma correlação forte inversamente proporcional entre o STD e o ^{226}Ra (COTHERN e REBERS, 1990; WHO, 1993; WHO, 2006; REYES, 2009; MESTRINHO, 2013).

Figura 5.11.10 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta do inverno de 2017 para ambos os parques das águas

Fonte: autora da dissertação.

Na primavera de 2017, verificou-se uma correlação forte diretamente proporcional, acima de 0,7, Figura 5.11.11, entre: 1) ²²⁶Ra e ²²⁸Ra e; 2) T(°C) e CE. Como essas águas possuem menores concentrações salinas, promovem menores valores de força iônica e propiciam maiores concentrações de partículas ligantes ao rádio e cátions divalentes. A correlação entre o ²²⁶Ra e o ²²⁸Ra sugere que não há competição entre esses dois radionuclídeos pelos sítios de troca, das partículas presentes na água, ao qual o rádio poderá se adsorver (OLIVEIRA, 1993; LAURIA e GODOY, 2000; PUC-RIO, 2018).

Como temperaturas mais elevadas aceleram reações químicas e promovem a dissolução das rochas dos aquíferos pelos quais percola e se armazenam, promovem o aumento da concentração de íons que aumentarão a capacidade de transmissão de corrente elétrica por meio de substâncias dissolvidas, aumentando, assim, a CE; a forte correlação entre a T(°C) e a CE, também podem ser devida ao fato da mobilidade da espécie iônica ser diretamente proporcional à temperatura (COURY, 1999; CPRM, 1999; SANTOS, 2008; MESTRINHO, 2013).

A correlação forte inversamente proporcional, acima de -0,7, foi verificada entre: o 1) pH e ^{226}Ra ; 2) pH e ^{228}Ra , explicados anteriormente e; entre 3) $T(^{\circ}\text{C})$ e ^{210}Po . A correlação entre $T(^{\circ}\text{C})$ e ^{210}Po sugere que a propriedade de temperaturas mais elevadas acelerarem reações químicas promove a dissolução das rochas dos aquíferos pelos quais a água com maior temperatura percola e se armazena. Entretanto, como o ^{210}Po é filho do ^{210}Pb o aumento da concentração do radionuclídeo pai, com tempo de meia-vida de 22 anos, propicia a diminuição da concentração do radionuclídeo filho (CPRM, 1999; SANTOS, 2008).

Figura 5.11.11 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta da primavera de 2017 para ambos os parques das águas

Fonte: autora da dissertação.

No verão de 2018, verificou-se uma correlação forte diretamente proporcional, acima de 0,7, entre o ^{226}Ra e o ^{228}Ra , explicada anteriormente, Figura 5.11.12.

A correlação forte inversamente proporcional, acima de -0,7, também foi verificada entre: 1) pH e ^{226}Ra ; 2) H – ^{228}Ra , explicados anteriormente.

Figura 5.11.12 – Coeficientes de correlação de Pearson para a coleta do verão de 2018 para ambos os parques das águas

Fonte: autora da dissertação.

A análise estatística *ANOVA*, Tabelas 5.11.1 e 5.11.2, foi aplicada às médias das concentrações de atividade radionuclídeos ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po e à precipitação média anual do distrito de Águas de Contendas, Figura 5.11.13, e da cidade de Lambari, Figura 5.7.14. Com base nas tabelas fornecidas pela ANOVA, para ambos os parques das águas, foi possível verificar que a hipótese H₁, na qual há interação entre os fatores, foi satisfeita para ambos os parques das águas em estudo.

Para o Parque das Águas de Águas de Contendas, a hipótese de interação entre a média das concentrações de atividade dos radionuclídeos em estudo e a pluviosidade é afirmada tanto pela probabilidade de obtenção do valor F (valor-P), ser menor que o nível de significância, ou seja, $9,92 \cdot 10^{-22} < 0,05$, quanto pelo valor da estatística *F* calculada ser maior que *F* crítico, ou seja, $437,40 > 4,11$. Essa interação pode ser explicada pelas maiores concentrações de atividade terem sido verificadas na primavera de 2016, no verão de 2017 e 2018, coincidindo com os períodos de maior pluviosidade na região.

Tabela 5.11.1 – *ANOVA* dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para o Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Amostra	166069,64	1	166069,64	437,40	9,92E-22	4,11
Colunas	110992,22	5	22198,44	58,47	2,83E-16	2,48
Interações	94775,97	5	18955,19	49,92	3,38E-15	2,48
Dentro	13668,32	36	379,68			
Total	385506,15	47				

Fonte: autora da dissertação.

Da mesma forma, para o Parque das Águas de Lambari, Tabela 5.11.2, essa hipótese também é afirmada tanto pela probabilidade de obtenção do valor F (valor-P), ser menor que o nível de significância, ou seja, $7,71 \cdot 10^{-9} < 0,05$, quanto pelo valor da estatística F calculada ser maior que F crítico, ou seja, $56,00 > 4,11$. Essa interação também pôde ser explicada pelas maiores concentrações de atividade terem sido verificadas nas mesmas estações climáticas de Águas de Contendas, coincidindo com os períodos de maior pluviosidade na região. Por outro lado, o inverno de 2017 também apresentou valores elevados de concentração de atividade para os radionuclídeos em estudo, sugerindo um fluxo subterrâneo mais lento entre a recarga das fontes e sua emergência.

Tabela 5.11.2 – *ANOVA* dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para o Parque das Águas de Lambari

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Amostra	100973,65	1	100973,65	56,00	7,71E-09	4,11
Colunas	104293,03	5	20858,61	11,57	1,05E-06	2,48
Interações	104066,16	5	20813,23	11,54	1,07E-06	2,48
Dentro	64916,68	36	1803,24			
Total	374249,52	47				

Fonte: autora da dissertação.

Diante disso, é possível inferir a influência da pluviosidade na sazonalidade da concentração dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , ou seja, períodos com maior índice de pluviosidade ocasionam maiores concentrações desses radionuclídeos.

Figura 5.11.13 – Precipitação média anual, em mm, para o distrito de Águas de Contendas

Fonte: adaptado de CLIMATE-DATA, [20--]a.

Figura 5.11.14 – Precipitação média anual, em mm, para a cidade de Lambari

Fonte: adaptado de CLIMATE-DATA, [20--]b.

A análise estatística *ANOVA*, Tabelas 5.11.3 e 5.11.4, também foi aplicada às médias das concentrações dos elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn e à precipitação média anual do distrito de Águas de Contendas e da cidade de Lambari. Com base nas tabelas fornecidas pela *ANOVA*, para ambos os parques das águas, foi possível verificar que a hipótese H_1 , na qual há interação entre os fatores, também foi satisfeita para ambos os parques das águas em estudo.

Para o Parque das Águas de Águas de Contendas, essa hipótese é afirmada tanto pela probabilidade de obtenção do valor F (valor- P), ser menor que o nível de significância, ou seja, $5,56 \cdot 10^{-35} < 0,05$, quanto pelo valor da estatística F calculada ser maior que F crítico, ou seja, $941,28 > 4,00$. Essa interação pode ser explicada pelo fluxo subterrâneo mais lento entre a recarga das fontes e sua emergência, pois as maiores concentrações foram verificadas no inverno 2017, em oposição ao observado para a concentração dos radionuclídeos em estudo para o mesmo parque.

Tabela 5.11.3 – *ANOVA* dos elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn para o Parque das Águas de Águas de Contendas

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Amostra	152911,43	1	152911,43	941,28	5,56E-35	4,03
Colunas	128931,96	1	128931,96	793,67	3,66E-33	4,03
Interações	131819,03	1	131819,03	811,44	2,13E-33	4,03
Dentro	8447,45	52	162,45			
Total	422109,88	55				

Fonte: autora da dissertação.

Da mesma forma, para o Parque das Águas de Lambari, Tabela 5.11.4 essa hipótese também é afirmada tanto pela probabilidade de obtenção do valor F (valor- P), ser menor que o nível de significância, ou seja, $1,52 \cdot 10^{-91} < 0,05$, quanto pelo valor da estatística F calculada ser maior que F crítico, ou seja, $59157,91 > 4,00$. Essa interação também pode ser explicada pelo fluxo subterrâneo mais lento entre a recarga das fontes e sua emergência, pois as maiores concentrações foram verificadas no inverno 2017, em concordância ao observado para a concentração dos radionuclídeos em estudo para o mesmo parque nesta estação.

Tabela 5.11.4 – *ANOVA* dos elementos Ag, Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Amostra	226795,88	1	226795,88	59157,91	1,52E-91	4,00
Colunas	167551,27	1	167551,27	43704,42	1,33E-87	4,00
Interações	168649,63	1	168649,63	43990,92	1,09E-87	4,00
Dentro	230,02	60	3,83			
Total	563226,80	63				

Fonte: autora da dissertação.

Diante disso, é possível inferir a influência da geologia no fluxo subterrâneo que sugere um atraso entre a recarga das fontes, ocorrida nos períodos com maior índice de pluviosidade, e a emergência dessas águas com maior concentração dos elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn na estação mais seca.

6 CONCLUSÕES

O presente trabalho avaliou a concentração de atividade dos radionuclídeos naturais ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po das séries de decaimento radioativo do ^{238}U e ^{232}Th e a concentração dos elementos Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn nas fontes de água mineral dos Parques das Águas de Contendas e de Lambari, localizados no circuito das Águas de Minas Gerais; também foram avaliados pH, temperatura, vazão, condutividade elétrica e sólidos das águas e calculadas as doses efetivas comprometidas devido a ingestão dos radionuclídeos naturais.

O pH e a temperatura das águas minerais em estudo apresentaram pouca variação dos valores obtidos; a condutividade elétrica, apresentou pouca variação dos valores obtidos entre as fontes do Parque das Águas de Lambari, em oposição ao Parque das Águas de Contendas que apresentou grande variação dos valores obtidos entre as fontes estudadas. Da mesma forma, uma grande variação foi observada nas vazões de ambos os parques das águas, com maiores valores observados nas estações chuvosas.

Os sólidos totais dissolvidos, para ambos os parques, ultrapassaram o VMP em todas as fontes de todas as coletas, com exceção da fonte Ferruginosa, no outono de 2017 para o Parque das Águas de Contendas e das fontes Alcalina no inverno de 2017, Magnesiana, Gasosa, Ligeiramente Gasosa e Picante no outono de 2017 e, Externa no outono, inverno e primavera de 2017, para o Parque das Águas de Lambari.

Para os radionuclídeos naturais ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po avaliados, verificou-se que as maiores concentrações de atividade para o ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb foram observadas no Parque das Águas de Lambari com os valores de $250 \pm 3 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Externa, no inverno de 2017, $244 \pm 4 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Alcalina, no verão de 2018 e de $57,1 \pm 3,0 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Gasosa no inverno de 2017, respectivamente. Entretanto, o ^{210}Po apresentou maior concentração de atividade no Parque das Águas de Contendas com o valor de $15,7 \pm 1,1 \text{ mBq L}^{-1}$ na fonte Magnesiana, no inverno de 2017.

O radionuclídeo que apresentou maior concentração no Parque das Águas de Contendas foi o ^{228}Ra , para a maioria das fontes e em Lambari foi o ^{226}Ra , também na maioria das fontes.

As razões $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ das concentrações de atividade apresentaram valores maiores que a unidade na maioria das fontes do Parque das Águas de Contendas,

em todas as estações amostradas. Entretanto, essa mesma razão para o Parque das Águas de Lambari apresentou a maioria dos valores menores que a unidade.

As razões $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ e $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ das concentrações de atividade de ambos os parques das águas, em todas as estações amostradas, apresentaram valores menores que a unidade na maioria das fontes.

Em relação às doses efetivas comprometidas calculadas, as maiores doses foram obtidas para o corpo inteiro para os radionuclídeos naturais ^{226}Ra e ^{228}Ra . O limite de dose efetiva anual, $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$, foi excedido para o ^{228}Ra no Parque das Águas de Águas de Contendas nas fontes Ferruginosa e Magnesiana para adolescentes de 15 anos, e nas fontes Gasosa I e Gasosa II para todas as faixas etárias. Entretanto, no Parque das Águas de Lambari o limite de dose foi excedido para o ^{226}Ra em todas as fontes, com exceção da Ferruginosa, para adolescentes de 15 anos e, para o ^{228}Ra também em todas as fontes para crianças de 5 anos e adolescentes de 15 anos. Assim, as maiores doses obtidas para os principais órgãos afetados foram observadas nos ossos para os radionuclídeos com maiores concentrações, ^{226}Ra e o ^{228}Ra .

A análise de EDXFR determinou os elementos Ag, Cd, Co, Cu, Se, Ti e V nas amostras de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e de Lambari; dentre estes elementos os que apresentaram maiores concentrações foram Ag e V em ambos os parques das águas. Os elementos Co e Cu ficaram abaixo do LMQ em ambos os parques das águas e, o Ti ficou abaixo do LMQ no Parque das Águas de Lambari.

A análise de ICP-OES determinou os elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn nas amostras de água mineral de ambos os parques; dentre estes elementos os que apresentaram maiores concentrações foram o Na e o Fe nas amostras do Parque das Águas de Águas de Contendas e o Ca e o Na no Parque das Águas de Lambari. Os elementos Cd e Cr ficaram abaixo do LMQ em ambos os parques das águas e, o As ficou abaixo do LMQ no Parque das Águas de Lambari.

Utilizando-se a técnica de análise de cluster foi possível verificar a similaridade nos valores de concentração de atividade entre as águas das fontes Alcalina, Magnesiana, Gasosa e Externa do Parque das Águas de Lambari e entre as demais fontes de ambos os parques; da mesma forma, essa técnica permitiu verificar também a diferença mineralógica entre a água da fonte Gasosa II do Parque das Águas de Águas de Contendas e as águas das demais fontes de ambos os parques. A técnica estatística de coeficiente de correlação de Pearson demonstrou correlações fortes com maiores valores obtidos para o pH e o ^{226}Ra , o Ca e o K, Mn e Na, o Fe e o Mn, o K e o Mn e o Na, o Mn e o Na e, a CE e o Ca, K e o Na.

Por fim, a técnica estatística *ANOVA* permitiu constatação da sazonalidade na concentração dos radionuclídeos em estudo, onde pôde ser observado que as maiores concentrações foram obtidas nas estações mais chuvosas, primavera e verão, para ambos os parques das águas; entretanto, o Parque das Águas de Lambari também apresentou concentração elevada para os radionuclídeos em estudo na estação mais seca, o inverno. Esta mesma técnica estatística também permitiu a constatação da sazonalidade na concentração dos elementos químicos em estudo, onde pôde ser observado que as maiores concentrações foram obtidas na estação mais seca, o inverno, em ambos os parques das águas.

Com a finalização deste trabalho nos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari encerra-se o projeto de pesquisa que estudou os Parques das Águas do Circuito das Águas de Minas Gerais.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para trabalhos futuros sugere-se a realização de análises geoquímicas do solo, das rochas e das águas de poço da região do distrito de Águas de Contendas, pertencente a cidade de Conceição do Rio Verde e de Lambari, bem como a realização de estudos para determinação do perfil geológico, estudos pedológicos, petrológicos. Estes estudos teriam a finalidade de conferir uma base explicativa para a concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e da concentração dos elementos observados por meio da caracterização química inorgânica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *Águas – Determinação de resíduos (sólidos) – Método gravimétrico*: procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1989. (NBR 10664).
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *Informação e documentação – Referências*: elaboração. Rio de Janeiro: ABNT, 2002. (NBR 6023).
- AELLEN, T. C.; UMBRIGHT, O.; GOERLICH, W. The analysis of naturally-occurring radionuclides from uranium and thorium decay series in table mineral waters. *The Science of the Total Environment*, v. 130-131, n. C, p. 253-259, 1993.
- ALBERICH, M. V. E. e MESTRINHO, S. S. P. *Recursos hídricos: conceitos básicos y estudios de caso em Iberoamérica*. Carlos Días Delgado, María Vicenta Esteller Alberich, Fernando López-Vera (Ed.). Montevideo: Piriguazú, 2005. Cap. III.1, aquíferos y unidades hidrogeológicas, p. 5-13.
- ALMEIDA, F. F. M.; HASUI, Y.; NEVES, B. B. B.; FUCK, R. A. Províncias estruturais brasileiras. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DO NORDESTE, 1977, Campina Grande, PB. *Anais...* Campina Grande, PB: Universidade Federal da Paraíba. p. 363-391.
- AMPRODAC. História das Águas de Contendas. *Net*. Conceição do Rio Verde, 2013. Disponível em: <<http://amprodacontendas.blogspot.com.br/2013/04/historia-de-aguas-de-contendas-aguas-de.html>>. Acesso em: 21 ago. 2016.
- ANDRADE JÚNIOR, J. F. Captação das fontes de São Lourenço. **Ministério da Agricultura: Departamento Nacional da Produção Mineral – DNPM**, Rio de Janeiro, Boletim 4, 1942.
- ARAUJO, M. A.; PEDROSO, A. V.; AMARAL, D. C.; ZINN, Y. L. Paragênese mineral de solos desenvolvidos de diferentes litologias na região sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, p. 11-25, 2014.
- ASSOCIAÇÃO CIRCUITO TURÍSTICO DAS ÁGUAS. Cidades. *Net*. Lambari, [20--]. Disponível em: <<https://circuitodasaguasmg.com.br/#cidade>>. Acesso em: 13 set. 2018.
- ASTRONOO. Radioactive-beta.jpg. 2015. Altura: 320 pixels. Largura: 271 pixels. 14,6 Kb. Formato JPG. Disponível em: <<http://www.astronoo.com/images/particules/radioactive-beta.jpg>>. Acesso em: 07 jul. 2018.
- ATKINS, P. e JONES, L. *Princípios de química – questionando a vida moderna e o meio ambiente*. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- AYOADE, J. O. *Introdução à climatologia para os Trópicos*. Maria Juraci Zani dos Santos (Trad.). São Paulo: Difel, 1986.

AZEVEDO, A. C. P. de. Radioproteção em serviços de saúde. **Net**. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, [20--]. Disponível em: <<http://www.fiocruz.br/biossegurancahospitalar/dados/material10.pdf>>. Acesso em: 08 jul. 2018.

BELDA, M.; HOLTANOVÁ, E.; HALENKA, T.; KALVOVÁ, J. Climate classification revisited: from Köppen to Trewartha. *Climate Research*, v. 59, p. 1-13, 2014.

BERTOLO, R.; HIRATA, R.; FERNANDES, A. Hidrogeoquímica das águas minerais envasadas no Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 37, n. 3, p. 515-529, 2007.

BEZERRA, M. S. e NESI, J. R. *Rochas e minerais industriais – Usos e especificações*. Adão Benvindo da Luz e Fernando Antonio Freitas Lins (Ed.). 2. ed. Rio de Janeiro: CETEM/ MCT, 2005. Cap. 15, berilo, p. 339-361.

BIZZI, L. A.; SCHOBENHAUS, C.; VIDOTTI, R. M.; GONÇALVES, J. H. *Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil: texto, mapas & SIG*. Brasília: CPRM, 2003.

BOMBEN, A. M.; EQUILLOR, H. E.; OLIVEIRA, A. A. ^{226}Ra and natural uranium in Argentinian bottled mineral waters. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 67, n. 3, p. 221-224, 1996.

BONNA, I. A. T.; SARKIS, J. E. S.; SALVADOR, V. L. R.; SOARES, A. L. R.; KLAMT, S. C. Análise agropecuária de cerâmica Tupiguarani da região central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, usando fluorescência de raios X por dispersão de energia (EDXFR). *Química Nova*, v. 30, p. 785-790, 2007.

BONOTTO, D. M. Doses from ^{222}Rn , ^{226}Ra , and ^{228}Ra in groundwater from Guarani aquifer, South America. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 76, n. 3, p. 319-335, 2004.

BONOTTO, D. M. ^{226}Ra and ^{228}Ra in mineral Waters of southeast Brazil. *Environmental Earth Sciences*, v. 74, p. 839-853, 2015.

BONOTTO, D. M. The dissolved uranium concentration and $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratio in groundwaters from spas of southeastern Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 166, p. 142-151, 2017.

BONOTTO, D. M. e OLIVEIRA, A. M. M. A. Mobility indices and doses from ^{210}Po e ^{210}Pb activity concentrations data in Brazilian spas groundwater. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 12, p. 15-23, 2017.

BORIO, R.; RONGONI, A.; SAETTA, D.; DESIDERI, D.; MELI, M. A.; FEDUZI, L. Natural radionuclides measurements and total dose indicative evaluation in drinking waters of an italian central region. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/ Hazardous Substances and Environmental Engineering*, v. 42, n. 11, p. 1631-1637, 2007.

BOSS, C. B. e FREDEEN, K. J. *Concepts, instrumentation and techniques in inductively coupled plasma optical emission spectrometry*. 3. ed. Shelton, CT: Perkin Elmer, 2004.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 396 de 03 de abril de 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 07 abr. 2008. Seção 1, p. 64-68. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>>. Acesso em: 02 mai. 2018.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Decreto-lei nº 1.985, de 29 de março de 1940. Código de minas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 jan. 1940. Seção 1, p. 1771. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/1937-1946/Del1985.html>. Acesso em: 27 nov. 2017.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Decreto-lei nº 7.841 de 8 de agosto de 1945. Código de águas minerais. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 20 ago. 1945. Seção 1, p. 13689. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/1937-1946/Del7841.htm>. Acesso em: 22 jul. 2016.

BRASIL. Lei Estadual nº 319, de 16 de setembro de 1901. Cria diversos municípios, altera divisas e contém outras disposições. **Livro da Lei Mineira**, Assembleia Legislativa de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 16 set. 1901. Disponível em: <<https://www.almg.gov.br/consulte/legislacao/completa/completa.html?tipo=LEI&num=319&comp=&ano=1901>>. Acesso em: 07 nov. 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 1469, de 29 de dezembro de 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, n. 1-E, Brasília, DF, 02 jan. 2001. Seção 1, p. 19. Disponível em: <<http://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2015/setembro/30/Portaria-MS-1469-00.pdf>>. Acesso em: 02 de mai. de 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2914, de 12 de dezembro de 2011. Padrão para água potável. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, [12 dez. 2011]. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 02 de mai. de 2018.

BUNDNITZ, R. J. *Instrumentation for environmental monitoring/ Lawrence Berkeley Laboratory, Environmental instrumentation survey*. v. 1. 2. ed. New York: Wiley, 1983.

CAMARGO, I. M. C. *Determinação da concentração dos isótopos naturais de urânio e tório em amostras de água*. 1994. 90p. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

CANBERRA Apex-Alpha/Beta Counting Productivity Software para Windows 7: apex-Alpha/Beta. U.S.: Canberra Radiation Safety Amplified, 2017. 1 Programa.

CAPUTO, V. Rochas ígneas. **Net**. Belém, [20--]. Disponível em: <http://www.ufpa.br/larhima/Material_Didatico/Graduacao/Geologia_Geral/rochasigneas.doc>. Acesso em: 01 mar. 2018.

CARROZZO, J. *História Cronológica de Lambari, nascida Águas Virtuosas da Campanha*. Piracicaba: [s.n.], 1988.

CHESWORTH, W. The parent rock effect in the genesis of soil. *Geoderma*, v. 10, p. 215-225, 1973.

CNEN – COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *Coeficientes de dose para exposição do público, posição regulatória*. Rio de Janeiro: CNEN, 2011. (CNEN-NN-3.01/011).

CNEN – COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica*. Rio de Janeiro: CNEN, 2014. (CNEN-NN-3.01).

CLIMATE-DATA. Clima: Águas de Contendas. **Net**. Oedheim, [20--]a. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/minas-gerais/aguas-de-contendas-316197/>>. Acesso em: 07 jul. 2018.

CLIMATE-DATA. Clima: Lambari. **Net**. Oedheim, [20--]b. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/minas-gerais/lambari-176058/>>. Acesso em: 07 jul. 2018.

CODEMIG – COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO DE MINAS GERAIS. *Parque das Águas de Contendas: Conceição do Rio Verde – MG*. [S.l.]: CODEMIG, Set. 2017. Disponível em: <<http://www.codemig.com.br/wp-content/uploads/2017/09/parque-das-aguas-de-contendas-set17.pdf>>. Acesso em: 03 set. 2018.

CONTI, J. B. e FURLAN, S. A. *Geografia do Brasil*. Jurandyr L. Sanches Ross (Org.). São Paulo: Edusp, 1996. Cap. 2, geologia: o clima, os solos e a biota. p. 67-208.

COSTA, P. R. Aula 1 – Radiações. **Net**. [S.l.]: IFUSP, 2017a. Disponível em: <https://edisiplinas.usp.br/pluginfile.php/2837037/mod_resource/content/1/AULA%201_06_03_17_F%C3%8DSICA%20DAS%20RADIA%C3%87%C3%95ES%201_Radia%C3%A7%C3%A3o.pdf>. Acesso em: 20 set. 2018.

COSTA, P. R. Produção e qualidade dos raios X – Parte 1. **Net**. [S.l.]: IFUSP, 2017b. Disponível em: <https://edisiplinas.usp.br/pluginfile.php/2837149/mod_resource/content/1/AULA2_10_03_2017_Produ%C3%A7%C3%A3o%20dos%20raios%20X_1.pdf>. Acesso em: 20 set. 2018.

COSTA, P. R. Introdução às interações de partículas carregadas – Parte 1. **Net**. [S.l.]: IFUSP, 2017c. Disponível em: <https://edisiplinas.usp.br/pluginfile.php/3068601/mod_resource/content/1/AULA%207_27_03_2017_intera%C3%A7%C3%B5es%20de%20part%C3%ADculas%20carregadas_parte%201.pdf>. Acesso em: 20 set. 2018.

COTHERN, C. R. e REBERS, P. *Radon, Radium and Uranium in Drinking Waters*. 2. ed. Michigan: Lewis Publishers, 1990.

COURY, L. Conductance Measurements Part 1: Theory. *Current Separations*, v. 18, n. 3, p. 91-96, 1999.

COZZOLINO, S. M. F. Deficiência de minerais. *Estudos Avançados*, v. 21, n. 60, p. 119-126, 2007.

CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. *Projeto Circuito das Águas do Estado de Minas Gerais. Estudos geoambientais das fontes hidrominerais de Cambuquira, Caxambu, Conceição do Rio Verde, Lambari e São Lourenço*. Belo Horizonte: CPRM Superintendência Regional de Belo Horizonte, 1999.

CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. *Geologia da Folha Varginha: SF.23-V-D-VI*. Brasília: CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2008.

CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. *Glossário geológico ilustrado*. 2018. Disponível em: <<http://sigep.cprm.gov.br/glossario/index.html>>. Acesso em: 11 abr. 2018.

CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. *Metalogênese das Províncias Tectônicas Brasileiras*. Belo Horizonte: CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2014.

DAMATTO, S. R.; LEONARDO, L.; MAZZILLI, B. P. Monitoring anthropogenic airborne ^{210}Pb and ^{210}Po in the vicinity of a TENORM industry using lichen as bio-indicator. In: INTERNATIONAL TOPICAL CONFERENCE ON Po AND RADIOACTIVE Pb ISOTOPES, 1, 26-28 de outubro, 2009, Seville, Spain. *Proceedings...*

DANCEY, C. P. e REIDY, J. *Estatística sem matemática para psicologia: usando SPSS para Windows*. Lorí Viali (Trad.). Porto Alegre: Artmed, 2006.

DESCUBRA CAXAMBU. Fontes de água mineral. *Net*. Caxambu, [20--]. Disponível em: <<http://www.descubracaxambu.com.br/parquedasaguas/fontes-de-agua-mineral>>. Acesso em: 07 mai. 2018.

DESEQUILÍBRIO eletrolítico: sódio, potássio e cloro. *Net*. [S.l.], 2014. Disponível em: <<https://www.ufrgs.br/lacvet/site/wp-content/uploads/2014/11/eletrolitico.pdf>>. Acesso em: 07 ago. 2018.

DESIDERI, D.; MELI, M. A.; FEDUZI, L.; ROSELLI, C.; RONGONI, A.; SAETTA, D. ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Po concentrations of bottled mineral waters in Italy and their dose contribution. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 94, p. 86-97, 2007.

DIAS, M. A. F. S.; SILVA, M. G. A. J. *Tempo e clima no Brasil*. Iracema Fonseca de Albuquerque Cavalcanti, Nelson Jesus Ferreira, Maria Gertrudes Alvarez Justi da Silva, Maria Assunção Faus da Silva Dias (Org.). São Paulo: Oficina de Textos, 2009. Cap. 1, para entender tempo e clima. p. 15-21.

DORETTI, L.; FERRARA, D.; BARISON, G.; GERBASI, R.; BATTISTON, G. Natural radionuclides in the mud's and waters used in thermal therapy in Abano Terme, Italy. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 45, n. 1/4, p. 175-178, 1992.

DURECOVÁ, A.; DUREC, F.; BURSOVÁ, D. Determination of ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{223}Ra and ^{228}Ra in mineral water samples of the Slovak Republic. *Czechoslovak Journal of Physics*, v. 56n. 1, p. D247–D255, 2006.

EISENBUD, M. e GESELL, T. *Environmental radioactivity – from natural, industrial, and military sources*. 4. ed. San Diego: Academic Press, 1997.

EISENBUD, M. *Environmental radioactivity*. New York: McGraw-Hill Book Company, INC., 1963.

EISENBUD, M. *Environmental radioactivity*. Academic Press, Orlando, 1987.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Ministério da Agricultura. Serviço Nacional de levantamento e conservação de solos. *Estudo expedito de solos da região sul de Minas Gerais, partes do alto São Francisco e Campos das Vertentes, para fins de classificação, correlação e legenda preliminar*. Rio de Janeiro: Embrapa, 1980.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Ministério de Agricultura e do Abastecimento. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Rio de Janeiro: Embrapa, 1999.

ERDEN, P. E.; DIRICAN, A.; SEFERINOĞLU, M.; YELTEPE, E.; ŞAHİN, N. K. ^{238}U , ^{234}U and ^{226}Ra concentrations in mineral waters and their contribution to the annual committed effective dose in Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 301, n. 1, p. 159-166, 2014.

FÁVERO, L. P. e BELFIORE, P. *Manual de análise de dados: estatística e modelagem multivariada com Excel, SPSS e Stata*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FAUSTINO, M. G. *Desenvolvimento e validação de metodologia para determinação de metais em amostras de água por espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES)*. 2015. 149p. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

FERRARO, A. A.; GABAS, S. G.; LASTORIA, G. Origem de metais pesados em aquífero livre de São Gabriel do Oeste, Mato Grosso do Sul. *Geociências*, v. 34, n. 4, p. 801-815, 2015.

FIGGINS, P. E. *The radiochemistry of Polonium*. Nuclear Science Series. Washington: National Academy of Sciences, 1961.

FILELLA, M.; BELZILE, N.; CHEN, Y.-W Antimony in the environment: a review focused on natural waters I – Occurrence. *Earth-Science Reviews*, v. 57, p. 125-176, 2002.

FILHO, J. M. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. Fernando A. C. Feitosa, João Manoel Filho, Edilton Carneiro Feitosa, José Geilson A. Demetrio (Org.). 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM – LABHID, 2008. Cap. 2.1, ocorrência das águas subterrâneas. p. 53-75.

FITTS, C. R. *Águas subterrâneas*. Daniel Vieira (Trad.). 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.

FOOD AND NUTRITION BOARD. Institute of Medicine (US). National Academies. ***Dietary Reference Intakes (DRIs): tolerable upper intake levels, elements***. Washington: National Academic Press, 2011.

FOTOS ANTIGAS DE LAMBARI. Pavilhão Central – 1905.jpg. 2017. Altura: 1304 pixels. Largura: 1772 pixels. 404,2 Kb. Formato JPG. Lambari, 2015a. Disponível em: <<http://m.facebook.com/fotosantigasdelambari/photos/a.1009975865758639.1073741828.1009910629098496/1010189762403916/?type=3&source=54>>. Acesso em: 15 nov. 2017.

FOTOS ANTIGAS DE LAMBARI. Entrada do Parque das Fontes.jpg. 2017. Altura: 978 pixels. Largura: 1512 pixels. 217,1 Kb. Formato JPG. Lambari, 2015b. Disponível em: <<http://m.facebook.com/fotosantigasdelambari/photos/a.1009975865758639.1073741828.1009910629098496/1010035152419377/?type=3&source=54>>. Acesso em: 15 nov. 2017.

FRAME, P. W. Natural radioactivity in curative devices and spas. ***Health Physics***, v. 61, n. 6, p. 580-582, 1992.

FREEZE, R. A. e CHERRY, J. A. ***Groundwater***. New Jersey: Prentice-Hall, 1979.

FRIEDMANN, H. e HERNEGGER, F. Measurement of the ^{226}Ra concentration in bottled Austrian mineral waters and table beverages. ***Zeitschrift fur Wasser und Abwasser Forschung***, v. 11, n. 2, p. 61-63, 1978.

GADBEM, J. T. ***Conceição do Rio Verde e sua história***. Varginha: Correio do Sul Indústria, Comércio e Comunicação LTDA, 1993.

GANS, I. Natural radionuclides in mineral waters. ***The Science of the Total Environment***, v. 45, n. C, p. 93-99, 1985.

GIBSON, W. M. ***The radiochemistry of lead***. Nuclear Science Series. Washington: National Academy of Sciences, 1961.

GODOY, J. M.; AMARAL, E. C. D. S.; GODOY, M. L. D. P. Natural radionuclides in Brazilian mineral water and consequent doses to the population. ***Journal of Environmental Radioactivity***, v. 53, n. 2, p. 175-182, 2001.

HAIR JUNIOR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. ***Análise multivariada de dados***. Adonai Schlup Sant'Anna (Trad.). 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HARRIS, D. C. ***Análise química quantitativa***. Rio de Janeiro: LTC, 2007.

HAQUE, A. e KIRK, A. E. Environmental Radon and cancer risk. ***Radiation Protection Dosimetry***, v. 45, n. 1/4, p. 639-642, 1992.

HEM, J. D. ***Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters***. 3. ed. [S.l.]: U. S. Geological Survey: Water Supply Paper, n. 2254, 1985.

HOUNSLOW, A. W. ***Water quality data: analysis and interpretations***. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995.

HYPOLITO, R.; ANDRADE, S.; EZAKI, S. *Geoquímica da interação Água/ Rocha/ Solo: Estudos preliminares*. São Paulo: All Print, 2011.

INFINITY PHARMA. Pharma Nostra. Minerais quelatos - mineral de alta absorção. **Net**. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <<https://infinitypharma.com.br/uploads/insumos/pdf/v/Vanadio%20Quelato.pdf>>. Acesso em: 07 ago. 2018.

IAEA – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. Chapter 1: Basic radiation physics. [S.l.: s.n.], 2012. Disponível em: <http://www-naweb.iaea.org/nahu/DMRP/documents/slides/Chapter_01_Basics_radiation_physics.pdf>. Acesso em: 18 set. 2018.

ICRP – INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Limits for intakes of radionuclides by workers: Part 1*. New York: Pergamon Press, 1979. (ICRP Publication 30).

ICRP – INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2*. Ingestion Dose. Oxford: Pergamon Press, 1993. (ICRP Publication 67).

ICRP – INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5*. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients. Oxford: Pergamon Press, 2012a. (ICRP Publication 119).

ICRP – INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Occupational intakes of Radionuclides: Part 1. *Annals of the ICRP*, 12 february 2012b.

IHS – INSTITUTO DE HIDRATAÇÃO E SAÚDE. *Estabelecimento de recomendações de hidratação para os portugueses*. [S.l.: s.n.], 2010.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA. Glossário. **Net**. Brasília, [20--]. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=glossario>>. Acesso em: 26 jul. 2018.

ISAM SALIH, M. M.; PETTERSSON, H. B. L.; LUND, E. Uranium and thorium series radionuclides in drinking water from drilled bedrock wells: Correlation to geology and bedrock radioactivity and dose estimation. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 102, n. 3, p. 249-258, 2002.

IVANOVICH, M. e HARMON, R. A. *Uranium-series Disequilibrium: Applications to Earth, Marine, and Environmental Sciences*. Clarendon Press, Oxford, 1982.

JANKOVIĆ, M. M.; TODOROVIĆ, D. J.; TODOROVIĆ, N. A.; NIKOLOV, J. Natural radionuclides in drinking waters in Serbia. *Applied Radiation and Isotopes*, v. 70, n. 12, p. 2703-2710, 2012.

JIA, G.; TORRI, G.; MAGRO, L. Concentrations of ^{238}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{224}Ra , ^{210}Po , ^{210}Pb and ^{212}Pb in drinking water in Italy: reconciling safety standards based on measurements of gross α and β . *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 100, n. 11, p. 941-949, 2009.

KADUKA, M. V.; BASALAEVA, L. N.; BEKYASHEVA, T. A.; IVANOV, S. A.; SALAZKINA, N. V.; STUPINA, V. V.; KADUKA, A. N. Content of natural radionuclides in mineral natural drinking water of St-Petersburg and Leningrad region. *Radiatsionnaya Gygiena*, v. 11, n. 2, p. 20-27, 2018.

KAMETANI, K. Chemical and Hygienic Studies on Natural Radioactive Spa. I.: Analytical Method of ^{226}Ra in Hot Spring Water. *Eisei kagaku*, v. 14, n. 1, p. 15-18, 1968.

KAMETANI, K. e MATSUMURA, T. Determination of ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra and ^{228}Ra in spring waters of Sanin district. *Radioisotopes*, v. 32, n. 1, p. 18-21, 1983.

KAMPF, N.; KLAMT, E.; SCHNEIDER, P. Óxidos de ferro em latossolos do Brasil Sudeste e Sul. In: Reunião de classificação, correlação de solos e interpretação de aptidão agrícola, 3, dez., 1988, Rio de Janeiro, RJ. *Anais...* Rio de Janeiro, RJ: Embrapa – SNLCS. p. 153-183.

KIRBY, H. W.; SALUTSKY, M. L. *The radiochemistry of radium*. Nuclear Science Series. Virginia: National Academy of Sciences, 1964.

KITTO, M. E.; PAREKH, P. P.; TORRES, M. A.; SCHNEIDER, D. Radionuclide and chemical concentrations in mineral waters at Saratoga Springs, New York. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 80, n. 3, p. 327-339, 2005.

KLEMENT, A. W. *Handbook of environmental radiation*. Allen Brodsky (Ed.). Florida: CRC Press, INC., 1982. Cap., Natural sources of environmental radiation, p. 5-22.

KOBAL, I. e FEDINA, S. Radiation doses at Radenci Health Resort. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 20, n. 4, p. 257-259, 1987.

KOBAL, I.; KRISTAN, J.; ANCIK, M.; JERANCIC, S.; SKOFLJANEC, M. Radioactivity of thermal and mineral springs in Slovenia. *Health Physics*, v. 37, n. agosto, p. 239-242, 1979.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

KOVÁCS, T.; BODROGI, E.; DOMBOVÁRI, P.; SOMLAI, J.; NÉMETH, CS.; CAPOTE, A.; TARJÁN, S. ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Po concentrations of bottled mineral waters in Hungary and their committed effective dose. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 108, n. 2, p. 175-181, 2004.

KURODA, T. Distribution of naturally occurring radionuclides belonging to the uranium decay series. 5. ^{210}Po and ^{226}Ra concentrations in drinking water and air. *Igaku to seibutsugaku – Medicine and biology*, v. 76, n. 1, p. 34-37, 1968.

LACERDA, M. P. C.; ANDRADE, H.; QUÉMÉNEUR, J. J. G. Transformações mineralógicas ao longo de perfis de alteração pedogenética na região de Lavras (MG). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 25, p. 799-809, 2001.

LAUL, J. C. Natural radionuclides in groundwaters. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Articles*, v. 156, n. 2, p. 235-242, 1992.

LAURIA, D. C. e GODOY, J. M. Origem e transporte de rádio nas águas subterrâneas de Buena, RJ. In: Joint World Congress on Groundwater, 2000, Fortaleza, CE. *Proceedings...* p. 1-9.

LENKA, P.; SAHOO, S. K.; MOHAPATRA, S.; PATRA, A. C.; DUBEY, J. S.; VIDYASAGAR, D.; TRIPATHI, R. M.; PURANIK, V. D. Ingestion dose from ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K and ^{137}Cs in cereals, pulses and drinking water to adult population in a high background radiation area, Odisha, India. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 153, n. 3, p. 328-333, 2013.

LENNTech, B. V. Lead and water: reaction mechanisms, environmental impact and health effects. *Net*. Delfgauw, 2018a. Disponível em: <<https://www.lenntech.com/periodic/water/lead/lead-and-water.htmf>>. Acesso em: 07 jul. 2018.

LENNTech, B. V. Polonium. *Net*. Delfgauw, 2018b. Disponível em: <<https://www.lenntech.com/periodic/elements/po.htm>>. Acesso em: 07 jul. 2018.

LEPSCH, I. F. *Formação e conservação dos solos*. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.

LEVINE, D. M.; STEPHAN, D. F.; KREHBIEL, T. C.; BERENSON, M. L. *Estatística: teoria e aplicações usando o Microsoft Excel em português*. Teresa Cristina Padilha de Souza (Trad.). 6 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2012.

LIMA, A. J. S. *Relatório sobre as águas minerais de Poços de Caldas, Lambary e Caxambú*. Rio de Janeiro: Imprensa Nacional, 1888.

MACIEL, Y. R. *Caxambu, turismo além das águas minerais – Potencialidades e entraves*. 2008. 89 p. Monografia (Pós-Graduação em Geografia) Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

MASTER – METEOROLOGIA APLICADA A SISTEMAS DE TEMPO REGIONAIS. Ensino – Zona de Convergência do Atlântico Sul. *Net*. São Paulo, [20--]. Disponível em: <<http://master.iag.usp.br/pr/ensino/sinotica/aula14/>>. Acesso em: 26 jul. 2018.

MAROVIC, G.; SENCAR, J.; BAUMAN, A. ^{226}Ra in drinking water in the Republic of Croatia. *Arhiv za Higijenu Rada i Toksikologiju*, v. 45, n. 2, p. 151-159, 1994.

MARINOVIC, G.; SENCAR, J.; FRANIC, Z.; LOKOBAUER, N. Radium-226 in thermal and mineral springs of Croatia and associated health risks. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 33, n. 3, p. 309-317, 1996.

- MARQUES, M. Ocorrência da prata. **Net**. [S.l.], 1999. Disponível em: <<http://nautilus.fis.uc.pt/st2.5/scenes-p/elem/e04720.html>>. Acesso em: 01 mai. 2018.
- MARQUES, R. P. Vazão – Parte 1. **Net**. [S.l.]: Disciplinas USP, 2017. Disponível em: <https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4139642/mod_resource/content/1/06a%20-%20Vaza%CC%83o%20-%20V2017a.pdf>. Acesso em: 20 set. 2018.
- MARSILY, G. *A água*. Jorge Pinheiro (Trad.). Lisboa: Instituto Piaget, 1994.
- MARTINS, A. *Lambari, Cidade das Águas Virtuosas*. [S.l.: s.n.], 1949.
- MENDES, B e OLIVEIRA, J. F. S. *Qualidade da água para consumo humano*. Lisboa: Editora Técnicas, 2004.
- MENDONÇA, F. e DANNI-OLIVEIRA, I. M. *Climatologia: noções básicas e climas do Brasil*. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.
- MENEGHINI, A. A.; DAMATTO, S. R.; OLIVEIRA, J.; CARMO, A. P. Natural radionuclides, ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{210}Pb , determined in mineral water springs from Parque das Águas de Caxambu, and assessment of the committed effective doses. In: International Nuclear Atlantic Conference – INAC, 8., out., 2017, Belo Horizonte, MG. **Anais...**
- MERKEL, B. J. e PLANER-FRIEDRICH, B. *Geoquímica de águas subterrâneas*. Darrell Kirk Nordstrom (Org.). Jacinta Enzweiler (Trad.). Campinas: Editora Unicamo, 2012.
- MESTRINHO, S. S. P. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. Fernando A. C. Feitosa, João Manoel Filho, Edilton Carneiro Feitosa, José Geilson A. Demetrio (Org.). 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM – LABHID, 2008. Cap. 5.2, geoquímica das águas subterrâneas. p. 359-379.
- MESTRINHO, S. S. P. *Águas subterrâneas e poços tubulares profundos*. Carlos Eduardo Quaglia Giampá, Valter Galdiano Gonçalves (Org.). 1. ed. rev. e atualizada. São Paulo: Signus, 2006. Cap., qualidade das águas, v. 1, p. 99-136.
- MESTRINHO, S. S. P. *Águas subterrâneas e poços tubulares profundos*. Carlos Eduardo Quaglia Giampá, Valter Galdiano Gonçalves (Org.). 2. ed rev. e atualizada. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. Cap. 4, qualidade e classificação das águas subterrâneas, p. 109-144.
- MICHAELIS dicionário da língua portuguesa. **Net**. [S.l.], 2018. Disponível em: <<https://michaelis.uol.com.br/>>. Acesso em: 25 jul. 2018.
- MICROSOFT Office 365 para Windows 10, versão 2018: excel. [S.l.]: Microsoft Corporation, 2010. Conjunto de programas. 1 Cd-Rom.
- MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Ciências e Tecnologia. Instituto de Geociências Aplicadas. *Atlas Geoeconômico da Microrregião do Circuito das Águas*. Belo Horizonte: [s. n.], 1982.

MOORE, D. S. e MCCABE, G. P. *Introdução à prática da estatística*. Alfredo Alves de Farias (Trad.). 3. ed. Rio de Janeiro: LTC Editora, 2002.

MOORE, W. S. *The encyclopedia of geochemistry and environmental sciences*. New York: Van Nostrand Reinhold Comp., 1972. Radium: element and geochemistry, p. 1006-1008.

MOREIRA, S. R. D. *Determinação de ^{210}Pb em águas minerais da cidade de Águas da Prata*. 1993. 60p. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

MORINAGA, H.; MIFUNE, M.; FURUNO, K. Radioactivity of water and air in Misasa Spa, Japan. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 7, p. 295-297, 1984.

MOURÃO, B. M. *Medicina hidrológica – moderna terapêutica das águas minerais e estâncias de cura*. Poços de Caldas: Secretaria Municipal de Educação Prefeitura de Poços de Caldas, 1992.

NCBI – NATIONAL CENTER FOR BIOTECHNOLOGY INFORMATION. Institute of Medicine (US). *Dietary Reference Intakes for Vitamin C, Vitamin E, Selenium, and Carotenoids*. Washington: National Academic Press, 2000.

NEGRÃO, S. G. *Determinação dos isótopos naturais de rádio de meias-vidas longas, ^{226}Ra e ^{228}Ra , em águas minerais utilizadas nos Balneários de Caxambu (MG) e águas de Lindóia (SP)*. 2012. 74 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

NESTLÉ. Cidade. Net. São Lourenço, [20--]. Disponível em: <<https://www.nestle.com.br/portalnestle/parquedasaguas/parque.html>>. Acesso em: 13 set. 2018.

NGUYEN DINH, C.; RAJCHEL, L.; DUONG VAN, H.; NOWAK, J. ^{224}Ra and the $^{224}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ activity ratio in selected mineral waters from the polish carpathians. *Geological Quarterly*, v. 61, n. 4, p. 771-778, 2017.

NIERI NETO, A. *Determinação de ^{210}Pb e ^{210}Po em águas minerais radioativas*. 1996. 94 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

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

NOUAILHETAS, Y. *Apostila educativa: radiações ionizantes e a vida*. Rio de Janeiro: CNEN, [20--]. Disponível em: <<http://www.cnen.gov.br/images/cnen/documentos/educativo/radiacoes-ionizantes.pdf>>. Acesso em: 07 jul. 2018.

NUCLEAR DATA. Table of radioactive isotopes. Net. [S.l.], 1998. Disponível em: <<http://nucldata.nuclear.lu.se/toi/nucSearch.asp>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

NUNES, L. H.; VICENTE, A. K.; CANDIDO, D. H. *Tempo e clima no Brasil*. Iracema Fonseca de Albuquerque Cavalcanti, Nelson Jesus Ferreira, Maria Gertrudes Alvarez Justi da Silva, Maria Assunção Faus da Silva Dias (Org.). São Paulo: Oficina de Textos, 2009. Cap. 16, clima da região sudeste do Brasil. p. 243-258.

OLIVEIRA, D. J. *Uma história diferente – Conceição do Rio Verde*. [S.l.: s.n.], 2008.

OLIVEIRA, J. *Determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra em águas minerais da região de Águas da Prata*. 1993. 82 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

OLIVEIRA, J.; MAZZILLI, B. P.; SAMPA, M. H. O.; BAMBALAS, E. Natural radionuclides in drinking water supplies of São Paulo State, Brazil and consequent population doses. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 53, n. 1, p. 99-109, 2001.

OKUNO, E. e YOSHIMURA, E. *Física das Radiações*. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.

OTTONI, B. *Notícias sobre Águas de Contendas*. Rio de Janeiro: Tipografia Econômica, 1884.

PALEONTOLOGICAL Statistics para Windows 10, versão 3.15: PAST 3. Oslo: University of Oslo, [19--]. 1 Programa.

PEREIRA, E. Minas Gerais: Saúde e natureza no circuito das águas. *Net*. Minas Gerais, 2016. Disponível em: <<https://www.xapuri.info/ecoturismo/minas-gerais-saude-e-natureza-no-circuito-das-aguas/>>. Acesso em: 10 mai. 2018.

PINTILIE, V.; ENE, A.; GEORGESCU, L. P.; MORARU, L.; ITICESCU, C. Measurements of gross alpha and beta activity in drinking water from Galati region, Romania. *Romanian Reports in Physics*, v. 68, n. 3, p. 1208-1220, 2016.

PIRES DO RIO, M. A.; GODOY, J. M.; AMARAL, E. C. S. ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{210}Pb concentrations in Brazilian mineral waters. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 24, n. 1-4, p. 159-161, 1988.

PFIZER. Vitaminas e minerais são fundamentais para a boa saúde. *Net*. [S.l.], 2017. Disponível em: <<https://www.pfizer.com.br/noticias/Vitaminas-e-minerais-s%C3%A3o-fundamentais-para-boa-sa%C3%BAdade>>. Acesso em: 10 jul. 2018.

PONIKAROVA, T. M. ^{238}U and ^{226}Ra in drinking water. *Gigiena i sanitaria*, n. 5, p. 36-38, 1988.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BAEPENDI. Baependi – Secretaria de Turismo. *Net*. Baependi, 2017. Disponível em: <<http://www.baependi.mg.gov.br/>>. Acesso em: 13 set. 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE. História. *Net*. Conceição do Rio Verde, [20--]a. Disponível em: <http://www.conceicaodorioverde.mg.gov.br/cont_pag1.asp?pag=41>. Acesso em: 22 nov. 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE. Pontos Turísticos. **Net**. Conceição do Rio Verde, [20--]b. Disponível em: <http://www.conceicaodorioverde.mg.gov.br/cont_pag1.asp?pag=87>. Acesso em: 22 nov. 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCEIÇÃO DO RIO VERDE. Dados Gerais. **Net**. Conceição do Rio Verde, [20--]c. Disponível em: <http://www.conceicaodorioverde.mg.gov.br/cont_pag1.asp?pag=45>. Acesso em: 04 dez. 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI. **Fonte 1 - Gasosa**. 2013a. 1 placa.

PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI. **Fonte 2 - Alcalina**. 2013b. 1 placa.

PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI. **Fonte 3 - Magnesiana**. 2013c. 1 placa.

PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI. **Fonte 4 – Ligeiramente Gasosa**. 2013d. 1 placa.

PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI. **Fonte 5 – Ferruginosa**. 2013e. 1 placa.

PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI. **Fonte 6 - Picante**. 2013f. 1 placa.

PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI. A estrada de ferro Minas-Rio. **Net**. Lambari, 2017a. Disponível em: <<http://www.lambari.mg.gov.br/index.php/a-cidade/historia/a-estrada-de-ferro-minas-rio>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE LAMBARI. Cronologia do Município. **Net**. Lambari, 2017b. Disponível em: <<http://www.lambari.mg.gov.br/index.php/a-cidade/historia/cronologia-do-municipio>>. Acesso em: 27 out. 2017.

PRIHARTI, W.; SAMAT, S. B.; YASIR, M. S. Measurement of natural radionuclides in Malaysian bottled mineral water and consequent health risk estimation. In: POSTGRADUATE COLLOQUIUM OF THE UNIVERSITI KEBANGSAAN MALAYSIA, FACULTY OF SCIENCE AND TECHNOLOGY, 15-16 April 2015, Malaysia. *Proceedings...* v. 1678, Article number 040012.

PROGRAMA CIÊNCIA VIVA. Hidrogeologia: Água Subterrânea – Conhecer para proteger e preservar. **Net**. Portugal, [20--]. Disponível em: <http://www.cienciaviva.pt/img/upload/agua_subterranea_LNEG.pdf>. Acesso em: 02 jul. 2018.

PUC-RIO. 3 – Geoquímica dos radionuclídeos. **Net**. Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/13221/13221_4.PDF>. Acesso em: 13 set. 2018.

QUINTANILHA, C. História de Águas de Contendas. **Net**. Águas de Contendas, 2013a. Disponível em: <<http://amprodacontendas.blogspot.com.br/2013/04/historia-de-aguas-de-contendas-aguas-de.html>>. Acesso em: 21 nov. 2017.

QUINTANILHA, C. Nossas Riquezas. **Net**. Águas de Contendas, 2013b. Disponível em: <<http://amprodacontendas.blogspot.com.br/search/label/Riquezas>>. Acesso em: 22 nov. 2017.

RANGEL, J. I. D.; DEL RÍO, H. L.; RODRÍGUEZ, B. L.; SOLACHE-RÍOS, B. M. Gross alpha and gross beta radioactivity in drinking water from Zacatecas and Guadalupe cities, Mexico. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 247, n. 2, p. 425-428, 2001.

RANZANI, G. *Manual de levantamento de solos*. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1969.

RAZZOTO, E. S. *Estudo da migração de antimônio em águas minerais envasadas empregando métodos voltamétricos*. 2009. 71 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

REBOITA, M. S.; RODRIGUES, M.; SILVA, L. F.; ALVES, M. A. Aspectos climáticos do Estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 17, p. 206-226, 2015.

REBOUÇAS, A. C. *Águas subterrâneas e poços tubulares profundos*. Carlos Eduardo Quaglia Giampá, Valter Galdiano Gonçalves (Org.). 2. ed rev. e atualizada. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. Cap. 1, águas subterrâneas, p. 17-56.

RESENDE, M. e SANTANA, D. P. Uso das relações Ki e Kr na estimativa da mineralogia para classificação dos latossolos. In: REUNIÃO DE CLASSIFICAÇÃO, CORRELAÇÃO DE SOLOS E INTERPRETAÇÃO DE APTIDÃO AGRÍCOLA, 3, dez., 1988, Rio de Janeiro, RJ. *Anais...* Rio de Janeiro, RJ: Embrapa – SNLCS. p. 225-232.

REYES, E. *Comportamento dos radioisótopos ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra e da razão isotópica $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ em águas subterrâneas extraídas de corpos graníticos fraturados da Suíte Intrusiva de Itu (SP)*. 2009. 205 p. Tese (Doutorado em Geofísica) Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo, São Paulo.

RIBEIRO FILHO, E. Geologia e petrologia dos maciços alcalinos do Itatiaia e Passa-Quatro. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras*, São Paulo, v. 302, n. 22, 91 p., 1967.

RILZA, F. S. *Lambari – Minas Gerais*. [S.I.]: IBGE, 1972.

ROLDÃO, A. F.; SANTOS, J. G.; OLIVEIRA, L. A. Correlação entre as variáveis climáticas (altitude, temperatura e precipitação) na mesorregião sul e sudoeste de Minas Gerais – MG. *Revista Geonorte*, edição especial 2, v. 1, n. 5, p. 515-525, 2012.

SÁ JÚNIOR, A. *Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento climático do Estado de Minas Gerais*. 2009. 101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais.

SALVADOR, V. L. R. *Curvas de calibração dos elementos Ag, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Ni, Pb, Se, Ti, V e Zn, realizados pela espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF)*. São Paulo: CLA/ CQMA – IPEN, 2017.

SANCHEZ, A. M.; TOMÉ, F. V.; QUINTANA, R. M. O.; ESCOBAR, V. G.; VARGAS, M. J. Gamma and alpha spectrometry for natural radioactive nuclides in the Spa waters of Extremadura (Spain). *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 28, n. 2, p. 209-220, 1995.

SANTOS, A. C. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fernando A. C. Feitosa, João Manoel Filho, Edilton Carneiro Feitosa, José Geilson A. Demetrio (Org.). 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM – LABHID, 2008. Cap. 5.1, noções de hidroquímica. p. 325-357.

SANTOS, F. C. Clínica Leger. Silício no nosso organismo, muito além da estética. **Net**. São Paulo, 2018. Disponível em: <<http://www.clinicaleger.com.br/silicio-no-organismo.htm>>. Acesso em: 07 ago. 2018.

SANTOS, H. G.; ZARONI, M. J.; ALMEIDA, E. P. C. Argissolos vermelhos. **Net**. Brasília: [20--]. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gmziudsg02wx5ok0liq1mqdz33gbr.html>. Acesso em: 22 fev. 2018.

SANTOS, L. A. B. **Avaliação das concentrações dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e caracterização química inorgânica das águas minerais do Parque das Águas de Cambuquira e Marimbeiro, MG**. 2018. 145p. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

SANTOS, L. C. R. **Lambari – Fragmentos da história**. 1. ed. [S.I.]: Clube dos autores, 2008.

SANTOS, L. C. R. **Lambari – Redescobrimos a história**. [S.I.]: Clube dos autores, 2016.

SANTOS, T. O. e BONOTTO, D. M. ^{222}Rn , ^{226}Ra and hydrochemistry in the Bauru Aquifer System, São José do Rio Preto (SP), Brazil. *Applied Radiation and Isotopes*, v. 86, p. 109-117, 2014.

SCHEEL, H. ^{226}Ra content of spring waters of Brambach. *Zeitschrift für die Gesamte Hygiene und Ihre Grenzgebiete*, v. 13, n. 12, p. 892-894, 1967.

SEILER, R. L.; STILLINGS, L. L.; CUTLER, N.; SALONEN, L.; OUTOLA, L. Biogeochemical factors affecting the presence of ^{210}Po in groundwater. *Applied Geochemistry*, v. 26, p. 526-539, 2011.

SERZEDELO, J. M. **Guia de viagem para as águas minerais de Caxambu, Caldas, Lambari, Contendas e Cambuquira**. Rio de Janeiro: Typografia Augusto dos Santos, 1884.

SILVA, B. C. E. **Balanco mineral brasileiro – Chumbo**. [S.I.], 2001. Disponível em: <<http://www.dnrm.gov.br/dnrm/paginas/balanco-mineral/arquivos/balanco-mineral-brasileiro-2001-chumbo>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

SILVA, E. D. e REBOITA, M. S. Estudo da precipitação no Estado de Minas Gerais – MG. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 13, p. 120-136, 2013.

SILVA, L. S. e PECEQUILO, B. R. S. Gross alpha and beta activities in surface, underground and drinking waters of a high natural radioactivity region of central south Bahia state, Brazil. *Radioprotection*, v. 46, n. 6 SUPPL., p. S63-S67, 2011.

SKWARZEC, B.; STRUMIŃSKA, D. I.; BORYŁO, A. Radionuclides of ^{210}Po , ^{234}U and ^{238}U in drinking bottled mineral water in Poland. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 256, n. 2, p. 361-364, 2003.

SMITHSON, G. *Sampling and selection of analytical methods for radium*. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1990. (TECHNICAL REPORTS SERIES-310).

SÓ NUTRIÇÃO. Minerais e suas deficiências. *Net*. [S.l.], 2018. Disponível em: <<http://www.sonutricao.com.br/conteudo/artigos/minerais/>>. Acesso em: 07 ago. 2018.

SOTO, J.; FERNÁNDEZ, P. L.; GÓMEZ-ARZAMENA, J.; RÓDENAS, C. Study of the occurrence of ^{222}Rn and ^{226}Ra in drinking water in Spain. *Health Physics*, v. 69, n. 6, p. 961-965, 1995.

STEINHAUSSLER, F. Radon spas: source term, doses and risk assessment. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 24, n. 1/4, p. 257-259, 1988.

SZIKSZAY, M. Geoquímica das águas. *Boletim Ig-USP*. Série Didática, v. 5, p. 1-166, 1993.

SZIKSZAY, M. e TEISSEDRE, J.-M. Análise hidrogeoquímica preliminar das fontes dos arredores da bacia de São Paulo. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 7, p. 32-44, 1977.

TOSAKA. Wikimedia Commons. Decay chain (4n+2, Uranium series).svg. 2014. Altura: 1024 pixels. Largura: 727 pixels. Formato SVG. Disponível em: <[https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Decay_chain\(4n%2B2,_Uranium_series\).svg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Decay_chain(4n%2B2,_Uranium_series).svg)>. Acesso em: 07 jul. 2018.

TRABIDOU, G.; FLOROU, H.; ANGELOPOULOS, A.; SAKELLIU, L. Environmental study of the radioactivity of the Spas in the Island of Ikaria. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 63, n. 1, p. 63-67, 1996.

ULRICH, J. C. *Curvas de calibração dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, realizados pela espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES)*. São Paulo: CQMA – IPEN, 2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA; FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS; UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS; FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (Belo Horizonte, MG). **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 1 mapa. Escala 1:500000.

UNSCEAR – UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. *Sources and effects of ionizing radiation: volume I*. New York: UNSCEAR, 2000.

UZUNOV, I.; STEINHAUSSLER, F.; POHL, E. Carcinogenic risk of exposure to Radon daughters associated with Radon Spas. *Health Physics*, v. 41, n. 6, p. 807-813, 1981.

VIEIRA, A. Decaimento-esquema.jpg. 2016. Altura: 208 pixels. Largura: 416 pixels. Formato JPG. 19,4 Kb. Disponível em: <<https://descomplica.com.br/blog/fisica/lista-forca-eletrica/>>. Acesso em: 07 jul. 2018.

VIEIRA, L. Química, saúde e medicamentos. **Net**. Porto Alegre, 1996. Disponível em: <http://www.quimica.seed.pr.gov.br/arquivos/File/AIQ_2011/medicamentos_ufrgs.pdf>. Acesso em: 02 mai. 2018.

VOGEL, A. I. *Química analítica qualitativa*. Antonio Gimeno (Trad.). S. Svehla (Rev.). 5. ed. São Paulo: Mestre Jou, 1981.

WALLNER, G. e JABBAR, T. Natural radionuclides in Austrian bottled mineral waters. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 286, n. 2, p. 329-334, 2010.

WALLNER, G.; WAGNER, R.; KATZLBERGER, C. Natural radionuclides in Austrian mineral water and their sequential measurement by fast methods. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 99, n. 7, p. 1090-1094, 2008.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for Drinking Water Quality, Recommendations: volume 1*. 2. ed. Geneva: WHO, 1993.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for Drinking Water Quality, Recommendations*. 3. ed. Geneva: WHO, 2004.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for Drinking Water Quality, Recommendation*. 3. ed. Geneva: WHO, 2006. (including the first addendum volume 1).

WIKIMEDIA COMMONS. Decay_Chain_Actinium.svg. 2011a. Altura: 1024 pixels. Largura: 664 pixels. Formato SVG. Disponível em: <https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/9/93/Decay_Chain_of_Actinium.svg>. Acesso em: 07 jul. 2018.

WIKIMEDIA COMMONS. Decay_Chain_Thorium.svg. 2011b. Altura: 1024 pixels. Largura: 664 pixels. Formato SVG. Disponível em: <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Decay_Chain_Thorium.svg>. Acesso em: 07 jul. 2018.

WINGE, M. Petrologia Metamórfica – Notas de aula. **Net**. Brasília, 1996. Disponível em: <<http://sigep.cprm.gov.br/glossario/textos/met1/index.htm>>. Acesso em: 01 mar. 2018.

YOSHIMURA, E. M. Física das radiações: interação da radiação com a matéria. *Revista Brasileira de Física Médica*, v. 3, n. 1, p. 57-67, 2009.

ZANARDO, A.; MORALES, N.; CARVALHO, S. G. de; DEL LAMA, E. A. Contexto geológico do Complexo Barbacena em seu extremo oeste. *Revista de Geociências*. São Paulo: UNIFESP, v. 19, n. 2, p. 253-264, 2000.

APÊNDICE

APÊNDICE A – pH das águas minerais

Neste apêndice estão demonstrados os resultados de pH das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Contendas e Lambari para as estações da primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e, verão e inverno de 2018.

Tabela A.1 – pH das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Contendas

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018	Inverno 2018
Ferruginosa	5,37	5,38	5,44	5,31	*	4,78	5,23
Magnésiana	5,97	***	5,73	5,77	*	5,21	5,59
Gasosa I	5,09	5,33	5,21	5,26	5,18	4,67	5,09
Gasosa II	5,54	5,45	5,44	5,32	*	4,94	5,53
Potável - AC	7,60	7,76	**	7,78	7,66	7,17	7,56
Potável - CRV	**	**	**	**	**	5,96	6,76

* Parque em reforma

** Amostra não coletada

*** Fonte Seca

Fonte: autora da dissertação.

Tabela A.2 – pH das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018	Inverno 2018
Alcalina	4,79	4,97	4,82	5,02	4,83	4,32	4,79
Magnésiana	4,78	5,00	4,94	4,82	4,91	4,41	4,73
Gasosa	4,70	4,97	5,41	4,95	4,76	4,27	4,66
Ligeiramente Gasosa	4,75	5,14	4,85	4,82	4,87	4,40	4,78
Picante	5,30	5,19	5,35	5,06	5,06	4,49	4,95
Externa	*	*	5,10	5,00	4,86	4,31	4,67
Ferruginosa	**	**	**	**	**	4,78	**
Potável	6,95	7,22	7,30	7,21	6,96	6,15	6,58

* Amostra não coletada

** Fonte Seca

Fonte: autora da dissertação.

APÊNDICE B – Temperatura das águas minerais

Neste apêndice estão demonstrados os resultados de temperatura, em °C, das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari para as estações da primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e, verão de 2018.

Tabela B.1 – Temperatura, em °C, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
Ferruginosa	22,0	21,0	21,0	22,0	*	22,0
Magnésiana	23,0	***	22,0	22,5	*	22,5
Gasosa I	24,0	22,0	21,0	23,0	23,0	23,5
Gasosa II	22,0	21,0	21,0	22,0	*	22,5
Potável - AC	22,0	26,5	21,0	20,0	25,0	27,0
Potável - CRV	**	**	**	**	**	25,0

* Parque em reforma

** Amostra não coletada

*** Fonte Seca

Fonte: autora da dissertação.

Tabela B.2 – Temperatura, em °C, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
Alcalina	23,0	21,0	21,0	22,0	22,0	22,0
Magnésiana	22,0	23,0	21,0	22,0	21,0	22,0
Gasosa	23,0	22,0	22,0	22,0	22,0	22,0
Ligeiramente Gasosa	22,0	22,0	22,0	22,0	21,0	22,5
Picante	23,0	23,0	21,0	20,0	21,0	22,0
Externa	*	*	21,5	22,0	21,5	22,0
Ferruginosa	**	**	**	**	**	22,0
Potável	23,0	24,0	20,0	18,0	22,0	23,0

* Amostra não coletada

** Fonte Seca

Fonte: autora da dissertação.

APÊNDICE C – Vazão das fontes

Neste apêndice estão demonstrados os resultados de vazão, em L h⁻¹, das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Contendas e Lambari para as estações da primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e, verão e inverno de 2018.

Tabela C.1 – Vazão, em L h⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Contendas

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018	Inverno 2018
Ferruginosa	129	150	126	107	*	218	102
Magnesiana	98	**	78	74	*	71	95
Gasosa I	-	600	647	360	-	-	-
Gasosa II	129	148	194	142	*	199	114
Potável - AC	-	-	-	-	-	-	-
Potável - CRV	-	-	-	-	-	-	-

* Parque em reforma

** Fonte Seca

- Não mensurado

Fonte: autora da dissertação.

Tabela C.2 – Vazão, em L h⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018	Inverno 2018
Alcalina	195	300	267	232	269	165	239
Magnesiana	450	600	364	435	477	600	367
Gasosa	600	600	327	415	756	691	570
Ligeiramente	240	225	220	233	236	272	235
Picante	15	1	5	7	15	29	58
Externa	*	*	-	-	-	-	-
Ferruginosa	**	**	**	**	**	-	**
Potável	-	-	-	-	-	-	-

* Amostra não coletada

** Fonte Seca

- Não mensurado

Fonte: autora da dissertação.

APÊNDICE D – Condutividade elétrica das águas minerais

Neste apêndice estão demonstrados os resultados de condutividade elétrica (CE), em $\mu\text{S cm}^{-1}$, das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari para as estações do outono, inverno e primavera de 2017 e, verão e inverno de 2018.

Tabela D.1 – CE, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018	Inverno 2018
Ferruginosa	48	56	*	68	102
Magnésiana	20	37	*	20	125
Gasosa I	68	108	107	98	121
Gasosa II	128	159	*	165	275
Potável - AC	**	123	134	111	139
Potável - CRV	**	**	**	46	58

* Parque em reforma

** Amostra não coletada

Fonte: autora da dissertação.

Tabela D.2 – CE, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018	Inverno 2018
Alcalina	69	75	76	78	93
Magnésiana	77	86	85	83	99
Gasosa	76	85	79	78	94
Ligeiramente Gasosa	69	65	70	63	86
Picante	59	51	51	56	71
Externa	65	78	74	71	96
Ferruginosa	*	*	*	60	*
Potável	52	46	55	48	50

* Fonte Seca

Fonte: autora da dissertação.

APÊNDICE E – Sólidos das águas

Neste apêndice estão demonstrados os resultados dos sólidos da água: sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV), em mg L⁻¹, das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Contendas e Lambari para as estações do outono, inverno e primavera de 2017 e, verão e inverno de 2018.

Tabela E.1 – Sólidos da água, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Contendas

	Outono 2017			Inverno 2017			Primavera 2017			Verão 2018			Inverno 2018		
	STD	SF	SV	STD	SF	SV	STD	SF	SV	STD	SF	SV	STD	SF	SV
Ferruginosa	590	118	471	7175	68	7107	*	*	*	2961	167	2794	1577	64	1513
Magnesiana	8478	5	8474	325	90	235	*	*	*	2169	101	2068	142	71	72
Gasosa I	8413	44	8368	10788	55	10733	4299	127	4172	2921	165	2756	1515	79	1436
Gasosa II	1441	100	1341	9788	122	9665	*	*	*	2319	242	2077	733	132	601
Potável - AC	**	**	**	228	140	88	2220	102	2119	2701	145	2555	2464	41	2423
Potável - CRV	**	**	**	**	**	**	**	**	**	1229	54	1175	566	53	512

* Parque em reforma

** Amostra não coletada

Fonte: autora da dissertação.

Tabela E.2 – Sólidos da água, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Outono 2017			Inverno 2017			Primavera 2017			Verão 2018			Inverno 2018		
	STD	SF	SV	STD	SF	SV	STD	SF	SV	STD	SF	SV	STD	SF	SV
Alcalina	2731	74	2657	188	65	123	6016	29	5987	2978	29	2949	3407	49	3358
Magnesiana	154	72	82	3125	65	3060	4488	34	4454	2589	25	2564	3164	72	3091
Gasosa	565	71	495	7080	60	7019	9300	56	9244	5648	35	5614	7205	28	7178
Ligeiramente Gasosa	150	70	80	4384	58	4327	5823	40	5783	3452	24	3429	2617	42	2575
Picante	215	69	146	2699	62	2636	2746	257	2489	1886	14	1872	9317	13	9303
Externa	179	79	100	144	54	90	498	177	322	4444	19	4425	1860	64	1796
Potável	3272	68	3203	446	45	401	2695	85	2610	2138	22	2115	9620	44	9576

Fonte: autora da dissertação.

APÊNDICE F – Espectrometria de Fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF)

Neste apêndice estão demonstrados os resultados da espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF), em mg L⁻¹, das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari para as estações da primavera de 2016, verão, outono e inverno de 2017.

Tabela F.1 – EDXRF, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para a primavera de 2016

Elemento	Fonte Ferruginosa mg/L ± DP	Fonte Magnesiana mg/L ± DP	Fonte Gasosa I mg/L ± DP	Fonte Gasosa II mg/L ± DP	Potável - AC mg/L ± DP
Ag	-	-	**	-	-
Cd	-	-	**	-	-
Co	-	-	**	-	-
Cu	-	-	**	-	-
Se	0,0183 ± 0,0001	-	**	0,03 ± 0,01	-
Ti	-	-	**	-	-
V	0,27 ± 0,07	-	**	-	-

- Abaixo do Limite de Quantificação

** Amostra não analisada

Fonte: autora da dissertação.

Tabela F.2 – EDXRF, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o verão de 2017

Elemento	Fonte Ferruginosa mg/L ± DP	Fonte Magnesiana mg/L ± DP	Fonte Gasosa I mg/L ± DP	Fonte Gasosa II mg/L ± DP	Potável - AC mg/L ± DP
Ag	-	*	-	-	-
Cd	-	*	-	-	-
Co	-	-	**	-	-
Cu	-	*	-	-	-
Se	0,036 ± 0,003	*	-	0,025 ± 0,001	-
Ti	-	*	-	-	-
V	-	*	0,47 ± 0,01	-	-

- Abaixo do Limite de Quantificação

* Fonte Seca

Fonte: autora da dissertação.

Tabela F.3 – EDXRF, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o outono de 2017

Elemento	Fonte Ferruginosa mg/L ± DP	Fonte Magnesiana mg/L ± DP	Fonte Gasosa I mg/L ± DP	Fonte Gasosa II mg/L ± DP	Potável - AC mg/L ± DP
Ag	-	-	-	-	0,30 ± 0,02
Cd	-	-	-	-	0,14 ± 0,02
Co	-	-	**	-	-
Cu	-	-	-	-	-
Se	-	-	-	0,018 ± 0,004	-
Ti	0,39 ± 0,01	-	-	-	-
V	-	-	-	-	0,32 ± 0,03

- Abaixo do Limite de Quantificação

Fonte: autora da dissertação.

Tabela F.4 – EDXRF, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o inverno de 2017

Elemento	Fonte Ferruginosa mg/L ± DP	Fonte Magnesiana mg/L ± DP	Fonte Gasosa I mg/L ± DP	Fonte Gasosa II mg/L ± DP	Potável - AC mg/L ± DP
Ag	-	**	0,65 ± 0,02	-	-
Cd	-	**	0,29 ± 0,02	-	-
Co	-	-	**	-	-
Cu	-	**	-	-	-
Se	0,028 ± 0,003	**	-	0,042 ± 0,003	-
Ti	-	**	-	-	-
V	-	**	-	-	-

- Abaixo do Limite de Quantificação

** Amostra não analisada

Fonte: autora da dissertação.

Tabela F.5 – EDXRF, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o verão de 2017

Elemento	Fonte Alcalina mg/L ± DP	Fonte Magnesiana mg/L ± DP	Fonte Gasosa mg/L ± DP	Fonte Lig. Gasosa mg/L ± DP	Fonte Picante mg/L ± DP	Fonte Externa mg/L ± DP	Potável mg/L ± DP
Ag	-	-	-	-	-	**	-
Cd	-	-	0,35 ± 0,03	-	0,30 ± 0,02	**	-
Co	-	-	-	-	-	**	-
Cu	-	-	-	-	-	**	-
Se	0,024 ± 0,002	0,054 ± 0,007	-	-	0,051 ± 0,002	**	-
Ti	-	-	-	-	-	**	-
V	0,46 ± 0,03	-	-	0,45 ± 0,07	-	**	-

- Abaixo do limite de quantificação

** Amostra não coletada

Fonte: autora de dissertação.

Tabela F.6 – EDXRF, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o outono de 2017

Elemento	Fonte Alcalina mg/L ± DP	Fonte Magnesiana mg/L ± DP	Fonte Gasosa mg/L ± DP	Fonte Lig. Gasosa mg/L ± DP	Fonte Picante mg/L ± DP	Fonte Externa mg/L ± DP	Potável mg/L ± DP
Ag	-	-	-	-	-	-	-
Cd	-	-	-	-	-	-	-
Co	-	-	-	-	-	**	-
Cu	-	-	-	-	-	**	-
Se	0,014 ± 0,002	-	-	0,038 ± 0,006	-	-	0,014 ± 0,001
Ti	-	-	-	-	-	**	-
V	-	-	0,42 ± 0,04	-	0,33 ± 0,06	0,270 ± 0,003	0,31 ± 0,08

- Abaixo do limite de quantificação

Fonte: autora de dissertação.

Tabela F.7 – EDXRF, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o inverno de 2017

Elemento	Fonte Alcalina mg/L ± DP	Fonte Magnesiana mg/L ± DP	Fonte Gasosa mg/L ± DP	Fonte Lig. Gasosa mg/L ± DP	Fonte Picante mg/L ± DP	Fonte Externa mg/L ± DP	Potável mg/L ± DP
Ag	-	-	-	-	*	-	-
Cd	-	-	0,29 ± 0,02	-	*	-	-
Co	-	-	-	-	-	**	-
Cu	-	-	-	-	-	**	-
Se	0,029 ± 0,006	0,028 ± 0,001	0,098 ± 0,009	0,05 ± 0,01	*	0,06 ± 0,01	-
Ti	-	-	-	-	-	**	-
V	-	-	0,69 ± 0,04	-	*	0,88 ± 0,08	-

- Abaixo do limite de quantificação * Amostra não analisada

Fonte: autora de dissertação.

Tabela F.8 – EDXRF, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para a primavera de 2017

Elemento	Fonte Alcalina mg/L ± DP	Fonte Magnesiana mg/L ± DP	Fonte Gasosa mg/L ± DP	Fonte Lig. Gasosa mg/L ± DP	Fonte Picante mg/L ± DP	Fonte Externa mg/L ± DP	Potável mg/L ± DP
Ag	-	-	-	-	0,35 ± 0,05	**	-
Cd	-	-	-	-	-	**	-
Co	-	-	-	-	-	**	-
Cu	-	-	-	-	-	**	-
Se	0,029 ± 0,003	-	-	0,029 ± 0,003	-	**	0,022 ± 0,006
Ti	-	-	-	-	-	**	-
V	0,31 ± 0,05	0,47 ± 0,01	-	0,32 ± 0,01	-	**	0,23 ± 0,02

- Abaixo do limite de quantificação ** Amostra não coletada

Fonte: autora de dissertação.

APÊNDICE G – Espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES)

Neste apêndice estão demonstrados os resultados da espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES), em mg L⁻¹, das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari para as estações do verão e inverno de 2017 e para o verão de 2018 na fonte Ferruginosa do Parque das Águas de Lambari.

Tabela G.1 – ICP-OES, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o verão de 2017

	Ferruginosa mg/L ± DP	Magnesiana mg/L ± DP	Gasosa I mg/L ± DP	Gasosa II mg/L ± DP	Potável - AC mg/L ± DP	Potável - CRV mg/L ± DP
Al	0,242 ± 0,004	0,1815 ± 0,0035	0,118 ± 0,001	0,22 ± 0,02	0,0435 ± 0,0001	0,330 ± 0,002
As	0,0029 ± 0,0008	0,00055 ± 0,00004	0,0027 ± 0,0003	0,0065 ± 0,0003	0,0023 ± 0,0002	< LMQ
Ba	0,065 ± 0,001	0,0166 ± 0,0002	0,130 ± 0,001	0,11 ± 0,01	0,01725 ± 0,00006	0,0286 ± 0,0002
Ca	8,1 ± 0,2	1,85 ± 0,01	11,0 ± 0,1	34,100 ± 0,001	14,1 ± 0,2	5,48 ± 0,02
Cd	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ
Cr	0,00275 ± 0,00005	0,00085 ± 0,00002	0,0022 ± 0,0001	0,0026 ± 0,0001	0,00267 ± 0,00006	0,00111 ± 0,00002
Fe	15,950 ± 0,002	0,4903 ± 0,0005	0,171 ± 0,003	36,440 ± 0,001	0,030 ± 0,001	0,125 ± 0,002
K	3,5978 ± 0,0002	1,672 ± 0,001	4,6601 ± 0,0003	10,1668 ± 0,0002	3,24709 ± 0,00009	2,888 ± 0,002
Mg	2,21 ± 0,01	0,529 ± 0,001	2,31 ± 0,01	2,28 ± 0,04	2,29 ± 0,03	1,20 ± 0,01
Mn	0,16967 ± 0,00004	0,0116 ± 0,0001	0,16352 ± 0,00001	0,64802 ± 0,00002	0,00093 ± 0,00001	0,00623 ± 0,00004
Na	3,62 ± 0,08	1,66 ± 0,01	39,74 ± 0,03	135,90 ± 0,05	8,02 ± 0,05	3,94 ± 0,03
Ni	0,1859 ± 0,0002	0,0498 ± 0,0003	0,1223 ± 0,0003	0,4613 ± 0,0002	0,0558 ± 0,0007	0,0167 ± 0,0002
Pb	0,0227 ± 0,0006	0,00974 ± 0,00003	0,0182 ± 0,0006	0,023 ± 0,001	0,0154 ± 0,0009	0,0099 ± 0,0005
Zn	0,0307 ± 0,0005	0,1220 ± 0,0001	0,0345 ± 0,0004	0,039 ± 0,003	0,0960 ± 0,0002	0,0576 ± 0,0001

Fonte: autora da dissertação.

Tabela G.2 – ICP-OES, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Contendas para o inverno de 2017

	Ferruginosa mg/L ± DP	Magnesianas mg/L ± DP	Gasosa I mg/L ± DP	Gasosa II mg/L ± DP	Potável - AC mg/L ± DP	Potável - CRV mg/L ± DP
Al	0,183 ± 0,001	0,3 ± 0,005	0,196 ± 0,008	0,279 ± 0,004	0,062 ± 0,0002	*
As	0,0045 ± 0,0001	0,0017 ± 0,0003	0,0034 ± 0,0008	0,008 ± 0,0001	0,00283 ± 0,00008	*
Ba	0,052 ± 0,0003	0,0354 ± 0,0004	0,183 ± 0,003	0,131 ± 0,002	0,01691 ± 0,00003	*
Ca	10,09 ± 0,01	3,91 ± 0,03	15,2 ± 0,3	31,34 ± 0,001	16,98 ± 0,03	*
Cd	< LMQ	< LMQ	< LMQ	0,00428 ± 0,00008	< LMQ	*
Cr	0,0027 ± 0,00002	0,00281 ± 0,00003	0,0034 ± 0,0002	0,00332 ± 0,0004	0,00313 ± 0,00002	*
Fe	16,975 ± 0,001	1,244 ± 0,0008	0,181 ± 0,004	34,78 ± 0,002	0,0254 ± 0,0009	*
K	3,5971 ± 0,0003	3,253 ± 0,002	7,6498 ± 0,0003	9,5757 ± 0,0003	3,0068 ± 0,0001	*
Mg	2,281 ± 0,003	1,03 ± 0,01	2,32 ± 0,004	2,3099 ± 0,0007	2,319 ± 0,001	*
Mn	0,19577 ± 0,00003	0,0245 ± 0,0002	0,25409 ± 0,00002	0,58992 ± 0,00002	0,00081 ± 0,00001	*
Na	4,27 ± 0,04	2,75 ± 0,02	74,67 ± 0,08	139,43 ± 0,03	9,36 ± 0,05	*
Ni	0,18074 ± 0,00007	0,095 ± 0,001	0,3026 ± 0,0004	0,49498 ± 0,00007	0,0648 ± 0,0003	*
Pb	0,025 ± 0,0004	0,0157 ± 0,004	0,027 ± 0,002	0,0313 ± 0,0003	0,0149 ± 0,0001	*
Zn	0,0345 ± 0,0002	0,1822 ± 0,0001	0,0317 ± 0,0006	0,046 ± 0,007	0,21231 ± 0,00004	*

LMQ = 0,01 mg/L para o Cr e de 0,005 mg/L para o As * Amostra não coletada

Fonte: autora da dissertação.

Tabela G.3 – ICP-OES, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o verão de 2017 e 2018 para a fonte Ferruginosa

	Alcalina	Magnesiana	Gasosa	Ligeiramente Gasosa	Picante	Potável	Externa	Ferruginosa
	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP
Al	0,146 ± 0,001	0,102 ± 0,001	0,13 ± 0,01	0,127 ± 0,001	0,346 ± 0,003	0,111 ± 0,001	0,0437 ± 0,0005	0,1068 ± 0,0003
As	0,0016 ± 0,0002	0,0018 ± 0,0003	0,0019 ± 0,0001	0,0018 ± 0,0003	0,0020 ± 0,0001	0,0027 ± 0,0004	0,0006 ± 0,0002	0,00055 ± 0,00003
Ba	0,183 ± 0,002	0,134 ± 0,001	0,191 ± 0,001	0,158 ± 0,001	0,228 ± 0,002	0,036 ± 0,001	0,051 ± 0,001	0,0404 ± 0,0002
Ca	9,50 ± 0,10	8,70 ± 0,08	9,26 ± 0,05	7,34 ± 0,06	12,63 ± 0,02	8,09 ± 0,06	2,60 ± 0,05	2,56 ± 0,05
Cd	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ
Cr	0,00261 ± 0,00003	0,00161 ± 0,00003	0,00243 ± 0,00002	0,0027 ± 0,0001	0,00249 ± 0,00002	0,0017 ± 0,0001	0,000790 ± 0,000002	0,00059 ± 0,00002
Fe	0,0391 ± 0,0001	0,0209 ± 0,0001	0,0939 ± 0,0004	0,203 ± 0,001	0,090 ± 0,001	0,226 ± 0,002	0,00997 ± 0,00001	0,0818 ± 0,0003
K	3,8903 ± 0,0004	3,2144 ± 0,0001	3,915 ± 0,001	3,4827 ± 0,0003	4,9587 ± 0,0002	1,404 ± 0,001	1,169 ± 0,002	1,0850 ± 0,0003
Mg	2,287 ± 0,003	2,15 ± 0,01	2,29 ± 0,01	2,109 ± 0,001	2,318 ± 0,004	1,85 ± 0,01	0,89 ± 0,02	0,91 ± 0,02
Mn	0,088 ± 0,001	0,072 ± 0,001	0,100 ± 0,001	0,0697 ± 0,0003	0,116 ± 0,001	0,0198 ± 0,0001	0,0257 ± 0,0003	0,0241 ± 0,0001
Na	7,90 ± 0,10	7,70 ± 0,09	8,47 ± 0,04	11,29 ± 0,07	7,4 ± 0,1	4,28 ± 0,03	2,41 ± 0,02	1,27 ± 0,03
Ni	0,026 ± 0,001	0,019 ± 0,001	0,0247 ± 0,0003	0,0219 ± 0,0003	0,043 ± 0,002	0,0232 ± 0,0004	0,0076 ± 0,0002	0,0085 ± 0,0002
Pb	0,008 ± 0,001	0,0072 ± 0,0002	0,0096 ± 0,0002	0,011 ± 0,001	0,0152 ± 0,0001	0,0101 ± 0,0004	0,003 ± 0,001	0,003 ± 0,001
Zn	0,0194 ± 0,0002	0,0080 ± 0,0001	0,01239 ± 0,00004	0,0101 ± 0,0001	0,0228 ± 0,0003	0,00744 ± 0,00002	0,00630 ± 0,00004	0,00613 ± 0,00003

Fonte: autora da dissertação.

Tabela G.4 – ICP-OES, em mg L⁻¹, das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari para o inverno de 2017

	Alcalina	Magnesiana	Gasosa	Ligeiramente Gasosa	Picante	Potável	Externa	Ferruginosa
	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP	mg/L ± DP
Al	0,130 ± 0,001	0,125 ± 0,001	0,179 ± 0,001	0,272 ± 0,001	**	0,6742 ± 0,0001	0,137 ± 0,001	*
As	0,0046 ± 0,0001	0,0021 ± 0,0001	0,0021 ± 0,0002	0,0014 ± 0,0001	**	0,0015 ± 0,0003	0,0016 ± 0,0001	*
Ba	0,194 ± 0,002	0,175 ± 0,001	0,190 ± 0,001	0,118 ± 0,002	**	0,0495 ± 0,0002	0,193 ± 0,002	*
Ca	9,60 ± 0,20	10,26 ± 0,03	9,45 ± 0,02	6,02 ± 0,09	**	8,45 ± 0,02	9,64 ± 0,08	*
Cd	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	**	< LMQ	< LMQ	*
Cr	0,00221 ± 0,00002	0,00227 ± 0,00002	0,00300 ± 0,00001	0,00237 ± 0,00001	**	0,00263 ± 0,00004	0,0021 ± 0,0001	*
Fe	0,0229 ± 0,0002	0,0261 ± 0,0001	0,0761 ± 0,0001	0,09 ± 0,01	**	1,0303 ± 0,0001	0,02778 ± 0,00004	*
K	4,021 ± 0,002	3,7867 ± 0,0003	4,119 ± 0,001	3,985 ± 0,002	**	1,497 ± 0,001	3,9890 ± 0,0002	*
Mg	2,29 ± 0,01	2,261 ± 0,006	2,30 ± 0,01	1,81 ± 0,06	**	1,875 ± 0,004	2,29 ± 0,01	*
Mn	0,092 ± 0,001	0,094 ± 0,001	0,0990 ± 0,0002	0,057 ± 0,001	**	0,3254 ± 0,0001	0,098 ± 0,001	*
Na	8,09 ± 0,08	10,22 ± 0,06	8,81 ± 0,04	8,61 ± 0,05	**	5,00 ± 0,03	9,4 ± 0,1	*
Ni	0,0276 ± 0,0003	0,0246 ± 0,0004	0,0263 ± 0,0001	0,0190 ± 0,0003	**	0,0285 ± 0,0003	0,029 ± 0,001	*
Pb	0,014 ± 0,002	0,0096 ± 0,0004	0,0099 ± 0,0002	0,0089 ± 0,0003	**	0,008 ± 0,001	0,007 ± 0,001	*
Zn	0,0104 ± 0,0001	0,01512 ± 0,00004	0,0234 ± 0,0001	0,0152 ± 0,0002	**	0,0211 ± 0,0001	0,0118 ± 0,0001	*

* Fonte Seca ** Amostra não analisada

Fonte: autora da dissertação.

APÊNDICE H – Concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po

Neste apêndice estão demonstrados os resultados da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em mBq L^{-1} , das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari para as estações da primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e, do verão de 2018.

Tabela H.1 – Concentração de atividade de ^{226}Ra , em mBq L^{-1} , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

	Primavera 2016 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$
Ferruginosa	$23,9 \pm 4,3$	$21,9 \pm 1,3$	$33,9 \pm 3,4$	$33,8 \pm 2,2$	**	$7,71 \pm 0,27$
Magnesianas	$20,0 \pm 3,1$	***	$19,7 \pm 4,2$	$9,78 \pm 6,54$	**	$7,89 \pm 0,35$
Gasosa I	$67,9 \pm 2,3$	$69,1 \pm 5,1$	$34,6 \pm 3,0$	$70,3 \pm 1,2$	$68,4 \pm 0,5$	$30,2 \pm 0,6$
Gasosa II	$77,1 \pm 5,3$	$45,4 \pm 1,4$	$59,9 \pm 0,6$	$61,1 \pm 9,1$	**	$26,0 \pm 0,4$
Potável - AC	$16,3 \pm 1,6$	$12,9 \pm 0,5$	$20,7 \pm 4,2$	$17,7 \pm 2,3$	$10,8 \pm 0,2$	$8,00 \pm 0,58$
Potável - CRV	*	*	*	*	*	< LID

* Amostra não coletada ** Parque em reforma *** Fonte Seca LID = $2,2 \pm 0,2 \text{ mBq/L}$

Fonte: autora da dissertação.

Tabela H.2 – Concentração de atividade de ^{228}Ra , em mBq L^{-1} , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

	Primavera 2016 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$
Ferruginosa	$56,8 \pm 7,2$	$66,8 \pm 0,6$	< LID	$13,2 \pm 1,2$	**	$61,2 \pm 0,3$
Magnesianas	$45,1 \pm 2,7$	***	< LID	$25,8 \pm 3,3$	**	$66,3 \pm 2,5$
Gasosa I	129 ± 5	123 ± 5	114 ± 5	$85,5 \pm 1,8$	< LID	202 ± 2
Gasosa II	127 ± 5	106 ± 6	$11,5 \pm 4,8$	$52,2 \pm 2,6$	**	135 ± 2
Potável - AC	< LID	$59,4 \pm 4,3$	< LID	$21,5 \pm 4,3$	< LID	$80,2 \pm 0,1$
Potável - CRV	*	*	*	*	*	$63,5 \pm 3,3$

* Amostra não coletada ** Parque em reforma *** Fonte Seca LID = $3,7 \pm 0,1 \text{ mBq/L}$

Fonte: autora da dissertação.

Tabela H.3 – Concentração de atividade de ^{210}Pb , em mBq L^{-1} , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

	Primavera 2016 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$
Ferruginosa	$14,6 \pm 6,3$	$14,8 \pm 6,9$	$18,6 \pm 0,5$	$16,2 \pm 6,7$	**	$51,2 \pm 4,5$
Magnesianas	$26,7 \pm 1,5$	**	$30,2 \pm 1,5$	$20,2 \pm 12,3$	**	$47,7 \pm 5,0$
Gasosa I	$11,4 \pm 1,3$	$14,5 \pm 1,8$	$23,6 \pm 2,4$	$5,47 \pm 0,73$	$7,77 \pm 0,90$	$24,1 \pm 8,1$
Gasosa II	$19,0 \pm 2,1$	$12,3 \pm 1,9$	$26,1 \pm 1,7$	$7,78 \pm 4,22$	**	$13,8 \pm 1,3$
Potável - AC	< LID	$13,4 \pm 2,3$	$33,1 \pm 2,2$	$18,6 \pm 1,6$	$19,6 \pm 0,2$	$15,6 \pm 3,1$
Potável - CRV	*	*	*	*	*	$6,92 \pm 0,23$

* Amostra não coletada **Fonte Seca LID = $4,9 \pm 0,4 \text{ mBq/L}$

Fonte: autora da dissertação.

Tabela H.4 – Concentração de atividade de ^{210}Po , em mBq L^{-1} , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Contendas

	Primavera 2016 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$
Ferruginosa	$11,1 \pm 5,1$	$11,4 \pm 3,0$	< LID	$10,0 \pm 2,1$	**	$12,7 \pm 0,2$
Magnesiânica	$14,2 \pm 2,1$	**	$9,25 \pm 1,20$	$15,7 \pm 1,1$	**	$12,8 \pm 0,6$
Gasosa I	$8,68 \pm 2,53$	$6,17 \pm 0,30$	$10,1 \pm 1,1$	$13,7 \pm 7,7$	$7,59 \pm 0,35$	$10,7 \pm 7,2$
Gasosa II	$6,52 \pm 1,53$	$6,40 \pm 0,90$	$5,04 \pm 0,06$	$5,50 \pm 0,18$	**	$12,8 \pm 3,9$
Potável - AC	$4,04 \pm 2,01$	$13,7 \pm 6,8$	$17,6 \pm 1,0$	$7,30 \pm 0,15$	$17,7 \pm 1,8$	$24,3 \pm 7,1$
Potável - CRV	*	*	*	*	*	< LID

* Amostra não coletada **Fonte Seca LID = $3,3 \pm 0,4 \text{ mBq/L}$

Fonte: autora da dissertação.

Tabela H.5 – Concentração de atividade de ^{226}Ra , em mBq L^{-1} , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$
Alcalina	151 ± 3	171 ± 5	162 ± 2	223 ± 3	156 ± 5	$82,4 \pm 3,0$
Magnesiânica	141 ± 4	177 ± 2	149 ± 3	208 ± 1	160 ± 3	$83,0 \pm 3,4$
Gasosa	163 ± 4	155 ± 3	189 ± 9	202 ± 3	155 ± 7	$79,3 \pm 3,0$
Ligeiramente Gasosa	118 ± 3	$87,0 \pm 3,0$	$99,2 \pm 3,0$	137 ± 7	104 ± 3	$53,6 \pm 7,6$
Picante	101 ± 3	118 ± 3	104 ± 7	139 ± 7	102 ± 3	$40,9 \pm 4,7$
Potável	$5,09 \pm 1,90$	$5,15 \pm 0,44$	$5,88 \pm 0,19$	$3,64 \pm 0,41$	$3,57 \pm 0,71$	< LID
Externa	*	*	136 ± 3	250 ± 3	164 ± 3	$74,0 \pm 5,0$
Ferruginosa	**	**	**	**	**	$56,1 \pm 3,00$

* Amostra não coletada **Fonte Seca LID = $2,2 \pm 0,2 \text{ mBq/L}$

Fonte: autora da dissertação.

Tabela H.6 – Concentração de atividade de ^{228}Ra , em mBq L^{-1} , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$
Alcalina	$71,5 \pm 5,0$	110 ± 6	119 ± 3	< LID	$78,9 \pm 8,2$	244 ± 4
Magnesiânica	135 ± 5	$71,8 \pm 1,0$	$47,8 \pm 5,0$	< LID	$34,9 \pm 5,0$	202 ± 4
Gasosa	$44,0 \pm 5,0$	127 ± 5	$33,5 \pm 1,7$	165 ± 5	$62,6 \pm 2,9$	238 ± 5
Ligeiramente Gasosa	$36,8 \pm 5,0$	$95,8 \pm 5,0$	$78,1 \pm 5,0$	$19,3 \pm 3,8$	$43,7 \pm 1,9$	177 ± 7
Picante	$91,1 \pm 5,0$	$36,0 \pm 3,7$	$28,6 \pm 5,0$	< LID	$13,0 \pm 2,8$	149 ± 5
Potável	$86,7 \pm 1,2$	$51,7 \pm 5,8$	$49,7 \pm 3,2$	$19,2 \pm 0,4$	$42,4 \pm 4,6$	$47,6 \pm 2,4$
Externa	*	*	$58,7 \pm 5,0$	< LID	$69,8 \pm 3,5$	232 ± 5
Ferruginosa	**	**	**	**	**	127 ± 5

* Amostra não coletada **Fonte Seca LID = $3,7 \pm 0,1 \text{ mBq/L}$

Fonte: autora da dissertação.

Tabela H.7 – Concentração de atividade de ^{210}Pb , em mBq L^{-1} , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$
Alcalina	$25,0 \pm 0,3$	$14,0 \pm 3,8$	$19,8 \pm 6,3$	$36,4 \pm 2,9$	$10,9 \pm 0,8$	$31,4 \pm 8,0$
Magnésiana	$33,9 \pm 6,8$	$36,2 \pm 2,4$	$38,2 \pm 2,0$	$37,2 \pm 0,4$	$25,5 \pm 2,2$	$37,8 \pm 0,6$
Gasosa	$26,4 \pm 2,4$	$27,2 \pm 0,4$	$17,7 \pm 0,6$	$57,1 \pm 3,0$	$14,6 \pm 2,2$	$24,5 \pm 2,2$
Ligeiramente Gasosa	$20,4 \pm 3,7$	$32,2 \pm 3,1$	$14,5 \pm 2,4$	$35,1 \pm 9,0$	< LID	$34,0 \pm 9,0$
Picante	$8,55 \pm 2,05$	$17,6 \pm 2,7$	$14,3 \pm 6,5$	$15,2 \pm 0,3$	< LID	$9,93 \pm 3,77$
Potável	$8,37 \pm 1,16$	< LID	< LID	< LID	< LID	$5,62 \pm 5,00$
Externa	*	*	$25,6 \pm 0,6$	$23,1 \pm 1,2$	$13,3 \pm 1,3$	$21,1 \pm 9,0$
Ferruginosa	**	**	**	**	**	$10,7 \pm 9,0$

* Amostra não coletada **Fonte Seca LID = $4,9 \pm 0,4 \text{ mBq/L}$

Fonte: autora da dissertação.

Tabela H.8 – Concentração de atividade de ^{210}Po , em mBq L^{-1} , das águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\text{mBq/L} \pm \text{DP}$
Alcalina	$7,60 \pm 0,68$	$5,25 \pm 2,19$	< LID	$9,07 \pm 1,75$	$9,71 \pm 1,22$	$3,82 \pm 1,88$
Magnésiana	$10,0 \pm 2,2$	$12,7 \pm 1,6$	$13,3 \pm 0,9$	$10,2 \pm 2,5$	$13,0 \pm 1,1$	$13,4 \pm 6,1$
Gasosa	$7,49 \pm 2,68$	$8,93 \pm 3,91$	$9,12 \pm 0,65$	$6,83 \pm 1,69$	$11,4 \pm 7,4$	$6,29 \pm 3,87$
Ligeiramente Gasosa	$5,45 \pm 2,00$	$7,97 \pm 0,50$	$9,70 \pm 0,59$	$8,78 \pm 0,73$	$13,4 \pm 2,3$	< LID
Picante	$10,8 \pm 9,0$	$6,25 \pm 2,48$	$4,97 \pm 0,16$	$8,78 \pm 0,19$	$11,6 \pm 0,6$	$6,99 \pm 0,80$
Potável	< LID	< LID	< LID	< LID	< LID	< LID
Externa	*	*	$5,42 \pm 1,04$	$5,04 \pm 0,06$	$8,67 \pm 3,23$	$9,19 \pm 3,20$
Ferruginosa	**	**	**	**	**	$7,46 \pm 9,00$

* Amostra não coletada **Fonte Seca LID = $3,3 \pm 0,4 \text{ mBq/L}$

Fonte: autora da dissertação.

APÊNDICE I – Razões $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$, $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ e $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$

Neste apêndice estão demonstrados os resultados das razões $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$, $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ e $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$, das fontes de água mineral dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari para as estações da primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e, do verão de 2018.

Tabela I.1 – Razão entre $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
Ferruginosa	2,4	3,0	-	0,4	*	7,9
Magnesiana	2,3	*	-	2,6	*	8,4
Gasosa I	1,9	1,8	3,3	1,2	-	6,7
Gasosa II	1,7	2,3	0,2	0,9	*	5,2
Potável - AC	-	4,6	-	1,2	-	10,0
Potável - CRV	**	**	**	**	**	61,6

* Fonte Seca ** Amostra não coletada - LID para o ^{228}Ra

Fonte: autora da dissertação.

Tabela I.2 – Razão entre $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
Ferruginosa	0,6	0,7	0,5	0,5	*	6,6
Magnesiana	1,3	*	1,5	2,1	*	6,0
Gasosa I	0,2	0,2	0,7	0,1	0,1	0,8
Gasosa II	0,2	0,3	0,4	0,1	*	0,5
Potável - AC	0,1	1,0	1,6	1,1	1,8	1,9
Potável - CRV	**	**	**	**	**	6,7

* Fonte Seca ** Amostra não coletada

Fonte: autora da dissertação.

Tabela I.3 – Razão entre $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
Ferruginosa	0,8	0,8	0,1	0,6	*	0,2
Magnésiana	0,5	*	0,3	0,8	*	0,3
Gasosa I	0,8	0,4	0,4	2,5	1,0	0,4
Gasosa II	0,3	0,5	0,2	0,7	*	0,9
Potável - AC	3,4	1,0	0,5	0,4	0,9	1,6
Potável - CRV	**	**	**	**	**	0,4

* Fonte Seca ** Amostra não coletada

Fonte: autora da dissertação.

Tabela I.4 – Razão entre $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
Alcalina	0,5	0,6	0,7	-	0,5	3,0
Magnésiana	1,0	0,4	0,3	-	0,2	2,4
Gasosa	0,3	0,8	0,2	0,8	0,4	3,0
Ligeiramente Gasosa	0,3	1,1	0,8	0,1	0,4	3,3
Picante	0,9	0,3	0,3	-	0,1	3,6
Potável	17,0	10,0	8,5	5,3	11,9	36,6
Externa	**	**	0,4	-	0,4	3,1
Ferruginosa	*	*	*	*	*	2,3

* Fonte Seca ** Amostra não coletada - LID para o ^{228}Ra

Fonte: autora da dissertação.

Tabela I.5 – Razão entre $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
Alcalina	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,4
Magnésiana	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,5
Gasosa	0,2	0,2	0,1	0,3	0,1	0,3
Ligeiramente Gasosa	0,2	0,4	0,1	0,3	0,05	0,6
Picante	0,1	0,1	0,1	0,1	0,02	0,2
Potável	1,6	0,1	0,5	0,5	1,0	4,3
Externa	**	**	0,2	0,1	0,1	0,3
Ferruginosa	*	*	*	*	*	0,2

* Fonte Seca ** Amostra não coletada

Fonte: autora da dissertação.

Tabela I.6 – Razão entre $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ presentes nas águas minerais das fontes do Parque das Águas de Lambari

	Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
Alcalina	0,3	0,4	0,1	0,2	0,9	0,1
Magnésiana	0,3	0,4	0,3	0,3	0,5	0,4
Gasosa	0,3	0,3	0,5	0,1	0,8	0,3
Ligeiramente Gasosa	0,3	0,2	0,7	0,2	2,8	0,1
Picante	1,3	0,4	0,3	0,6	4,6	0,7
Potável	0,3	3,2	0,5	1,0	0,5	0,4
Externa	**	**	0,2	0,2	0,7	0,4
Ferruginosa	*	*	*	*	*	0,7

* Fonte Seca ** Amostra não coletada

Fonte: autora da dissertação.

APÊNDICE J – Doses efetivas comprometidas dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po

Neste apêndice estão demonstrados os resultados das doses efetivas comprometidas dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, no corpo inteiro para crianças de 5 anos, adolescentes de 15 anos e adultos até 70 anos e, nos principais órgãos afetados por estes radionuclídeos, em adultos até 75 anos, presentes nas águas minerais das fontes dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari para as estações da primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e, do verão de 2018.

Tabela J.1 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos

		Primavera 2016 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
5 anos	Ferruginosa	$8,66 \pm 1,54$	$7,93 \pm 0,49$	$12,3 \pm 1,2$	$12,2 \pm 0,8$	*	$2,79 \pm 0,10$
	Magnesiânica	$7,23 \pm 1,11$	*	$7,12 \pm 1,50$	$3,54 \pm 2,37$	*	$2,86 \pm 0,13$
	Gasosa I	$27,6 \pm 6,7$	$25,0 \pm 1,9$	$12,5 \pm 0,9$	$25,4 \pm 0,4$	$23,2 \pm 2,7$	$10,9 \pm 0,2$
	Gasosa II	$27,9 \pm 1,9$	$11,1 \pm 0,5$	$21,7 \pm 0,2$	$22,1 \pm 3,3$	*	$9,43 \pm 0,16$
	Potável - AC	$5,92 \pm 0,59$	$4,67 \pm 0,19$	$7,51 \pm 1,52$	$6,42 \pm 0,83$	$4,57 \pm 1,44$	$2,89 \pm 0,21$
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	$0,37 \pm 0,20$
15 anos	Ferruginosa	$26,2 \pm 4,7$	$24,0 \pm 1,5$	$37,1 \pm 3,7$	$37,0 \pm 2,5$	*	$8,45 \pm 0,30$
	Magnesiânica	$21,9 \pm 3,4$	*	$21,5 \pm 4,6$	$10,7 \pm 7,2$	*	$8,64 \pm 0,39$
	Gasosa I	$83,3 \pm 20,4$	$75,7 \pm 5,6$	$37,9 \pm 2,6$	$76,9 \pm 1,3$	$70,3 \pm 8,1$	$33,0 \pm 0,6$
	Gasosa II	$84,4 \pm 5,8$	$33,6 \pm 1,5$	$65,6 \pm 0,6$	$66,9 \pm 9,9$	*	$28,5 \pm 0,5$
	Potável - AC	$17,9 \pm 1,8$	$14,1 \pm 0,6$	$22,7 \pm 4,6$	$19,4 \pm 2,5$	$13,8 \pm 4,3$	$8,75 \pm 0,64$
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	$1,13 \pm 0,62$
Adultos	Ferruginosa	$4,89 \pm 0,87$	$4,48 \pm 0,27$	$6,93 \pm 0,69$	$6,91 \pm 0,46$	*	$1,58 \pm 0,06$
	Magnesiânica	$4,08 \pm 0,63$	*	$4,02 \pm 0,85$	$2,00 \pm 1,34$	*	$1,61 \pm 0,07$
	Gasosa I	$15,6 \pm 3,8$	$14,1 \pm 1,1$	$7,08 \pm 0,49$	$14,4 \pm 0,2$	$13,1 \pm 1,5$	$6,17 \pm 0,12$
	Gasosa II	$15,8 \pm 1,1$	$6,28 \pm 0,29$	$12,3 \pm 0,1$	$12,5 \pm 1,9$	*	$5,32 \pm 0,09$
	Potável - AC	$3,34 \pm 0,33$	$2,64 \pm 0,11$	$4,24 \pm 0,86$	$3,62 \pm 0,47$	$2,58 \pm 0,81$	$1,63 \pm 0,12$
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	$0,52 \pm 0,28$

* Fonte Seca ** Amostra não coletada

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.2 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos

		Primavera 2016 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
5 anos	Ferruginosa	113 $\pm$ 14	133 $\pm$ 1	-	26,1 $\pm$ 2,4	*	121 $\pm$ 1
	Magnesiãna	89,6 $\pm$ 5,4	*	-	51,2 $\pm$ 6,6	*	132 $\pm$ 5
	Gasosa I	220 $\pm$ 22	244 $\pm$ 11	227 $\pm$ 8	170 $\pm$ 4	-	425 $\pm$ 4
	Gasosa II	253 $\pm$ 53	241 $\pm$ 54	22,8 $\pm$ 9,5	104 $\pm$ 5	*	269 $\pm$ 3
	Potável - AC	-	118 $\pm$ 9	-	42,6 $\pm$ 8,6	-	159 $\pm$ 0
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	126 $\pm$ 6
15 anos	Ferruginosa	220 $\pm$ 28	258 $\pm$ 2	-	50,9 $\pm$ 4,7	*	237 $\pm$ 1
	Magnesiãna	175 $\pm$ 11	*	-	99,8 $\pm$ 12,9	*	256 $\pm$ 10
	Gasosa I	429 $\pm$ 43	476 $\pm$ 21	442 $\pm$ 15	331 $\pm$ 7	-	828 $\pm$ 9
	Gasosa II	492 $\pm$ 103	469 $\pm$ 105	44,4 $\pm$ 18,5	202 $\pm$ 10	*	524 $\pm$ 7
	Potável - AC	-	230 $\pm$ 17	-	83,5 $\pm$ 16,9	-	310 $\pm$ 1
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	246 $\pm$ 13
Adultos	Ferruginosa	28,6 $\pm$ 3,6	33,6 $\pm$ 0,3	-	6,63 $\pm$ 0,62	*	30,8 $\pm$ 0,1
	Magnesiãna	22,7 $\pm$ 1,4	*	-	13,0 $\pm$ 1,7	*	33,4 $\pm$ 1,3
	Gasosa I	55,8 $\pm$ 5,6	62,0 $\pm$ 2,7	57,5 $\pm$ 2,0	43,1 $\pm$ 0,9	-	108 $\pm$ 1
	Gasosa II	64,1 $\pm$ 13,4	61,0 $\pm$ 13,7	5,78 $\pm$ 2,40	26,3 $\pm$ 1,3	*	68,2 $\pm$ 0,9
	Potável - AC	-	29,9 $\pm$ 2,2	-	10,9 $\pm$ 2,2	-	40,4 $\pm$ 0,1
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	32,0 $\pm$ 1,6

* Fonte Seca ** Amostra não coletada - Concentração abaixo do LID

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.3 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos

		Primavera 2016 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
5 anos	Ferruginosa	18,8 $\pm$ 8,1	19,0 $\pm$ 8,9	23,9 $\pm$ 0,6	20,9 $\pm$ 8,6	*	65,8 $\pm$ 5,7
	Magnesiãna	34,3 $\pm$ 2,0	*	38,9 $\pm$ 1,9	25,9 $\pm$ 15,8	*	61,2 $\pm$ 6,5
	Gasosa I	14,6 $\pm$ 2,4	18,6 $\pm$ 2,3	30,3 $\pm$ 3,1	7,03 $\pm$ 0,94	9,99 $\pm$ 1,15	31,0 $\pm$ 10,4
	Gasosa II	24,4 $\pm$ 2,6	18,2 $\pm$ 6,5	33,6 $\pm$ 2,2	10,0 $\pm$ 5,4	*	17,7 $\pm$ 1,7
	Potável - AC	1,54 $\pm$ 1,03	17,2 $\pm$ 2,9	42,6 $\pm$ 2,9	24,0 $\pm$ 2,1	19,9 $\pm$ 11,3	20,0 $\pm$ 3,9
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	8,89 $\pm$ 0,29
15 anos	Ferruginosa	20,3 $\pm$ 8,7	20,6 $\pm$ 9,6	25,8 $\pm$ 0,6	22,5 $\pm$ 9,3	*	71,1 $\pm$ 6,2
	Magnesiãna	37,0 $\pm$ 2,1	*	41,9 $\pm$ 2,1	28,0 $\pm$ 17,1	*	66,1 $\pm$ 7,0
	Gasosa I	15,8 $\pm$ 2,6	20,1 $\pm$ 2,5	32,8 $\pm$ 3,3	7,59 $\pm$ 1,01	10,8 $\pm$ 1,2	33,5 $\pm$ 11,2
	Gasosa II	26,3 $\pm$ 2,9	19,7 $\pm$ 7,0	36,3 $\pm$ 2,4	10,8 $\pm$ 5,9	*	19,1 $\pm$ 1,9
	Potável - AC	1,66 $\pm$ 1,11	18,6 $\pm$ 3,2	45,9 $\pm$ 3,1	25,9 $\pm$ 2,3	21,5 $\pm$ 12,2	21,6 $\pm$ 4,2
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	9,60 $\pm$ 0,32
Adultos	Ferruginosa	7,38 $\pm$ 3,16	7,46 $\pm$ 3,49	9,39 $\pm$ 0,23	8,18 $\pm$ 3,37	*	25,8 $\pm$ 2,3
	Magnesiãna	13,4 $\pm$ 0,8	*	15,2 $\pm$ 0,8	10,2 $\pm$ 6,2	*	24,0 $\pm$ 2,5
	Gasosa I	5,72 $\pm$ 0,94	7,28 $\pm$ 0,89	11,9 $\pm$ 1,2	2,76 $\pm$ 0,37	3,92 $\pm$ 0,45	12,1 $\pm$ 4,1
	Gasosa II	9,56 $\pm$ 1,04	7,15 $\pm$ 2,54	13,2 $\pm$ 0,9	3,92 $\pm$ 2,12	*	6,94 $\pm$ 0,67
	Potável - AC	0,60 $\pm$ 0,40	6,75 $\pm$ 1,15	16,7 $\pm$ 1,1	9,39 $\pm$ 0,83	7,82 $\pm$ 4,44	7,85 $\pm$ 1,54
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	3,49 $\pm$ 0,12

* Fonte Seca ** Amostra não coletada - Concentração abaixo do LID

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.4 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos

		Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
		$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
5 anos	Ferruginosa	28,5 ± 13,1	29,4 ± 7,7	6,93 ± 1,45	25,7 ± 5,3	*	32,7 ± 0,6
	Magnésiana	36,4 ± 5,5	*	23,8 ± 3,1	40,4 ± 2,9	*	32,8 ± 1,4
	Gasosa I	22,3 ± 6,5	15,9 ± 0,8	25,9 ± 2,8	35,2 ± 19,8	19,5 ± 0,9	27,6 ± 18,6
	Gasosa II	16,7 ± 3,9	16,4 ± 2,3	13,0 ± 0,2	14,1 ± 0,5	*	32,8 ± 9,9
	Potável - AC	10,4 ***	35,3 ± 17,6	45,3 ± 2,6	18,8 ± 0,4	45,4 ± 4,7	62,3 ± 18,2
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	7,84 ± 0,84
15 anos	Ferruginosa	12,9 ± 6,0	13,4 ± 3,5	3,15 ± 0,66	11,7 ± 2,4	*	14,9 ± 0,3
	Magnésiana	16,5 ± 2,5	*	10,8 ± 1,4	18,4 ± 1,3	*	14,9 ± 0,7
	Gasosa I	10,1 ± 3,0	7,21 ± 0,36	11,8 ± 1,3	16,0 ± 9,0	8,86 ± 0,41	12,5 ± 8,5
	Gasosa II	7,61 ± 1,78	7,47 ± 1,05	5,89 ± 0,07	6,42 ± 0,21	*	14,9 ± 4,5
	Potável - AC	4,72 ***	16,0 ± 8,0	20,6 ± 1,2	8,53 ± 0,18	20,6 ± 2,1	28,3 ± 8,3
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	3,56 ± 0,38
Adultos	Ferruginosa	9,71 ± 4,47	10,0 ± 2,6	2,36 ± 0,49	8,77 ± 1,80	*	11,1 ± 0,2
	Magnésiana	12,4 ± 1,9	*	8,11 ± 1,05	13,8 ± 1,0	*	11,2 ± 0,5
	Gasosa I	7,60 ± 2,22	5,41 ± 0,27	8,85 ± 0,97	12,0 ± 6,8	6,65 ± 0,31	9,41 ± 6,35
	Gasosa II	5,71 ± 1,34	5,61 ± 0,79	4,42 ± 0,05	4,82 ± 0,16	*	11,2 ± 3,4
	Potável - AC	3,54 ***	12,0 ± 6,0	15,4 ± 0,9	6,40 ± 0,13	15,5 ± 1,6	21,2 ± 6,2
	Potável - CRV	**	**	**	**	**	2,67 ± 0,29

* Fonte Seca ** Amostra não coletada *** Amostra sem duplicata - Concentração abaixo do LID

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.5 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos

		Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
		$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
5 anos	Alcalina	54,6 ± 12,5	61,9 ± 1,9	58,7 ± 0,8	80,8 ± 1,2	56,4 ± 1,7	29,8 ± 6,7
	Magnésiana	51,2 ± 1,3	64,1 ± 0,6	53,8 ± 0,9	75,2 ± 0,5	57,8 ± 7,4	30,1 ± 1,2
	Gasosa	65,9 ± 11,8	56,0 ± 6,9	68,4 ± 3,3	73,4 ± 15,4	56,3 ± 4,6	28,7 ± 6,4
	Ligeiramente Gasosa	42,6 ± 5,5	31,5 ± 5,5	35,9 ± 1,6	49,6 ± 2,6	37,8 ± 4,3	19,4 ± 2,8
	Picante	36,6 ± 4,8	42,6 ± 1,0	37,8 ± 2,6	50,4 ± 2,5	36,8 ± 1,2	14,8 ± 1,7
	Potável	1,84 ± 0,69	1,86 ± 0,16	2,13 ± 0,07	1,32 ± 0,15	1,29 ± 0,66	0,47 ± 0,11
	Externa	**	**	54,5 ± 9,9	90,4 ± 4,5	59,4 ± 1,1	26,8 ± 1,8
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	20,3 ***
15 anos	Alcalina	165 ± 38	187 ± 6	177 ± 2	244 ± 4	171 ± 5	90,2 ± 20,3
	Magnésiana	155 ± 4	194 ± 2	163 ± 3	227 ± 1	175 ± 22	90,9 ± 3,8
	Gasosa	199 ± 36	169 ± 21	207 ± 10	222 ± 47	170 ± 14	86,9 ± 19,4
	Ligeiramente Gasosa	129 ± 17	95,3 ± 16,7	109 ± 5	150 ± 8	114 ± 13	58,7 ± 8,3
	Picante	111 ± 14	129 ± 3	114 ± 8	152 ± 8	111 ± 4	44,8 ± 5,1
	Potável	5,58 ± 2,08	5,63 ± 0,48	6,44 ± 0,21	3,99 ± 0,45	3,91 ± 2,00	1,42 ± 0,32
	Externa	**	**	165 ± 30	273 ± 14	180 ± 3	81,1 ± 5,5
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	61,4 ***
Adultos	Alcalina	30,8 ± 7,0	35,0 ± 1,1	33,1 ± 0,5	45,6 ± 0,7	31,8 ± 0,9	16,8 ± 3,8
	Magnésiana	28,9 ± 0,8	36,2 ± 0,3	30,4 ± 0,5	42,4 ± 0,3	32,6 ± 4,2	17,0 ± 0,7
	Gasosa	37,2 ± 6,7	31,6 ± 3,9	38,6 ± 1,9	41,4 ± 8,7	31,8 ± 2,6	16,2 ± 3,6
	Ligeiramente Gasosa	24,1 ± 3,1	17,8 ± 3,1	20,3 ± 0,9	28,0 ± 1,5	21,3 ± 2,4	11,0 ± 1,6
	Picante	20,6 ± 2,7	24,1 ± 0,6	21,3 ± 1,4	28,5 ± 1,4	20,8 ± 0,7	8,37 ± 0,95
	Potável	1,04 ± 0,39	1,05 ± 0,09	1,20 ± 0,04	0,74 ± 0,08	0,73 ± 0,37	0,27 ± 0,06
	Externa	**	**	30,8 ± 5,6	51,0 ± 2,6	33,6 ± 0,6	15,1 ± 1,0
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	11,5 ***

* Fonte Seca ** Amostra não coletada *** Amostra sem duplicata

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.6 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos

		Primavera 2016 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Verão 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Outono 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Inverno 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Primavera 2017 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Verão 2018 $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
5 anos	Alcalina	313 $\pm$ 124	218 $\pm$ 12	237 $\pm$ 5	-	157 $\pm$ 16	485 $\pm$ 8
	Magnesiana	268 $\pm$ 20	143 $\pm$ 2	94,9 $\pm$ 0,2	-	69,4 $\pm$ 28,7	402 $\pm$ 7
	Gasosa	133 ♦	251 $\pm$ 80	66,6 $\pm$ 3,3	326 $\pm$ 252	124 $\pm$ 6	472 $\pm$ 52
	Ligeiramente Gasosa	73,1 $\pm$ 69,3	190 $\pm$ 19	155 $\pm$ 4	38,3 $\pm$ 7,5	86,7 $\pm$ 3,8	352 $\pm$ 15
	Picante	181 $\pm$ 45	71,5 $\pm$ 7,3	56,8 $\pm$ 21,0	-	31,7 $\pm$ 2,7	295 $\pm$ 10
	Potável	172 $\pm$ 2	103 $\pm$ 11	98,8 $\pm$ 6,3	38,2 $\pm$ 1,5	84,3 $\pm$ 9,2	94,6 $\pm$ 4,7
	Externa	**	**	116 $\pm$ 26	153 ♦	139 $\pm$ 7	460 $\pm$ 32
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	251 ***
15 anos	Alcalina	610 $\pm$ 242	425 $\pm$ 23	462 $\pm$ 11	-	305 $\pm$ 32	945 $\pm$ 15
	Magnesiana	522 $\pm$ 39	278 $\pm$ 4	185 $\pm$ 1	-	135 $\pm$ 56	783 $\pm$ 14
	Gasosa	260 ♦	490 $\pm$ 156	130 $\pm$ 6	635 $\pm$ 491	242 $\pm$ 11	920 $\pm$ 102
	Ligeiramente Gasosa	143 $\pm$ 135	371 $\pm$ 38	302 $\pm$ 9	74,6 $\pm$ 14,7	169 $\pm$ 7	685 $\pm$ 29
	Picante	352 $\pm$ 88	139 $\pm$ 14	111 $\pm$ 41	-	61,7 $\pm$ 5,3	576 $\pm$ 20
	Potável	335 $\pm$ 5	200 $\pm$ 22	192 $\pm$ 12	74,5 $\pm$ 1,5	164 $\pm$ 18	184 $\pm$ 9
	Externa	**	**	274 $\pm$ 89	298 ♦	270 $\pm$ 14	897 $\pm$ 61
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	490 ***
Adultos	Alcalina	79,5 $\pm$ 31,5	55,4 $\pm$ 3,0	60,1 $\pm$ 1,4	-	39,7 $\pm$ 4,1	123 $\pm$ 2
	Magnesiana	67,9 $\pm$ 5,0	36,2 $\pm$ 0,5	24,1 $\pm$ 0,1	-	17,6 $\pm$ 7,3	102 $\pm$ 2
	Gasosa	33,8 ♦	63,8 $\pm$ 20,4	16,9 $\pm$ 0,8	82,7 $\pm$ 63,9	31,5 $\pm$ 1,5	120 $\pm$ 13
	Ligeiramente Gasosa	18,6 $\pm$ 17,6	48,3 $\pm$ 4,9	39,4 $\pm$ 1,1	9,71 $\pm$ 1,91	22,0 $\pm$ 1,0	89,2 $\pm$ 3,7
	Picante	45,9 $\pm$ 11,5	18,1 $\pm$ 1,9	14,4 $\pm$ 5,3	-	8,03 $\pm$ 0,68	74,9 $\pm$ 2,6
	Potável	43,6 $\pm$ 0,6	26,0 $\pm$ 2,9	25,1 $\pm$ 1,6	9,69 $\pm$ 1,53	21,4 $\pm$ 2,3	24,0 $\pm$ 1,2
	Externa	**	**	35,7 $\pm$ 11,6	38,8 ♦	35,2 $\pm$ 1,8	117 $\pm$ 8
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	63,8 ***

* Fonte Seca ** Amostra não coletada *** Amostra sem duplicata - Concentração abaixo do LID

♦ Duplicata com concentração abaixo do LID

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.7 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos

		Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
		$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
5 anos	Alcalina	30,6 $\pm$ 2,7	18,0 $\pm$ 4,8	25,4 $\pm$ 8,1	46,7 $\pm$ 3,7	14,1 $\pm$ 1,0	40,3 $\pm$ 10,1
	Magnesiânica	43,5 $\pm$ 8,8	46,5 $\pm$ 3,1	49,0 $\pm$ 2,6	47,8 $\pm$ 0,5	31,1 $\pm$ 0,1	48,5 $\pm$ 0,7
	Gasosa	33,9 $\pm$ 3,0	34,9 $\pm$ 0,5	22,8 $\pm$ 0,8	73,4 $\pm$ 3,9	18,7 $\pm$ 2,8	31,5 $\pm$ 2,8
	Ligeiramente Gasosa	26,3 $\pm$ 4,8	41,4 $\pm$ 4,0	18,6 $\pm$ 3,0	45,2 $\pm$ 1,6	5,90 $\pm$ 0,56	43,2 $\pm$ 17,4
	Picante	11,0 $\pm$ 2,6	22,6 $\pm$ 3,5	18,3 $\pm$ 8,3	19,5 $\pm$ 0,4	3,25 $\pm$ 0,05	12,8 $\pm$ 4,8
	Potável	10,8 $\pm$ 1,5	0,43 $\pm$ 0,02	3,51 $\pm$ 4,66	2,36 $\pm$ 0,66	4,17 $\pm$ 0,19	7,22 $\pm$ 1,79
	Externa	**	**	33,5 $\pm$ 0,1	29,7 $\pm$ 1,5	16,2 $\pm$ 0,6	27,1 $\pm$ 13,9
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	13,7 ***
15 anos	Alcalina	33,0 $\pm$ 2,9	19,4 $\pm$ 5,2	27,4 $\pm$ 8,7	50,5 $\pm$ 4,0	15,2 $\pm$ 1,1	43,6 $\pm$ 10,9
	Magnesiânica	47,0 $\pm$ 9,5	50,2 $\pm$ 3,3	52,9 $\pm$ 2,8	51,6 $\pm$ 0,5	33,6 $\pm$ 0,1	52,4 $\pm$ 0,8
	Gasosa	36,6 $\pm$ 3,3	37,7 $\pm$ 0,6	24,6 $\pm$ 0,9	79,2 $\pm$ 4,2	20,2 $\pm$ 3,0	34,0 $\pm$ 3,0
	Ligeiramente Gasosa	28,3 $\pm$ 5,1	44,7 $\pm$ 4,3	20,1 $\pm$ 3,3	48,8 $\pm$ 1,7	6,37 $\pm$ 0,61	46,7 $\pm$ 18,7
	Picante	11,9 $\pm$ 2,8	24,4 $\pm$ 3,8	19,8 $\pm$ 9,0	21,0 $\pm$ 0,5	3,50 $\pm$ 0,05	13,8 $\pm$ 5,2
	Potável	11,6 $\pm$ 1,6	0,46 $\pm$ 0,02	3,79 $\pm$ 5,03	2,55 $\pm$ 0,71	4,50 $\pm$ 0,20	7,80 $\pm$ 1,93
	Externa	**	**	36,2 $\pm$ 0,2	32,1 $\pm$ 1,7	17,5 $\pm$ 0,6	29,2 $\pm$ 15,1
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	14,8 ***
Adultos	Alcalina	12,0 $\pm$ 1,0	7,04 $\pm$ 1,89	9,96 $\pm$ 3,17	18,3 $\pm$ 1,4	5,52 $\pm$ 0,39	15,8 $\pm$ 4,0
	Magnesiânica	17,1 $\pm$ 3,4	18,2 $\pm$ 1,2	19,2 $\pm$ 1,0	18,7 $\pm$ 0,2	12,2 $\pm$ 0,1	19,0 $\pm$ 0,3
	Gasosa	13,3 $\pm$ 1,2	13,7 $\pm$ 0,2	8,94 $\pm$ 0,33	28,8 $\pm$ 1,5	7,34 $\pm$ 1,09	12,4 $\pm$ 1,1
	Ligeiramente Gasosa	10,3 $\pm$ 1,9	16,2 $\pm$ 1,6	7,30 $\pm$ 1,19	17,7 $\pm$ 0,6	2,31 $\pm$ 0,22	17,0 $\pm$ 6,8
	Picante	4,31 $\pm$ 1,03	8,88 $\pm$ 1,38	7,19 $\pm$ 3,27	7,64 $\pm$ 0,17	1,27 $\pm$ 0,02	5,00 $\pm$ 1,90
	Potável	4,22 $\pm$ 0,58	0,17 $\pm$ 0,01	1,38 $\pm$ 1,83	0,93 $\pm$ 0,26	1,63 $\pm$ 0,07	2,83 $\pm$ 0,70
	Externa	**	**	13,1 $\pm$ 0,1	11,6 $\pm$ 0,6	6,36 $\pm$ 0,22	10,6 $\pm$ 5,5
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	5,39 ***

* Fonte Seca ** Amostra não coletada *** Amostra sem duplicata

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.8 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para o corpo inteiro em adultos de até 70 anos

		Primavera 2016	Verão 2017	Outono 2017	Inverno 2017	Primavera 2017	Verão 2018
		$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
5 anos	Alcalina	19,5 $\pm$ 1,7	13,5 $\pm$ 5,6	7,33 $\pm$ 0,50	23,3 $\pm$ 4,5	24,9 $\pm$ 3,1	9,81 $\pm$ 4,84
	Magnesiânica	25,8 $\pm$ 5,5	32,7 $\pm$ 4,0	34,1 $\pm$ 2,3	26,3 $\pm$ 6,3	33,5 $\pm$ 2,9	34,4 $\pm$ 15,8
	Gasosa	19,3 $\pm$ 6,9	23,0 $\pm$ 10,1	23,4 $\pm$ 1,7	17,5 $\pm$ 4,3	29,4 $\pm$ 19,0	16,2 $\pm$ 9,9
	Ligeiramente Gasosa	14,0 $\pm$ 5,1	20,5 $\pm$ 1,3	24,9 $\pm$ 1,5	22,6 $\pm$ 1,9	34,4 $\pm$ 6,0	8,43 $\pm$ 2,50
	Picante	27,8 ***	16,1 $\pm$ 6,4	12,8 $\pm$ 0,4	22,6 $\pm$ 0,5	29,7 $\pm$ 1,7	18,0 $\pm$ 2,1
	Potável	6,30 $\pm$ 0,59	2,70 $\pm$ 0,92	3,57 $\pm$ 1,75	4,80 $\pm$ 0,66	4,90 $\pm$ 1,55	5,44 $\pm$ 0,20
	Externa	**	**	13,9 $\pm$ 2,7	13,0 $\pm$ 0,2	22,3 $\pm$ 8,3	23,6 $\pm$ 8,2
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	19,2 ***
15 anos	Alcalina	8,88 $\pm$ 0,79	6,13 $\pm$ 2,56	3,33 $\pm$ 0,23	10,6 $\pm$ 2,0	11,3 $\pm$ 1,4	4,46 $\pm$ 2,20
	Magnesiânica	11,7 $\pm$ 2,5	14,9 $\pm$ 1,8	15,5 $\pm$ 1,0	11,9 $\pm$ 2,9	15,2 $\pm$ 1,3	15,6 $\pm$ 7,2
	Gasosa	8,75 $\pm$ 3,13	10,4 $\pm$ 4,6	10,6 $\pm$ 0,8	7,98 $\pm$ 1,98	13,4 $\pm$ 8,6	7,35 $\pm$ 4,52
	Ligeiramente Gasosa	6,36 $\pm$ 2,34	9,31 $\pm$ 0,59	11,3 $\pm$ 0,7	10,3 $\pm$ 0,8	15,6 $\pm$ 2,7	3,83 $\pm$ 1,14
	Picante	12,6 ***	7,30 $\pm$ 2,90	5,80 $\pm$ 0,19	10,3 $\pm$ 0,2	13,5 $\pm$ 0,8	8,16 $\pm$ 0,93
	Potável	2,86 $\pm$ 0,59	1,23 $\pm$ 0,42	1,62 $\pm$ 0,80	2,18 $\pm$ 0,30	2,23 $\pm$ 0,70	2,47 $\pm$ 0,09
	Externa	**	**	6,33 $\pm$ 1,21	5,89 $\pm$ 0,07	10,1 $\pm$ 3,8	10,7 $\pm$ 3,7
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	8,71 ***
Adultos	Alcalina	6,66 $\pm$ 0,59	4,60 $\pm$ 1,92	2,50 $\pm$ 0,17	7,95 $\pm$ 1,53	8,50 $\pm$ 1,07	3,35 $\pm$ 1,65
	Magnesiânica	8,80 $\pm$ 1,89	11,1 $\pm$ 1,4	11,6 $\pm$ 0,8	8,96 $\pm$ 2,16	11,4 $\pm$ 1,0	11,7 $\pm$ 5,4
	Gasosa	6,56 $\pm$ 2,35	7,83 $\pm$ 3,43	7,99 $\pm$ 0,57	5,98 $\pm$ 1,48	10,0 $\pm$ 6,5	5,51 $\pm$ 3,39
	Ligeiramente Gasosa	4,77 $\pm$ 1,75	6,99 $\pm$ 0,44	8,50 $\pm$ 0,52	7,69 $\pm$ 0,64	11,7 $\pm$ 2,1	2,87 $\pm$ 0,85
	Picante	9,48 ***	5,48 $\pm$ 2,17	4,35 $\pm$ 0,14	7,69 $\pm$ 0,17	10,1 $\pm$ 0,6	6,12 $\pm$ 0,70
	Potável	2,15 $\pm$ 0,59	0,92 $\pm$ 0,31	1,22 $\pm$ 0,60	1,64 $\pm$ 0,22	1,67 $\pm$ 0,53	1,85 $\pm$ 0,07
	Externa	**	**	4,75 $\pm$ 0,91	4,42 $\pm$ 0,05	7,60 $\pm$ 2,83	8,05 $\pm$ 2,80
	Ferruginosa	*	*	*	*	*	6,53 ***

* Fonte Seca ** Amostra não coletada *** Amostra sem duplicata

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.9 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

		Osso	MOV	Gônadas
		$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
Primavera 2016	Ferruginosa	227 ± 40	$10,5 \pm 1,9$	$1,61 \pm 0,29$
	Magnesianas	190 ± 29	$8,75 \pm 1,34$	$1,34 \pm 0,21$
	Gasosa I	644 ± 22	$29,7 \pm 1,0$	$5,11 \pm 1,25$
	Gasosa II	732 ± 50	$33,8 \pm 2,3$	$5,18 \pm 0,36$
	Potável - AC	155 ± 15	$7,16 \pm 0,71$	$1,10 \pm 0,11$
	Potável - CRV	*	*	*
Verão 2017	Ferruginosa	208 ± 13	$9,59 \pm 0,59$	$1,47 \pm 0,09$
	Magnesianas	**	**	**
	Gasosa I	656 ± 49	$30,3 \pm 2,3$	$4,64 \pm 0,35$
	Gasosa II	430 ± 13	$19,9 \pm 0,6$	$3,05 \pm 0,09$
	Potável - AC	122 ± 5	$5,65 \pm 0,23$	$0,87 \pm 0,03$
	Potável - CRV	*	*	*
Outono 2017	Ferruginosa	322 ± 32	$14,9 \pm 1,5$	$2,28 \pm 0,23$
	Magnesianas	187 ± 39	$8,62 \pm 1,82$	$1,32 \pm 0,28$
	Gasosa I	329 ± 23	$15,2 \pm 1,1$	$2,33 \pm 0,16$
	Gasosa II	569 ± 5	$26,3 \pm 0,2$	$4,03 \pm 0,04$
	Potável - AC	197 ± 40	$9,08 \pm 1,84$	$1,39 \pm 0,28$
	Potável - CRV	*	*	*
Inverno 2017	Ferruginosa	321 ± 21	$14,8 \pm 1,0$	$2,27 \pm 0,15$
	Magnesianas	$92,8 \pm 62,1$	$4,28 \pm 2,86$	$0,66 \pm 0,44$
	Gasosa I	667 ± 11	$30,8 \pm 0,5$	$4,72 \pm 0,08$
	Gasosa II	579 ± 86	$26,7 \pm 4,0$	$4,10 \pm 0,61$
	Potável - AC	168 ± 22	$7,77 \pm 1,00$	$1,19 \pm 0,15$
	Potável - CRV	*	*	*
Primavera 2017	Ferruginosa	*	*	*
	Magnesianas	*	*	*
	Gasosa I	649 ± 5	$28,1 \pm 3,2$	$4,31 \pm 0,49$
	Gasosa II	*	*	*
	Potável - AC	102 ± 1	$5,53 \pm 1,74$	$0,85 \pm 0,27$
	Potável - CRV	*	*	*
Verão 2018	Ferruginosa	$73,2 \pm 2,6$	$3,38 \pm 0,12$	$0,52 \pm 0,02$
	Magnesianas	$74,9 \pm 3,4$	$3,46 \pm 0,16$	$0,53 \pm 0,02$
	Gasosa I	286 ± 6	$13,2 \pm 0,3$	$2,03 \pm 0,04$
	Gasosa II	247 ± 4	$11,4 \pm 0,2$	$1,75 \pm 0,03$
	Potável - AC	$75,9 \pm 5,5$	$3,50 \pm 0,25$	$0,54 \pm 0,04$
	Potável - CRV	$9,78 \pm 5,37$	$0,45 \pm 0,25$	$0,07 \pm 0,04$

* Amostra não coletada

** Fonte Seca

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.10 – Dose efetiva comprometida (H_0) do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

		Osso	MOV	Gônadas, Pulmões e Seios
		$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
Primavera 2016	Ferruginosa	1037 ± 131	$27,0 \pm 3,4$	$6,63 \pm 0,84$
	Magnesiãna	823 ± 50	$21,4 \pm 1,3$	$5,27 \pm 0,32$
	Gasosa I	2348 ± 204	$61,1 \pm 5,3$	$12,9 \pm 1,3$
	Gasosa II	2323 ± 484	$60,4 \pm 12,6$	$14,9 \pm 3,1$
	Potável - AC	-	-	-
	Potável - CRV	*	*	*
Verão 2017	Ferruginosa	1218 ± 11	$31,7 \pm 0,3$	$7,80 \pm 0,07$
	Magnesiãna	**	**	**
	Gasosa I	2245 ± 97	$58,4 \pm 2,5$	$14,4 \pm 0,6$
	Gasosa II	1928 ± 111	$50,1 \pm 2,9$	$12,3 \pm 0,7$
	Potável - AC	1084 ± 78	$28,2 \pm 2,0$	$6,94 \pm 0,50$
	Potável - CRV	*	*	*
Outono 2017	Ferruginosa	-	-	-
	Magnesiãna	-	-	-
	Gasosa I	2083 ± 72	$54,2 \pm 1,9$	$13,3 \pm 0,5$
	Gasosa II	209 ± 87	$5,44 \pm 2,26$	$1,34 \pm 0,56$
	Potável - AC	-	-	-
	Potável - CRV	*	*	*
Inverno 2017	Ferruginosa	240 ± 22	$6,24 \pm 0,58$	$1,54 \pm 0,14$
	Magnesiãna	471 ± 61	$12,2 \pm 1,6$	$3,01 \pm 0,39$
	Gasosa I	1560 ± 32	$40,6 \pm 0,8$	$9,98 \pm 0,21$
	Gasosa II	952 ± 47	$24,7 \pm 1,2$	$6,09 \pm 0,30$
	Potável - AC	394 ± 80	$10,2 \pm 2,1$	$2,52 \pm 0,51$
	Potável - CRV	*	*	*
Primavera 2017	Ferruginosa	*	*	*
	Magnesiãna	*	*	*
	Gasosa I	-	-	-
	Gasosa II	*	*	*
	Potável - AC	-	-	-
	Potável - CRV	*	*	*
Verão 2018	Ferruginosa	1116 ± 5	$29,0 \pm 0,1$	$7,14 \pm 0,03$
	Magnesiãna	1210 ± 45	$31,5 \pm 1,2$	$7,74 \pm 0,29$
	Gasosa I	3905 ± 40	102 ± 1	$25,0 \pm 0,3$
	Gasosa II	2473 ± 32	$64,3 \pm 0,8$	$15,8 \pm 0,2$
	Potável - AC	1463 ± 3	$38,0 \pm 0,1$	$9,36 \pm 0,02$
	Potável - CRV	1159 ± 60	$30,1 \pm 1,6$	$7,42 \pm 0,38$

* Amostra não coletada

** Fonte Seca

- Concentração abaixo do LID

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.11 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

		Osso	Fígado	Rins	MOV
		$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
Primavera 2016	Ferruginosa	235 $\pm$ 101	65,2 $\pm$ 28,0	29,9 $\pm$ 12,8	16,0 $\pm$ 6,9
	Magnesianas	429 $\pm$ 25	119 $\pm$ 7	54,5 $\pm$ 3,1	29,2 $\pm$ 1,7
	Gasosa I	194 $\pm$ 10	53,8 $\pm$ 2,9	23,2 $\pm$ 3,8	12,4 $\pm$ 2,1
	Gasosa II	305 $\pm$ 33	84,5 $\pm$ 9,2	38,8 $\pm$ 4,2	20,8 $\pm$ 2,3
	Potável - AC	19,2 $\pm$ 12,9	5,33 $\pm$ 3,57	2,45 $\pm$ 1,64	1,31 $\pm$ 0,88
	Potável - CRV	*	*	*	*
Verão 2017	Ferruginosa	238 $\pm$ 111	66,0 $\pm$ 30,9	30,3 $\pm$ 14,2	16,2 $\pm$ 7,6
	Magnesianas	**	**	**	**
	Gasosa I	232 $\pm$ 29	64,4 $\pm$ 7,9	29,6 $\pm$ 3,6	15,8 $\pm$ 1,9
	Gasosa II	197 $\pm$ 30	54,6 $\pm$ 8,3	25,1 $\pm$ 3,8	13,4 $\pm$ 2,0
	Potável - AC	215 $\pm$ 37	59,7 $\pm$ 10,2	27,4 $\pm$ 4,7	14,7 $\pm$ 2,5
	Potável - CRV	*	*	*	*
Outono 2017	Ferruginosa	299 $\pm$ 7	83,0 $\pm$ 2,0	38,1 $\pm$ 0,9	20,4 $\pm$ 0,5
	Magnesianas	486 $\pm$ 24	135 $\pm$ 7	61,8 $\pm$ 3,1	33,1 $\pm$ 1,7
	Gasosa I	379 $\pm$ 39	105 $\pm$ 11	48,3 $\pm$ 4,9	25,9 $\pm$ 2,6
	Gasosa II	420 $\pm$ 28	116 $\pm$ 8	53,4 $\pm$ 3,5	28,6 $\pm$ 1,9
	Potável - AC	532 $\pm$ 36	148 $\pm$ 10	67,7 $\pm$ 4,6	36,3 $\pm$ 2,5
	Potável - CRV	*	*	*	*
Inverno 2017	Ferruginosa	261 $\pm$ 108	72,3 $\pm$ 29,8	33,2 $\pm$ 13,7	17,8 $\pm$ 7,3
	Magnesianas	324 $\pm$ 198	89,9 $\pm$ 54,8	41,3 $\pm$ 25,2	22,1 $\pm$ 13,5
	Gasosa I	87,9 $\pm$ 11,7	24,4 $\pm$ 3,2	11,2 $\pm$ 1,5	5,99 $\pm$ 0,80
	Gasosa II	125 $\pm$ 68	34,6 $\pm$ 18,8	15,9 $\pm$ 8,6	8,52 $\pm$ 4,62
	Potável - AC	300 $\pm$ 26	83,0 $\pm$ 7,3	38,1 $\pm$ 3,4	20,4 $\pm$ 1,8
	Potável - CRV	*	*	*	*
Primavera 2017	Ferruginosa	*	*	*	*
	Magnesianas	*	*	*	*
	Gasosa I	117 $\pm$ 1	32,3 $\pm$ 0,2	15,9 $\pm$ 1,8	8,51 $\pm$ 0,98
	Gasosa II	*	*	*	*
	Potável - AC	315 $\pm$ 3	87,4 $\pm$ 0,9	40,1 $\pm$ 0,4	21,5 $\pm$ 0,2
	Potável - CRV	*	*	*	*
Verão 2018	Ferruginosa	823 $\pm$ 72	228 $\pm$ 20	105 $\pm$ 9	56,1 $\pm$ 4,9
	Magnesianas	765 $\pm$ 81	212 $\pm$ 22	97,4 $\pm$ 10,3	52,2 $\pm$ 5,5
	Gasosa I	387 $\pm$ 130	107 $\pm$ 36	49,3 $\pm$ 16,5	26,4 $\pm$ 8,8
	Gasosa II	221 $\pm$ 21	61,4 $\pm$ 6,0	28,2 $\pm$ 2,7	15,1 $\pm$ 1,5
	Potável - AC	250 $\pm$ 49	69,4 $\pm$ 13,6	31,8 $\pm$ 6,3	17,1 $\pm$ 3,4
	Potável - CRV	111 $\pm$ 4	30,8 $\pm$ 1,0	14,1 $\pm$ 0,5	7,58 $\pm$ 0,25

* Amostra não coletada ** Fonte Seca

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.12 – Dose efetiva comprometida (H_0) do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Águas de Contendas para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

		Baço	Rins	Osso	Fígado
		$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
Primavera 2016	Ferruginosa	$35,6 \pm 16,4$	$20,2 \pm 9,3$	$12,9 \pm 6,0$	$3,56 \pm 1,64$
	Magnesiana	$45,5 \pm 6,9$	$25,8 \pm 3,9$	$16,5 \pm 2,5$	$4,55 \pm 0,69$
	Gasosa I	$27,9 \pm 8,1$	$15,8 \pm 4,6$	$10,1 \pm 3,0$	$2,79 \pm 0,81$
	Gasosa II	$20,9 \pm 4,9$	$11,9 \pm 2,8$	$7,61 \pm 1,78$	$2,09 \pm 0,49$
	Potável - AC	13,0 ***	7,38 ***	4,72 ***	1,30 ***
	Potável - CRV	*	*	*	*
Verão 2017	Ferruginosa	$36,7 \pm 9,7$	$20,9 \pm 5,5$	$13,4 \pm 3,5$	$3,67 \pm 0,97$
	Magnesiana	**	**	**	**
	Gasosa I	$19,8 \pm 1,0$	$11,3 \pm 0,6$	$7,21 \pm 0,36$	$1,98 \pm 0,10$
	Gasosa II	$20,6 \pm 2,9$	$11,7 \pm 1,6$	$7,47 \pm 1,05$	$2,06 \pm 0,29$
	Potável - AC	$44,1 \pm 22,0$	$25,1 \pm 12,5$	$16,0 \pm 8,0$	$4,41 \pm 2,20$
	Potável - CRV	*	*	*	*
Outono 2017	Ferruginosa	$8,66 \pm 1,81$	$4,92 \pm 1,03$	$3,15 \pm 0,66$	$0,87 \pm 0,18$
	Magnesiana	$29,7 \pm 3,9$	$16,9 \pm 2,2$	$10,8 \pm 1,4$	$2,97 \pm 0,39$
	Gasosa I	$32,4 \pm 3,6$	$18,4 \pm 2,0$	$11,8 \pm 1,3$	$3,24 \pm 0,36$
	Gasosa II	$16,2 \pm 0,2$	$9,20 \pm 0,11$	$5,89 \pm 0,07$	$1,62 \pm 0,02$
	Potável - AC	$56,6 \pm 3,2$	$32,1 \pm 1,8$	$20,6 \pm 1,2$	$5,66 \pm 0,32$
	Potável - CRV	*	*	*	*
Inverno 2017	Ferruginosa	$32,2 \pm 6,6$	$18,3 \pm 3,8$	$11,7 \pm 2,4$	$3,22 \pm 0,66$
	Magnesiana	$50,5 \pm 3,7$	$28,7 \pm 2,1$	$18,4 \pm 1,3$	$5,05 \pm 0,37$
	Gasosa I	$44,0 \pm 24,8$	$25,0 \pm 14,1$	$16,0 \pm 9,0$	$4,40 \pm 2,48$
	Gasosa II	$17,7 \pm 0,6$	$10,0 \pm 0,3$	$6,42 \pm 0,21$	$1,77 \pm 0,06$
	Potável - AC	$23,5 \pm 0,5$	$13,3 \pm 0,3$	$8,53 \pm 0,18$	$2,35 \pm 0,05$
	Potável - CRV	*	*	*	*
Primavera 2017	Ferruginosa	*	*	*	*
	Magnesiana	*	*	*	*
	Gasosa I	$24,4 \pm 1,1$	$13,9 \pm 0,6$	$8,86 \pm 0,41$	$2,44 \pm 0,11$
	Gasosa II	*	*	*	*
	Potável - AC	$56,8 \pm 5,9$	$32,3 \pm 3,3$	$20,6 \pm 2,1$	$5,68 \pm 0,59$
	Potável - CRV	*	*	*	*
Verão 2018	Ferruginosa	$40,8 \pm 0,7$	$23,2 \pm 0,4$	$14,9 \pm 0,3$	$4,08 \pm 0,07$
	Magnesiana	$34,5 \pm 23,3$	$19,6 \pm 13,2$	$12,5 \pm 8,5$	$3,45 \pm 2,33$
	Gasosa I	$41,0 \pm 12,4$	$23,3 \pm 7,0$	$14,9 \pm 4,5$	$4,10 \pm 1,24$
	Gasosa II	$77,9 \pm 22,8$	$44,3 \pm 13,0$	$28,3 \pm 8,3$	$7,79 \pm 2,28$
	Potável - AC	$41,1 \pm 1,8$	$23,3 \pm 1,0$	$14,9 \pm 0,7$	$4,11 \pm 0,18$
	Potável - CRV	$9,80 \pm 1,05$	$5,57 \pm 0,60$	$3,56 \pm 0,38$	$0,98 \pm 0,10$

* Amostra não coletada

** Fonte Seca

*** Amostra sem duplicata

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.13 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{226}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

		Osso		MOV		Gônadas	
		$\mu\text{Sv/a}$	$\pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a}$	$\pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a}$	$\pm \text{DP}$
Primavera 2016	Alcalina	1432 $\pm$ 327		66,1 $\pm$ 15,1		10,1 $\pm$ 2,3	
	Magnesiânica	1343 $\pm$ 35		62,0 $\pm$ 1,6		9,50 $\pm$ 0,25	
	Gasosa	1728 $\pm$ 309		79,8 $\pm$ 14,3		12,2 $\pm$ 2,2	
	Ligeiramente Gasosa	1117 $\pm$ 145		51,6 $\pm$ 6,7		7,91 $\pm$ 1,03	
	Picante	959 $\pm$ 125		44,2 $\pm$ 5,8		6,78 $\pm$ 0,88	
	Potável	48,3 $\pm$ 18,1		2,23 $\pm$ 0,83		0,34 $\pm$ 0,13	
	Externa	*		*		*	
	Ferruginosa	**		**		**	
Verão 2017	Alcalina	1624 $\pm$ 49		74,9 $\pm$ 2,3		11,5 $\pm$ 0,3	
	Magnesiânica	1679 $\pm$ 16		77,5 $\pm$ 0,7		11,9 $\pm$ 0,1	
	Gasosa	1468 $\pm$ 181		67,7 $\pm$ 8,4		10,4 $\pm$ 1,3	
	Ligeiramente Gasosa	826 $\pm$ 145		38,1 $\pm$ 6,7		5,85 $\pm$ 1,03	
	Picante	1118 $\pm$ 26		51,6 $\pm$ 1,2		7,91 $\pm$ 0,18	
	Potável	48,8 $\pm$ 4,2		2,25 $\pm$ 0,19		0,35 $\pm$ 0,03	
	Externa	*		*		*	
	Ferruginosa	**		**		**	
Outono 2017	Alcalina	1538 $\pm$ 21		71,0 $\pm$ 1,0		10,9 $\pm$ 0,2	
	Magnesiânica	1411 $\pm$ 23		65,1 $\pm$ 1,1		9,99 $\pm$ 0,17	
	Gasosa	1794 $\pm$ 87		82,8 $\pm$ 4,0		12,7 $\pm$ 0,6	
	Ligeiramente Gasosa	942 $\pm$ 42		43,5 $\pm$ 1,9		6,67 $\pm$ 0,30	
	Picante	991 $\pm$ 67		45,7 $\pm$ 3,1		7,01 $\pm$ 0,47	
	Potável	55,8 $\pm$ 1,8		2,58 $\pm$ 0,08		0,40 $\pm$ 0,01	
	Externa	1288 $\pm$ 119		59,4 $\pm$ 5,5		9,11 $\pm$ 0,84	
	Ferruginosa	**		**		**	
Inverno 2017	Alcalina	2119 $\pm$ 31		97,8 $\pm$ 1,4		15,0 $\pm$ 0,2	
	Magnesiânica	1970 $\pm$ 12		90,9 $\pm$ 0,6		13,9 $\pm$ 0,1	
	Gasosa	1920 $\pm$ 408		88,6 $\pm$ 18,8		13,6 $\pm$ 2,9	
	Ligeiramente Gasosa	1301 $\pm$ 67		60,0 $\pm$ 3,1		9,21 $\pm$ 0,48	
	Picante	1322 $\pm$ 67		61,0 $\pm$ 3,1		9,35 $\pm$ 0,47	
	Potável	34,5 $\pm$ 3,9		1,59 $\pm$ 0,18		0,24 $\pm$ 0,03	
	Externa	2370 $\pm$ 119		109 $\pm$ 5		16,8 $\pm$ 0,8	
	Ferruginosa	**		**		**	
Primavera 2017	Alcalina	1478 $\pm$ 43		68,2 $\pm$ 2,0		10,5 $\pm$ 0,3	
	Magnesiânica	1514 $\pm$ 194		69,9 $\pm$ 9,0		10,7 $\pm$ 1,4	
	Gasosa	1476 $\pm$ 120		68,1 $\pm$ 5,5		10,4 $\pm$ 0,8	
	Ligeiramente Gasosa	990 $\pm$ 112		45,7 $\pm$ 5,1		7,01 $\pm$ 0,79	
	Picante	964 $\pm$ 30		44,5 $\pm$ 1,4		6,82 $\pm$ 0,22	
	Potável	33,9 $\pm$ 17,3		1,56 $\pm$ 0,80		0,24 $\pm$ 0,12	
	Externa	1558 $\pm$ 30		71,9 $\pm$ 1,4		11,0 $\pm$ 0,2	
	Ferruginosa	**		**		**	
Verão 2018	Alcalina	782 $\pm$ 176		36,1 $\pm$ 8,1		5,53 $\pm$ 1,24	
	Magnesiânica	788 $\pm$ 33		36,4 $\pm$ 1,5		5,58 $\pm$ 0,23	
	Gasosa	753 $\pm$ 168		34,7 $\pm$ 7,8		5,33 $\pm$ 1,19	
	Ligeiramente Gasosa	509 $\pm$ 72		23,5 $\pm$ 3,3		3,60 $\pm$ 0,51	
	Picante	389 $\pm$ 44		17,9 $\pm$ 2,0		2,75 $\pm$ 0,31	
	Potável	12,3 $\pm$ 2,8		0,57 $\pm$ 0,13		0,09 $\pm$ 0,02	
	Externa	703 $\pm$ 48		32,4 $\pm$ 2,2		4,97 $\pm$ 0,34	
	Ferruginosa	532 ***		0,02 ***		3,77 ***	

* Amostra não coletada ** Fonte seca *** Amostra sem duplicata

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.14 – Dose efetiva comprometida (H_o) do ^{228}Ra , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

		Osso		MOV		Gônadas, Pulmões e Seios	
		$\mu\text{Sv/a}$	$\pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a}$	$\pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a}$	$\pm \text{DP}$
Primavera 2016	Alcalina	2879	± 1143	74,9	$\pm 29,7$	18,4	$\pm 7,3$
	Magnésiana	2460	± 182	64,0	$\pm 4,7$	15,7	$\pm 1,2$
	Gasosa	1224	♦	31,8	$\pm 35,5$	7,83	$\pm 8,75$
	Ligeiramente Gasosa	672	± 637	17,5	$\pm 16,6$	4,30	$\pm 4,08$
	Picante	1662	± 416	43,2	$\pm 10,8$	10,6	$\pm 2,7$
	Potável	1582	± 22	41,1	$\pm 0,6$	10,1	$\pm 0,1$
	Externa	*		*		*	
	Ferruginosa	**		**		**	
Verão 2017	Alcalina	2007	± 109	52,2	$\pm 2,8$	12,8	$\pm 0,7$
	Magnésiana	1310	± 18	34,1	$\pm 0,5$	8,39	$\pm 0,11$
	Gasosa	2311	♦	60,1	$\pm 19,2$	14,8	$\pm 4,7$
	Ligeiramente Gasosa	1749	± 179	45,5	$\pm 4,6$	11,2	$\pm 1,1$
	Picante	657	± 67	17,1	$\pm 1,8$	4,20	$\pm 0,43$
	Potável	944	± 106	24,5	$\pm 2,7$	6,04	$\pm 0,68$
	Externa	*		*		*	
	Ferruginosa	**		**		**	
Outono 2017	Alcalina	2179	± 50	56,6	$\pm 1,3$	13,9	$\pm 0,3$
	Magnésiana	873	± 2	22,7	$\pm 0,1$	5,58	$\pm 0,02$
	Gasosa	612	♦	15,9	$\pm 0,8$	3,92	$\pm 0,19$
	Ligeiramente Gasosa	1426	± 41	37,1	$\pm 1,1$	9,13	$\pm 0,26$
	Picante	522	± 193	13,6	$\pm 5,0$	3,34	$\pm 1,24$
	Potável	908	± 58	23,6	$\pm 1,5$	5,81	$\pm 0,37$
	Externa	1071	± 240	27,8	$\pm 6,2$	6,85	$\pm 1,54$
	Ferruginosa	**		**		**	
Inverno 2017	Alcalina	-		-		-	
	Magnésiana	-		-		-	
	Gasosa	399	♦	10,4	$\pm 36,0$	2,55	$\pm 8,87$
	Ligeiramente Gasosa	352	± 69	9,15	$\pm 1,80$	2,25	$\pm 0,44$
	Picante	-		-		-	
	Potável	351	± 2	9,13	$\pm 1,53$	2,25	$\pm 1,53$
	Externa	-		-		-	
	Ferruginosa	**		**		**	
Primavera 2017	Alcalina	1440	± 150	37,4	$\pm 3,9$	9,22	$\pm 0,96$
	Magnésiana	638	± 263	16,6	$\pm 6,8$	4,08	$\pm 1,69$
	Gasosa	1143	♦	29,7	$\pm 1,4$	7,31	$\pm 0,34$
	Ligeiramente Gasosa	797	± 35	20,7	$\pm 0,9$	5,10	$\pm 0,22$
	Picante	291	± 25	7,57	$\pm 0,64$	1,86	$\pm 0,16$
	Potável	775	± 85	20,1	$\pm 2,2$	4,96	$\pm 0,54$
	Externa	1274	± 64	33,1	$\pm 1,7$	8,15	$\pm 0,41$
	Ferruginosa	**		**		**	
Verão 2018	Alcalina	4457	± 71	116	± 2	28,5	$\pm 0,5$
	Magnésiana	3691	± 68	96,0	$\pm 1,8$	23,6	$\pm 0,4$
	Gasosa	4341	♦	113	± 12	27,8	$\pm 3,1$
	Ligeiramente Gasosa	3231	± 136	84,0	$\pm 3,5$	20,7	$\pm 0,9$
	Picante	2715	± 95	70,6	$\pm 2,5$	17,4	$\pm 0,6$
	Potável	869	± 44	22,6	$\pm 1,1$	5,56	$\pm 0,28$
	Externa	4230	± 290	110	± 8	27,1	$\pm 1,9$
	Ferruginosa	2311	***	60,1	***	14,8	***

* Fonte Seca ** Amostra não coletada *** Amostra sem duplicata - Concentração abaixo do LID ♦ Duplicata com concentração abaixo do LID

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.15 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{210}Pb , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

		Osso	Fígado	Rins	MOV			Osso	Fígado	Rins	MOV
		$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$			$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	$\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
Primavera 2016	Alcalina	383 ± 33	106 ± 9	48,7 ± 4,2	26,1 ± 2,3	Inverno 2017	Alcalina	584 ± 46	162 ± 13	74,4 ± 5,9	39,8 ± 3,2
	Magnesiana	544 ± 110	151 ± 30	69,3 ± 14,0	37,1 ± 7,5		Magnesiana	598 ± 6	166 ± 2	76,1 ± 0,7	40,7 ± 0,4
	Gasosa	424 ± 38	118 ± 11	54,0 ± 4,8	28,9 ± 2,6		Gasosa	917 ± 48	254 ± 13	117 ± 6	62,5 ± 3,3
	Ligeiramente Gasosa	328 ± 59	91,0 ± 16,5	41,8 ± 7,6	22,4 ± 4,1		Ligeiramente Gasosa	564 ± 20	157 ± 5	71,8 ± 2,5	38,5 ± 1,3
	Picante	137 ± 33	38,1 ± 9,1	17,5 ± 4,2	9,36 ± 2,25		Picante	244 ± 5	67,6 ± 1,5	31,0 ± 0,7	16,6 ± 0,4
	Potável	134 ± 19	37,3 ± 5,2	17,1 ± 2,4	9,17 ± 1,27		Potável	29,6 ± 8,2	8,19 ± 2,29	3,76 ± 1,05	2,02 ± 0,56
	Externa	*	*	*	*		Externa	371 ± 19	103 ± 5	47,3 ± 2,5	25,3 ± 1,3
	Ferruginosa	**	**	**	**		Ferruginosa	**	**	**	**
Verão 2017	Alcalina	225 ± 60	62,3 ± 16,7	28,6 ± 7,7	15,3 ± 4,1	Primavera 2017	Alcalina	176 ± 12	48,8 ± 3,5	22,4 ± 1,6	12,0 ± 0,8
	Magnesiana	582 ± 38	161 ± 11	74,0 ± 4,9	39,7 ± 2,6		Magnesiana	389 ± 2	107,8 ± 0,5	49,5 ± 0,2	26,5 ± 0,1
	Gasosa	436 ± 6	121 ± 2	55,5 ± 0,8	29,7 ± 0,4		Gasosa	234 ± 35	64,9 ± 9,6	29,8 ± 4,4	16,0 ± 2,4
	Ligeiramente Gasosa	517 ± 50	143 ± 14	65,9 ± 6,3	35,3 ± 3,4		Ligeiramente Gasosa	73,8 ± 7,1	20,5 ± 2,0	9,39 ± 0,90	5,03 ± 0,48
	Picante	283 ± 44	78,5 ± 12,2	36,0 ± 5,6	19,3 ± 3,0		Picante	40,6 ± 0,6	11,3 ± 0,2	5,16 ± 0,08	2,77 ± 0,04
	Potável	5,32 ± 0,26	1,48 ± 0,07	0,68 ± 0,03	0,36 ± 0,02		Potável	52,1 ± 2,4	14,4 ± 0,7	6,63 ± 0,30	3,55 ± 0,16
	Externa	*	*	*	*		Externa	203 ± 7	56,2 ± 1,9	25,8 ± 0,9	13,8 ± 0,5
	Ferruginosa	**	**	**	**		Ferruginosa	**	**	**	**
Outono 2017	Alcalina	318 ± 101	88,0 ± 28,0	40,4 ± 12,9	21,6 ± 6,9	Verão 2018	Alcalina	504 ± 126	140 ± 35	64,2 ± 16,1	34,4 ± 8,6
	Magnesiana	613 ± 33	170 ± 9	78,0 ± 4,2	41,8 ± 2,2		Magnesiana	606 ± 9	168 ± 2	77,2 ± 1,1	41,3 ± 0,6
	Gasosa	285 ± 10	79,0 ± 2,9	36,3 ± 1,3	19,4 ± 0,7		Gasosa	394 ± 35	109 ± 10	50,2 ± 4,5	26,9 ± 2,4
	Ligeiramente Gasosa	233 ± 38	64,6 ± 10,5	29,6 ± 4,8	15,9 ± 2,6		Ligeiramente Gasosa	541 ± 217	150 ± 60	68,8 ± 27,6	36,9 ± 14,8
	Picante	229 ± 104	63,6 ± 28,9	29,2 ± 13,3	15,6 ± 7,1		Picante	159 ± 61	44,2 ± 16,8	20,3 ± 7,7	10,9 ± 4,1
	Potável	43,9 ± 58,2	12,2 ± 16,1	5,59 ± 7,41	2,99 ± 3,97		Potável	90,3 ± 22,4	25,0 ± 6,2	11,5 ± 2,8	6,16 ± 1,53
	Externa	419 ± 2	116 ± 1	41,9 ± 0,2	28,6 ± 0,2		Externa	339 ± 174	93,9 ± 48,3	43,1 ± 22,2	23,1 ± 11,9
	Ferruginosa	**	**	**	**		Ferruginosa	172 ***	47,6 ***	21,9 ***	11,7 ***

* Amostra não coletada ** Fonte seca *** Amostra sem duplicata

Fonte: autora da dissertação.

Tabela J.16 – Dose efetiva comprometida (H_e) do ^{210}Po , em $\mu\text{Sv a}^{-1}$, das amostras de água mineral das fontes do Parque das Águas de Lambari para os principais órgãos afetados em adultos de até 70 anos

		Baço $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Rins $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Osso $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Fígado $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$			Baço $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Rins $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Osso $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$	Fígado $\mu\text{Sv/a} \pm \text{DP}$
Primavera 2016	Alcalina	24,4 ± 2,2	13,9 ± 1,2	8,88 ± 0,79	2,44 ± 0,22	Inverno 2017	Alcalina	29,1 ± 5,6	16,6 ± 3,2	10,6 ± 2,0	2,91 ± 0,56
	Magnesiana	32,3 ± 6,9	18,3 ± 3,9	11,7 ± 2,5	3,23 ± 0,69		Magnesiana	32,8 ± 7,9	18,7 ± 4,5	11,9 ± 2,9	3,28 ± 0,79
	Gasosa	24,1 ± 8,6	13,7 ± 4,9	8,75 ± 3,13	2,41 ± 0,86		Gasosa	21,9 ± 5,4	12,5 ± 3,1	7,98 ± 1,98	2,19 ± 0,54
	Ligeiramente Gasosa	17,5 ± 6,4	9,94 ± 3,65	6,36 ± 2,34	1,75 ± 0,64		Ligeiramente Gasosa	28,2 ± 2,3	16,0 ± 1,3	10,3 ± 0,8	2,82 ± 0,23
	Picante	34,8 ***	19,8 ***	12,6 ***	3,48 ***		Picante	28,2 ± 0,6	16,0 ± 0,3	10,3 ± 0,2	2,82 ± 0,06
	Potável	7,87 ± 0,59	4,47 ± 0,59	2,86 ± 0,59	0,79 ± 0,59		Potável	6,00 ± 0,82	3,41 ± 0,47	2,18 ± 0,30	0,41 ± 0,37
	Externa	*	*	*	*		Externa	16,2 ± 0,2	9,20 ± 0,11	5,89 ± 0,07	1,62 ± 0,02
	Ferruginosa	**	**	**	**		Ferruginosa	**	**	**	**
Verão 2017	Alcalina	16,9 ± 7,0	9,58 ± 4,00	6,13 ± 2,56	1,69 ± 0,70	Primavera 2017	Alcalina	31,2 ± 3,9	17,7 ± 2,2	11,3 ± 1,4	3,12 ± 0,39
	Magnesiana	40,8 ± 5,0	23,2 ± 2,8	14,9 ± 1,8	4,08 ± 0,50		Magnesiana	41,9 ± 3,7	23,8 ± 2,1	15,2 ± 1,3	4,19 ± 0,37
	Gasosa	28,7 ± 12,6	16,3 ± 7,1	10,4 ± 4,6	2,87 ± 1,26		Gasosa	36,7 ± 23,8	20,9 ± 13,5	13,4 ± 8,6	3,67 ± 2,38
	Ligeiramente Gasosa	25,6 ± 1,6	14,6 ± 0,9	9,31 ± 0,59	2,56 ± 0,16		Ligeiramente Gasosa	43,0 ± 7,5	24,4 ± 4,3	15,6 ± 2,7	4,30 ± 0,75
	Picante	20,1 ± 8,0	11,4 ± 4,5	7,30 ± 2,90	2,01 ± 0,80		Picante	37,1 ± 2,1	21,1 ± 1,2	13,5 ± 0,8	3,71 ± 0,21
	Potável	3,37 ± 1,15	1,92 ± 0,65	1,23 ± 0,42	0,34 ± 0,12		Potável	6,13 ± 1,94	3,48 ± 1,10	2,23 ± 0,70	0,61 ± 0,19
	Externa	*	*	*	*		Externa	27,9 ± 10,4	15,8 ± 5,9	10,1 ± 3,8	2,79 ± 1,04
	Ferruginosa	**	**	**	**		Ferruginosa	**	**	**	**
Outono 2017	Alcalina	9,16 ± 0,62	5,21 ± 0,35	3,33 ± 0,23	0,92 ± 0,06	Verão 2018	Alcalina	12,3 ± 6,0	6,97 ± 3,44	4,46 ± 2,20	1,23 ± 0,60
	Magnesiana	42,7 ± 2,9	24,2 ± 1,6	15,5 ± 1,0	4,27 ± 0,29		Magnesiana	43,0 ± 19,7	24,4 ± 11,2	15,6 ± 7,2	4,30 ± 1,97
	Gasosa	29,3 ± 2,1	16,6 ± 1,2	10,6 ± 0,8	2,93 ± 0,21		Gasosa	20,2 ± 12,4	11,5 ± 7,1	7,35 ± 4,52	2,02 ± 1,24
	Ligeiramente Gasosa	31,2 ± 1,9	17,7 ± 1,1	11,3 ± 0,7	3,12 ± 0,19		Ligeiramente Gasosa	10,5 ± 3,1	6,0 ± 1,8	3,83 ± 1,14	1,05 ± 0,31
	Picante	16,0 ± 0,5	9,06 ± 0,29	5,80 ± 0,19	1,60 ± 0,05		Picante	22,5 ± 2,6	12,8 ± 1,5	8,16 ± 0,93	2,25 ± 0,26
	Potável	4,46 ± 2,19	2,53 ± 1,25	1,62 ± 0,80	0,45 ± 0,22		Potável	6,80 ± 0,25	3,86 ± 0,14	2,47 ± 0,09	0,68 ± 0,02
	Externa	17,4 ± 3,3	9,89 ± 1,89	6,33 ± 1,21	1,74 ± 0,33		Externa	29,5 ± 10,3	16,8 ± 5,8	10,7 ± 3,7	2,95 ± 1,03
	Ferruginosa	**	**	**	***		Ferruginosa	24,0 ***	13,6 ***	8,71 ***	2,40 ***

* Amostra não coletada ** Fonte seca *** Amostra sem duplicata

Fonte: autora da dissertação.

APÊNDICE K – Análises estatísticas

Neste apêndice estão demonstrados os resultados das análises estatísticas de coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros físico-químicos, sólidos da água, espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF) e concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po nas águas minerais das fontes dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari para as estações da primavera de 2016, verão, outono, inverno e primavera de 2017 e, do verão de 2018.

Tabela K.1 – Coeficientes de correlação de Pearson para primavera de 2016

	T (°C)	pH	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
T (°C)	1					
pH	0,032	1				
^{226}Ra	-0,015	-0,861	1			
^{228}Ra	0,081	-0,001	0,047	1		
^{210}Pb	-0,316	-0,253	0,414	-0,094	1	
^{210}Po	-0,356	-0,635	0,622	-0,184	0,575	1

Fonte: autora da dissertação.

Tabela K.2 – Coeficientes de correlação de Pearson para verão de 2017

	T (°C)	pH	Vazão	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na
T (°C)	1													
pH	-0,385	1												
Vazão	0,236	-0,442	1											
²²⁶ Ra	0,471	-0,943	0,451	1										
²²⁸ Ra	-0,451	-0,115	0,604	0,065	1									
²¹⁰ Pb	0,619	-0,606	0,435	0,509	-0,075	1								
²¹⁰ Po	0,254	-0,138	0,300	0,051	-0,303	0,604	1							
Al	0,039	0,436	-0,832	-0,362	-0,716	-0,497	-0,217	1						
Ca	-0,344	0,583	-0,326	-0,386	0,125	-0,460	-0,356	0,296	1					
Fe	-0,590	0,734	-0,420	-0,645	0,035	-0,484	-0,045	0,319	0,865	1				
K	-0,358	0,624	-0,354	-0,435	0,141	-0,517	-0,428	0,332	0,994	0,851	1			
Mg	-0,150	0,172	-0,065	-0,010	0,173	-0,737	-0,640	0,403	0,333	0,108	0,390	1		
Mn	-0,477	0,697	-0,317	-0,541	0,166	-0,507	-0,264	0,262	0,974	0,942	0,971	0,274	1	
Na	-0,396	0,634	-0,180	-0,460	0,294	-0,431	-0,350	0,104	0,966	0,847	0,965	0,259	0,970	1

Fonte: autora da dissertação.

Tabela K.3 – Coeficientes de correlação de Pearson para outono de 2017

	T (°C)	pH	CE	STD	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
T (°C)	1							
pH	0,188	1						
CE	-0,349	-0,252	1					
STD	0,088	0,380	-0,399	1				
²²⁶ Ra	0,119	-0,552	0,265	-0,592	1			
²²⁸ Ra	-0,165	-0,766	0,092	0,193	0,308	1		
²¹⁰ Pb	-0,149	0,058	0,045	0,263	-0,082	-0,145	1	
²¹⁰ Po	0,351	-0,123	-0,068	0,236	0,078	0,110	0,507	1

Fonte: autora da dissertação.

Tabela K.4 – Coeficientes de correlação de Pearson para inverno de 2017

	T (°C)	pH	Vazão	CE	STD	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na
T (°C)	1															
pH	0,384	1														
Vazão	0,217	-0,584	1													
CE	0,238	0,467	-0,103	1												
STD	0,543	0,642	-0,260	0,553	1											
²²⁶ Ra	-0,375	-0,766	0,680	-0,322	-0,824	1										
²²⁸ Ra	0,299	0,109	0,307	0,281	0,584	-0,093	1									
²¹⁰ Pb	-0,506	-0,783	0,451	-0,467	-0,462	0,687	0,299	1								
²¹⁰ Po	0,719	0,126	0,051	-0,214	0,320	-0,370	-0,015	-0,238	1							
Al	0,056	0,289	-0,541	0,461	0,611	-0,641	0,207	-0,332	-0,138	1						
Ca	0,127	0,654	-0,370	0,948	0,576	-0,496	0,144	-0,597	-0,246	0,504	1					
Fe	-0,199	0,703	-0,713	0,646	0,512	-0,659	-0,037	-0,553	-0,335	0,572	0,845	1				
K	0,462	0,644	-0,258	0,937	0,702	-0,554	0,267	-0,668	-0,004	0,584	0,919	0,649	1			
Mg	0,206	0,526	0,164	0,357	0,156	0,010	0,221	-0,229	-0,015	-0,507	0,390	0,227	0,275	1		
Mn	0,159	0,752	-0,492	0,887	0,660	-0,641	0,136	-0,674	-0,184	0,578	0,982	0,899	0,911	0,347	1	
Na	0,345	0,635	-0,311	0,956	0,669	-0,553	0,207	-0,659	-0,088	0,601	0,960	0,731	0,990	0,268	0,950	1

Fonte: autora da dissertação.

Tabela K.5 – Coeficientes de correlação de Pearson para primavera de 2017

	T (°C)	pH	CE	STD	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
T (°C)	1							
pH	0,338	1						
CE	0,762	0,297	1					
STD	0,229	-0,429	0,178	1				
²²⁶ Ra	-0,325	-0,827	-0,205	0,080	1			
²²⁸ Ra	-0,104	-0,899	-0,190	0,216	0,821	1		
²¹⁰ Pb	-0,085	-0,389	0,368	0,137	0,690	0,293	1	
²¹⁰ Po	-0,836	-0,320	-0,535	0,256	0,134	-0,043	0,117	1

Fonte: autora da dissertação.

Tabela K.6 – Coeficientes de correlação de Pearson para verão de 2018

	T (°C)	pH	CE	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
T (°C)	1						
pH	0,343	1					
CE	0,254	-0,028	1				
²²⁶ Ra	-0,437	-0,846	0,038	1			
²²⁸ Ra	-0,026	-0,849	0,240	0,861	1		
²¹⁰ Pb	0,125	0,139	-0,429	-0,045	-0,083	1	
²¹⁰ Po	0,224	0,635	0,226	-0,555	-0,519	0,179	1

Fonte: autora da dissertação.