INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia Associada à Universidade de São Paulo

**Avaliação da concentração de atividade dos radionuclídeos Ra-226,
Ra-228, Pb-210, Po-210 e caracterização química inorgânica das
águas minerais da cidade de Amparo, SP**

AMANDA PRILIP DO CARMO

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

2020

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

**Avaliação da concentração de atividade dos radionuclídeos Ra-226,
Ra-228, Pb-210, Po-210 e caracterização química inorgânica das
águas minerais da cidade de Amparo, SP**

Versão Corrigida

Versão Original disponível no IPEN

AMANDA PRILIP DO CARMO

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

2020

Fonte de Financiamento: CNEN

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

CARMO, A. P. ***Avaliação da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po e caracterização química inorgânica das águas minerais da cidade de Amparo, SP.*** 2020. 97p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. IPEN-CNEN/SP. São Paulo. Disponível em: www.teses.usp.br (data de consulta no formato: dd/mm/aaaa)

FICHA CATALOGRÁFICA

Prilip do Carmo, Amanda

Avaliação da concentração de atividade dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228, Pb-210, Po-210 e caracterização química inorgânica das águas minerais da cidade de Amparo, SP / Amanda Prilip do Carmo; orientadora Sandra Regina Damatto. -- São Paulo, 2020. 97 p.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Nuclear (Aplicações) -- Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2020.

1. Água mineral. 2. Radionuclídeos naturais. 3. Dose efetiva comprometida. 4. Caracterização química inorgânica.

Regina Damatto, Sandra, orient.

Aos meus pais e padrinhos, que estiveram sempre ao meu lado me dando amor incondicional e apoio durante todos os momentos em que precisei.

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares e a Comissão Nacional de Energia Nuclear, pelo apoio acadêmico e financeiro.

À minha orientadora, Dra. Sandra Regina Damatto, por ter orientado desde a Iniciação Científica, por ter me ensinado e compreendido todas as minhas fases durante esses anos de estudos e trabalhos, obrigada por todas as conversas e por ter sido mais do que uma orientadora pra mim.

Aos meus pais Sheila Aparecida e Luiz Henrique, por terem acreditado em mim desde o início da minha jornada e por todo apoio, conversas, conselhos e principalmente, agradeço por segurarem minha mão nos momentos que mais precisei durante esses anos de mestrado, minhas vitórias são todas dedicadas a vocês dois.

Aos meus queridos padrinhos Deise e Rinaldo, agradeço a ajuda inicial que me forneceram para que eu pudesse acompanhar as aulas e ingressar no mestrado durante uma fase complicada, este trabalho teve início graças a toda ajuda que vocês me deram, obrigada por serem meus padrinhos e, acima de tudo, meus amigos.

Ao meu amigo Thiago Oliveira, por ter sido o melhor companheiro de trabalho, pelas viagens que fizemos para coletar nossas amostras, por todas as conversas, risadas, pela grande ajuda com minhas análises e, principalmente, por ter sido um grande amigo durante esses anos. Este trabalho é tão seu quanto meu.

Aos companheiros de laboratório: Joseilton Marques, Aline Gonçalves, Denise Wakasugi, Pedro Gonçalves, Levi Francisco, Laíssa Adriana Bonifácio, Carlos Eduardo, Amanda Shigasi, Marcelo Maduar, Lúcio Leonardo, Marcelo Bessa, Brigitte Roxana, Marcos Medrado, Luiz Flavio e todos os funcionários e funcionárias que trabalham no Centro de Metrologia das Radiações (CMR).

Aos meus colegas de carona, Arthur Athayde e André Rodrigo, vocês me ajudaram muito no início.

À Cidade Amparo, por terem fornecido todo o material de trabalho que eu precisava, aos funcionários da biblioteca municipal por toda atenção quando precisei realizar minhas pesquisas.

RESUMO

Carmo, Amanda P. ***Avaliação da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po e caracterização química inorgânica das águas minerais da cidade de Amparo, SP.*** 2020.

Diversas fontes de água mineral contêm concentrações significativas de radionuclídeos naturais dissolvidos, principalmente, radionuclídeos das séries de decaimento do ^{238}U e ^{232}Th e, essas águas minerais são utilizadas mundialmente devido às suas propriedades terapêuticas, porém possíveis efeitos adversos para a saúde humana podem ocorrer devido à ingestão ou inalação de substâncias radioativas presentes nessas águas, sendo um fator relevante no contexto da Proteção Radiológica. O objetivo deste trabalho foi avaliar as concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po nas fontes de águas minerais da cidade de Amparo e as doses efetivas comprometidas devido ao consumo dessas águas, bem como, caracterizar sua composição química inorgânica. A cidade de Amparo é uma estância hidromineral que pertence ao Circuito das Águas Paulista e tem 11 fontes de água mineral distribuídas pela cidade. As concentrações das atividades do ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb foram determinadas pela contagem alfa e beta total, após a separação radioquímica, em um detector proporcional de fluxo gasoso e do ^{210}Po por espectrometria alfa, também após uma separação radioquímica. Os elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn foram determinados por ICP-OES para a caracterização química inorgânica. As maiores concentrações de atividade determinadas nas fontes de água mineral foram para os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{210}Pb na maioria das fontes. Os valores de concentração de atividade variaram para ^{226}Ra de <LID a $39 \pm 7 \text{ mBq L}^{-1}$, para ^{228}Ra de <LID a $99,0 \pm 0,2 \text{ mBq L}^{-1}$, para ^{210}Pb de <LID a $77 \pm 4 \text{ mBq L}^{-1}$ e de $7,0 \pm 0,6 \text{ mBq L}^{-1}$ a $102 \pm 11 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{210}Po . As maiores doses efetivas comprometidas foram obtidas para o radionuclídeo ^{228}Ra para o público até 15 anos. Entre os elementos químicos analisados, as maiores concentrações foram determinadas para Al, Mn, Ni e Pb.

Palavras-chave: água mineral, radionuclídeos naturais, dose efetiva comprometida, caracterização química inorgânica.

ABSTRACT

Carmo, Amanda P. **Assessment of ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po activity concentrations and inorganic chemistry composition of the mineral waters of Amparo, SP.** 2020.

Several springs of mineral water contain significant concentrations of natural radionuclides dissolved, mainly, radionuclides from the ^{238}U and ^{232}Th decay series and these mineral waters are used worldwide due to its therapeutic properties, therefore the estimate of possible adverse effects on human health that may occur because of ingestion or inhalation of radioactive substances present in these waters is a relevant factor in the context of Radiological Protection. The objective of this work was to evaluate the activity concentrations of the radionuclides ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po in the mineral water springs of the city of Amparo in the seasons of summer, autumn, winter and spring of 2018 and the committed effective doses due to the consumption of these waters, and as well as, characterize the chemical composition. The city of Amparo has 11 springs distributed in many places of the city and belongs to the Paulista Water Circuit. The ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{210}Pb were determined by gross alpha and beta counting, after a radiochemical separation, in a gaseous flux proportional detector and ^{210}Po by alpha spectrometry, also after a radiochemical separation. The elements Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn were determinate by ICP-OES for inorganic chemical characterization. The highest activity concentrations determined in mineral water sources were for radionuclides ^{228}Ra and ^{210}Pb in most sources. The activity concentration values ranged to ^{226}Ra from <LLD to $39 \pm 7 \text{ mBq L}^{-1}$, to ^{228}Ra from <LLD to $99,0 \pm 0.2 \text{ mBq L}^{-1}$, to ^{210}Pb from <LLD to $77 \pm 4 \text{ mBq L}^{-1}$ and from $7,0 \pm 0.6 \text{ mBq L}^{-1}$ to $102 \pm 101 \text{ mBq L}^{-1}$ to ^{210}Po . The highest committed effective doses were obtained for ^{228}Ra radionuclide for public up to 15 years. Among the chemical elements analyzed, the highest concentrations were determined for Al, Mn, Ni and Pb.

Keywords: mineral water, natural radionuclides, committed effective dose compromised, elemental chemical characterization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Série de decaimento radioativo do ^{238}U	17
Figura 1.2 – Série de decaimento radioativo do ^{232}Th	18
Figura 1.3 – Localização das diferentes zonas do solo.....	23
Figura 3.1 - Cidade de Amparo no Circuito das Águas Paulista.....	31
Figura 3.2 – Mapa Geológico do Complexo Amparo.....	33
Figura 3.3 - Fonte nossa Senhora do Amparo.....	34
Figura 3.4 - Fonte São Benedito.....	34
Figura 3.5 – Fonte Santa Rita de Cássia.....	35
Figura 3.6 – Fonte São Vicente de Paulo.....	35
Figura 3.7 – Fonte Santa Luzia.....	36
Figura 3.8 – Floresta Atlético Clube, localizada a fonte São José.....	36
Figura 3.9 – Fonte Nossa Senhora Aparecida.....	37
Figura 3.10 – Fonte Coqueiros.....	37
Figura 4.1 - pH das amostras de água mineral coletadas em 2018 na cidade de Amparo.....	50
Figura 4.2 - Temperatura das amostras de água mineral coletadas em 2018 na cidade de Amparo.....	51
Figura 4.3 – Condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, das águas das fontes da cidade de Amparo.....	53
Figura 4.4 – Sólidos totais dissolvidos, em mg L^{-1} , das águas da cidade de Amparo, no ano de 2018.....	53
Figura 4.5 - Concentrações médias dos elementos Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, em mg.L^{-1} , nas águas minerais da cidade de Amparo, das estações do verão e inverno do ano de 2018.....	55
Figura 4.6 - Concentração do elemento Mn, em mg.L^{-1} , nas águas minerais da cidade de Amparo, coletadas nas estações do verão e inverno do ano de 2018.....	55
Figura 4.7 - Concentração dos elementos As, Ba, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn, em mg.L^{-1} , nas águas minerais da cidade de Amparo, coletadas nas estações do verão e inverno do ano de 2018.....	56

Figura 4.8- Concentração do radionuclídeo ^{226}Ra em mBq. L^{-1} das águas minerais da cidade de Amparo.....	57
Figura 4.9 – Concentração do radionuclídeo ^{228}Ra em mBq. L^{-1} das águas minerais da cidade de Amparo.....	58
Figura 4.10 – Concentração do radionuclídeo ^{210}Pb em mBq. L^{-1} das águas minerais da cidade de Amparo.....	58
Figura 4.11 – Concentração do radionuclídeo ^{210}Po em mBq. L^{-1} das águas minerais da cidade de Amparo.....	58
Figura 4.12 – Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público de até 15 anos (He^1), do verão do ano de 2018.....	60
Figura 4.13 – Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público de até 15 anos (He^1), do outono do ano de 2018.....	60
Figura 4.14 – Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público de até 15 anos (He^1), do inverno do ano de 2018.....	60
Figura 4.15 – Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público de até 15 anos (He^1), da primavera do ano de 2018.....	61
Figura 4.16 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público adulto (He^2), do verão do ano de 2018.....	61
Figura 4.17 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público adulto (He^2), do outono do ano de 2018.....	62
Figura 4.18 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb para indivíduos do público adulto (He^2), do inverno do ano de 2018.....	62
Figura 4.19 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb para indivíduos do público adulto (He^2), da primavera do ano de 2018.....	62
Figura 4.20 - Análise por agrupamento de cluster dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po	65
Figura 4.21 - Análise de cluster para a média das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, analisadas nas fontes da cidade de Amparo.....	66

Figura 4.22 – Análise de correlação de Pearson para a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , e ^{210}Pb , condutividade elétrica (CE), temperatura (T °C), sólidos totais dissolvidos (SDT) e elementos Al, Ca, K, Mg e Na. e a referente a estação do verão de 2018.....67

Figura 4.23 – Análise de correlação de Pearson para a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , pH, temperatura (T °C), condutividade elétrica (CE) e sólidos totais dissolvidos, referente a estação do outono de 2018.....67

Figura 4.24 – Análise de correlação de Pearson para a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , e ^{210}Pb , condutividade elétrica (CE) , temperatura (T °C), sólidos totais dissolvidos (SDT) e elementos Al, Ca, K, Mg e Na, referente a estação do inverno de 2018.....68

Figura 4.25 – Análise de correlação de Pearson para o pH, temperatura (T °C), condutividade elétrica (CE) e a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po referente a estação da primavera de 2018.....68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Classificação das fontes de águas minerais.....	16
Tabela 1.2 – Radionuclídeos cosmogênicos.....	20
Tabela 1.3 - Elementos essenciais e suas funções biológicas no organismo humano.....	26
Tabela 1.4 - Elementos não essenciais e suas funções biológicas no organismo humano.....	27
Tabela 3.1 – Limite de detecção (LID) para os radionuclídeos analisados em mBq.L ⁻¹	46
Tabela 3.2 – Padrões monoelementares utilizados para preparação da solução-padrão utilizada para calibração do equipamento.....	47
Tabela 3.3 – Valores do limite mínimo de Quantificação (LMQ) da metodologia de ICP-OES.....	48
Tabela 3.4 – FDC, em Sv.Bq ⁻¹ para os radionuclídeos ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra e ²¹⁰ Pb para indivíduos do público de até 15 anos e para indivíduos do público adulto.....	50
Tabela 4.1 – ANOVA dos radionuclídeos ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²¹⁰ Pb e ²¹⁰ Po das amostras coletadas na cidade de Amparo em 2018.....	70
Tabela 4.2 – ANOVA dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, das amostras coletadas no verão e inverno, da cidade de Amparo em 2018.....	71

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	15
1.1. Radioatividade natural.....	20
1.2. As águas subterrâneas.....	22
1.2.1 Elementos químicos presentes nas águas subterrâneas.....	24
1.3 Estudos sobre a caracterização das águas minerais do Brasil.....	27
2 OBJETIVOS.....	30
3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	31
3.1. Área de estudo.....	31
3.2. Coleta das amostras.....	37
3.3 Metodologias analíticas.....	38
3.3.1 Procedimento Experimental para determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra	38
3.3.2 Determinação da concentração de atividade de ^{226}Ra	40
3.3.3 Determinação da concentração de atividade de ^{228}Ra	41
3.3.4 Procedimento Experimental para determinação de ^{210}Pb	41
3.3.5 Determinação da concentração de atividade de ^{210}Pb	42
3.3.6 Procedimento Experimental para determinação de ^{210}Po	42
3.3.7 Determinação da concentração de atividade do ^{210}Po	43
3.3.8 Eficiência da contagem alfa total para a medida de ^{226}Ra	43
3.3.9 Eficiência da contagem beta de ^{226}Ra para a medida de ^{228}Ra e beta para ^{210}Pb	44
3.3.10 Eficiência de contagem alfa para ^{210}Po	45
3.3.11 Determinação dos limites inferiores de detecção para metodologia da determinação da concentração de atividade de ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po	45
3.3.12 Procedimento experimental de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP – OES)	46
3.3.13 Procedimento experimental para determinação de Sólidos Totais Dissolvidos (SDT).....	48
3.3.14 Cálculo da dose efetiva comprometida.....	49

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
4.1. pH e temperatura.....	50
4.2. Condutividade elétrica.....	52
4.3. Sólidos Totais Dissolvidos.....	53
4.4. Espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES).....	54
4.5. Concentração dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po	57
4.6. Dose efetiva comprometida dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb	59
4.7. Análise estatística dos resultados.....	63
5 CONCLUSÕES.....	72
6 REFERÊNCIAS.....	75
APÊNDICE A.....	82
APÊNDICE B.....	83
APÊNDICE C.....	83
APÊNDICE D.....	84
APÊNDICE E.....	87
APÊNDICE F.....	92
APÊNDICE G.....	97

1 INTRODUÇÃO

A água é fundamental na vida e evolução do ser humano; desde as civilizações mesopotâmicas, gregas e egípcias a água era utilizada como forma de melhorar a qualidade de vida da população, que construía suas cidades próximas a lagos e rios, desenvolvendo tecnologias que permitiam e facilitavam o abastecimento de suas regiões.

A utilização de água subterrânea como forma de abastecer as populações, iniciou-se no Período Colonial (1500-1822) e durante o Primeiro e Segundo Reinado (1822 – 1840), pois já haviam a autorização de perfuração de poços. Em 1907 houve a apresentação do projeto do Código de Águas, o qual foi fundamental para o desenvolvimento do setor hidrelétrico, porém somente foi sancionado pelo Poder Executivo em 1934 como decreto 24.643 de 10 de julho de 1934, esse decreto estabelecia sobre as águas subterrâneas que *“o dono de qualquer terreno poderá apropriar-se por meio de poços, galerias, etc., das águas que existam debaixo da superfície de seu prédio, contanto que não prejudique aproveitamentos existentes nem derive ou desvie de seu curso natural águas públicas dominicais, públicas de uso comum ou particulares”*, (MACÊDO, 2001;REBOUÇAS, 2002).

Segundo a Resolução de Diretoria Colegiada - RDC nº 54 de 15 de junho de 2000, a água mineral natural é obtida diretamente de fontes naturais ou artificialmente captadas, de origem subterrânea, caracterizada pelo conteúdo definido e constante de sais minerais (composição iônica). A água utilizada para consumo humano deve ser potável, destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente de sua origem. Deve ser tratada e submetida a processos físicos, químicos, de forma a atender os padrões de potabilidade, que envolve o conjunto de valores permitidos como parâmetros da qualidade de água para consumo humano (BRASIL, 2011).

De acordo com o decreto Lei nº 7841 de 8 de agosto de 1945, as águas minerais *“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”. O mesmo decreto classifica as águas minerais de acordo com sua composição química como: oligominerais, radíferas, alcalino-bicarbonatadas, alcalino-terrosas, sulfatadas, sulforosas, nitradas, cloretadas, ferruginosas, radioativas, torioativas e carbogasosas.

Segundo o mesmo decreto, as fontes de águas minerais, por sua vez, podem ser classificadas conforme demonstrado na Tabela 1.1:

Tabela 1.1 - Classificação das fontes de águas minerais.

QUANTO AOS GASES	
FONTES RADIOATIVAS	
Fracamente radioativas	apresentam, teor de radônio compreendido entre 67,5 e 135 Bq.L ⁻¹
Radioativas	apresentam, teor de radônio compreendido entre 135 e 675 Bq.L ⁻¹
Fortemente radioativas	apresentam, teor de radônio compreendido superior a 672,7 Bq.L ⁻¹
FONTES TORIATIVAS	
apresentam um teor de torônio (²²⁰ Rn) na emergência equivalente a 27 Bq.L ⁻¹	
FONTES SULFUROSAS	
apresentam na emergência desprendimentos definidos de gás sulfídrico	
QUANTO À TEMPERATURA	
FONTES FRIAS	Temperatura inferior a 25°C
FONTES HIPOTERMAIS	Temperatura entre 25°C e 33°C
FONTES MESOTERMAIS	Temperatura entre 33 e 36°C
FONTES ISOTERMAIS	Temperatura entre 36°C e 38°C
FONTES HIPERTERMAIS	Temperatura superior a 38°C

Fonte: autor da tese

A radioatividade natural das águas é proveniente dos elementos radioativos nela dissolvidos e dos gases de alguns elementos radioativos difundidos das rochas subterrâneas altamente mineralizadas. 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 se 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 , apresentados nas Figuras 1.1 e 1.2, 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, 1992; UNSCEAR, 2000; WHO, 2006; REYES, 2008; BONOTTO et al, 2009; IDOETA et al. 2011; BONOTTO, 2015, 2016, 2017).

Figura 1.1 – Série de decaimento radioativo do ^{238}U

Figura 1.2 – Série de decaimento radioativo do ^{232}Th

Fonte: RAMOS, 2010.

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), do radônio (Rn) e do urânio (U), por apresentarem maiores solubilidades. Os isótopos de tório (Th) e os radionuclídeos ^{210}Pb e ^{210}Po estão presentes nas águas em níveis inferiores, devido a sua mobilidade, e executando-se em casos específicos, onde há alta concentração de material orgânico em suspensão, encontram-se em níveis de concentração mais baixos que os anteriores (SZIKSZAY e TEISSEDRE, 1981; COTHERN e REBERS, 1990; WHO, 1993; WHO, 2006; REYES, 2009; BONOTTO, 2009; 2015; 2017).

Devido ao fato de várias fontes de águas minerais e/ou termais conterem concentrações relativamente altas de ^{226}Ra e ^{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 (KOBAL e FEDIA, 1987; DORETTI et al., 1992; TRABIDOU et al., 1996; MAROVIC et al., 1996).

Devido à abundância de águas minerais no Brasil, uso terapêutico dessas águas que tem como finalidade a promoção, prevenção, recuperação e reabilitação da saúde, é conhecido como crenoterapia, sendo uma prática muito utilizada pela população brasileira, porém seu estudo é pouco explorado no âmbito da saúde pública brasileira.

Uma vez que a dieta humana é a principal fonte de absorção da radioatividade natural e de exposição interna do homem, a prática da crenoterapia pode aumentar significativamente a probabilidade de ingestão de altas concentrações de radionuclídeos naturais dissolvidos nas mesmas, principalmente, de produtos de decaimento das séries radioativas do urânio e do tório (OLIVEIRA et al., 2001; DESIDERI et al., 2007). Como inexistem trabalhos científicos que comprovem a eficácia da ingestão de águas minerais radioativas em tratamentos de saúde, existindo apenas a prova empírica do benefício do uso destas em crenologia médica, muitos trabalhos são realizados na caracterização dessas águas minerais em diversos locais.

O presente trabalho analisou as águas minerais da cidade de Amparo, quanto à composição química inorgânica e a concentração dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , dados inéditos na literatura brasileira e com os resultados obtidos das concentrações dos radionuclídeos calculou a dose efetiva comprometida devido à ingestão das águas minerais. Os valores calculados de dose foram comparados com os limites e níveis de referência de dose estabelecidos pelas normas vigentes de radioproteção (ICRP (1993), WHO, 2006).

1.1 Radioatividade natural

Os seres vivos foram e são expostos a fontes naturais de radioatividade, como por exemplo, os raios cósmicos, constituído de prótons, partículas alfa e núcleo atômicos pesados. A exposição terrestre à radiação cósmica aumenta de acordo com a altitude, as zonas polares, por exemplo, recebem maior fluxo de partículas em relação a zonas equatoriais, pois nesta região a radiação é desviada pelo campo magnético terrestre (HEILBRON et. al., 2004). Na Tabela 1.2, apresenta-se alguns radionuclídeos cosmogênicos presentes na Terra (UNSCEAR, 2000).

Tabela 1.2 – Radionuclídeos cosmogênicos

RADIONUCLÍDEO	MEIA- VIDA	RAZÃO DE PRODUÇÃO ATMOSFÉRICA (átomos cm⁻² s⁻¹)
³ H	12,33 anos	0,25
¹⁴ C	5.730 anos	1,8
²² Na	2.602 anos	5,6 x 10 ⁻⁵
³⁵ S	87,51 dias	1,4 x 10 ⁻³

Fonte: autor da tese

Além dos radionuclídeos cosmogênicos, elementos presentes na Terra contribuem como fonte natural de radioatividade, como o urânio, tório e potássio, os quais se concentram em rochas ígneas ácidas. Estes elementos são considerados primordiais, pois estão presentes na Terra há cerca de 4.500 milhões de anos, possuindo radioisótopos radioativos com meia-vida relativamente longa que permite a atividade destes elementos permaneça até os dias atuais. O ²³⁸U possui maior número de produtos de decaimento, alguns com tempo de meia-vida longo, em contrapartida, o tório possui apenas o isótopo ²³²Th como primordial, porém este radionuclídeo possui maior abundância em rochas crustais em comparação ao urânio. O potássio está presente em, aproximadamente, 2,5% nas rochas crustais e, possui como radioisótopo radioativo apenas o ⁴⁰K (BONOTTO, 2004).

A exposição da população à radiação é devida a exposição a fontes de radiação natural a fontes artificiais; a exposição à radiação natural, externa ou interna, é a mais significativa exposição das radiações. Os níveis de radioatividade na Terra sofrem variações, de acordo com a concentração da atividade de radionuclídeos existentes em alimentos, rocha, solo e água, sendo o elemento radônio a maior fonte natural de radiação que a população está exposta, principalmente se tratando de seu isótopo ^{222}Rn , emissor de partículas alfa e tempo de meia-vida curto (3,84 dias) que permite sua migração em distâncias relativamente curtas, nas águas subterrâneas (UNSCEAR, 2000; GRAVES, 1987; ALESSANDRO, 2003).

Os radionuclídeos provenientes dos produtos de decaimento do ^{238}U e ^{232}Th e, os produtos de decaimento do radônio, são os principais responsáveis pela exposição à radiação natural interna da população, que resultam da ingestão e inalação de radionuclídeos terrestres. As doses provenientes da inalação são resultantes da presença de radionuclídeos de tempo de meia-vida curto nas partículas de poeira no ar. As doses provenientes da ingestão são principalmente devido ao ^{40}K e dos radionuclídeos das séries de decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th presentes nos alimentos e em água potável. A ingestão destes radionuclídeos depende da taxa de consumo de alimentos e água e da concentração dos radionuclídeos (UNSCEAR, 2000).

A dose média anual varia entre 1 – 10 mSv, porém dependendo da localização, dieta e hábitos pessoais; o valor de dose proveniente da radiação natural devido aos raios cósmicos é de 0,4 mSv, 0,5 mSv provenientes dos raios gama terrestres, 1,2 mSv por inalação e 0,3 mSv por ingestão. Esta variação é proveniente das concentrações de urânio e tório que sofrem alterações de acordo com a localização geográfica (UNSCEAR, 2000).

1.2 As águas subterrâneas

A água subterrânea move-se lentamente quando comparado com a água superficial, tendo como tempo médio de residência no subsolo em aproximadamente 280 anos, isso resulta em uma baixa taxa de recarga anual. A utilização da água subterrânea possui maior vantagem em relação à superficial,

devido a sua pureza e por ser filtrada naturalmente, o que dispensa tratamentos prévios para seu consumo, além de sofrerem menos influências das variações climáticas e da poluição (CLEARY, 2007; SANTOS, 2010).

As águas subterrâneas são realimentadas por infiltrações de águas provenientes de precipitações em forma de chuva. Ao atingir o solo, a água da chuva pode sofrer infiltração, de acordo com as características do material superficial do solo, com o excesso de infiltração no solo, os estoques de água tendem a preencher os espaços vazios do subsolo e, seguindo em profundidade, abastece o corpo de água subterrânea, favorecendo o estoque de água durante os períodos de estiagem ou sem chuvas. Ao atingir uma formação impermeável, como argilas, a água passa por um processo de escoamento na superfície, sendo assim, pode-se encontrar sujeita à evaporação, infiltração de outros materiais permeáveis ou até mesmo à descarga em corpos d'água (BOSCARDIN et al., 2004; REBOUÇAS, 2001).

A água excedente sofre lixiviação em profundidade, promovendo a umidade do subsolo – rocha/sedimento – não saturado, nas camadas das zonas não saturadas (zona de aeração) do solo e do subsolo, ocorrem os processos de filtração, de interação água/rocha, proporcionando a purificação da água lixiviada que alimentará a zona saturada, constituinte do manancial subterrâneo que possui seus poros preenchidos. A água presente nesta zona saturada possui circulação lenta, uma parcela dos fluxos abastecem poços e diversas obras de captação, outra parcela deságua em rios, deixando-os perenes durante o período de seca. Na zona não saturada os poros podem conter ar, além de uma parcela de água, seu nível freático separa a zona aerada, o que corresponde ao topo da zona saturada, nela encontra-se a zona de umidade do solo, a zona intermediária e a franja de capilaridade (REBOUÇAS, 2002a; ABAS, 2019).

A zona de umidade do solo é a parte mais superficial, se ocorrer grande quantidade de sais precipitados na superfície do solo após a evaporação da água, pode-se originar solos salinizados ou crostas ferruginosas (ABAS, 2019).

A zona intermediária está compreendida entre a zona de umidade do solo e da franja capilar, porém com umidade menor do que a zona de umidade e maior

em relação à zona superficial do solo. A zona intermediária pode ser inexistente caso o nível freático esteja próximo a superfície, pois a franja capilar atinge a superfície do solo, sendo esta uma região próxima ao nível d'água do lençol freático, sua umidade é maior (ABAS, 2019). A Figura 1.3, ilustra as diferentes zonas do solo e a distribuição da água subterrânea no solo e subsolo.

Figura 1.3 – Localização das diferentes zonas do solo

Fonte: Adaptado de FEITOSA et al., 2008

As águas subterrâneas estão armazenadas em aquíferos, os quais são unidades reservatórias subterrâneas de água formados por rochas porosas e possuem permeabilidade que permite que está se movimente. A quantidade de água armazenada depende da porosidade da rocha, quanto à porosidade existem três tipos de aquíferos: poroso ou sedimentar, fraturado ou fissural e cárstico. Quanto à pressão da água, existem dois tipos de aquíferos: livre ou freático e confinado ou artesianos. No Brasil, a maioria dos aquíferos são constituídos de areias, cascalhos, arenitos, calcários e basaltos fraturados. O aquífero da Região Metropolitana de São Paulo é constituído por rochas sedimentares com litologia variada, com predominância de camadas argilosas, possuem baixa salinidade e baixa concentração de sulfato (ABAS, 2019; CETESB, 2019; CLEARY, 2007).

O tipo de rocha, as condições físico-químicas do meio, e porosidade do aquífero e o tempo de residência de minerais de urânio e tório nas rochas, podem ocasionar a concentração de radionuclídeos naturais nas águas subterrâneas, assim, as águas que circulam em rochas com teores mais altos de urânio e tório, tendem a possuir maiores concentrações de isótopos, como os isótopos de ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po (LAURIA e GODOY, 2000).

1.2.1 Elementos químicos presentes nas águas subterrâneas

O urânio é um constituinte fundamental em diversos minerais, possui estados de oxidação, 2+, 3+, 4+, 5+ e 6+, sendo mais frequentes na natureza as formas 4+, que ocorre nas rochas e é insolúvel em água e pode se cristalizar, e no estado de oxidação 6+, em ambientes próximos à superfície, formando complexos solúveis de alta mobilidade. Em águas superficiais e subterrâneas oxidantes, pode-se ocorrer o transporte de urânio em íons uranila (UO_2^{2+}) sob a forma de complexos solúveis com ânions dissolvidos, em condições ácidas os complexos de uranila formam-se com fosfato e em condições alcalinas são formados com carbonato. O elemento tório quando se encontra em solução e sofre interação com as moléculas de água e diversos ânions, tornando-se um cátion altamente carregado (OLIVEIRA, 1998; BONOTTO, 2004).

Os isótopos de urânio, ^{238}U e o ^{235}U , geram séries de decaimento radioativo, sendo a série do ^{238}U com maior número de produtos de decaimento, alguns com tempo de meia-vida longos, já o tório possui um isótopo primordial, o ^{232}Th , sendo este muito mais abundante do que o urânio em rochas crustais (BONOTTO, 2004). Os principais radioisótopos gerados nas séries de decaimentos naturais do urânio e tório são o ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Po e ^{210}Po .

O radionuclídeo ^{222}Rn , da série do ^{238}U , é um gás nobre e um isótopo radioativo que emite partículas alfa, sendo produto de decaimento do ^{238}U . Possui tempo de meia-vida de 3,84 dias e, tem a capacidade de migrar nas águas subterrâneas com distâncias curtas. Sua concentração depende da quantidade de urânio e tório presente nas rochas, sendo encontradas as mais elevadas concentrações nas águas relacionadas às rochas de granito (LAURINA et al. 2004). De acordo com a Conselho Nacional de Proteção e Medições de Radiação (NCRP,

1984), o elemento radônio tem uma concentração média de 183 Bq/L em água subterrânea.

O rádio é um metal alcalino-terroso, apresenta o estado de oxidação 2+ e, por ser altamente básico o torna um elemento difícil de ser complexado. A concentração de rádio em águas subterrâneas pode variar em uma faixa entre 0,01 e 38 Bq/L, de acordo com alguns fatores como o tipo de rocha do aquífero, condições físico-químico do meio e tempo de contato. As águas que circulam em rochas do tipo graníticas que possuem maiores concentrações de urânio e tório, tendem a ter maiores teores de isótopos de rádio. O comportamento do rádio nas águas tem influência com a salinidade da água, sendo assim, águas que possuem altas concentrações salinas tendem a possuir maiores concentrações de rádio (OLIVEIRA, 1998; LAURINA e GODOY, 2000;). O ^{226}Ra é emissor de partícula alfa e possui meia-vida de 1602 anos, já o ^{228}Ra é um emissor de partícula beta com meia-vida de 5,75 anos. Devido ao fato de o rádio ter características semelhantes ao cálcio, se incorporado, pode se concentrar nos ossos, suas partículas alfas possuem poder ionizante, sendo potencialmente danoso à saúde.

O elemento chumbo possui os estados de oxidação 2+ e 4+, sendo o estado 2+ mais comum em soluções aquosas, além disso, possui mobilidade restrita, porém, em condições com altas concentrações de ácidos húmicos podem ocasionar a elevação das concentrações nas águas (LAURINA e GODOY, 2000). Este elemento possui quatro isótopos que ocorrem nas séries naturais radioativas como o ^{211}Pb ($T_{1/2} = 36,1$ min), ^{212}Pb ($T_{1/2} = 10,6$ h) e ^{214}Pb ($T_{1/2} = 26,8$ min), e ^{210}Pb com maior tempo de meia-vida em relação a esses isótopos, $T_{1/2} = 22,3$ a.

O polônio é pouco abundante na Terra e possui alta energia liberada em suas partículas alfa, apresenta estados de oxidação 2-, 2+, 4+ e 6+. O isótopo que merece maior atenção é o ^{210}Po com meia-vida de 138 dias. Suas partículas alfa possuem pouco poder de penetração, porém quando este elemento se encontra dentro do organismo humano pode se acumular em alguns órgãos, como os rins, baço, fígado, medula e ossos (NERI NETO, 1996).

Os elementos formadores de rocha ou presentes no ciclo biológico podem ser classificados como elementos maiores, menores e traços. Os elementos

maiores, formadores de rocha, componentes da água e constituintes dos organismos, Na, Mg, Al, Si, K, Ca e Fe, compõem os materiais crustais excedendo 1%. Os elementos menores, Ti, P, S e Mn, possuem abundância entre 1,0 e 0,01% e os elementos traços, Be, B, As, Mo e U, têm abundância na ordem de 1ppm (LICHT, 2001).

Em sistemas aquáticos, os elementos maiores, menores e traços podem ser apresentados através da formação de complexos e em frações solúveis com os demais solutos presentes, pois possuem mobilidade ao sofrerem intemperismo, ou podem ser apresentados em suspensão e em frações insolúveis quando adsorvidos a partículas sólidas orgânicas ou inorgânicas, com capacidade de precipitar ou sedimentar (KELLER, 2000).

Os elementos menores, maiores ou traços podem ser classificados como essenciais ou não essenciais considerando sua importância biológica e, alguns apresentam importância nutricional em processos metabólicos e fisiológicos. Porém, alguns elementos podem apresentar potencial de toxicidade em tecidos, alimentos ou na água potável. Nas Tabelas 1.3 e 1.4, apresentam-se alguns elementos essenciais e suas funções, e elementos não essenciais e seus efeitos negativos no organismo humano, respectivamente.

Tabela 1.3- Elementos essenciais e suas funções biológicas no organismo humano.

Elemento	Função biológica
Ca	Coagulação do sangue, transmissão nervosa, formação de dentes e ossos.
Cr	Potencializa a ação da insulina, metabolizando a glicose no organismo.
Fe	Síntese de molécula heme e formação de proteínas.
K	Importante na excitabilidade neuromuscular e no equilíbrio do teor de água no organismo.
Mg	Necessário para atividade hormonal e para contração e relaxamento dos músculos.
Mn	Constituinte de diversas enzimas, atua como antioxidantes, colabora na formação da cartilagem e ossos.
Na	Participação na absorção de aminoácidos, glicose e água. Regula pressão arterial.
Ni	Co-fator de algumas enzimas.
Zn	Importante para resposta imune, no crescimento, função neurológica e na reprodução.

Fonte: Adaptado de BRASIL, 2006; ANNUNCIAÇÃO, 2008.

Tabela 1.4 - Elementos não essenciais e suas funções biológicas no organismo humano.

Elemento	Efeitos negativos por intoxicação
Al	Pode ocasionar anemia, declínio cognitivo ou doenças como Alzheimer, Parkinson.
As	Ocasiona dor abdominal, vômito, dor muscular e fraqueza.
Ba	Pode causar irritação na pele, náuseas, paralisia muscular e arritmia cardíaca.
Cd	Perda considerável de peso, hemorragia, efizema pulmonar e danos ao fígado e rins.
Pb	Causa danos no sistema nervoso central, rins, cérebro e sistema reprodutor.

Fonte: Adaptado de BRASIL, 2006; ANNUNCIAÇÃO, 2008.

1.3 Estudos sobre a caracterização das águas minerais do Brasil

Considerando aspectos como a caracterização química, físico química e as concentrações de atividade de radioisótopos naturais presentes em águas minerais, foram realizados diversos estudos, dos quais os de maior relevância serão abordados a seguir.

Em seu estudo sobre a determinação de ^{210}Pb em águas minerais da cidade de Águas da Prata, Moreira (1993), determinou valores de concentrações maiores nas fontes Vilela e São Bento, com o valor máximo de concentração de atividade de 1240 mBq.L^{-1} .

Oliveira (1993), analisou as águas minerais de Águas da Prata quanto a concentração de atividade de ^{226}Ra e ^{228}Ra , determinando concentrações de atividade média máxima de 2106 mBq.L^{-1} e $23,1 \text{ mBq.L}^{-1}$, para ^{228}Ra e ^{226}Ra , respectivamente.

Na Croácia, Marovic et al. (1995) avaliaram a concentração de atividade de ^{226}Ra presente em águas minerais utilizadas no banho e ingestão. O trabalho determinou o valor máximo de concentração de atividade para o radionuclídeo de $2,1 \text{ mBq.L}^{-1}$.

Nieri Neto (1996) analisou também as águas minerais das fontes da Estância de Águas da Prata e os níveis de concentração de atividade dos radionuclídeos ^{210}Pb e ^{210}Po . Os níveis de concentrações médias máxima foram para o ^{210}Pb e

^{210}Po de 73 mBq.L^{-1} e de 53 mBq.L^{-1} , respectivamente, nas águas que circulam os aquíferos formados por rochas vulcânicas, e de 1378 mBq.L^{-1} e 494 mBq.L^{-1} , nos aquíferos formados por arenitos, respectivamente.

Lauria et al. (2004) determinaram as concentrações de atividade de ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb presentes nas águas subterrâneas de abastecimento público localizadas nas cercanias de Goiânia. O trabalho apresentou teores de ^{226}Ra , ^{228}Ra com médias máximas de 23 mBq.L^{-1} e 50 mBq.L^{-1} e para o ^{210}Pb 110 mBq.L^{-1} , já para o ^{222}Rn $420.000 \text{ mBq.L}^{-1}$.

Desideri et. Al (2007) analisaram águas minerais engarrafadas na Itália e, avaliaram a concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{238}U , ^{234}U e ^{210}Po . Os resultados revelaram as médias máximas de concentração de $52,50 \text{ mBq.L}^{-1}$, $89,00 \text{ mBq.L}^{-1}$, $79,00 \text{ mBq.L}^{-1}$ e $21,01 \text{ mBq.L}^{-1}$, para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{238}U , ^{234}U e ^{210}Po , respectivamente.

Bonotto et al (2009) analisaram os radionuclídeos naturais ^{210}Pb e ^{210}Po nas águas do aquífero Guarani. Os resultados máximos de concentração de atividade foram para ^{210}Pb de $6,7 \text{ mBq.L}^{-1}$ e ^{210}Po de $3,7 \text{ mBq.L}^{-1}$.

Bonotto (2015) analisou também, as concentrações de atividades dos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra em águas minerais do sudeste do Brasil, nos estados de São Paulo e Minas Gerais. Neste estudo, a concentração de atividade média máxima de ^{226}Ra foi de 2.913 mBq.L^{-1} e a concentração média máxima de ^{228}Ra apresentou o valor de 3.899 mBq.L^{-1} .

Como parte de um projeto estabelecido entre o Laboratório de Radiometria Ambiental -LRA do IPEN e a administração dos parques das águas do Circuito das Águas de Minas Gerais, Santos (2018), Wakasugi (2018) e Meneghini (2019), analisaram a concentração de atividade de radionuclídeos naturais presentes nas águas minerais dos parques do Circuito das Águas de Minas Gerais.

Santos (2018) analisou a concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , bem como sua dose efetiva comprometida por ingestão, das águas minerais dos parques das águas de Cambuquira e Marimbeiro (MG). As concentrações de atividades dos radionuclídeos variaram de 4 mBq.L^{-1} a 509 mBq.L^{-1} para o ^{226}Ra , de $3,7 \text{ mBq.L}^{-1}$ a 631 mBq.L^{-1} para o ^{228}Ra , de 5 mBq.L^{-1} a 60 mBq.L^{-1} para o ^{210}Pb e com valor abaixo do limite de detecção de 36 mBq.L^{-1} para o ^{210}Po . A dose efetiva comprometida máxima teve seus valores acima do

limite recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS), de 0,1 mSv em algumas fontes, pelos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra .

Wakasugi (2018) avaliou a concentração de atividade dos radionuclídeos ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e suas doses em águas minerais dos parques hidrominerais de Águas de Contendas e Lambari. As concentrações de atividades dos radionuclídeos variaram de 7,71 mBq.L⁻¹ a 250 mBq.L⁻¹ para o ^{226}Ra , de 3,7 mBq.L⁻¹ a 244 mBq.L⁻¹ para o ^{228}Ra , de 4,9 mBq.L⁻¹ a 57,1 mBq.L⁻¹ para o ^{210}Pb de 3,3 mBq.L⁻¹ a 15,7 mBq.L⁻¹ para o ^{210}Po . As maiores concentrações de doses foram obtidas pelos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra , excedendo os limites recomendados pela OMS em algumas fontes.

Meneghini (2019) avaliou a concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e suas doses em águas minerais do Parque das Águas de Caxambu, em seu trabalho os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra apresentaram os maiores valores de concentração, variando de 73 mBq.L⁻¹ a 6088 mBq.L⁻¹ para o ^{226}Ra , de 34 mBq.L⁻¹ a 6019 mBq.L⁻¹ para o ^{228}Ra , de ^{210}Pb de 23 mBq.L⁻¹ a 365 mBq.L⁻¹ e para o ^{210}Po de 7,4 mBq.L⁻¹ a 103 mBq.L⁻¹. Para os valores de dose efetiva para indivíduos do público de até 15 anos, quase todas as amostras ultrapassaram os valores máximos permitidos pela OMS, sendo o ^{228}Ra foi o que mais contribuiu com as doses. Os valores de dose para indivíduos do público adulto, apenas algumas fontes apresentaram valores acima do limite.

2 OBJETIVOS

Os objetivos principais deste trabalho foram determinar as concentrações de atividade dos radionuclídeos naturais ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , por separação radioquímica e medida em um detector proporcional de fluxo gasoso e espectrômetro alfa nas águas minerais da cidade de Amparo e seu distrito Arcadas, São Paulo, bem como realizar a caracterização química inorgânica destas águas determinando as concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma de Argônio (ICP – OES).

Com objetivos secundários foram medir os parâmetros físico-químicos da água, pH e temperatura, e com as concentrações de atividade dos radionuclídeos estimar a dose efetiva comprometida devido ao consumo dessas águas minerais.

As temperaturas máximas apresentam uma média de 32 °C e mínimas de 12 °C, tendo como mês mais quente fevereiro e mais frio julho. Caracterizada por suas chuvas intensas entre os meses de dezembro e março e chuvas escassas entre junho e agosto, sua grande quantidade de nascentes e córregos, com águas que escoam pelas montanhas e penetram na calha do rio Camanducaia de aspecto turvo e com turbulência na época das chuvas (ALBERTO, 1999).

Na região da cidade de Amparo há um sistema hidrográfico com nascentes, riachos e córregos, cujas águas desaguam direta ou indiretamente no percurso do rio Camanducaia, sendo a cidade conhecida como “Portal das Cidades das Águas” (RIBEIRO-FILHO, 2003).

A região de Amparo faz parte do Complexo Amparo ou Grupo Amparo (EBERT, 1968; WERNICK e ARTUR, 1974), Figura 3.2, representado por gnaisses, gnaisses migmatizados, migmatitos de estruturas diversas, como biotita-xistos, quartzitos, anfibolitos e metaultrabasitas. Ocorre nos municípios de Amparo, leste de Campinas até Bragança Paulista e Campo Limpo Paulista.

Este tipo de domínio é formado, em sua grande maioria, por rochas cristalinas com alto grau de coerência, baixa porosidade primária e de moderada a alta resistência ao intemperismo físico-químico. Apresenta rochas com boas características texturais e mineralógicas e, possuem potencial para serem exploradas como rocha ornamental (granitos), brita e pedra de cantaria (pedra lavrada em forma geométrica, para uso em construções). Quando formada por gnaisses com base, as rochas metabásicas e metacarbonáticas, liberam nutrientes para os solos, caracterizando-os com boa fertilidade natural. Os gnaisses paraderivados podem apresentar ocorrência de elementos como alumínio, chumbo, ferro, ouro e a extração de água mineral para o ser humano. Em unidades que possuem predominância de rochas graníticas-gnaissicas, as águas subterrâneas circulam e armazenam-se nas falhas ou fraturas, sendo classificados como aquíferos fissurais descontínuos, com potencial hidrogeológico irregular (CPRM, 2010).

Figura 3.2 – Mapa Geológico do Complexo Amparo

Fonte : Mapa Geológico do Estado de São Paulo, 1981 (adaptado)

A cidade possui fontes administradas pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) e fontes provenientes de bicas, localizadas em diversos endereços da cidade. As fontes administradas pelo SAAE são denominadas: Nossa Senhora

do Amparo (Figura 3.3), São Benedito (Figura 3.4), Santa Rita de Cássia (Figura 3.5), São Vicente de Paulo (Figura 3.6), Santa Luzia (Figura 3.7), São José (pertencente ao Floresta Atlético Clube) (Figura 3.8), Nossa Senhora da Aparecida (Figura 3.9) e Coqueiros (Figura 3.10), estas duas últimas estão localizadas no distrito de Arcadas à 11km do centro de Amparo:

- A fonte Nossa Senhora do Amparo, está localizada na Rua dos Flamboyants – Jd. Nova Amparo, e foi inaugurada em 1983

Figura 3.3 - Fonte nossa Senhora do Amparo

Fonte: (<https://www.saaeamparo.sp.gov.br/fontes.php>)

- A fonte São Benedito, está localizada na Rua José Feliciano de Camargo Júnior – Jd. Santa Cecília, e foi inaugurada em 1982

Figura 3.4 - Fonte São Benedito

Fonte:(<https://www.saaeamparo.sp.gov.br/fontes.php>)

- A fonte Santa Rita de Cássia, inaugurada em 1979, está localizada na Rua Prof. João Barbosa – Jd. São Judas

Figura 3.5 - Fonte Santa Rita de Cássia

Fonte: (<https://www.saaeamparo.sp.gov.br/fontes.php>)

- A fonte São Vicente de Paulo, está localizada na Rua Milão – Jd. Itália, (inauguração não divulgada)

Figura 3.6 - Fonte São Vicente de Paulo

Fonte: (<https://www.saaeamparo.sp.gov.br/fontes.php>)

- A fonte Santa Luzia (antigamente conhecida como fonte Parque Dona Virgínia), está localizada na Rua Luiz de Mattos – Parque Dona Virgínia, (inauguração não divulgada)

Figura 3.7 - Fonte Santa Luzia

Fonte: (<https://www.saaeamparo.sp.gov.br/fontes.php>)

- A fonte São José, localizada no Floresta Atlético Clube, localizada na Rua Dep. Narciso Pieroni, 470 – Centro (inauguração não divulgada)

Figura 3.8 - Floresta Atlético Clube, localizada a fonte São José

Fonte: Google Maps.

- A fonte Nossa Senhora Aparecida, está localizada na Rua Praça Maria Cecília Rebieri – Bairro Arcadas (inauguração não divulgada)

Figura 3.9 - Fonte Nossa Senhora Aparecida

Fonte: (<https://www.saaeamparo.sp.gov.br/fontes.php>)

- A fonte Coqueiros, está localizada na Rua José Jacobesen – Bairro Arcadas, (inauguração não divulgada)

Figura 3.10 - Fonte Coqueiros

Fonte: (<https://www.saaeamparo.sp.gov.br/fontes.php>)

3.2. Coleta das amostras

A coleta das amostras de água mineral ocorreu durante um período de 12 meses, sendo realizadas trimestralmente de acordo com as estações do verão, outono, inverno e primavera do ano de 2018. Ao todo, foram coletadas 30 amostras de 10 L para a realização das análises radioquímicas para determinação de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb e para análise elementar de Espectrometria de Emissão Óptica com

Plasma Indutivamente Acoplado (ICP - OES) e 5 L para as análises de determinação de ^{210}Po .

Em cada coleta foram avaliados parâmetros físico-químicos, temperatura da água das fontes *in situ* e no laboratório foram avaliados os valores de pH e condutividade.

As amostras coletadas para determinação de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb foram coletadas em galões de polietileno e aciduladas com ácido nítrico (HNO_3) 50% e, para as amostras coletadas para determinação do ^{210}Po foi adicionado ácido clorídrico (HCl) 25%, de forma a evitar adsorção dos radionuclídeos no galão de polietileno (SMITHSON, 1990). Foram coletados também, 200 mL de amostra de cada fonte destinados à determinação de sólidos totais dissolvidos, sem a necessidade de adicionar ácido.

3.3 Metodologias analíticas

3.3.1. Procedimento Experimental para determinação de ^{226}Ra e ^{228}Ra

A determinação da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra nas águas minerais foi realizada de acordo com a metodologia descrita por OLIVEIRA (1993).

Para iniciar o procedimento duas alíquotas com volume de 2,0 L cada, das amostras de água mineral, conservadas em HNO_3 50%, foram concentradas até o volume de 1 L e, em seguida, adicionaram-se 1 mL de carregador de chumbo (20 mg Pb.mL^{-1}) e de bário (20 mg Ba.mL^{-1}), para aumentar a concentração de Ba^{2+} e Pb^{2+} na amostra auxiliando no processo de precipitação, 7 mL de ácido cítrico 2 mol.L^{-1} para complexar interferentes como o Fe^{3+} e Al^{3+} que podem causar interferência durante o procedimento radioquímico e gotas do indicador vermelho de metila. Com a solução sob agitação, foi adicionado hidróxido de amônio 25% (NH_4OH) até a virada do indicador de coloração rosa à um tom amarelado que indicou que o pH da solução estava entre 4,5 – 5,0. Em seguida, com a solução em aquecimento foram adicionados 50 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) 3 mol L^{-1} , para ocorrer as precipitações dos sulfatos de rádio, bário e chumbo $\text{Ba}(\text{Ra,Pb})\text{SO}_4$; o precipitado foi deixado em repouso para envelhecimento até o dia seguinte.

No dia seguinte, após a decantação do precipitado, o sobrenadante foi retirado e desprezado, em seguida o precipitado foi transferido para um tubo de centrífuga utilizando água superpura. A solução foi centrifugada a 1500 rpm por 20 minutos, foram adicionados ao precipitado 2,0 g de ácido nitrilo tri-acético (NTA Titriplex I), 30 mL de água superpura, gotas do indicador vermelho de metila e 7 mL de hidróxido de sódio (NaOH) 6 mol.L^{-1} , para dissolver o precipitado em banho maria. Em seguida foram adicionados 5 mL de sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 25 g.L^{-1} e, com adição de ácido acético glacial o pH foi ajustado entre 4,5 – 5,0 para ocorrer a precipitação de sulfato de bário e de rádio, permanecendo o chumbo em solução complexado com NTA; deixou-se a solução decantar até o dia seguinte.

No dia seguinte a solução foi centrifugada a 1500 rpm por 20 minutos e o sobrenadante foi separado para a análise de chumbo. O precipitado foi lavado com acetato de amônio 20% para retirar qualquer vestígio e chumbo que possa estar adsorvido ao precipitado e, em seguida a amostra foi novamente centrifugada. O sobrenadante foi reservado para a determinação radioquímica do chumbo e o precipitado foi utilizado na determinação dos isótopos de rádio.

Ao precipitado de Ba(Ra)SO_4 foram adicionados 2,0 g de ácido etileno diaminotetracético (EDTA), 7 mL de NH_4OH 25% e gotas de vermelho de metila. A solução foi aquecida até ebulição em banho-maria para solubilização do precipitado, adicionou-se $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (25 g.L^{-1}), o pH foi ajustado entre 4,5 – 5,0 com a adição de ácido acético glacial para ocorrer a precipitação do Ba(Ra)SO_4 , e a amostra ficou em repouso até o dia seguinte. É muito importante que ocorra a viragem do indicador (da cor amarela à rosa), pois se o pH estiver muito baixo é possível que haja dissolução de sulfato de bário e rádio e a formação do ânion hidrogenossulfato, podendo acarretar na perda da qualidade da precipitação (OLIVEIRA, 1998).

No dia seguinte a solução foi filtrada à vácuo utilizando papel de fibra de vidro. O rendimento químico do procedimento foi determinado gravimetricamente a partir da massa de carregador de bário adicionado: 1 mL de carregador de bário (20 mg mL^{-1}) que corresponde a uma massa de 34,0 mg de Ba(Ra)SO_4 .

A medida alfa e beta total do precipitado de Ba(Ra)SO₄ foi realizada em um detector proporcional de fluxo gasoso de baixa radiação de fundo da marca Berthold, modelo LB 770 “10 Channel Low-Level Counter”, por 200 min, após 21 dias da precipitação, tempo necessário para que o ²²⁶Ra e ²²⁸Ra atinjam o equilíbrio radioativo secular com os seus isótopos, ²²²Rn e ²²⁸Ac, respectivamente para que esses isótopos não interfiram na medição, após este intervalo de tempo as contribuições na medida desses isótopos são praticamente inexistentes (OLIVEIRA, 1998).

3.3.2 Determinação da concentração de atividade de ²²⁶Ra

A concentração de atividade de ²²⁶Ra foi determinada pela expressão (3.3.2.1)

$$A(^{226}\text{Ra}) = \frac{R_a - R_b}{R_q \cdot \text{Ef}_{\alpha(\text{Ra} - 226)} \cdot V \cdot f_{\text{abs}} \cdot [1 + k (1 - e^{-\lambda t})]} \quad (3.3.2.1)$$

Em que:

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

R_a = taxa de contagem α total da amostra em cps;

R₀ = taxa de contagem da radiação de fundo α total em cps;

RQ = rendimento químico;

Ef_{α(Ra – 226)} = eficiência de contagem α total em cps.dps⁻¹;

V = volume da amostra em L;

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

k = constante que considera a diferença entre os coeficientes de auto absorção das 4 partículas alfa emitidas no decaimento do ²²⁶Ra e possui energias: ²²⁶Ra (4,8 MeV), ²²²Rn (5,5 MeV), ²¹⁸Po (6,0 MeV) e ²¹⁴Po (7,7 MeV);

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

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

A constante k foi calculada pela expressão (3.3.2.2)

$$k = \frac{f_{\text{abs}}(^{222}\text{Rn}) + f_{\text{abs}}(^{218}\text{Po}) + f_{\text{abs}}(^{214}\text{Po})}{f_{\text{abs}}(^{226}\text{Ra})} \quad (3.3.2.2)$$

3.3.3 Determinação da concentração de atividade de ^{228}Ra

A concentração de ^{228}Ra foi calculada a partir da expressão (3.3.3.1)

$$A(^{228}\text{Ra}) = \frac{R_n - B_g}{60 \cdot RQ \cdot Ef_{\beta(\text{Ra-228})} \cdot V} \cdot \frac{Ef_{\beta(\text{Ra-226})} \cdot A(^{226}\text{Ra})}{Ef_{\beta(\text{Ra-228})}} \quad (3.3.3.1)$$

Em que:

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

R_n = taxa de contagem beta total obtida (cpm);

B_g = taxa de radiação de fundo beta total (cpm);

60 = fator de multiplicação para conversão de minutos em segundos;

RQ = rendimento químico;

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

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

3.3.4 Procedimento Experimental para determinação de ^{210}Pb

A determinação da concentração de atividade do radionuclídeo ^{210}Pb nas águas minerais foi realizada de acordo com a metodologia descrita por MOREIRA (1993).

O procedimento iniciou-se com a utilização do sobrenadante reservado do item anterior, a solução foi aquecida em banho-maria e foi adicionado 1mL de sulfeto de sódio (Na_2S) 1 mol.L^{-1} para precipitar o chumbo na forma de sulfeto e a solução foi deixada em repouso até o dia seguinte.

No dia seguinte, a solução foi centrifugada a 1500 rpm por 40 minutos, o sobrenadante foi descartado e para dissolver o precipitado de sulfeto de chumbo adicionou-se HNO_3 50%, em seguida a solução é deixada em banho-maria para dissolução do precipitado, onde é formado o precipitado amarelo de enxofre

elementar. A solução foi filtrada com papel qualitativo e adicionou-se ao precipitado filtrado, acetado de amônio 40% até ajustar o pH entre 4,5 – 5,0. A solução é aquecida e são adicionados 2,5 mL de cromato de sódio (Na_2CrO_4) 30% para a precipitação do Pb. A solução contendo PbCrO_4 foi deixada em repouso até o dia seguinte e filtrada à vácuo com papel de fibra de vidro.

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 PbCrO_4 . O ^{210}Pb foi determinado pela medida beta total, após 10 dias da precipitação, tempo necessário para que o ^{210}Pb atinja o equilíbrio radioativo secular com seu filho ^{210}Bi , em detector proporcional de fluxo gasoso de baixa radiação de fundo da marca Berthold modelo LB 770 “10 Channel Low-Level Counter”.

3.3.5 Determinação da concentração de atividade de ^{210}Pb

A concentração de atividade de ^{210}Pb foi determinado pela expressão (3.3.5.1).

$$A(^{210}\text{Pb}) = \frac{R_a - R_0}{R_q \cdot \text{Ef}_{\beta(\text{Pb-210})} \cdot V \cdot (1 - e^{-\lambda t})} \quad (3.3.5.1)$$

Em que:

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

R_a = taxa de contagem β total da amostra, em cps;

R_0 = taxa de contagem da radiação de fundo β total, em cps;

RQ = rendimento químico;

$\text{Ef}_{\beta(\text{Pb-210})}$ = eficiência de contagem β total, em cps.dps^{-1} ;

V = volume da amostra em L;

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

t = tempo transcorrido entre a precipitação do PbCrO_4 e a contagem, em dias.

3.3.6 Procedimento Experimental para determinação de ^{210}Po

A determinação da atividade do isótopo ^{210}Po nas águas minerais foi adaptado da metodologia descrita por NIERI (1996).

Para iniciar o procedimento duas alíquotas com volume de 2,0 L cada das estações do Verão e Inverno que contêm HCl 25%, foram separadas e concentradas até o volume de 200 ml com temperatura controlada até 80°C, de forma a evitar possíveis perdas uma vez que a temperaturas acima o polônio se torna um elemento volátil. Em seguida foram adicionados 150 µL de traçador ^{209}Po .

Em seguida, adicionou-se 0,5 mg de ácido ascórbico e o pH foi ajustado entre 1,5 e 2 utilizando NH_4OH 25%. E então, a solução foi levada a banho-maria sob agitação e com temperatura controlada de 80°C para a deposição espontânea do ^{210}Po em disco de cobre durante 4 horas.

Após a deposição, o sobrenadante foi descartado e o disco de cobre foi lavado com água superpura, em seguida seco em chapa aquecedora a 80°C. Os radionuclídeos foram medidos em um espectrômetro alfa da marca Canberra, modelo Alpha Analyst.

3.3.7 Determinação da concentração de atividade do ^{210}Po

A medida da concentração de atividade do ^{210}Po foi determinado utilizando a expressão (3.3.7.1) (NIERI, 1996; SEILER et al. (2011).

$$A(^{210}\text{Po}) = A_t \cdot \left(\frac{\text{cps}_a \cdot m_t}{\text{cps}_t \cdot m_a} \right) \quad (3.3.7.1)$$

Em que:

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

A_t = atividade do traçador de ^{209}Po mBq 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 (µL)

m_a = massa da amostra (µL)

3.3.8 Eficiência da contagem alfa total para a medida de ^{226}Ra

A eficiência alfa utilizada na medição do ^{226}Ra foi calculada a partir da calibração do detector proporcional de fluxo gasoso de baixa radiação de fundo, utilizando uma fonte eletrodepositada em disco de aço-inox de ^{241}Am (OLIVEIRA, 1993). A fonte possui concentração conhecida de 18 Bq e foi medida

três vezes em cada detector por 60 minutos. A eficiência foi calculada a partir da expressão (3.3.8.1):

$$EF\alpha(^{226}\text{Ra}) = \frac{Rn - Bg}{A_{cor}(^{241}\text{Am}) \cdot 60RQ} \quad (3.3.8.1)$$

Em que:

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

Rn = taxa de contagem alfa medida do padrão de ^{241}Am (cpm);

Bg = background alfa do detector (cpm);

$A_{cor}(^{241}\text{Am})$ = atividade da fonte de ^{241}Am em Bq;

RQ = rendimento químico do padrão (%).

O valor médio para eficiência alfa total para ^{226}Ra foi de 24,5%.

3.3.9 Eficiência da contagem beta de ^{226}Ra para a medida de ^{228}Ra e beta para ^{210}Pb

A eficiência para as amostras de $\text{Ba}(^{228}\text{Ra})\text{SO}_4$ foi realizada por meio da medida beta total com a adição de um padrão de referência de ^{228}Ra (OLIVEIRA, 1993). Para as amostras de $^{210}\text{PbCrO}_4$ a eficiência foi realizada por meio da medida beta total de um padrão de referência de ^{210}Pb com concentração de atividade conhecida (MOREIRA, 1993). A eficiência beta do ^{228}Ra e do ^{210}Pb foi calculada a partir da expressão (3.3.9.1):

$$EF\beta(^{228}\text{Ra ou } ^{210}\text{Pb}) = \frac{Rn - Bg}{A_p(^{228}\text{Ra ou } ^{210}\text{Pb}) \cdot 60RQ} \quad (3.3.9.1)$$

Em que:

$EF\beta(^{228}\text{Ra ou } ^{210}\text{Pb})$ = 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

3.3.10 Eficiência de contagem alfa para ^{210}Po

A eficiência do detector foi realizada por uma fonte padrão eletrodepositada e calibrada de ^{241}Am com atividade específica de 2600 Bq, medida três vezes por 100 segundos (NIERI NETO, 1996). Então, a eficiência do ^{210}Po para o espectrômetro alfa foi calculada por meio da expressão (3.3.10.1):

$$EF = \frac{C_a}{A_p} \quad (3.3.10.1)$$

Em que:

EF = eficiência de detecção, em cps dps⁻¹;

Ca = contagem da amostra, em cps;

Ap = atividade nominal da fonte, em dps

O valor médio da eficiência alfa para a medida de ^{210}Po foi de 46,7%.

3.3.11 Determinação dos limites inferiores de detecção para metodologia da determinação da concentração de atividade de ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po

Os limites inferiores de detecção – LID, para os radionuclídeos naturais ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po foram determinados realizando o procedimento radioquímico das amostras o presente trabalho. O LID foi calculado pela expressão (3.3.11.1):

$$LID = \frac{4,66 \cdot Sb}{t \cdot RQ \cdot Ef \cdot M} \quad (3.3.11.1)$$

Em que:

LID= Limite inferior de detecção (mBq.L⁻¹);

4,66= Valor tabelado que propõe a existência de um risco pré-determinado de que existe alguma atividade na amostra, podendo existir ou não, com intervalo de confiança de 95%;

Sb: Desvio padrão da radiação de fundo do branco do procedimento;

t= Tempo de contagem (s);

RQ= Rendimento químico do branco;

Ef=Eficiência do sistema de contagem;

M= massa da amostra (kg)

Os limites inferiores de detecção são apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Limite de detecção (LID) para os radionuclídeos analisados em mBq.L⁻¹

Radionuclídeo	LID (mBq/L)
²²⁶ Ra	2,2
²²⁸ Ra	3,7
²¹⁰ Pb	4,9
²¹⁰ Po	3,3

Fonte: autor da tese

3.3.12 Procedimento experimental de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP – OES)

Para o procedimento de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), foi utilizado plasma de argônio e o equipamento utilizado foi da marca Spectro, modelo Arcos do Laboratório de Análises Química e Ambiental/ Centro de Química e Meio Ambiente (LAQA/CQMA-IPEN). O método de atomização utilizado é o do plasma acoplado individualmente, com temperatura típica de atomização de 6000°C a 8000°C e, com 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).

Para o procedimento de ICP – OES, 200 mL de amostra de água de cada fonte, acidificadas com HNO₃ 50% foram concentradas até o volume de 20 mL das estações do verão e inverno de 2018. Foram realizadas três leituras consecutivas de cada amostra para analisar os elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn.

Em seguida, a amostra foi levada 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 por três processos: a) dessolvatação, convertida em aerossol pela remoção do solvente; b) vaporização, convertida em um gás de partículas individuais e; c) ionização, as partículas se dissociam em íons que emitem uma radiação característica (BOSS e FREDEEN, 2004).

Para a determinação dos elementos foi realizada a calibração do equipamento com uma solução-padrão multielementar utilizando como referência padrões monoelementares apresentados na Tabela 3.2, obtendo-se assim, para cada elemento analisado uma curva de calibração, cujos valores obtidos foram utilizados para determinar o Limite Mínimo de Quantificação (LMQ) da metodologia, apresentados na Tabela 3.3 (ULRICH, 2018).

Tabela 3.2 - Padrões monoelementares utilizados para preparação da solução-padrão utilizada para calibração do equipamento

Elemento	Marca	Concentração mg/L (ppm)
Alumínio	AccuStandard	10000
Arsênio	InorganicVentures	1000
Bário	AccuStandard	1000
Cadmio	AccuStandard	1000
Cálcio	AccuStandard	10000
Chumbo	Merck	1001
Cromo	InorganicVentures	1000
Ferro	Merck	1000
Magnésio	InorganicVentures	1005
Manganês	InorganicVentures	995
Níquel	AccuStandard	1000
Potássio	AccuStandard	10000
Sódio	AccuStandard	10000
Zinco	InorganicVentures	1001

Fonte: ULRICH, 2018.

Tabela 3.3 – Valores do limite mínimo de Quantificação (LMQ) da metodologia de ICP-OES

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.

3.3.13 Procedimento experimental para determinação de Sólidos Totais Dissolvidos (SDT)

Para este procedimento foram coletados 200 mL de amostra, sem adição de ácido, em frascos de polipropileno, de cada estação e de todas as fontes. Foram utilizadas cápsulas de porcelana esmaltada, que foram levadas à mufla a 550°C por 1h para calcinação, em seguida transferidas à um dessecador até atingir a temperatura ambiente e, pesadas (P_1) (SABESP, 1999).

Durante a segunda etapa do procedimento foram transferidos às cápsulas uma alíquota da amostra com volume de aproximadamente 100 mL, as amostras foram levadas a banho-maria até secar e, em seguida foram levadas à mufla a (105 ± 2°C) até massa constante e então, as cápsulas foram levadas ao dessecador até atingir temperatura ambiente, e novamente pesadas (P_2) (SABESP, 1999).

Para o cálculo da concentração dos sólidos totais foi utilizada a seguinte expressão (SABESP, 1999) (3.3.13.1):

$$SDT = \frac{P_2 - P_1}{V_{am}} \times 1000000 \quad (3.3.13.1)$$

Em que:

P_1 = tara da cápsula (g);

P_2 = cápsula com amostra após secagem (g);

V_{am} = volume da amostra (mL).

3.3.14 Cálculo da dose efetiva comprometida

As doses efetivas comprometidas devido à ingestão das águas minerais contendo os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po foram calculadas, para indivíduos do público de até 15 anos e para adultos, pela expressão (3.3.14.1) (ICRP 119, 2012a):

$$H_e C_n I FCD_e \quad (3.3.14.1)$$

Em que:

H_e = H_e dose efetiva comprometida, em $\text{mSv} \cdot \text{ano}^{-1}$;

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

I = taxa de ingestão de água, em $\text{L} \cdot \text{a}^{-1}$ ($730 \text{ L} \cdot \text{a}^{-1}$) (WHO, 2004);

FCD_e = fator de conversão de dose efetiva comprometida para ingestão do radionuclídeo n .

Os valores dos fatores de conversão de dose efetiva comprometida para ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb e ^{210}Po foram extraídos das recomendações da ICRP (ICRP 67, 1993) e da CNEN (CNEN – NN – 3.01/11, 2011), os valores são apresentados na Tabela 3.4. Para a dose efetiva comprometida, a World Health Organization (WHO, 2006) tem como nível de referência o limite de $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ proveniente do consumo de águas minerais.

Tabela 3.4 – FDC, em Sv Bq⁻¹ para os radionuclídeos ²²⁶Ra, ²²⁸Ra e ²¹⁰Pb para indivíduos do público de até 15 anos e para adultos

FDC para exposição do corpo inteiro (Sv/Bq)		
Radionuclídeo	15 anos	Adultos
²²⁶ Ra	1,5.10 ⁻⁶	2,8.10 ⁻⁷
²²⁸ Ra	5,3.10 ⁻⁶	6,9.10 ⁻⁷
²¹⁰ Pb	1,9.10 ⁻⁶	6,9.10 ⁻⁷
²¹⁰ Po	1,6.10 ⁻⁶	1,2.10 ⁻⁶

Fonte: autor da tese

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 pH e Temperatura

Os valores de pH foram medidos no laboratório, após as coletas e, a temperatura *in situ*, em cada coleta, e os resultados são apresentados nas Figuras 4.1 e 4.2, respectivamente, e no formato de tabela no APÊNDICE A.

Figura 4.1 - pH das amostras de água mineral coletadas em 2018 na cidade de Amparo

Figura 4.2 - Temperatura das amostras de água mineral coletadas em 2018 na cidade de Amparo

O pH e temperatura não foram medidos no verão e outono e em nenhuma das amostras de água coletada na fonte Marcellino Marchi e a temperatura não foi medida no inverno e primavera, na mesma fonte. A temperatura não foi medida em nenhuma das amostras no outono.

Para a água potável os valores de pH variaram de 5,52 a 6,53 e a temperatura variou de 22°C a 25°C.

O pH das amostras variou de 4,31 a 6,80 e, de acordo com a Resolução nº12 de março de 1978 da Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos – CNNPA as águas pra consumo particular de fontes, ou seja, que provêm de fontes naturais e que afloram naturalmente à superfície do solo deverão ter pH entre 4 e 10. Os valores de pH obtidos no presente trabalho para as águas minerais estudadas encontram-se dentro do intervalo desta Resolução, podendo assim serem utilizadas para consumo particular.

A temperatura das fontes variou de 18°C a 25°C e, de acordo com o Código de Águas Minerais (BRASIL, 1945) as fontes com temperatura abaixo de 25°C são caracterizadas como fontes frias e, os valores compreendidos entre 25°C a 33°C são classificadas como hipotermiais. Portanto, as águas minerais da cidade de Amparo podem ser classificadas como frias.

A característica ácida da água subterrânea, como é o caso da fonte da bica de Arcadas, pode ser resultado de rápido tempo de trânsito no aquífero e, por apresentar menor quantidade de sólidos dissolvidos. Para as águas com pH mais elevado, como é o caso da fonte Nossa Senhora da Aparecida, localizada também no distrito de Arcadas, que apresentou maior quantidade de sólidos dissolvidos, a água deve ter provavelmente maior tempo de trânsito no aquífero (BERTOLO et al., 2007).

4.2 Condutividade elétrica

A condutividade da água relaciona-se com as concentrações iônicas e pode indicar, a presença de sais existentes. O valor da condutividade aumenta de acordo com sólidos dissolvidos nas águas minerais (CETESB, 2014)

Na Figura 4.3 são apresentados os valores de condutividade elétrica, e em forma de tabela no APÊNDICE B. Os valores variaram de $101 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $378 \mu\text{S cm}^{-1}$. Para a água potável os valores variaram de $84 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $129 \mu\text{S cm}^{-1}$ durante as quatro estações do ano.

Os valores de condutividade apresentaram menores valores no verão, período chuvoso, devido ao aumento do fator de diluição de íons (ESTEVEES, 2011), com variação de $84 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a água potável e $243 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a fonte São José e, maiores no período de seca, inverno, com a variação de $109 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a água potável e $378 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a fonte Marcellino Marchi, esta última, foi coletada apenas no inverno e primavera.

Figura 4.3 – Condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, das águas das fontes da cidade de Amparo

As águas naturais apresentam valores de condutividade que variam de $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ (BRASIL, 2006). Para as fontes de água mineral da cidade de Amparo, apenas a água potável se enquadra nos parâmetros da Secretaria de Vigilância em Saúde, com exceção da estação outono.

4.3 Sólidos Totais Dissolvidos

Na Figura 4.4 são apresentados os valores dos Sólidos Totais Dissolvidos (STD), e tabelados no APÊNDICE C, nas águas minerais coletadas nas estações do verão, outono, inverno e primavera de 2018 da cidade de Amparo; os valores de STD variaram de 177 mg.L^{-1} a 14272 mg.L^{-1} .

Figura 4.4 - Sólidos totais dissolvidos, em mg L^{-1} , das águas da cidade de Amparo, no ano de 2018.

A Portaria 1469 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2000), estabelece como valor máximo de STD, 1000 mg.L^{-1} ; todas as fontes apresentaram valores abaixo do valor máximo de STD no inverno e os maiores valores foram obtidos no outono e primavera para a grande maioria das fontes; as fontes que apresentaram os maiores valores foram Nossa Sra. Aparecida e Bica na primavera e outono, respectivamente.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA 357 (2005), classifica como águas doces, aquelas com valores de STD até 500 mg L^{-1} , valores acima deste estabelecido, classificam as águas como salobras, ou seja, águas com salinidade entre 5% e 30%.

Portanto, devido à grande variação de concentração de STD obtida no presente trabalho, com muitos valores de STD superiores ao estabelecido por esta Resolução, a maioria das fontes de água mineral de Amparo podem classificadas como salobras.

No entanto, deve-se ressaltar também que estes valores acima dos estabelecidos pela Portaria e Resolução citados acima, podem ser resultado do tempo de secagem na mufla, tempo de armazenamento do período da coleta até a execução do procedimento ou por ganho de massa por oxidação (MESTRINHO, 2013).

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

As Figuras 4.5, 4.6 e 4.7, apresentam os valores médios de concentração dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, em mg L^{-1} , das águas minerais coletadas na cidade de Amparo, os quais foram comparados com os Valores Máximos Permitidos – VMP, para água potável estabelecidos pelo Ministério da Saúde, Portaria nº 2914 (2011), nas estações do verão e inverno de 2018. Os valores de concentração para cada elemento nas estações citadas e os VMP encontram-se tabelados no APÊNDICE D.

Figura 4.5 – Concentrações médias dos elementos Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, em mg L^{-1} , nas águas minerais da cidade de Amparo, das estações do verão e inverno do ano de 2018

Figura 4.6 – Concentração média do elemento Mn, em mg L^{-1} , nas águas minerais da cidade de Amparo, coletadas nas estações do verão e inverno do ano de 2018.

Figura 4.7 – Concentrações médias dos elementos As, Ba, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn, em mg L⁻¹, nas águas minerais da cidade de Amparo, coletadas nas estações do verão e inverno do ano de 2018.

Não existem na Portaria nº 2914 (2011) VMP para os elementos Ca, K e Mg, porém os valores de concentração dos cátions Ca²⁺ e Mg²⁺ são utilizados para calcular a dureza da água, que é calculada a partir da concentração do Ca²⁺ multiplicado pelo fator 2,50 e da concentração do Mg²⁺ multiplicado pelo fator 4,12 e, ao final, determina-se o Índice de Dureza Total pela soma dos dois valores obtidos da multiplicação (HYPOLITO et al., 2011).

As concentrações dos elementos maiores variaram para o elemento Fe com menor valor de $0,01233 \pm 0,00005$ a $24,142 \pm 0,005$ mg L⁻¹ para o elemento Na, determinados nas fontes Nossa Senhora Amparo e Vicente de Paulo, respectivamente.

A concentração do elemento menor Mn variou de < LMQ a $1,832 \pm 0,003$ mg L⁻¹, sendo valores <LMQ para a maioria das fontes e o valor máximo para a Água Potável.

As concentrações dos elementos-traço variaram de <LMQ a $0,241 \pm 0,002$ mg L⁻¹, sendo o valor máximo referente ao elemento Ba na fonte São Benedito, e os valores <LMQ para os elementos Cd, As e Pb, em todas as fontes coletadas.

Os resultados de concentração dos elementos químicos inorgânicos demonstram que nos meses do verão e inverno, os elementos analisados não ultrapassaram os VMP.

4.5 Concentração dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po

Nas Figuras 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 são apresentados os valores de concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , em mBq L^{-1} analisados nas amostras coletadas nas quatro estações de ano de 2018. Os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb foram analisados nas estações do verão, outono, inverno e primavera e o radionuclídeo ^{210}Po nas estações do verão e outono; todos os valores de concentração de atividade determinados são apresentados no APÊNDICE E.

Os valores de Limite Inferior de Detecção (LID) dos radionuclídeos determinados são: ^{226}Ra $2,2 \pm 0,2 \text{ mBq L}^{-1}$, ^{228}Ra $3,7 \pm 0,1 \text{ mBq L}^{-1}$, ^{210}Pb $4,9 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$ e para o ^{210}Po $3,3 \pm 0,4 \text{ mBq L}^{-1}$.

Os valores de concentração do radionuclídeo ^{226}Ra variaram de $<\text{LID}$ a $39 \pm 7 \text{ mBq L}^{-1}$, para ^{228}Ra de $<\text{LID}$ a $99,0 \pm 0,2 \text{ mBq L}^{-1}$, e para ^{210}Pb de $<\text{LID}$ a $77 \pm 4 \text{ mBq L}^{-1}$, ao longo das quatro estações coletadas e, para o ^{210}Po de $7,0 \pm 0,6$ a $102 \pm 11 \text{ mBq L}^{-1}$ nas estações do Verão e Outono.

Figura 4.8 – Concentração do radionuclídeo ^{226}Ra , em mBq. L^{-1} , das águas minerais da cidade de Amparo

Figura 4.9 – Concentração do radionuclídeo ^{228}Ra , em mBq L^{-1} , das águas minerais da cidade de Amparo

Figura 4.10 – Concentração do radionuclídeo ^{210}Pb , em mBq L^{-1} , das águas minerais da cidade de Amparo

Figura 4.11 – Concentração do radionuclídeo ^{210}Po , em mBq L^{-1} , das águas minerais da cidade de Amparo

De acordo com o Anexo IX da portaria 2.914 do Ministério da Saúde (MS- 2914, 2011), o valor máximo permitido (VMP) de concentração de atividade para o ^{226}Ra e ^{210}Po é de 1 Bq L^{-1} e para o ^{228}Ra de $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$, a WHO (2006) estabelece o valor de VMP para o ^{210}Pb de $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$.

Observou-se pela média das concentrações de atividade para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , os valores de se mantiveram dentro do VMP pelo MS (2011), em todas as estações que ocorreram as coletas das águas das fontes da cidade de Amparo.

4.6 Dose efetiva comprometida

A dose efetiva comprometida para o corpo todo foi calculada para todas as concentrações dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público de até 15 anos (He^1) e para adultos (He^2). Os valores de dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , para indivíduos do público de até 15 anos (He^1), são apresentados nas Figuras 4.12, 4.13, 4.14 e 4.15, referente as estações do verão, outono, inverno e primavera; os valores de dose para o radionuclídeo ^{210}Po referem-se apenas nas estações do verão e outono, das fontes São Benedito, Nossa Senhora do Amparo, Vicente de Paulo, Santa Luzia, Nossa Senhora Aparecida, Coqueiros e Bica.

As doses efetivas comprometidas para o público de até 15 anos, variaram de $0,0051 \pm 0,0005 \text{ mSv a}^{-1}$ a $0,096 \pm 0,027 \text{ mSv a}^{-1}$ para o radionuclídeo ^{226}Ra , de $0,019 \pm 0,016 \text{ mSv a}^{-1}$ a $0,383 \pm 0,111 \text{ mSv a}^{-1}$ para o ^{228}Ra , de $0,0150 \pm 0,0039 \text{ mSv a}^{-1}$ a $0,0671 \pm 0,00282 \text{ mSv a}^{-1}$ para ^{210}Pb e de $0,008 \pm 0,0012 \text{ mSv a}^{-1}$ a $0,119 \pm 0,050 \text{ mSv a}^{-1}$ para ^{210}Po .

Figura 4.12 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público de até 15 anos (He^1), do verão 2018

Figura 4.13 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público de até 15 anos (He^1), do outono do ano de 2018

Figura 4.14 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb para indivíduos do público de até 15 anos (He^1), inverno 2018

Figura 4.15 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb para indivíduos do público de até 15 anos (He^1), primavera 2018

As Figuras 4.16, 4.17, 4.18 e 4.19 apresentam os valores medidos para indivíduos do público adulto (He^2); todos os resultados de dose efetiva comprometidas são apresentados no APÊNDICE F.

As doses efetivas comprometidas para o público adulto, variaram para o radionuclídeo ^{226}Ra de $0,001 \pm 0,0004 \text{ mSv a}^{-1}$ a $0,0004 \pm 0,0202 \text{ mSv a}^{-1}$, para ^{228}Ra de $0,0025 \pm 0,0014 \text{ mSv a}^{-1}$ a $0,0202 \pm 0,0010 \text{ mSv a}^{-1}$, para o radionuclídeo ^{210}Pb de $0,0055 \pm 0,0014 \text{ mSv a}^{-1}$ a $0,0388 \pm 0,0102 \text{ mSv a}^{-1}$ e de $0,006 \pm 0,0005 \text{ mSv a}^{-1}$ a $0,089 \pm 0,0048 \text{ mSv a}^{-1}$ para ^{210}Po

Figura 4.16 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público adulto (He^2), verão 2018

Figura 4.17 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público adulto (He^2), outono 2018

Figura 4.18 – Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb para indivíduos do público adulto (He^2), inverno 2018

Figura 4.19 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb para indivíduos do público adulto (He^2), da primavera do ano de 2018

Os valores de dose para os indivíduos do público de até 15 anos, para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{210}Pb apresentaram valores abaixo do valor de limite máximo de dose de $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ estabelecido pela WHO (2006); para o radionuclídeo ^{228}Ra os valores de dose ultrapassaram principalmente, nas estações do verão para as fontes São Benedito, Nossa Sra. Aparecida, no inverno para a fonte São Benedito e na primavera para as fontes São Benedito, Nossa Sra. do Amparo, Sta. Rita de Cássia, São José, Nossa Sra. Aparecida e Bica.

Os valores de dose para os indivíduos do público adulto, dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb para todas as fontes, apresentaram valores abaixo dos valores de dose estabelecida pela WHO (2006) durante as quatro estações do ano de 2018.

4.7 Análise estatística dos resultados

Para a análise estatística dos resultados obtidos no presente trabalho, utilizou-se a estatística multivariada, como forma de avaliar grupos homogêneos através da Análise de *Cluster*. Este tipo de análise consiste em uma técnica que associa dados observados a partir de medidas de proximidade, semelhança, correlação e similaridade, sendo conhecidos como conglomerados. A análise de cluster é utilizada em diversas áreas do conhecimento, pois possibilita uma interpretação individual de cada aglomerado e a relação deste grupo com os demais (VICINI, 2005).

Os processos de aglomeração podem ser do tipo hierárquicos ou não-hierárquicos. Na aglomeração hierárquica estabelece-se uma ordem em forma de árvore com sequencia de partições em classes e na não-hierárquica ocorre partições em número fixo de classes (VICINI, 2005).

Para o presente trabalho utilizou-se o método de classificação hierárquica, estabelecendo o conceito de distância entre os objetos através da mensuração de coeficiente de correlação Linear de Pearson, sendo este uma medida de associação linear entre variáveis. O coeficiente de correlação de Pearson varia de -1 a 1, os valores entre 0,10 e 0,30 considerados fracos, de 0,40 a 0,60 como moderados e de 0,70 a 1 como forte, assim, valores mais próximos de 1 possuem maior dependência estatística linear entre as variáveis (DANCEY e REIDY, 2005). Para esta técnica estatística para as amostras que apresentaram valores abaixo do

LID foram utilizados os valores do LID para os radionuclídeos analisados e para os elementos químicos inorgânicos que apresentaram valores abaixo do LMQ foram utilizados os valores estipulados de LMQ para cada elemento analisado, utilizando o programa livre Paleontological Statistical (PAST) versão 3.26.

A análise cluster foi realizada para os dados de média de concentração dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para verificar a existência de correlações entre as fontes analisadas no trabalho.

Na Figura 4.20 é apresentada a análise de cluster dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po . Nessa análise observou-se a formação de dois grupos (A e B), o Grupo A agrupou as fontes Nossa Senhora do Amparo, Nossa Senhora da Aparecida, Santa Rita de Cássia, Vicente de Paulo, Marcellino Marchi, Santa Luzia, Coqueiros, São José e Bica e o Grupo B apresentou apenas a fonte São Benedito que apresentou maior média de concentração de atividade de radionuclídeos quando comparada com as médias de concentrações de atividades das fontes do Grupo A.

Foi possível observar, também, que apesar de as fontes Nossa Senhora Aparecida, Coqueiros e Bica pertencerem ao distrito de Arcadas e estarem localizadas próximas umas das outras, na análise estatística fazem parte de três diferentes subgrupos do Grupo A, assim como as fontes Marcellino Marchi e São Benedito, que se encontram próximas geograficamente, porém distantes quanto à similaridade

Figura 4.20 - Análise por agrupamento de cluster dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po .

Na Figura 4.21 é apresentada a análise de cluster para a média das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, analisadas nas fontes da cidade de Amparo.

A análise de cluster permitiu observar a similaridade quanto a caracterização inorgânica entre as fontes Coqueiros e Nossa Senhora Aparecida que estão próximas quanto a localização em Arcadas e a fonte Santa Rita de Cássia, apesar de estar a 11 km de distância das duas fontes, as três fontes no Grupo (A), e as demais fontes no grupo B.

Figura 4.21 - Análise de cluster para a média das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, analisadas nas fontes da cidade de Amparo.

A análise de correlação de Pearson para as estações do verão, outono, inverno e primavera de 2018 foi realizada a partir dos elementos com maior concentração presente nas águas minerais das fontes analisadas. A mesma técnica estatística foi aplicada para analisar o pH, temperatura (T°C), condutividade elétrica (CE) e a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , e ^{210}Pb . O radionuclídeo ^{210}Po foi excluído da análise por ter resultados apenas nas estações do verão e outono, em comparação aos resultados obtidos dos outros radionuclídeos que foram analisados em todas as estações.

Nas Figuras 4.22, 4.23, 4.24, 4.25 e no APÊNDICE G são apresentadas as correlações de Pearson para o pH, temperatura (T°C), condutividade elétrica (CE), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e dos elementos químicos inorgânicos Al, Ca, K, Mg e Na, referente a estação do verão, outono, inverno e primavera de 2018, respectivamente

Figura 4.22 – Análise de correlação de Pearson para a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , condutividade elétrica (CE), temperatura ($T(^{\circ}\text{C})$), sólidos totais dissolvidos (STD) e elementos Al, Ca, K, Mg e Na, verão 2018.

Figura 4.23 – Análise de correlação de Pearson para a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , pH, temperatura ($T(^{\circ}\text{C})$), condutividade elétrica (CE) e sólidos totais dissolvidos, outono 2018.

Figura 4.24 – Análise de correlação de Pearson para a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , condutividade elétrica (CE), temperatura ($T(^{\circ}\text{C})$), sólidos totais dissolvidos (STD) e elementos Al, Ca, K, Mg e Na, inverno 2018.

Figura 4.25 – Análise de correlação de Pearson para o pH, temperatura ($T(^{\circ}\text{C})$), condutividade elétrica (CE) e a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , primavera 2018.

Na análise de correlação de Pearson, para as quatro estações estudadas, foi possível verificar que na maioria das coletas os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb apresentaram correlação de fraca a moderada, com exceção da coleta da

primavera em que apresentou uma forte correlação entre os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra de 0,91.

O radionuclídeo ^{226}Ra apresentou correlação inversamente proporcional forte com o pH em quase todas as coletas, - 0,84 no verão, de -0,84 no outono e - 0,70 na primavera, provavelmente por baixos valores de pH promoverem aumento de concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra dissolvidos nas águas. O radionuclídeo ^{228}Ra apresentou correlação negativa com a maioria dos parâmetros, com exceção da estação do inverno.

Os elementos químicos apresentaram correlações, em sua maioria, positivas nas estações do verão e inverno, sendo possível notar forte correlação entre os elementos Al e K de 0,70 e entre Ca e Na de 0,70 no verão, e no inverno entre Al e Ca de 0,78. Isso pode ser associado devido aos sais dos íons presentes nas águas potáveis Al^{3+} , Ca^{2+} , K^{+} e Na^{+} serem solúveis, o que permite a mobilização nas águas.

Observou-se a correlação entre Condutividade Elétrica e os elementos químicos inorgânicos, na maioria, positiva sendo mais forte a correlação entre Condutividade Elétrica e o elemento cálcio de 0,94, na estação do verão e de 0,80 no inverno.

Utilizou-se também a análise estatística pela Análise de Variância ANOVA, que é um método estatístico que permite realizar comparações simultâneas entre duas ou mais médias, permitindo o teste de hipóteses de médias de distintas populações. A análise permite verificar duas hipóteses testadas H_0 (médias iguais) e H_1 (existe pelo menos uma das médias diferentes). Em caso de rejeição da H_0 pode-se notar a existência de diferença entre os grupos. A ANOVA fornece valores de soma dos quadrados (SQ), graus de liberdade (gl), médias dos quadrados (MQ) ou variância, valor da estatística calculada (F), probabilidade de obtenção do valor F (Valor-p) e o valor de F calculado que está entre as regiões de rejeição e não rejeição ($F_{\text{crítico}}$). Se o F calculado for maior do que o $F_{\text{crítico}}$ fornecido pela tabela, rejeita-se o H_0 , provando a existência de diferenças entre dois ou mais grupos, esta divide as regiões de rejeição e não rejeição de acordo com o nível de significância de 0,05 (região de rejeição) (NASCIMENTO et al., 2016).

Para a realização da ANOVA, foram utilizadas as médias das concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e a média de concentração dos elementos químicos inorgânicos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, analisadas nas fontes da cidade de Amparo, utilizando os programas Paleontological Statistical (PAST) versão 3.26 e Microsoft Excel versão 2016.

Na Tabela 4.1 são apresentados os resultados fornecidos pela ANOVA para as médias das concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , sendo possível verificar que $F < F_{\text{crítico}}$, sendo assim, favorecendo H_0 e pode-se analisar a ausência de diferenças entre dois ou mais grupos. Essa interação pode ser explicada pelas maiores concentrações de atividade dos radionuclídeos terem sido verificadas nas estações do Verão, Outono e Primavera de 2018.

Tabela 4.1 - ANOVA dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po das amostras coletadas na cidade de Amparo em 2018.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1619,448	3	539,816	2,732466	5,63E-02	2,838745
Dentro dos grupos	7902,254	40	197,5563			
Total	9521,702	43				

Na Tabela 4.2 são apresentados os resultados fornecidos pela ANOVA das médias das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn das estações do Verão e Inverno. A análise estatística permitiu verificar que $F \gg F_{\text{crítico}}$ com nível menor em relação ao nível de significância (0,05), ou seja, $4,9 \cdot 10^{-11} < 0,05$, assim, rejeita-se H_0 , verificando a existência de diferenças entre valores de dois ou mais grupos. Essa diferença pode ser explicada devido as concentrações dos elementos terem sido determinadas no período de maior pluviosidade (verão); pode-se verificar que entre sua recarga e emergência, o fluxo subterrâneo é mais lento, ocasionando os valores de concentração dos elementos menores no inverno, quando em comparação ao verão.

Tabela 4.2 – ANOVA dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, das amostras coletadas no verão e inverno, da cidade de Amparo em 2018.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	415,2922	13	31,94556	86,03825	4,9E-11	2,507263
Dentro dos grupos	5,198127	14	0,371295			
Total	420,4904	27				

5. CONCLUSÕES

O presente trabalho determinou a concentração de atividade dos radionuclídeos naturais ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po presentes nas fontes de águas minerais da cidade de Amparo, e no distrito de Arcadas, SP, e avaliou as doses efetivas comprometidas desses radionuclídeos devido à ingestão dos indivíduos do público até 15 anos de idade e indivíduos do público dessas águas minerais, além de realizar a caracterização química inorgânica determinando os elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn e avaliar também os parâmetros físico-químicos destas águas, como o pH, temperatura (*in situ*), condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos.

O pH das amostras variou de 4,31 a 6,80 e, de acordo com a Resolução da Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos – CNNPA as águas minerais estudadas encontram-se dentro do intervalo desta Resolução, podendo assim serem utilizadas para consumo particular.

A temperatura das fontes variou de 18°C a 25°C e, de acordo com o Código de Águas Minerais (BRASIL, 1945), as águas minerais da cidade de Amparo podem ser classificadas como frias.

Dentre os elementos químicos inorgânicos analisados, todos apresentaram concentrações menores aos do VMP estabelecidos pela Portaria nº 2914 (2011). Em relação aos valores obtidos de dureza total da água, calculados a partir das concentrações de Ca e Mg, os resultados estiveram dentro do VMP da mesma portaria nas fontes de águas minerais estudadas.

As maiores concentrações de atividade determinadas nas fontes de água mineral foram para os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{210}Pb na maioria das fontes. Os valores de concentração de atividade do radionuclídeo ^{226}Ra variaram de <LID a $39 \pm 7 \text{ mBq L}^{-1}$, para ^{228}Ra de < LID a $99,0 \pm 0,2 \text{ mBq L}^{-1}$, para ^{210}Pb de <LID a $77 \pm 4 \text{ mBq L}^{-1}$ e, para o ^{210}Po de $7,0 \pm 0,6$ a $102 \pm 11 \text{ mBq L}^{-1}$. De acordo com o Anexo IX da portaria 2.914 do Ministério da Saúde (MS- 2914, 2011), o valor máximo permitido (VMP) de concentração de atividade para o ^{226}Ra e ^{210}Po é de 1 Bq L^{-1} e para o ^{228}Ra de $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$, a WHO (2006) estabelece o valor de VMP

para o ^{210}Pb de $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$. Os valores de concentração de atividade dos quatro radionuclídeos determinados apresentaram valores menores que os estabelecidos pelo Ministério da Saúde, em todas as estações estudadas que caracteriza as águas minerais próprias para consumo humano.

Os valores de níveis de dose para os indivíduos do público de até 15 anos, para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{210}Pb apresentaram valores menores que o VMP de dose de $0,1 \text{ mSv a}^{-1}$ estabelecido pela WHO (2006); para o radionuclídeo ^{228}Ra os valores de níveis de dose ultrapassaram principalmente, nas estações do verão para as fontes São Benedito, Nossa Sra. Aparecida, no inverno para a fonte São Benedito e da primavera para as fontes São Benedito, Nossa Sra. do Amparo, Sta. Rita de Cássia, São José, Nossa Sra. Aparecida e Bica.

Por meio da análise estatística realizada com os resultados obtidos foi possível observar pela análise de Cluster para a concentração média dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , apenas a fonte São Benedito apresentou características distantes das demais, permanecendo no grupo B. Para os elementos químicos inorgânicos analisados, observou-se que apenas as fontes Santa Rita de Cássia, Coqueiros e Nossa Senhora da Aparecida tiveram maior proximidade quanto às características inorgânicas, permanecendo no mesmo grupo (A).

De acordo com a análise estatística de correlação de Pearson, foi possível observar uma forte correlação entre os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra apenas na coleta da primavera, e uma correlação de fraca a moderada entre os radionuclídeos da série de decaimento do ^{238}U , ^{226}Ra e ^{210}Pb .

O radionuclídeo ^{226}Ra apresentou correlação inversamente proporcional forte com o pH em quase todas as coletas, provavelmente por baixos valores de pH promoverem aumento de concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra dissolvidos nas águas.

Pela análise ANOVA verificou-se a ausência de diferenças entre as médias de concentração de atividade entre os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , devido as altas concentrações ocorrerem nas mesmas estações do ano de 2018. Em relação as médias de concentrações dos elementos inorgânicos Al, As, Ba, Ca,

Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn das estações do verão e inverno verificou-se a existência de diferenças entre dois ou mais grupos, isso pode ser explicado devido ao fluxo subterrâneo ser mais lento entre sua recarga e emergência, e em períodos de maior pluviosidade os elementos apresentarem maior valor de concentração no solo, em relação ao período com escassez de chuva.

6 REFERÊNCIAS

ALBERTO, A. **Níveis de poluição orgânica em um trecho do rio Camanducaia, Amparo – SP**. Rio Claro: UNESP, 1999. 51 p.

ALESSANDRO, W., A.; VITA, F. **Groundwater radon measurements in the Mt. J**. Environmental Radioactivity, n. 65, p. 187-201, 2003.

ANNUNCIAÇÃO, D. L. R. **Análise de elementos maiores, menores e traço, em amostras de cabelo, aplicado a triagem populacional com elevada incidência de câncer**. 2008. 100p. Dissertação (Mestrado em Química) Universidade de Brasília, Brasília. Disponível em: <<http://repositorio.unb.br/handle/10482/1913?locale=fr>> Acesso em: 17 ago. 2019.

Associação Brasileira de águas subterrâneas. **Águas subterrâneas o que são?**. Disponível em <<https://www.abas.org>>. Acesso em: Jun. 2019.

BERTOLO, R.; HIRATA, R.; FERNANDES, A. Hidrogeoquímica das águas minerais envasadas do Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 3, p. 515-529, 2007.

BONFADA, P., L., B.; REZENDE, M., S. FOGAÇA, K., C., L. RADAELLI, P., B. **Termalismo Social e Hidrologia Médica: as Potencialidades Brasileiras**. 11º Encontro Científico Cultural Interinstitucional. Paraná, 2013.

BONOTTO, D.,M. **Radioatividade nas águas da Inglaterra ao Guarani**. São Paulo: Editora UNESP, 2004.

BONOTTO, D. M.; CAPRIOGLIO, L.; BUENO, T. O.; LAZARINDO, J. R. **Dissolved ^{210}Po and ^{210}Pb in Guarani aquifer groundwater**, Brazil. Radiat. Measur. nº44, p. 311-324, 2009.

BONOTTO, D. M. **^{226}Ra and ^{228}Ra in mineral Waters of southeast Brazil**. **Environ. Earth Sci.** nº74, p. 839-853, 2015.

BONOTTO, D. M. **Hydrogeochemical study of spas groundwaters from southeast Brazil**. J. Geochem. Explor. nº169, p. 60-72, 2016.

BONOTTO, D. M. **The dissolved uranium concentration and $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratio in groundwaters from spas of southeastern Brazil**. J. Environ. Radioac. nº166, p. 142-151, 2017.

BOSCARDIN, N. R. B.; BORGHETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F. **Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países Mercosul**. Paraná, 2004.

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. 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/19371946/Del7841.htm>. Acesso em: 22 fev. 2019.

BRASIL. Resolução - CNNPA nº 12, de 27 de março de 1978. Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos. Aprova normas técnicas especiais relativas a alimentos e bebidas em todo território brasileiro. Brasília, DF, 1978. Seção I, p. 11.528.

BRASIL. Ministério da Saúde. Ministério da Saúde, Secretaria de Atenção à Saúde, Coordenação-Geral da Política de Alimentação e Nutrição. Guia alimentar para a população brasileira : promovendo a alimentação saudável. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. Disponível em: <http://nutricao.saude.gov.br/documentos/guia_alimentar_conteudo.pdf>. Acesso em 17 ago. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução RDC nº. 54 de 15 de junho de 2000. Regulamento Técnico para fixação de identidade e qualidade de água mineral natural e água potável. Disponível em: <<http://dzeta.com.br/info/wp-content/uploads/2011/06/dzeta-Resolucao-RDC-54-de-15-de-junho-de-2000.pdf>>. Acesso em: 10 de jul. 2019.

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-146900.pdf>>. Acesso em: 27 de mar. de 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. ***Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano***. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. (ISBN 85-334-1240-1).

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.

CLEARY, R., W. ***Águas Subterrâneas***. Princeton Groundwater. Clean Environment Brasil, 2007.

CNEN – COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. ***Coeficientes de dose para exposição do público, posição regulatória***. Rio de Janeiro: CNEN, 2011. (CNEN-NN3.01/011).

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DE SÃO PAULO – ***Sólidos***: método de ensaio. São Paulo: SABESP, 1999. (NTS 013).

COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CONAMA Resolução nº. 357, de 17 de março 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 de março de 2005, p. 58-63.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Águas subterrâneas**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: Jul. 2019.

COTHERN, C., R.; REBERS, P. Radon, **Radium and Uranium in Drinking Waters**. 285 p. Lewis Publishers, INC, 1990.

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**. J. Environ. Radioact. n°94, p. 86-97, 2007.

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. Radiat.Prot.Dosim. n°45, p. 175-178, 1992.

KELLER, E. A. **Enviornmental geology**. 8. ed. Nova Jersey: Prentice Hall, 2000.

EISENBUD, M. **Environmental radioactivity**. Academic Press, Orlando, 1987.

ESTEVES, F. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

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.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL-FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A Hidrogeologia: **Conceitos e aplicações**. CPRM, Rio de Janeiro, 812 p., 2008.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Censo Demográfico, 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/amparo/panorama>>. Acesso em: 20 fev. 2019.

GRAVES, B. **Radon in groundwaters**. New Jersey, Lewis Publishers, 546 p., 1987.

HEILBRON - FILHO, P. F. L.; XAVIER, A. M.; PONTEDEIRO, E. M.; FERREIRA, S. R. **Segurança Nuclear e Proteção do Meio Ambiente**. Rio de Janeiro, E-papers. Serviços Editoriais, 2004. 316 p.

HELLMANN, F.; RODRIGUES, D., M., O. **Termalismo e Crenoterapia: No Brasil e no Mundo**. Santa Catarina: Unisul, 2017. 260 p.

HYPOLITO, R.; ANDRADE, SEZAKI, S. **Geoquímica da Interação Água/Rocha/Solo**. Estudos Preliminares. São Paulo: All Print, 2011. 450 p.

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. Age dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2. Ingestion Dose. Oxford: Pergamon Press, 1993. (ICRP Publication 67).

IDOETA, R.; HERRANZ, M.; LEGARDA, F. ***The disequilibrium between ^{210}Po and ^{210}Pb in raw and drinking waters***. A. Radiat. Isotop. n°69, p. 196–200, 2011.

IVANOVICH, M; HAMON, R. A. ***Uranium-series Disequilibrium: Applications to Earth, Marine, and Environmental Sciences***. Oxford, 1982. Clarendon Press, 571 p.

KOBAL, I.; KRISTIAN, J.; ANCIK, M.; JERANCIC, S.; SKOFJANEC, M. ***Radioactivity of thermal and mineral springs in Slovenia***. Health Physics n°.37, p.239-242, 1979.

KOBAL, I.; FEDINA, S. ***Radiation doses at Radenci Health Resort***. Radiat.Prot.Dosim. n°20, P. 257-259, 1987.

LAURIA, D. C.; GODOY, J. M. ***Origem e transporte de Rádio nas águas subterrâneas de Buena, RJ***. Joint World Congresso n Groundwater Fortaleza- CE, 2000.

LAURIA, D. C.; GODOY, J. M. ***Origem e Transporte de Rádio nas Águas Subterrâneas de Buena, RJ***. 1st Joint World Congresso n Groundwater. Fortaleza, Ce, 2000.

LAURIA, D. C.; SILVA-JÚNIOR, M.M.; NICOLI, I.G.; COSTA, H. F.; PIMENTA, L.R.; CARVALHO, L.L; CORREA, R.S. ***Ocorrência de radônio, de rádio e de chumbo-210 em águas subterrâneas nas cercanias de Goiânia***. Congresso de Águas Subterrâneas XIII, 2004.

LAZZERINI, F. T; BONOTTO, D. M. Fontes de águas “milagrosas” no Brasil. ***Ciência e Natura***, Santa Maria, v. 36, n. 2, p. 559 – 572, 2014. Disponível em: < <https://www.researchgate.net> >. Acesso em 13 mar. 2019.

LICHT, A. O. B. ***A geoquímica multielementar na gestão ambiental- identificação e caracterização de províncias geoquímicas naturais, alterações antrópicas da paisagem, áreas favoráveis à prospecção mineral e regiões de risco para a saúde no Estado do Paraná, Brasil***. 2001. 236p. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MACÊDO, J. A. B. ***Águas & Águas: métodos laboratoriais de análise físico-químicas e microbiológicas***. 3 ed, .2001, 302p.

MAROVIC, G.; SENCAR, J.; FRANIC, Z.; LOKOBAUER, N. ***Radium-226 in thermal and mineral springs of Croatia and associated health risks***. J.Environ.Radioact. n°33, p. 309-317, 1996.

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.

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.

MOURÃO, B. M. **Medicina Hidrológica. Moderna Terapêutica das águas Minerais e Estâncias de Cura**. Editora Prima e E. R. Ind. Gráficas. 1 ed., São Paulo, 1992.

NASCIMENTO, S. A. M.; LEAL, L. R. B.; PURIFICAÇÃO, C. G. C. **A utilização da análise de variância (ANOVA) na distinção de aquíferos sedimentares na região do Recôncavo Norte, estado da Bahia**. Águas subterrâneas, nº 30, p. 411-426, 2016.

NCRP - NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. **Exporsures from the Uranium Series with Emphasis on Radon and its Daughters**. NCRP Report nº 77, Bathesda, MD, 1984.

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.

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. **Determinação dos níveis de radioatividade natural em águas utilizadas para abastecimento público no estado de São Paulo**. 1998. V.1. 141 p. Tese (doutorado em Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

OLIVEIRA, J.; MAZZILI, B. P.; SAMPA, M. H. O.; BAMBALAS, E. **“Natural radionuclides in drinking water supplies of São Paulo State, Brazil and consequent population doses”**. J. Environ. Radioact. nº53, p. 99 - 109, 2001.

QUAGGIO, C. S. et al. Variações na composição das águas subterrâneas do Sistema Aquífero Serra Geral em território brasileiro e sua relação com anomalias hidrogeoquímicas. **Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 3, p. 283-294, 2018.

REBOUÇAS, A.C. Água e desenvolvimento rural. **Estudos avançados**. São Paulo, v. 15, nº 43, p. 327-344, 2001.

REBOUÇAS, A., C. A Política Nacional de Recursos Hídricos e as Águas Subterrâneas. **Águas Subterrâneas**. São Paulo, nº. 16, 13 p, 2002.

REBOUÇAS, A. C. Águas doces no Brasil: **capital ecológico, uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Escrituras, p. 1-137, 2002a.

REYES, E.; MARQUES, L. S. **Uranium series disequilibria in ground waters from a fractured bedrock aquifer (Morungaba Granitoids—Southern Brazil)**:

Implications to the hydrochemical behavior of dissolved U and Ra. A. Radiat. Isotop. n° 66, p. 1531-1542, 2008.

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)**. São Paulo, 2009. 205p. Tese (Doutorado) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo.

RIBEIRO-FILHO, B. G.. **Pluralis Multitemática**. Ribeirão Preto, SP, 2003. Cap. 1, Educação ambiental a partir do trecho urbano do rio Camandocaia de Amparo/SP. p. 17-32.

SANTOS, F. P. C. **Radionuclídeos naturais em águas minerais comercializadas na cidade de Recife -PE**. Recife, 2010. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.

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.

SMITHSON, G. **Sampling and selection of analytical methods for radium**. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1990. (TECHNICAL REPORTS SERIES-310).

SZIKSZAY, M. **Geoquímica das águas**. São Paulo : Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo. n° 3, 1993, 167p.

SZIKSZAY, M.; TEISSEDRE, J. **“Águas Minerais” no estado de São Paulo**. Características físico-químicas e classificação. B. IG. Inst. Geoc. USP, 12: 11-22, 1981.

TRABIDOU, G; FLOROU, H.; ANGELOPULOS, A.; SAKELLIU, L. **Environmental study of the radioactivity of the Spas in the Island of Ikaria**. Radiat.Prot.Dosim. n°63,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, 2018

UNSCEAR – UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. **“Sources and effects of ionizing radiation. Sources”**, volume I. New York: UNSCEAR, 2000

VICINI, L. **Análise multivariada da teoria à prática**. 2005, 215 p. Monografia (Universidade Federal de Santa Maria).

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for Drinking Water Quality, Recommendations, 2nd edition, Vol. 1, Geneva: WHO, 1993.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for Drinking Water Quality, 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).

APÊNDICES

APRÊNDICE A

Neste apêndice são apresentados os valores de pH e temperatura (Tabelas A.1 e A.2) e das amostras coletadas na cidade de Amparo, ao longo do ano de 2018.

Tabela A.1 - Valores de pH e temperatura das amostras de água mineral coletadas em 2018 na cidade de Amparo

FONTES	Verão	Outono	Inverno	Primavera
	pH	pH	pH	pH
São Benedito	6,29	5,49	5,92	5,62
Nossa Sra. Amparo	5,83	5,55	6,05	5,68
Sta. Rita de Cássia	5,81	5,68	6,21	5,81
Vicente de Paulo	5,96	5,59	6,06	5,70
Marcellino Marchi	-	-	6,16	5,93
Água Potável	5,52	6,08	6,53	6,03
São José	5,97	5,53	6,06	5,72
Sta. Luzia	6,31	6,02	6,37	6,06
Nossa Sra. Aparecida	6,12	5,85	6,27	6,80
Coqueiros	6,18	5,97	6,30	6,21
Bica	4,66	4,31	4,84	4,45

- não coletada

Tabela A.2 - Valores de temperatura das amostras de água mineral coletadas em 2018 na cidade de Amparo

FONTES	Verão	Outono	Inverno	Primavera
	Temp.(°C)	Temp.(°C)	Temp.(°C)	Temp.(°C)
São Benedito	22	*	21	21
Nossa Sra. Amparo	21	*	18	21
Sta. Rita de Cássia	22	*	20	22
Vicente de Paulo	23	*	21	22
Marcellino Marchi	-	-	*	*
Água Potável	25	*	22	24
São José	24	*	24	23
Sta. Luzia	24	*	19	22
Nossa Sra. Aparecida	25	*	20	22
Coqueiros	25	*	22	22
Bica	25	*	23	23

- não coletada * não medida

APÊNDICE B

Neste apêndice são apresentados os valores de condutividade elétrica (Tabela B), das amostras coletadas na cidade de Amparo, ao longo do ano de 2018.

Tabela B - Condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, das águas das fontes da cidade de Amparo

FONTES	Verão	Outono	Inverno	Primavera
	$\mu\text{S/cm}$	$\mu\text{S/cm}$	$\mu\text{S/cm}$	$\mu\text{S/cm}$
São Benedito	184	186	201	203
Nossa Sra. Amparo	179	181	175	185
Sta. Rita de Cássia	124	137	148	147
Vicente de Paulo	204	212	223	215
Marcellino Marchi	-	-	378	358
Água Potável	84	129	109	90
São José	243	263	274	277
Sta. Luzia	135	144	146	147
Nossa Sra. Aparecida	101	114	124	118
Coqueiros	117	112	119	118
Bica	205	229	242	232

- não coletada

APÊNDICE C

Neste apêndice são apresentados os valores da concentração de Sólidos Totais dissolvidos, em mg.L^{-1} (tabela C), das águas da cidade de Amparo, ao longo do ano de 2018.

Tabela C - Sólidos totais dissolvidos, em mg.L^{-1} , das águas da cidade de Amparo, no ano de 2018.

FONTE	Verão	Outono	Inverno	Primavera
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
São Benedito	890	1440	291	5833
Nossa Sra. Amparo	366	432	272	3820
Sta. Rita de Cássia	2240	1279	237	7178
Vicente Paulo	293	6818	259	7273
Marcellino Marchi	-	-	327	4196
São José	408	6118	328	7168
Sta. Luzia	3021	6295	196	599
Nossa Sra. Aparecida	181	10357	219	14272
Coqueiros	5580	10593	177	4175
Bica	386	13201	323	392

- não coletada

APÊNDICE D

Neste apêndice são apresentados os valores de concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, em mg.L⁻¹, nas Tabelas D.1 e D.2 e D.3 apresenta as médias das concentrações dos elementos, nas águas minerais da cidade de Amparo, coletadas no verão e inverno de 2018

Tabela D.1 - Concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, em mg.L⁻¹, nas águas minerais da cidade de Amparo, coletadas no verão de 2018 ± desvio padrão

	Vicente de Paulo	São José	Santa Luzia	Nossa Sra. Amparo	São Benedito	Sta. Rita de Cássia	Água Potável	Coqueiros	Nossa Sra. Aparecida	VMP
Elementos	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Al	0,232 ± 0,003	0,262 ± 0,003	0,213 ± 0,002	0,148 ± 0,001	0,333 ± 0,002	0,275 ± 0,002	0,404 ± 0,002	0,420 ± 0,005	0,226 ± 0,003	0,200
As	< LMQ	0,0011 ± 0,0001	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	0,010
Ba	0,129 ± 0,0003	0,179 ± 0,002	0,0479 ± 0,0006	0,1705 ± 0,0006	0,241 ± 0,002	0,0696 ± 0,0004	0,0393 ± 0,0001	0,179 ± 0,001	0,1346 ± 0,0007	0,700
Ca	15,16 ± 0,03	16,4 ± 0,1	11,4 ± 0,2	13,08 ± 0,09	13,7 ± 0,02	6,0 ± 0,06	4,07 ± 0,01	8,45 ± 0,06	6,98 ± 0,03	-
Cd	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	0,005
Cr	< LMQ	0,00589 ± 0,00002	< LMQ	< LMQ	0,0070 ± 0,0001	< LMQ	< LMQ	0,00798 ± 0,00008	0,0061 ± 0,0001	0,050
Fe	0,0449 ± 0,0002	0,0285 ± 0,0002	0,0270 ± 0,0003	0,01233 ± 0,00005	0,0688 ± 0,0001	0,0586 ± 0,0003	0,145 ± 0,002	0,0976 ± 0,0007	0,0413 ± 0,0004	2,400
K	2,281 ± 0,004	3,509 ± 0,004	1,7660 ± 0,0006	1,760 ± 0,002	3,5620 ± 0,0009	1,419 ± 0,001	2,015 ± 0,003	3,668 ± 0,002	2,629 ± 0,002	-
Mg	4,139 ± 0,001	9,147 ± 0,003	4,377 ± 0,002	2,35 ± 0,01	2,4820 ± 0,0007	2,21 ± 0,01	1,296 ± 0,003	6,193 ± 0,006	4,562 ± 0,001	-
Mn	< LMQ	< LMQ	0,00278 ± 0,00005	0,00470 ± 0,00001	< LMQ	0,001826 ± 0,000008	0,00568 ± 0,00002	0,00132 ± 0,00001	< LMQ	0,400
Na	9,334 ± 0,005	16,75 ± 0,01	10,375 ± 0,007	9,79 ± 0,04	17,402 ± 0,002	9,66 ± 0,06	2,010 ± 0,006	6,23 ± 0,04	4,76 ± 0,04	200
Ni	0,0535 ± 0,0007	0,0584 ± 0,0002	0,074 ± 0,001	0,043 ± 0,001	0,059 ± 0,002	0,041 ± 0,001	0,0103 ± 0,0003	0,047 ± 0,001	0,0373 ± 0,0005	0,070
Pb	< LMQ	0,0116 ± 0,0005	< LMQ	< LMQ	0,0117 ± 0,0003	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	0,010
Zn	0,00956 ± 0,00006	0,0136 ± 0,0001	0,0142 ± 0,0001	0,0410 ± 0,0003	0,0486 ± 0,0003	0,0149 ± 0,0001	0,0132 ± 0,0001	0,0318 ± 0,0003	0,01309 ± 0,00008	5,000
Dureza Total	54,95 ± 0,96	78,68565 ± 0,00001	46,533 ± 0,130	42,38 ± 0,01	44,4758 ± 0,0001	24,10 ± 0,11	15,51 ± 0,26	46,69 ± 0,06	36,24 ± 0,04	500

Tabela D.2 - Concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, em mg.L⁻¹, nas águas minerais da cidade de Amparo, coletadas no inverno de 2018 ± desvio padrão

	Vicente Paulo	São José	Santa Luzia	Nossa Sra. Amparo	São Benedito	Sta. Rita de cássia	Água Potável	Coqueiros	Nossa Sra. Aparecida	VMP
Elementos	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Al	0,303 ± 0,005	0,262 ± 0,003	0,151 ± 0,003	0,209 ± 0,003	0,333 ± 0,002	0,220 ± 0,003	0,135 ± 0,001	0,401 ± 0,002	0,1457 ± 0,0006	0,200
As	0,0018 ± 0,0001	0,0011 ± 0,0001	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	0,010
Ba	0,184 ± 0,001	0,179 ± 0,002	0,0337 ± 0,0002	0,179 ± 0,002	0,241 ± 0,002	0,0922 ± 0,0007	0,0446 ± 0,0001	0,156 ± 0,002	0,146 ± 0,001	0,700
Ca	22,68 ± 0,02	16,4 ± 0,1	7,32 ± 0,06	12,6 ± 0,1	13,7 ± 0,02	9,58 ± 0,09	5,912 ± 0,007	8,11 ± 0,04	7,66 ± 0,04	-
Cd	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	< LMQ	0,005
Cr	0,00386 ± 0,00002	0,00589 ± 0,00002	0,00163 ± 0,00003	0,00167 ± 0,00003	0,0070 ± 0,0001	< LMQ	< LMQ	0,0108 ± 0,0001	0,0089 ± 0,0001	0,050
Fe	0,0293 ± 0,0002	0,0285 ± 0,0002	0,013627 ± 0,000004	0,03337 ± 0,00009	0,0688 ± 0,0001	0,03709 ± 0,00009	0,1380 ± 0,0006	0,205 ± 0,002	0,0511 ± 0,0002	2,400
K	3,631 ± 0,003	3,509 ± 0,004	1,79 ± 0,06	2,968 ± 0,005	3,5620 ± 0,0009	1,9870 ± 0,0004	3,734 ± 0,003	3,3 ± 0,1	3,61 ± 0,002	-
Mg	5,973 ± 0,005	9,147 ± 0,003	2,30 ± 0,01	3,082 ± 0,006	2,4820 ± 0,0007	3,526 ± 0,003	5,43 ± 0,03	4,0 ± 0,1	5,43 ± 0,03	-
Mn	0,001108 ± 0,000004	< LMQ	< LMQ	0,00133 ± 0,00001	< LMQ	0,00119 ± 0,00001	1,832 ± 0,003	0,00197 ± 0,00003	0,001826 ± 0,000008	0,400
Na	24,142 ± 0,005	16,75 ± 0,01	17,8 ± 0,5	11,44 ± 0,06	17,402 ± 0,002	6,787 ± 0,005	5,33 ± 0,02	7,11 ± 0,09	6,22 ± 0,01	200
Ni	0,083 ± 0,001	0,0584 ± 0,0002	0,0538 ± 0,0008	0,0487 ± 0,0005	0,059 ± 0,002	0,058 ± 0,001	0,0165 ± 0,0003	0,0488 ± 0,0009	0,0454 ± 0,0009	0,070
Pb	0,0178 ± 0,0004	0,0116 ± 0,0005	0,0103 ± 0,0003	0,01424 ± 0,00008	0,0117 ± 0,0003	< LMQ	< LMQ	0,0094 ± 0,0003	0,0076 ± 0,0003	0,010
Zn	0,0313 ± 0,0003	0,0136 ± 0,0001	0,01240 ± 0,00003	0,0173 ± 0,0001	0,0486 ± 0,0003	0,085 ± 0,001	0,0190 ± 0,0001	0,0204 ± 0,0002	0,01884 ± 0,00005	5,000
Dureza Total	81,309 ± 0,009	78,6856 ± 0,0001	27,776 ± 0,013	44,19 ± 0,01	44,4758 ± 0,0001	38,47 ± 0,11	37,15 ± 0,20	36,75 ± 0,06	41,52 ± 0,03	500

D.3 – Média das concentrações dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn, em mg.L⁻¹, nas águas minerais da cidade de Amparo, coletadas no verão e inverno de 2018.

	Vicente Paulo	São José	Santa Luzia	Nossa Sra. Amparo	São Benedito	Sta. Rita de cássia	Água Potável	Coqueiros	Sra. Aparecida
Al	0,27	0,26	0,18	0,18	0,33	0,25	0,27	0,41	0,05
Ca	18,92	16,40	9,36	12,84	13,70	7,80	4,99	8,28	7,32
Fe	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	0,07	0,05	0,14	0,15	0,05
K	2,96	3,51	1,78	2,36	3,56	1,70	2,87	3,48	3,12
Mg	5,06	9,15	3,34	2,72	2,48	2,90	3,36	5,09	5,00
Na	16,73	16,75	14,09	10,6	17,40	8,23	3,67	6,67	5,49
Mn	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ
As	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ
Ba	0,16	0,18	<LMQ	0,17	0,24	0,08	<LMQ	0,17	0,14
Cd	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ
Cr	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ	<LMQ
Ni	0,07	0,06	0,06	0,05	0,06	0,05	0,013	0,05	0,04
Pb	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Zn	0,02	<LMQ	<LMQ	0,03	0,05	0,05	0,02	0,03	<LMQ

APÊNDICE E

Neste apêndice são apresentados os valores de concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po (Tabelas E.1, E.2, E.3 e E.4), em mBq L^{-1} e, a Tabela E.5 apresenta os valores das médias dos radionuclídeos em mBq L^{-1} .

Tabela E.1 – Concentração do radionuclídeo ^{226}Ra , em $\text{mBq L}^{-1} \pm$ desvio padrão, das águas minerais da cidade de Amparo, nas estações do ano de 2018

Fonte	Verão			Outono			Inverno			Primavera		
	mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}		
São Benedito	13,21	$\pm$	0,40	13,68	$\pm$	1,44	26,01	$\pm$	8,2	19,73	$\pm$	0,26
Nossa Sra. Amparo	18,90	$\pm$	2,39	19,22	$\pm$	4,46	16,76	$\pm$	1,4	14,87	$\pm$	0,45
Sta. Rita de Cássia	20,07	$\pm$	0,72	16,37	$\pm$	0,63	19,43	$\pm$	4,2	16,76	$\pm$	3,32
Vicente de Paulo	12,63	$\pm$	1,06	7,65	$\pm$	0,23	8,99	$\pm$	0,9	11,00	$\pm$	2,15
Marcellino Marchi	-		-	-		-	6,38	$\pm$	0,5	7,05	$\pm$	1,03
Água Potável	<LID			5,56	$\pm$	0,17	4,65	$\pm$	0,1	15,79	$\pm$	0,70
São José	28,81	$\pm$	2,88	20,40	$\pm$	3,21	21,01	$\pm$	0,9	19,17	$\pm$	0,71
Sta. Luzia	6,44	$\pm$	0,24	5,12	$\pm$	0,07	4,70	$\pm$	0,1	8,65	$\pm$	2,03
Nossa Sra. Aparecida	15,96	$\pm$	0,64	12,71	$\pm$	0,51	17,19	$\pm$	0,8	14,43	$\pm$	0,43
Coqueiros	19,86	$\pm$	0,86	11,50	$\pm$	0,43	*		*	18,32	$\pm$	1,16
Bica	38,50	$\pm$	7,21	33,77	$\pm$	1,31	**		**	30,08	$\pm$	1,10

- não coletada *não medida **fonte seca

Tabela E.2 – Concentração do radionuclídeo ^{228}Ra , em $\text{mBq. L}^{-1} \pm$ desvio padrão, das águas minerais da cidade de Amparo, nas estações do ano de 2018

Fonte	Verão			Outono			Inverno			Primavera		
	mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}		
São Benedito	48,81	$\pm$	4,5	29,74	$\pm$	8,42	72,40	$\pm$	3,591	67,49	$\pm$	10
Nossa Sra. Amparo	30,42	$\pm$	1,2	14,81	$\pm$	1,39	12,58	$\pm$	0,207	51,04	$\pm$	0,2
Sta. Rita de Cássia	14,25	$\pm$	0,3	4,91	$\pm$	0,42	6,01	$\pm$	0,374	40,11	$\pm$	1,7
Vicente de Paulo	8,69	$\pm$	0,1	5,71	$\pm$	0,58	18,84	$\pm$	0,64	22,23	$\pm$	0,1
Marcellino Marchi	-		-	-		-	12,84	$\pm$	0,557	17,34	$\pm$	3,3
Água Potável	20,26	$\pm$	1,7	<LID			3,94	$\pm$	0,522	12,40	$\pm$	0,4
São José	18,26	$\pm$	0,1	34,81	$\pm$	2,62	31,39	$\pm$	1,137	87,97	$\pm$	7,2
Sta. Luzia	6,86	$\pm$	0,2	6,43	$\pm$	0,09	15,51	$\pm$	1,382	20,30	$\pm$	1,1
Nossa Sra. Aparecida	45,01	$\pm$	4,3	14,58	$\pm$	0,43	25,25	$\pm$	5,708	49,09	$\pm$	4,3
Coqueiros	13,59	$\pm$	0,3	8,26	$\pm$	0,16	*		*	57,75	$\pm$	5,1
Bica	36,18	$\pm$	11	31,76	$\pm$	0,94	**		**	98,96	$\pm$	0,2

- não coletada *não medida **fonte seca

Tabela E.3 – Concentração do radionuclídeo ^{210}Pb , em $\text{mBq. L}^{-1} \pm$ desvio padrão, das águas minerais da cidade de Amparo, nas estações do ano de 2018

Fonte	Verão			Outono			Inverno			Primavera		
	mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}		
São Benedito	10,96	$\pm$	1,60	37,08	$\pm$	3,34	37,58	$\pm$	3,38	21,00	$\pm$	1,89
Nossa Sra. Amparo	28,52	$\pm$	1,12	56,63	$\pm$	5,10	46,86	$\pm$	3,38	30,85	$\pm$	2,29
Sta. Rita de Cássia	35,08	$\pm$	1,57	31,23	$\pm$	6,25	36,53	$\pm$	3,29	38,27	$\pm$	3,08
Vicente de Paulo	10,83	$\pm$	0,25	26,77	$\pm$	2,41	18,39	$\pm$	2,11	10,02	$\pm$	0,90
Marcellino Marchi	-		-	-		-	34,93	$\pm$	4,31	22,89	$\pm$	2,06
Água Potável	<LID			<LID			<LID			<LID		
São José	10,86	$\pm$	0,98	29,69	$\pm$	2,67	21,77	$\pm$	1,96	35,83	$\pm$	3,22
Sta. Luzia	29,87	$\pm$	2,69	26,36	$\pm$	2,74	46,65	$\pm$	1,17	26,73	$\pm$	1,91
Nossa Sra. Aparecida	13,92	$\pm$	1,25	51,85	$\pm$	0,50	36,76	$\pm$	3,31	21,10	$\pm$	1,90
Coqueiros	20,17	$\pm$	1,82	76,96	$\pm$	3,66	*		*	24,17	$\pm$	4,27
Bica	11,78	$\pm$	1,72	13,07	$\pm$	1,17	**		**	16,79	$\pm$	1,51

- não coletada *não medida **fonte seca

Tabela E.4 – Concentração do radionuclídeo ^{210}Po , em $\text{mBq. L}^{-1} \pm$ desvio padrão, das águas minerais da cidade de Amparo, nas estações do verão e outono do ano de 2018

Fonte	Verão			Outono		
	mBq.L^{-1}			mBq.L^{-1}		
São Benedito	101,47	$\pm$	10,54	15,89	$\pm$	0,95
Nossa Sra. Amparo	9,64	$\pm$	0,94	*	$\pm$	*
Sta. Rita de Cássia	*	$\pm$	*	*	$\pm$	*
Vicente de Paulo	6,97	$\pm$	0,58	7,71	$\pm$	0,66
Marcellino Marchi	-	-	-	*	-	*
Potável	*	$\pm$	*	*	$\pm$	*
São José	*	$\pm$	*	*	$\pm$	*
Sta. Luzia	14,71	$\pm$	1,04	*	$\pm$	*
Nossa Sra. Aparecida	7,55	$\pm$	0,82	*	$\pm$	*
Coqueiros	10,07	$\pm$	0,64	49,97	$\pm$	1,74
Bica	7,92	$\pm$	0,70	*	$\pm$	*

- não coletada *não medida

Tabela E.5 – Média das concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , em $\text{mBq L}^{-1} \pm$ desvio padrão, das águas minerais da cidade de Amparo, durante as quatro estações de 2018.

FONTE	Ra-226			Ra-228			Pb-210			Po-210		
	mBq L^{-1}			mBq L^{-1}			mBq L^{-1}			mBq L^{-1}		
São Benedito	18,16	$\pm$	2,58	54,61	$\pm$	6,75	26,66	$\pm$	4,49	58,68	$\pm$	4,80
Nossa Sra. Amparo	17,44	$\pm$	2,17	27,21	$\pm$	0,73	40,71	$\pm$	5,33	9,64	$\pm$	0,038
Sta. Rita de Cássia	18,16	$\pm$	2,21	16,32	$\pm$	0,71	35,28	$\pm$	3,81	*		*
Vicente de Paulo	10,07	$\pm$	1,09	13,87	$\pm$	0,35	16,50	$\pm$	1,90	7,34	$\pm$	0,94
Marcellino Marchi	3,36	$\pm$	0,38	7,55	$\pm$	1,91	28,91	$\pm$	1,61	*		*
Água Potável	6,78	$\pm$	0,25	8,72	$\pm$	0,88	<LID			*		*
São José	22,35	$\pm$	1,91	43,11	$\pm$	2,77	24,54	$\pm$	4,72	*		*
Sta. Luzia	6,23	$\pm$	1,17	12,28	$\pm$	0,69	32,40	$\pm$	6,15	14,71	$\pm$	1,04
Nossa Sra. Aparecida	15,07	$\pm$	0,59	33,48	$\pm$	3,70	30,91	$\pm$	2,13	7,55	$\pm$	0,82
Coqueiros	12,42	$\pm$	0,61	19,90	$\pm$	1,84	36,33	$\pm$	2,58	30,02	$\pm$	0,55
Bica	25,59	$\pm$	2,41	41,73	$\pm$	4,13	10,41	$\pm$	0,39	7,92	$\pm$	0,70

*não medida

APÊNDICE F

Neste apêndice são apresentados os valores de dose efetiva comprometida dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po para indivíduos do público de até 15 anos, são apresentados nas Tabelas F.1, F.2, F.3 e F.4, referente as estações do verão, outono, inverno e primavera, os valores referentes ao radionuclídeo ^{210}Po foram medidos apenas nas estações do verão e outono, das fontes São Benedito, Nossa Senhora do Amparo, Vicente de Paulo, Santa Luzia, Nossa Senhora Aparecida, Coqueiros e Bica.

Tabela F.1 - Dose efetiva comprometida, em mSv a^{-1} , dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po para indivíduos do público de até 15 anos (He^1) e do público adulto (He^2), coletadas no verão do ano de 2018

VERÃO 2018									
Dose Efetiva (He^1) para indivíduos do público de até 15 anos					Dose Efetiva (He^2) para indivíduos do público adulto				
FONTE	^{226}Ra (mSv/a)	^{228}Ra (mSv/a)	^{210}Pb (mSv/a)	^{210}Po (mSv/a)	FONTE	^{226}Ra (mSv/a)	^{228}Ra (mSv/a)	^{210}Pb (mSv/a)	^{210}Po (mSv/a)
São Benedito	0,01	0,01	0,03	0,12	São Benedito	0,003	0,025	0,006	0,089
Nossa Sra. Amparo	0,02	0,02	0,02	0,01	Nossa Sra. Amparo	0,004	0,015	0,014	0,008
Sta. Rita de Cássia	0,02	0,02	0,02	*	Sta. Rita de Cássia	0,004	0,007	0,018	*
Vicente de Paulo	0,01	0,01	0,01	0,01	Vicente de Paulo	0,003	0,004	0,005	0,006
Marcellino Marchi	-	-	0,01	*	Marcellino Marchi	-	-	-	*
Água Potável	0,00	0,01	0,01	*	Água Potável	0,000	0,010	-0,005	*
São José	0,03	0,02	0,02	*	São José	0,006	0,009	0,005	*
Sta. Luzia	0,01	0,01	0,01	0,02	Sta. Luzia	0,001	0,003	0,015	0,013
Nossa Sra. Aparecida	0,02	0,01	0,02	0,01	Nossa Sra. Aparecida	0,003	0,023	0,007	0,007
Coqueiros	0,02	0,01	-	0,01	Coqueiros	0,004	0,007	0,010	0,009
Bica	0,04	0,04	-	0,01	Bica	0,008	0,018	0,006	0,007

- não coletada * não medida

Tabela F.2 - Dose efetiva comprometida, em mSv a⁻¹, dos radionuclídeos ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po para indivíduos do público de até 15 anos (He¹) e do público adulto (He²), coletadas no outono de 2018.

OUTONO 2018									
Dose Efetiva (He ¹) para indivíduos do público de até 15 anos					Dose Efetiva (He ²) para indivíduos do público adulto				
FONTE	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	FONTE	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po
	(mSv/a)	(mSv/a)	(mSv/a)	(mSv/a)		(mSv/a)	(mSv/a)	(mSv/a)	(mSv/a)
São Benedito	0,01	0,12	0,05	0,02	São Benedito	0,003	0,015	0,019	0,014
Nossa Sra. Amparo	0,02	0,06	0,08	*	Nossa Sra. Amparo	0,004	0,007	0,029	*
Sta. Rita de Cássia	0,02	0,02	0,04	*	Sta. Rita de Cássia	0,003	0,002	0,016	*
Vicente de Paulo	0,01	0,02	0,04	0,01	Vicente de Paulo	0,002	0,003	0,013	0,007
Marcellino Marchi	-	-	-	*	Marcellino Marchi	-	-	-	*
Água Potável	0,01	-0,01	0,00	*	Água Potável	0,001	-0,001	0,000	*
São José	0,02	0,13	0,04	*	São José	0,004	0,018	0,015	*
Sta. Luzia	0,01	0,03	0,04	*	Sta. Luzia	0,001	0,003	0,013	*
Nossa Sra. Aparecida	0,01	0,06	0,07	*	Nossa Sra. Aparecida	0,003	0,007	0,026	*
Coqueiros	0,01	0,03	0,11	0,06	Coqueiros	0,002	0,004	0,039	0,044
Bica	0,04	0,12	0,02	*	Bica	0,007	0,016	0,007	*

- não coletada * não medida

Tabela F.3 - Dose efetiva comprometida, em mSv a⁻¹, dos radionuclídeos ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po para indivíduos do público de até 15 anos (He¹) e do público adulto (He²), coletadas no inverno de 2018.

INVERNO 2018									
Dose Efetiva (He ¹) para indivíduos do público de até 15 anos					Dose Efetiva (He ²) para indivíduos do público adulto				
FONTE	²²⁶ Ra (mSv/a)	²²⁸ Ra (mSv/a)	²¹⁰ Pb (mSv/a)	²¹⁰ Po (mSv/a)	FONTE	²²⁶ Ra (mSv/a)	²²⁸ Ra (mSv/a)	²¹⁰ Pb (mSv/a)	²¹⁰ Po (mSv/a)
São Benedito	0,03	0,28	0,05	*	São Benedito	0,005	0,015	0,019	*
Nossa Sra. Amparo	0,02	0,05	0,06	*	Nossa Sra. Amparo	0,003	0,003	0,024	*
Sta. Rita de Cássia	0,02	0,02	0,05	*	Sta. Rita de Cássia	0,004	0,001	0,018	*
Vicente de Paulo	0,01	0,07	0,03	*	Vicente de Paulo	0,002	0,004	0,009	*
Marcellino Marchi	0,01	0,05	0,05	*	Marcellino Marchi	0,00	0,00	0,02	*
Água Potável	0,01	0,02	0,00	*	Água Potável	0,001	0,001	-0,002	*
São José	0,02	0,12	0,03	*	São José	0,004	0,006	0,011	*
Sta. Luzia	0,01	0,06	0,06	*	Sta. Luzia	0,001	0,003	0,023	*
Nossa Sra. Aparecida	0,02	0,10	0,05	*	Nossa Sra. Aparecida	0,004	0,005	0,019	*
Coqueiros	**	**	**	*	Coqueiros	**	**	**	*
Bica	**	**	**	*	Bica	**	**	**	*

- não coletada *não medida **fonte seca

Tabela F.4 - Dose efetiva comprometida, em mSv a⁻¹, dos radionuclídeos ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po para indivíduos do público de até 15 anos (He¹) e do público adulto (He²), coletadas no primavera de 2018

PRIMAVERA 2018									
Dose Efetiva (He ¹) para indivíduos do público de até 15 anos					Dose Efetiva (He ²) para indivíduos do público adulto				
FONTE	²²⁶ Ra (mSv/a)	²²⁸ Ra (mSv/a)	²¹⁰ Pb (mSv/a)	²¹⁰ Po (mSv/a)	FONTE	²²⁶ Ra (mSv/a)	²²⁸ Ra (mSv/a)	²¹⁰ Pb (mSv/a)	²¹⁰ Po (mSv/a)
São Benedito	0,07	0,26	0,03	*	São Benedito	0,014	0,014	0,011	*
Nossa Sra. Amparo	0,06	0,20	0,04	*	Nossa Sra. Amparo	0,010	0,010	0,016	*
Sta. Rita de Cássia	0,04	0,16	0,05	*	Sta. Rita de Cássia	0,008	0,008	0,019	*
Vicente de Paulo	0,02	0,09	0,01	*	Vicente de Paulo	0,005	0,005	0,005	*
Marcellino Marchi	0,02	0,07	0,03	*	Marcellino Marchi	0,00	0,00	0,01	*
Água Potável	0,01	0,05	0,00	*	Água Potável	0,003	0,003	-0,002	*
São José	0,10	0,34	0,05	*	São José	0,018	0,018	0,018	*
Sta. Luzia	0,02	0,08	0,04	*	Sta. Luzia	0,004	0,004	0,013	*
Nossa Sra. Aparecida	0,05	0,19	0,03	*	Nossa Sra. Aparecida	0,004	0,010	0,011	*
Coqueiros	0,06	0,22	0,03	*	Coqueiros	0,01	0,01	0,01	*
Bica	0,11	0,38	0,02	*	Bica	0,02	0,02	0,01	*

*não medida

APÊNDICE G

Neste apêndice, estão apresentados os valores da correlação de Pearson para o pH, temperatura (T°C), condutividade elétrica (CE), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po e dos elementos químicos inorgânicos Al, Ca, K, Mg e Na, referente a estação do verão, outono, inverno e primavera de 2018.

Tabela G.1 - Valores da correlação de Pearson para o pH, temperatura (T°C), condutividade elétrica (CE), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e dos elementos químicos inorgânicos Al, Ca, K, Mg e Na, referente a estação do verão de 2018.

	Ra-226	Ra-228	Pb-210	pH	CE	T(°C)	STD	Al	Ca	K	Mg	Na
Ra-226	1											
Ra-228	0,22004	1										
Pb-210	-0,30946	-0,42316	1									
pH	-0,8381	-0,18376	0,16323	1								
CE	0,45494	0,011077	-0,52997	-0,36891	1							
T(°C)	0,30863	-0,0414	-0,40403	-0,19407	-0,17988	1						
STD	-0,22956	-0,49426	0,43074	0,33878	-0,55263	0,26797	1					
Al	0,18089	-0,02008	-0,24156	0,41517	-0,20025	0,39029	0,67858	1				
Ca	0,093071	-0,06337	-0,52979	0,008962	0,93669	-0,24811	-0,45559	-0,2318	1			
K	0,3582	0,32102	-0,75151	0,46752	0,26923	0,44558	0,16158	0,69862	0,29443	1		
Mg	0,54338	-0,28902	-0,46255	0,12358	0,35841	0,68667	0,12909	0,26183	0,32638	0,59001	1	
Na	0,21152	0,16261	-0,3053	0,10244	0,76024	-0,3989	-0,32662	0,051227	0,69329	0,3391	0,15551	1

Tabela G.2 - Análise de correlação de Pearson para a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , condutividade elétrica (CE), temperatura ($T(^{\circ}\text{C})$), sólidos totais dissolvidos (STD), referente a estação do outono de 2018.

	Ra-226	Ra-228	Pb-210	pH	CE	T($^{\circ}\text{C}$)	STD
Ra-226	1						
Ra-228	0,22004	1					
Pb-210	-0,30946	-0,42316	1				
pH	-0,8381	-0,18376	0,16323	1			
CE	0,45494	0,011077	-0,52997	-0,36891	1		
T($^{\circ}\text{C}$)	0,30863	-0,0414	-0,40403	-0,19407	-0,17988	1	
STD	-0,22956	-0,49426	0,43074	0,33878	-0,55263	0,26797	1

Tabela G.3 - Valores da correlação de Pearson para o pH, temperatura (T°C), condutividade elétrica (CE), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e dos elementos químicos inorgânicos Al, Ca, K, Mg e Na, referente a estação do inverno de 2018.

	Ra-226	Ra-228	Pb-210	pH	CE	T(°C)	STD	Al	Ca	K	Mg	Na
Ra-226	1											
Ra-228	0,6047	1										
Pb-210	-0,08114	-0,09927	1									
pH	-0,63912	-0,62278	0,36517	1								
CE	0,25318	0,32979	-0,72079	-0,66647	1							
T(°C)	0,38584	0,3895	-0,80597	-0,3695	0,79049	1						
STD	0,17381	0,034475	-0,16794	0,28722	-0,14006	0,2912	1					
Al	0,45477	0,61127	-0,56606	-0,88509	0,71678	0,51231	-0,43597	1				
Ca	0,009684	0,1646	-0,79771	-0,67374	0,79651	0,49694	-0,27929	0,78124	1			
K	0,42085	0,54029	-0,57671	-0,64843	0,50377	0,49071	0,43901	0,5092	0,58642	1		
Mg	0,13217	-0,0559	-0,81249	-0,16105	0,66966	0,81338	0,53133	0,17206	0,49786	0,54263	1	
Na	-0,36321	0,28348	-0,47643	-0,35984	0,63994	0,33319	-0,45009	0,59088	0,73204	0,24751	0,16347	1

Tabela G.4 - Análise de correlação de Pearson para a média da concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , condutividade elétrica (CE), temperatura ($T(^{\circ}\text{C})$), sólidos totais dissolvidos (STD), referente a estação da primavera de 2018.

	Ra-226	Ra-228	Pb-210	pH	CE	T($^{\circ}\text{C}$)	STD
Ra-226	1						
Ra-228	0,91044	1					
Pb-210	-0,0587	0,091421	1				
pH	-0,70615	-0,55662	0,17867	1			
CE	0,40885	0,55217	-0,0418	-0,66995	1		
T($^{\circ}\text{C}$)	0,42157	0,45167	0,015051	-0,31992	0,39295	1	
STD	-0,25806	-0,14186	0,009871	0,65572	-0,21977	-0,08834	1

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Diretoria de Pesquisa, Desenvolvimento e Ensino
Av. Prof. Lineu Prestes, 2242 – Cidade Universitária CEP: 05508-000
Fone/Fax(0XX11) 3133-8908
SÃO PAULO – São Paulo – Brasil
<http://www.ipen.br>

O IPEN é uma Autarquia vinculada à Secretaria de Desenvolvimento, associada à Universidade de São Paulo e gerida técnica e administrativamente pela Comissão Nacional de Energia Nuclear, órgão do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações.