

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA NUCLEAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS E TÉCNICAS NUCLEARES

**ESTUDO DE RADIONUCLÍDEOS NATURAIS EM ÁGUAS DE
AQUÍFEROS DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO
HORIZONTE**

Carla Pereira Ricardo

Belo Horizonte
2012

Carla Pereira Ricardo

ESTUDO DE RADIONUCLÍDEOS NATURAIS EM ÁGUAS DE AQUÍFEROS DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências e Técnicas Nucleares da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências e Técnicas Nucleares.

Área de Concentração: Ciências e Técnicas Nucleares

Linha de pesquisa: Aplicações ao Meio Ambiente

Orientador: Dr. Arno Heeren de Oliveira

Coorientadora: Dra. Maria Ângela de Barros Correia Menezes

Belo Horizonte
Escola de Engenharia
Universidade Federal de Minas Gerais
2012

R488e

Ricardo, Carla Pereira.

Estudo de radionuclídeos naturais em águas de aquíferos da região metropolitana de Belo Horizonte [manuscrito] / Carla Pereira Ricardo. – 2012.

77 f., enc.: il.

Orientador: Arno Heeren de Oliveira.

Coorientadora: Maria Ângela de Barros Correia Menezes.

Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 73-77.

1. Engenharia nuclear - Teses. 2. Radioatividade - Teses. 3. Águas subterrâneas - Teses. 4. Aquíferos - Teses. I. Oliveira, Arno Heeren de. II. Menezes, Maria Angela de Barros Correia. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 621.039(043)

UFMG

UNIVERSIDADE FEDERAL
DE MINAS GERAIS

Departamento de Engenharia Nuclear
Programa de Pós-Graduação em Ciências e Técnicas Nucleares-PCTN
Prédio do PCA 1 – Anexo da Escola de Engenharia
Av. Antônio Carlos, 6627 – Campus Pampulha
Belo Horizonte-MG – CEP: 31.270-901

E-mail: poscctn@nuclear.ufmg.br

Fone: (31) 3409-6666



TÍTULO DA 366ª DISSERTAÇÃO

“Estudo de radionuclídeos naturais em águas de aquíferos da região metropolitana de Belo Horizonte”

ALUNA: **Carla Pereira Ricardo**

Dissertação defendida e aprovada pela Comissão Examinadora constituída por:

Presidente da Comissão:

Prof. Dr. Arno Heeren de Oliveira - Orientador

Dr. Vanderley de Vasconcelos

Dra. Helena Eugênia Leonhardt Palmiere

Dr. Amir Zacarias Mesquita

Belo Horizonte, 31 de maio de 2012.

Área de Concentração: **CIÊNCIAS DAS RADIAÇÕES**

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À minha família, principalmente aos meus pais, Carlos e Mônica, minha irmã, Daniela, minha avó Dacíola e minha tia Irmã Adélia, que sempre me apoiaram e torceram por mim nessa caminhada.

Ao meu orientador, Dr. Arno Heeren de Oliveira e à minha coorientadora, Dra. Maria Ângela de Barros Correia Menezes.

Ao Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear – CDTN/CNEN, em especial ao Laboratório de Trítio Ambiental e Laboratório de Radioatividade Natural / Radônio, na pessoa do Me. Zildete Rocha, que proporcionou a realização deste trabalho.

Ao Me. Geraldo Frederico Kastner, pelo auxílio no desenvolvimento das análises de Espectrometria Alfa.

Ao Laboratório de Espectrometria de Massa, em especial à Dra. Helena Palmieri, Laboratório de Cromatografia, em especial à Dra. Lúcia Auler, e ao Laboratório de Análise de Baixa Atividade – URBA, em especial à Dra. Ilza Dalmázio, pela realização de análises fundamentais neste trabalho.

Aos meus amigos e colegas de laboratório, Maria da Glória Martins Linhares, Antônio Francisco Dias, Rose Mary Pinheiros, Talita de Oliveira Santos, Evelise Gomes Lara, e aos amigos do Serviço de Reator e Técnicas Analíticas do CDTN/CNEN: Renato, Nilton, Renata, Geraldo, Aimoré e Ronaldo pelo apoio em todos os momentos.

Aos meus amigos do Departamento de Engenharia Nuclear – DEN, Edna, Adriana, Luciana, Bárbara, Amanda, Fabiano, Reginaldo, Rockhudson, Jean, Mário, Bruninho e Carlos, pelo carinho e pelas conversas.

Ao Vitor, pela ajuda na fase final do trabalho e ao Ernani, pelo auxílio na elaboração e edição de imagens.

Aos amigos da oficina e do serviço de manutenção do CDTN/CNEN pela disposição e auxílio sempre que solicitados e aos motoristas, pela companhia nos trabalhos de campo e pela amizade.

Aos proprietários dos terrenos onde se localizam os poços pesquisados, que possibilitaram a realização deste trabalho.

Ao Departamento de Engenharia Nuclear – DEN e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pelo suporte financeiro.

RESUMO

A Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH – que compreende trinta e quatro municípios do Estado de Minas Gerais se situa sobre embasamento granítico-gnáissico que favorece a ocorrência de radionuclídeos da série do urânio e tório em águas subterrâneas. Em algumas cidades dessa região estas águas são utilizadas para fins de abastecimento urbano e rural. Isto motivou o interesse de se determinar os níveis de radioatividade natural nas águas de aquíferos da RMBH, visto que a constituição geológica de um aquífero contribui para a qualidade da água. O objetivo deste trabalho foi avaliar a presença e a distribuição de emissores alfa total e beta total, urânio (^{238}U e ^{234}U), tório (^{232}Th), rádio (^{226}Ra), e radônio (^{222}Rn) em seis poços tubulares de diferentes aquíferos da RMBH aplicando um conjunto de técnicas analíticas. Também foram avaliados parâmetros físico-químicos, tais como pH, potencial de oxirredução (Eh), temperatura, condutividade, resistividade, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade e dureza. Utilizando um medidor portátil, foi possível determinar os parâmetros físico-químicos destas águas. De acordo com os resultados encontrados, as águas subterrâneas analisadas então dentro dos padrões de potabilidade estabelecidos pelo Ministério da Saúde, em relação à dureza e aos sólidos totais dissolvidos em todos os pontos. Porém, as águas do Carst 1 e Carst 2 estão mais ácidas do que o recomendado, e a do ponto Gnaiss 2 encontra-se no limiar. Para a determinação da concentração de radionuclídeos, as técnicas utilizadas foram: a espectrometria de massas, ICP-MS, a espectrometria alfa, o detector de radônio RAD7, e a contagem direta de resíduo seco. As concentrações de urânio dissolvido encontradas variaram entre 0,017 e 4,63 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, todas abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) da Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde. A concentração de tório variou entre 0,01 e 0,099 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. As concentrações de ^{238}U determinadas variaram entre $4,6\cdot 10^{-4}$ e $6,1\cdot 10^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ e as concentrações de ^{234}U variaram entre $9,1\cdot 10^{-4}$ e $8,2\cdot 10^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ que, de acordo com o Diagrama de Cowart & Osmond, resultaram em razões de atividade isotópica (RA) de sistemas estáveis, ambientes normal redutor e normal oxidante, sendo apenas em um ponto, o Carst 4, o ambiente considerado subjacente à acumulação em formação.

A concentração de radônio na água variou entre 6,5 e 230,0 Bq·L⁻¹. As concentrações de atividade de ²²⁶Ra variaram entre 2,0·10⁻² e 6,0·10⁻² Bq·L⁻¹. As concentrações de atividade beta total determinadas variaram entre 0,10 e 0,39 Bq·L⁻¹, todas abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) da Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde (VMP = 1,0 Bq·L⁻¹). Já as concentrações de atividade alta total determinadas variaram entre 0,04 e 0,54 Bq·L⁻¹. Os resultados indicam que deve ser realizado um levantamento mais amplo da radioatividade natural nas águas da RMBH, o que se mostrou exequível com as técnicas utilizadas nesse trabalho. Devemos levar em consideração que somente um ponto estudado desta região apresentou concentração de atividade de radônio abaixo do limite previsto pela legislação americana para este radioisótopo. Esta informação é valiosa, pois o radônio é responsável por metade da exposição humana à radioatividade natural.

Palavras Chave: Radioatividade Natural. Água Subterrânea. Aquífero.

ABSTRACT

The metropolitan area of Belo Horizonte - MABH – which is composed of thirty four of Minas Gerais' counties, lies on a granitic-gneissic foundation that promotes the occurrence of uranium and thorium series radionuclides in underground water. In some cities in this region these waters are used for urban and rural supply. This has motivated the interest of determining the levels of natural radioactivity in the waters of the aquifers of the MABH, since the geological constitution of an aquifer contributes to the quality of water. The aim of this study was to evaluate the presence and distribution of total alpha emitters and total beta emitters, uranium (^{238}U and ^{234}U), thorium (^{232}Th), radium (^{226}Ra), and radon (^{222}Rn) in six tube wells of different aquifers of MABH by applying a set of analytical techniques. Physical and chemical parameters were also evaluated, such as pH, oxidation-reduction potential (Eh), temperature, conductivity, resistivity, total dissolved solids, alkalinity and hardness. Using a portable meter, it was possible to determine the physical and chemical parameters of these waters and according to the results, the underground water analyzed was within the drinking patterns established by the Brazilian Ministry of Health, in relation to hardness and total dissolved solids at all points. However, the waters of Carst 1 and Carst 2 are more acidic than recommended, and the water at Point Gnaiss 2 is on the threshold. In order to achieve the determination of the concentration of radionuclides, the techniques used were: mass spectrometry, ICP-MS, alpha spectrometry, the RAD7 radon detector, and the direct count of dry residue. The dissolved uranium concentrations found ranged between 0.017 and 4.63 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, all below the Maximum Allowed Value (MAV) according to the Health Ministry Ordinance No. 2,914. and thorium concentration ranged between 0.01 and 0.099 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. The ^{238}U concentrations varied between $4.6\cdot 10^{-4}$ and $6.1\cdot 10^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ and ^{234}U concentrations ranged from $9.1\cdot 10^{-4}$ and $8.2\cdot 10^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ which, in accordance to the diagram of Cowart & Osmond, resulted in isotopic activity ratios (RA) of stable systems, normal reducer and normal oxidizing environments, being in just one point, the Carst 4, the environment considered behind in accumulation in formation.

The concentration of radon in water varied between 6.5 and 230.0 Bq·L⁻¹. ²²⁶Ra activity concentrations ranged from 2.0·10⁻² and 6.0·10⁻² Bq·L⁻¹. The determined gross beta radioactivity concentrations ranged between 0.10 and 0.39 Bq·L⁻¹, all below the maximum allowable value (MAV) from the Health Ministry Ordinance No. 2,914 (MAV = 1.0 Bq·L⁻¹). However, determined gross alpha radioactivity concentrations ranged between 0.04 and 0.54 Bq·L⁻¹. The results indicate that a broader survey of natural radioactivity should be carried out in the waters of RMBH. This proves to be feasible with the techniques used in this field work. This action is necessary because only one point studied this region showed radon activity concentration below the limit provided by in US legislation to this radioisotope, responsible for half of human exposure to radioactivity.

Key Words: Natural Radioactivity. Ground Water. Aquifer.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
3 JUSTIFICATIVA.....	17
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
4.1 Água Subterrânea.....	19
4.2 Aquíferos.....	21
4.3 Composição das Águas.....	23
4.4 Radioatividade Natural.....	25
4.5 Urânio	30
4.6 Razão de Atividade Isotópica do Urânio	31
4.7 Rádio	35
4.8 Radônio	36
4.9 Tório.....	38
5 MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
5.1 Caracterização da Área de Estudo	39
5.1.1 Aquífero Cárstico Lagoa Santa – Carst 1	39
5.1.2 Aquífero Cárstico Jaboticatubas – Carst 2 e Carst 3.....	41
5.1.3 Aquífero Formação Serra de Santa Helena – Carst 4.....	41
5.1.4 Aquífero Complexo Belo Horizonte – Gnaiss 1	43
5.1.5 Aquífero Complexo Belo Horizonte – Gnaiss 2	43
5.2 Métodos de Análise, Amostragem e Preparo das Amostras	44
5.2.1 Determinação de Parâmetros Físico-Químicos.....	44
5.2.2 Determinação dos Emissores Alfa Total e Beta Total	45
5.2.3 Determinação de Urânio e Tório por Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado	46
5.2.4 Determinação dos Isótopos de Urânio e da Razão Isotópica $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$ por Espectrometria Alfa	47
5.2.5 Determinação de ^{222}Rn com Detector Eletrônico de Radônio	50
5.2.6 Determinação de ^{226}Ra por Emissão de Radônio	53

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
6.1 Determinação de Parâmetros Físico-Químicos	56
6.2 Determinação dos Emissores Alfa Total e Beta Total	58
6.3 Determinação de Urânio e Tório por Espectrometria de Massa com Plasma Indutivamente Acoplado	58
6.4 Determinação dos Isótopos de Urânio e da Razão Isotópica $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$ por Espectrometria Alfa.....	59
6.5 Determinação de ^{222}Rn com Detector Eletrônico de Radônio.....	63
6.6 Determinação de ^{226}Ra por Emissão de Radônio	65
7 CONCLUSÃO.....	69
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Dose média anual decorrente de fontes naturais e artificiais	14
Figura 4.1 Esquema da distribuição vertical da água no solo e subsolo	19
Figura 4.2 Representação gráfica do ciclo hidrológico	21
Figura 4.3 Representação gráfica dos tipos de aquífero	23
Figura 4.4 Dose individual média anual decorrente de fontes naturais	27
Figura 4.5 Séries naturais de decaimento radioativo do urânio (4n+2), tório (4n) e actínio (4n+3)	28
Figura 4.6 Representação dos dados obtidos para as águas subterrâneas de Águas de Lindóia (SP), Diagrama de Cowart & Osmond, ilustrativo da concentração de urânio e razão de atividade $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	34
Figura 5.1 Distribuição de poços tubulares cadastrados no CPRM – Lagoa Santa ..	40
Figura 5.2 Distribuição de poços tubulares cadastrados no CPRM – Matozinhos	42
Figura 5.3 Espectrômetro Alfa CANBERRA	49
Figura 5.4 Representação gráfica interna do detector de radônio RAD 7	51
Figura 5.5 Circuito de degasagem para análise de rádio por emanção de radônio	54
Figura 6.1 Representação dos dados obtidos para as águas subterrâneas da RMBH no Diagrama de Cowart & Osmond (1980 <i>apud</i> SILVEIRA; BONOTTO [1995]) ilustrativo da concentração de urânio e razão de atividade $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	57
Figura 6.2 Concentração de urânio e RA em função do potencial de oxirredução Eh	61
Figura 6.3 Concentração de urânio e RA em função do pH	62
Figura 6.4 Crescimento da concentração de radônio em função do tempo de bombeamento do poço Ponto Gnaiss 2	63
Figura 6.5 Concentração de ^{222}Rn e ^{226}Ra em função do ponto de amostragem.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 Propriedade do elemento químico urânio	30
Tabela 5.1 Parâmetros físico-químicos analisados no medidor multiparâmetros	45
Tabela 6.1 Resultados parâmetros físico-químicos	56
Tabela 6.2 Resultados de concentração em atividade de alfa total e beta total	58
Tabela 6.3 Resultados de concentração de urânio total e emissores alfa total	59
Tabela 6.4 Resultados de concentração de ^{238}U e ^{234}U , urânio dissolvido, razão isotópica (RA), pH e potencial de oxirredução (Eh)	60
Tabela 6.5 Resultado da concentração de ^{222}Rn , média de três medidas.....	65
Tabela 6.6 Resultado da concentração de ^{226}Ra	65
Tabela 6.7 Contribuição de cada isótopo emissor alfa para a atividade alfa total	67

1 INTRODUÇÃO

A Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH – compreende trinta e quatro municípios do Estado de Minas Gerais. Está inserida na grande unidade geológica do cráton São Francisco, tendo, ao sul, parte de seu território situado no Quadrilátero Ferrífero e, ao norte, no Grupo Bambuí. A RMBH está localizada na bacia hidrográfica do Rio São Francisco, mais especificamente em áreas das sub-bacias do Rio Paraopeba, do Rio Pará e do Rio das Velhas (SILVA *et al.*, 1995). Seus aquíferos são subdivididos em: aquífero granular, aquífero cárstico, aquífero fissurado-cárstico e aquífero fissurado, de acordo com os aspectos litoestruturais e a natureza da permeabilidade das rochas (MOURÃO; DA CRUZ; GONÇALVES, 2001).

Os aquíferos, interstícios das rochas que servem como via de fluxo e circulação das águas subterrâneas, podem ser de diferentes formas, tamanhos e origens, sendo formados por poros fissuras ou cavidades. A sua permeabilidade, capacidade das rochas de permitir a passagem de água pelos seus interstícios, depende das propriedades físicas das rochas e seu histórico de fatores e processos geológicos (MOOK, 2000). O fator de permeabilidade influencia no tempo de residência das águas subterrâneas e conseqüentemente na sua composição físico-química.

Assim, visto que a composição físico-química da água subterrânea é um produto resultante do enriquecimento mineral de águas provenientes do ciclo hidrológico – ar, superfície e solo – e de seu tempo de residência no aquífero, as diferentes composições dos aquíferos e dos processos de mineralização resultam na diversidade composicional das águas subterrâneas (RIBEIRO *et al.*, 2007). Ou seja, a constituição geológica de um aquífero determinará a qualidade da água, a capacidade de armazenagem e a velocidade da água no seu meio (PINTO; GODOY; DE ALMEIDA, 2006).

Alguns elementos químicos que se incorporam nas águas subterrâneas, por dissolução e/ou, lixiviação, são radioativos. Esses radionuclídeos contribuem para a

exposição do ser humano à radiação natural. O homem, no seu habitat, sempre esteve sujeito à radiação ionizante proveniente do espaço (constituída pela radiação cósmica) e dos radionuclídeos presentes na crosta terrestre (radiação terrestre). Essa radiação natural pode passar para a água, alimentos ou ar.

Já a radiação artificial, produzida pela utilização de reatores nucleares e testes de explosões nucleares, pode aumentar os níveis de radioatividade no meio ambiente devido à liberação de materiais radioativos em decorrência de atividades antropogênicas. Porém, a maior parte da dose média mundial recebida pelo indivíduo provém de fontes naturais, conforme pode ser observado na Figura 1.1 (MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2001) abaixo.

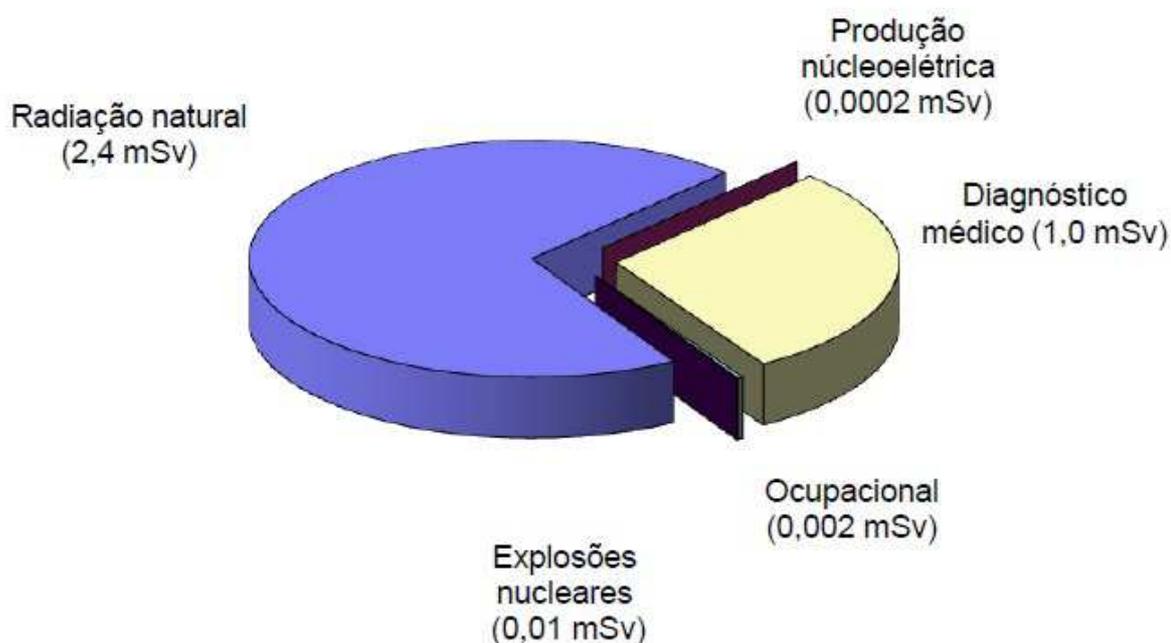


Figura 1.1 Dose média anual decorrente de fontes naturais e artificiais

Algumas regiões do planeta possuem níveis de radiação de fundo (*background*) mais elevados do que outras, devido a fatores geológicos que contribuem para a concentração de elementos radioativos naturais, que em alguns casos alcançam

níveis tão altos que são consideradas regiões anômalas. Esse fato estimula estudos de mapeamento da radiação de fundo em diversas regiões do planeta. Entre os radionuclídeos naturais, um dos que mais influenciam na exposição humana é o radônio (^{222}Rn , ^{219}Rn e ^{220}Rn), nuclídeo radioativo da série do urânio (^{238}U e ^{235}U) e do tório (^{232}Th), que tem sido objeto de inúmeros estudos.

Neste trabalho desenvolveu-se um estudo abrangendo um conjunto de técnicas que possibilitaram uma avaliação da radioatividade natural em aquíferos, em especial dos radionuclídeos que fazem parte da série geradora do radônio. Para isso foram coletadas amostras de águas em seis poços tubulares de diferentes aquíferos da RMBH, e foram determinadas as concentrações de emissores alfa total e beta total, urânio (^{238}U e ^{234}U), tório (^{232}Th), rádio (^{226}Ra), e radônio (^{222}Rn). Também foram avaliados parâmetros físico-químicos, tais como pH, potencial de oxirredução (Eh), temperatura, condutividade, resistividade, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade e dureza.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a radioatividade natural em aquíferos localizados na RMBH, aplicando um conjunto adequado de técnicas analíticas.

Os objetivos específicos foram:

- Estabelecimento de um conjunto de métodos para avaliação preliminar da distribuição de radionuclídeos (U total, ^{234}U e ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra e ^{222}Rn) de ocorrência natural em águas subterrâneas dos diferentes aquíferos da RMBH;
- Determinar a concentração da atividade de radionuclídeos em águas, possibilitando uma análise da distribuição de radionuclídeos de ocorrência natural em águas subterrâneas dos diferentes aquíferos;
- Instalação de circuito específico para análise de ^{226}Ra ;
- Instalação de sistema de análise de espectrometria alfa, e adaptação do método, para a determinação da razão de isotópica de atividade de $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ em águas subterrâneas;
- Obtenção de informações físico-químicas de cada aquífero para caracterizar o ambiente do aquífero e verificar se havia relação desses dados com a ocorrência de radionuclídeos naturais.

3 JUSTIFICATIVA

O estudo das águas subterrâneas se faz necessário quando se tem em mente que esta é a maior e mais segura de todas as fontes de água potável existentes na Terra. Em muitos locais, a maior parte da água potável utilizada é de origem subterrânea – 80 % na Europa e na Rússia e ainda mais no caso do Norte da África e no Médio Oriente. Além disso, ao contrário de outros recursos naturais ou matérias-primas, a água subterrânea existe em todo o mundo. Porém, a possibilidade de ser extraída varia muito de acordo com o local, pois depende das condições de precipitação e da distribuição dos aquíferos, e outros fatores que podem ser estudados para permitir uma gestão de recursos mais adequada (STRUCKMEIER; RUBIN; JONES, 2007).

Devido a isso, são crescentes os estudos de hidrologia de águas subterrâneas que contribuem para que sejam obtidas mais informações sobre águas de consumo humano. Alguns utilizam os isótopos radioativos naturais ou artificiais para o conhecimento de diversos aspectos, tais como: a origem, idade, distribuição, qualidade da água, ocorrência e mecanismo de recarga, as interligações entre corpos de água subterrâneas, identificação das fontes de recarga e áreas de fluxo em grandes fraturas e rochas solúveis, dados litológicos, porosidade, permeabilidade e outros parâmetros de aquíferos, além de fonte e mecanismos de poluição (SINGH; KUMAR, 2005).

Além disso, há um interesse de organismos nacionais e internacionais em se mapear distribuição da radioatividade natural no solo, no ar e nas águas. Principalmente sob o ponto de vista da saúde humana, os radionuclídeos de ocorrência natural, que podem estar presentes em águas subterrâneas, podem ser inalados ou ingeridos, acarretando aos seres vivos uma exposição interna à radiação. Segundo a UNSCEAR – *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* (2000), estima-se que a dose efetiva média anual da população mundial seja de 2,4 mSv, sendo o radônio e os seus produtos de

decaimento de meia-vida curta os mais importantes contribuintes para a exposição humana a partir de fontes naturais.

Estudos anteriores (SANTOS, 2010) demonstram que a região escolhida para o estudo apresenta concentração média de radônio no interior de residências superior a mencionada pela a UNSCEAR para regiões de baixo *background*. Além disso, algumas cidades dessa região apresentaram concentrações médias de radônio elevadas, recomendando estudos adicionais.

Assim, foi escolhida a Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH por estar sob um embasamento granítico-gnáissico, que é conhecido por apresentar concentrações maiores de urânio e tório. E também por serem escassos os dados sobre teor de fundo de radionuclídeos naturais nos solos, e a variação da presença desses radionuclídeos nas águas dessa região.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Água Subterrânea

As águas subterrâneas são aproveitadas desde a idade antiga, época em que se acreditava que a sua origem era a água do mar conduzida através de canais subterrâneos para baixo das montanhas, de onde surgiam nas nascentes depois de serem purificadas. Mais tarde, estudiosos como Pierre Perrault, Edmé Marriotté, Edmond Halley e Vallesièrre foram pioneiros nos estudos das águas subterrâneas, até que La Métherie, em 1971, reportou que a água proveniente da chuva e da neve tem uma parte escoada na superfície, outra parte que umedece os solos e depois evapora ou alimenta as plantas e uma terceira parte que penetra nos reservatórios subterrâneos, a maiores profundidades, de onde reaparecem gradualmente na superfície como fontes ou nascentes (FEITOSA; FILHO, 1997). A Figura 4.1 (AFUBRA, 2012) ilustra a distribuição da água nas faixas do solo.

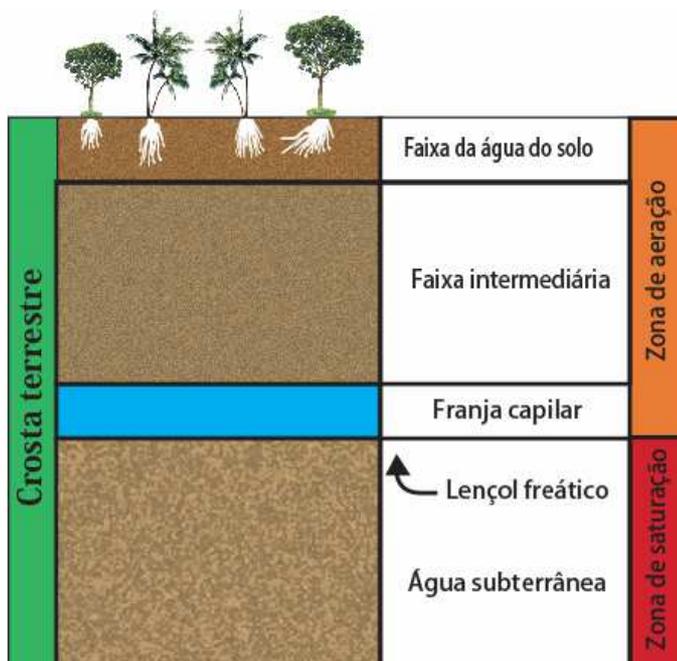


Figura 4.1 Esquema da distribuição vertical da água no solo e subsolo

Com o desenvolvimento de um conceito da água como parte de um sistema, foi possível uma análise das relações entre as águas subterrâneas e as de superfície, estabelecendo-se bases para a gestão das águas subterrâneas por meio de modelos. Assim, as características essenciais da água subterrânea surgem das interações e das relações entre as partes componentes do sistema hídrico global (FEITOSA; FILHO, 1997; GIAMPÁ; GONÇALES, 2006).

A parcela da hidrosfera correspondente às águas subterrâneas tem três origens principais: a meteórica, a conata e a juvenil. As águas de origem meteórica são as que recarregam o manancial subterrâneo pela infiltração, as águas conatas são as estocadas na litosfera a profundidades superiores a 4.000 metros, e as juvenis são as geradas pelos processos magmáticos da terra. Dentre essas, as que mais contribuem para o ciclo hidrológico são as de origem meteóricas, pois constituem 97% dos estoques de água doce que ocorrem no estado líquido nos continentes e ocorrem a profundidades da ordem de até 750 metros, participando do mecanismo de renovação das águas da Terra (GIAMPÁ; GONÇALES, 2006).

O ciclo hidrológico, ilustrado na Figura 4.2 (SPERLING, 2005), é a circulação contínua de umidade e água no nosso planeta. A água evapora dos oceanos e rios para a atmosfera, e os vapores de água se juntam formando as nuvens, que se condensam e precipitam em forma de chuva, granizo ou neve. A precipitação repõe as águas retiradas dos lagos e cursos superficiais. Uma parte da precipitação molha a folhagem e o solo, escoando superficialmente em direção aos cursos de água, outra parte infiltra no solo, umedecendo-o e ficando retida na zona das raízes das plantas, retornando eventualmente à superfície pelos vegetais ou pela capilaridade do solo, e parte infiltra abaixo das zonas das raízes continuando a infiltrar até atingir o reservatório de águas subterrâneas, também chamado de aquífero (CETESB, 1978).

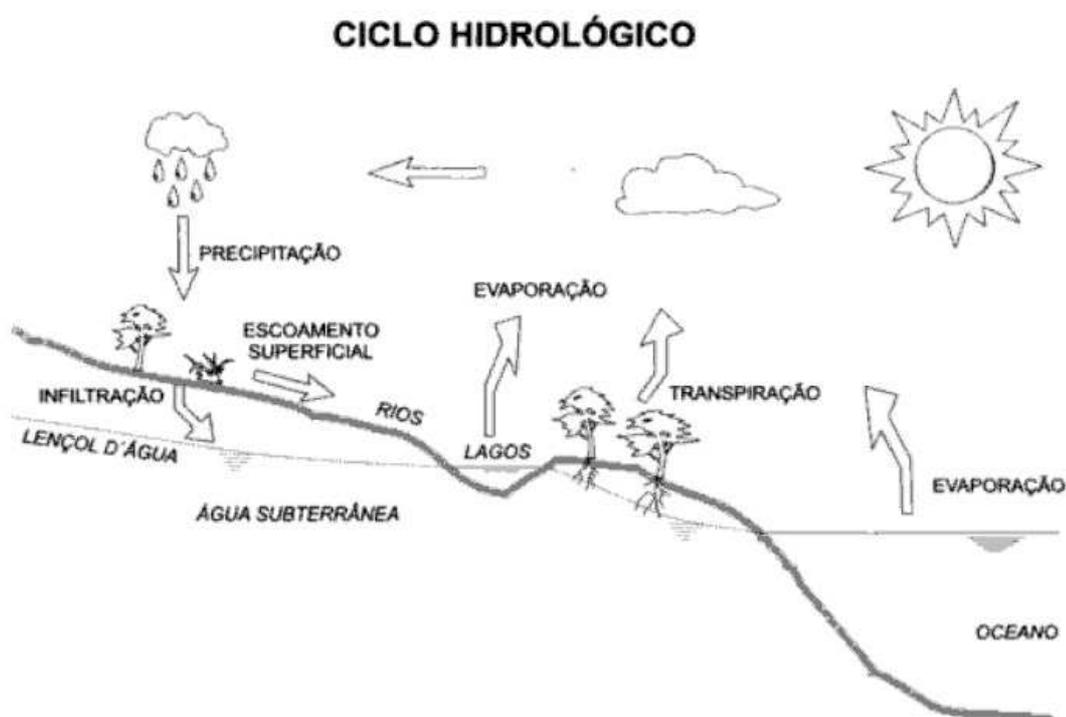


Figura 4.2 Representação gráfica do ciclo hidrológico

4.2 Aquíferos

A água subterrânea penetra no subsolo, se movimentando nos poros, interstícios, fraturas ou fissuras das rochas na parte mais externa da crosta terrestre. Esses espaços onde a água se movimenta são resultantes da dissolução e carreamento de materiais rochosos e do movimento de placas tectônicas. Assim, um aquífero é a unidade geológica saturada capaz de acumular e transmitir quantidades significativas de água subterrânea por meio de seus poros e fissuras (CETESB, 1978; CONAMA, 2008).

Segundo Giampá e Gonçalves (2006), as rochas da crosta terrestre podem ser classificadas como:

- rochas cristalinas: rochas compactas de origem magmática ou vulcânica tais como granitos, basaltos, diabásios e rochas metamórficas tais como gnaisses, quartzitos, micaxistos, mármore calcários e dolomitos e filitos;
- rochas sedimentares: depósitos sedimentares consolidados, tal como arenitos, siltitos e folhelhos.

Como parte da crosta terrestre, há de se considerar também os sedimentos, que são os depósitos não consolidados formados por partículas de minerais ou de rochas, tais como cascalho, areia, silte, argila ou misturas em proporções variadas.

Sendo assim, os tipos de rochas – ígneas, metamórficas, sedimentares e sedimentos – que formam o contexto geológico de uma área determinam as características de um aquífero (GIAMPÁ; GONÇALES, 2006).

As rochas sedimentares, que formam aquíferos do tipo poroso mais relevantes, são as formadas por sedimentos consolidados e que apresentam uma boa permeabilidade, pois as que são pouco permeáveis, como arenitos muito argilosos e siltitos se comportam como aquitardes – camada ou formação semipermeável, delimitada no topo e/ou na base por camadas de permeabilidade muito maior. E os argilitos e folhelhos, por serem considerados impermeáveis, são classificados como aquiocludes (FEITOSA; FILHO, 1997).

Um importante tipo de rocha sedimentar consolidada é o calcário, formado principalmente de carbonato de cálcio, e dolomito – rocha calcária que contém o magnésio em sua composição. Os aquíferos de rochas calcárias são classificados como cársticos, e são diferenciados porque a água, ao percolar esse tipo de rocha sob certas condições, dissolve os elementos constituintes dessas rochas podendo criar canais ou cavernas e grandes aberturas no solo que podem acumular água (CETESB, 1978).

Rochas ígneas e metamórficas em geral não são aquíferas, pois sua porosidade é baixa, porém, se estiverem suficientemente fraturadas, podem armazenar e fornecer grandes quantidades de água dando origem aos aquíferos fissurados (CETESB, 1978). A Figura 4.3 (ABAS, 2012) traz a representação dos tipos de aquíferos.

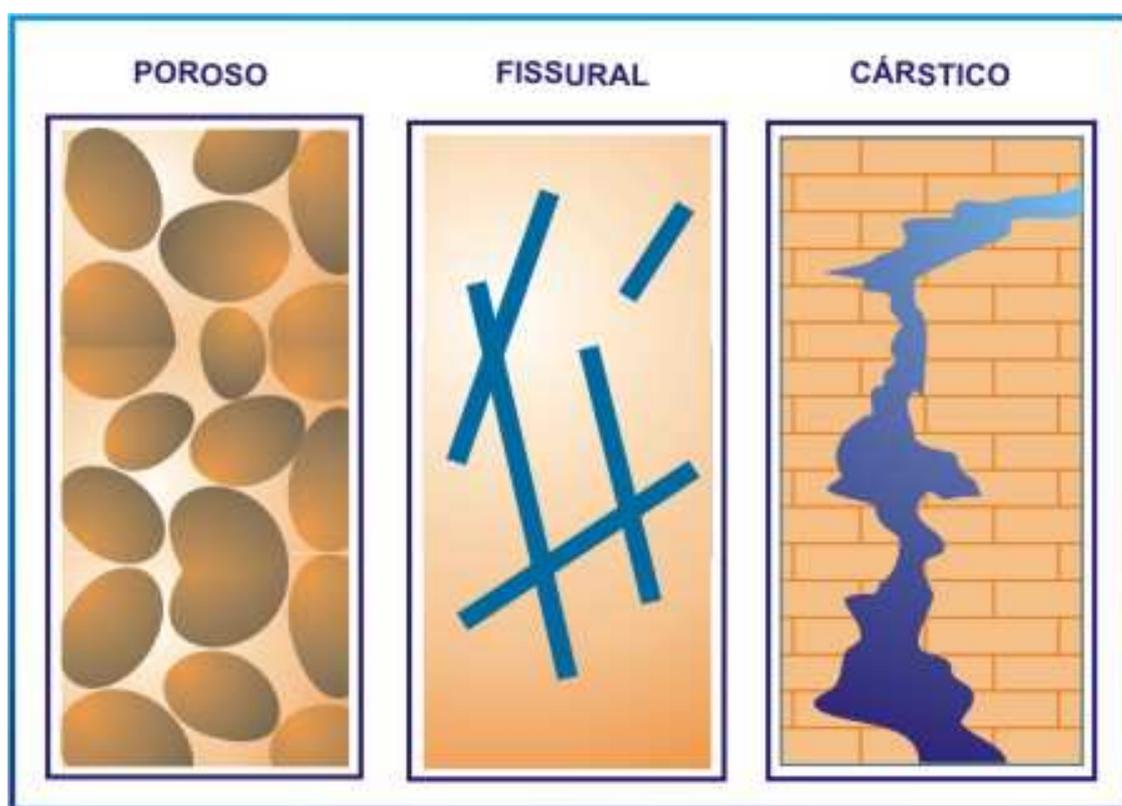


Figura 4.3 Representação gráfica dos tipos de aquífero

4.3 Composição das Águas

A litologia trata da composição mineral, da distribuição dos grãos e do grau de compactação dos sedimentos ou rochas constituintes do arcabouço geológico. O movimento da água ao infiltrar no solo propicia a lixiviação de substâncias, em maior ou menor proporção até que seja alcançado um equilíbrio, o que estabelece uma relação entre a litologia e a composição química das águas subterrâneas. Nessa

relação influem fatores externos, como a composição iônica da água de chuva e a evaporação e precipitação no solo. Assim, quando a água circula por diferentes terrenos, sua composição química será determinada pela litologia local e pelas litologias atravessadas anteriormente (SILVA, 1984). Os processos geoquímicos que ocorrem quando a água infiltra no solo são controlados pelos equilíbrios químicos em solução e pela interface água-mineral. Esses processos, que ocorrem a temperaturas relativamente baixas (entre 0° C e 30° C), promovem a transferência de material que é controlada principalmente pela interação água-rocha – erosão química, sedimentação, reações hidrotermais – e pela atividade biológica (ALBARÈDE, 2011).

O enriquecimento da água por compostos lixiviados pode ser observado por meio de fatores como dureza, alcalinidade, condutividade elétrica, resistividade, sólidos totais dissolvidos e pH. Essas propriedades das águas podem ser definidas conforme abaixo (FEITOSA; FILHO, 1997; CETESB, 1978; VASCONCELOS; TUNDISI; MATSUMURATUNDISI, 2009):

- dureza é a concentração de cátions bivalentes em solução que reflete a quantidade de cálcio e magnésio presente na água. Os íons bicarbonatos existentes na água são resultado da dissolução do dióxido de carbono que favorece a dissolução do calcário ou da dolomita. Unidade: $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 ;
- alcalinidade é a capacidade da água neutralizar ácidos, devido a reação dos compostos (inorgânicos e/ou orgânicos) com prótons. Representa a soma de todas as bases presentes em solução, sendo uma consequência direta da presença de carbonatos e bicarbonatos na água. Unidade: $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 ;
- condutividade elétrica, CE, é a capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica, e resulta da quantidade de sais dissolvidos sob a forma de íons. A condutividade elétrica é o inverso da resistividade. Unidade: $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$;

- resistividade: é a medida da dificuldade de propagação da corrente elétrica pela água, ou seja, é o inverso da condutividade elétrica. Unidade: Ω (ohms);
- sólidos totais dissolvidos, TDS, que é definido como a concentração total dos minerais dissolvidos na água, resulta da soma das concentrações de todos os íons dissolvidos. Unidade: $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;
- o pH, definido como o negativo do logaritmo da base 10 da atividade do íon hidrogênio, é uma grandeza que reporta a concentração relativa dos íons de hidrogênio na água, determinando se a água se comportará como um ácido ou como uma solução alcalina, influenciando na ocorrência das reações químicas que provocam o enriquecimento mineral das águas subterrâneas. Unidade: unidade de pH;
- o potencial de oxirredução (Eh) caracteriza o ambiente como redutor ou oxidante, o que permite a avaliação do estado redox dos elementos dissolvidos em solução. Este estado redox determina o comportamento químico e biológico, e a mobilidade do elemento no ambiente. Unidade: V (volts).

4.4 Radioatividade Natural

A Terra é um ambiente que é radioativo por natureza. Sua radioatividade é decorrente da existência de radionuclídeos na crosta terrestre e da formação constante de elementos radioativos em sua atmosfera. Assim, os radionuclídeos naturais são classificados como primordiais ou cosmogênicos.

Os raios cósmicos são constituídos por prótons de alta energia (cerca de 85 %), partículas alfa (cerca de 14 %), e núcleos atômicos mais pesados (cerca de 1 %). Esses, ao interagirem na atmosfera da Terra, dão origem a partículas subatômicas,

como píons, múons, e elétrons, e a elementos cosmogênicos, que atingem a crosta terrestre, os oceanos e rios por deposição ou pela dissolução e precipitação em águas pluviais. Entre os radionuclídeos cosmogênicos destacam-se o trítio (^3H) e o carbono (^{14}C), utilizados em estudos hidrogeológicos, por exemplo nos processos de datação de águas subterrâneas (SOUZA, 2008; BONOTTO, 2004).

Os radionuclídeos primordiais estão presentes na crosta terrestre desde a sua formação. Esses radionuclídeos se movimentam no ambiente terrestre pela erosão e lixiviação das rochas e minerais que os contém, causada pelo vento e pela água através do intemperismo (SOUZA, 2008). Os mais importantes dos elementos primordiais são o urânio (^{238}U e ^{235}U), tório (^{232}Th) e potássio (^{40}K), que são litófilos e se concentram preferencialmente nas rochas ígneas ácidas, e o radônio (^{222}Rn , ^{220}Rn e ^{219}Rn), chumbo (^{210}Pb) e o polônio (^{210}Po) porque esses são os que mais contribuem para a exposição humana à radioatividade natural (BONOTTO, 2004).

O homem está exposto à radiação ambiental por irradiação externa e interna. A irradiação externa é principalmente devida aos raios cósmicos e aos radionuclídeos emissores gama e beta e a irradiação interna é devida a inalação e ingestão de radionuclídeos emissores alfa, beta e gama. Como dito anteriormente, em relação ao impacto radiológico, os mais importantes desses elementos naturais são o urânio e o tório e seus produtos de decaimento também chamados de radionuclídeos secundários (CAMARGO, 1994; SANTOS, 2010). A Figura 4.4 (MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2001) mostra a contribuição da radiação natural para a dose média anual recebida pelo homem.

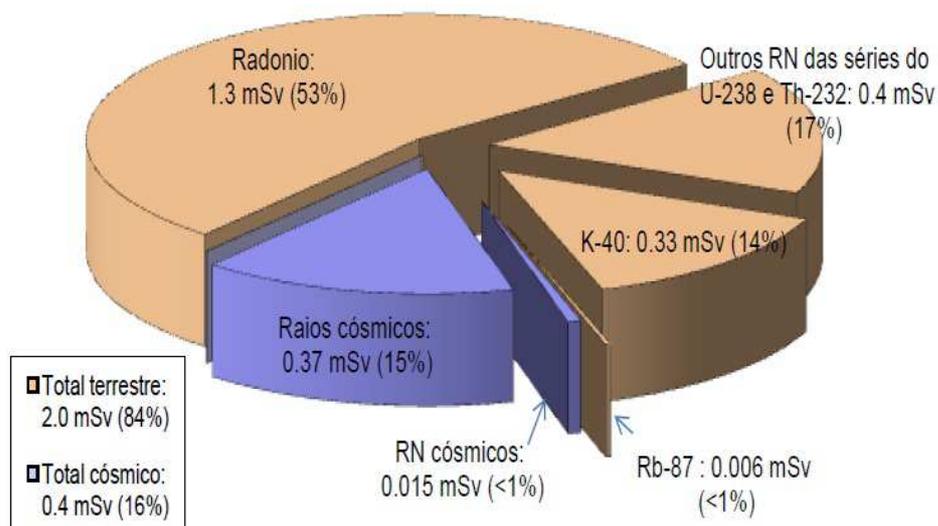


Figura 4.4 Dose individual média anual decorrente de fontes naturais

Os decaimentos de urânio e tório ocorrem ao longo de cadeias de desintegração, conforme representado na Figura 4.5 (BONOTTO, 2004). Esses elementos das séries radioativas, quando estão em ambientes fechados, ficam em equilíbrio radioativo, ou seja, o radionuclídeo filho apresenta a mesma atividade do radionuclídeo pai. Porém, devido a ações de intemperismo e diferenças físico-químicas entre os elementos da série radioativa, pode acontecer um desequilíbrio na série quando estes se encontram em um sistema aberto na natureza. É esse desequilíbrio que ocorre entre os elementos das séries radioativas que permite utilizá-los como radiotraçadores e realizar estudos geológicos e hidrogeológicos. Neste trabalho serão utilizadas técnicas de análises de elementos da série do ^{238}U , sua razão isotópica em atividade com seu isótopo secundário ^{234}U , e sua relação com seus demais elementos secundários rádio e radônio, sendo este último o maior responsável pela exposição humana à radiação (>50 %).

	U-238					Th-232					U-235					
U	U-238 4,49Ga		U-234 248ka									U-235 0,71Ga				
Pa	↓	↘ Pa-234 1,18m	↓									↓	↘ Pa-231 34,3Ka			
Th	Th-234 24,1d		Th-230 75ka			Th-232 13,9 Ga		Th-228 1,9 a				Th-231 25,6h	↓	Th-227 18,6d		
Ac			↓			↓	↘ Ac-228 6,13h	↓				↘ Ac-227 22,0a	↓	↓		
Ra			Ra-226 1622a				Ra-228 6,7a	Ra-224 3,64d						Ra-223 11,1d		
Fr			↓					↓						↓		
Rn			Rn-222 3,83d					Rn-220 54,5s						Rn-219 3,92s		
At			↓					↓						↓		
Po			Po-218 3,05m		Po-214 0,16ms	Po-210 138d		Po-216 0,16s	↘ 65%	Po-212 0,3s				Po-215 1,8ms		
Bi			↓	Bi-214 19,7m	↓	Bi-210 5,02d	↓	↓	Bi-212 60,5m	↓				↓	Bi-211 2,16m	
Pb			Pb-214 26,8m		Pb-210 22,2a	Pb-206		Pb-212 10,6h	↘ 35%	Pb-208				Pb-211 36,1m	↓	Pb-207
Tl								Tl-208 3,1m							Tl-207 4,79 m	

↓ decaimento alfa
 ↘ decaimento beta

Figura 4.5 Séries naturais de decaimento radioativo do urânio ($4n+2$), tório ($4n$) e actínio ($4n+3$)

Exposições a radionuclídeos naturais através da água potável excedem substancialmente níveis normais de ocorrência em algumas circunstâncias. Como por exemplo, pode-se citar a concentração de vários radionuclídeos naturais em águas subterrâneas na Finlândia, que são excepcionalmente elevadas devido ao embasamento da região em rocha granitóide e às características das águas subterrâneas. Neste caso, a exposição do homem à radiação é frequentemente muito maior do que em outras partes do mundo, por causa dos poços perfurados em rochas. Entre os finlandeses que utilizam água de poços perfurados em rochas, a exposição a radionuclídeos naturais, incluindo o radônio, ^{226}Ra e urânio natural, é de 100 a 1.000 vezes maior do que em outras populações (AUVINEN *et al.*, 2005).

Na Áustria, em 2008, foi iniciado um projeto no qual foram realizadas medições de trítio (^3H), rádio (^{226}Ra), radônio (^{222}Rn) e urânio (^{238}U) em amostras de água subterrânea, com o objetivo de se obter uma visão geral da distribuição dos níveis

de concentração de atividade de radionuclídeos naturais em aquíferos – corpos de água subterrânea. Neste estudo, os corpos de água foram localizados e delimitados de acordo com critérios geológicos e hidrogeológicos de diferenciação de áreas. As regiões onde foram encontradas atividades de urânio, radônio e rádio acima dos valores de referência estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde – OMS foram identificadas para serem objeto de novas análises de ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po . Os autores concluíram que, ao se realizar medições de ^3H , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{238}U , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po de amostras de águas subterrâneas, seriam obtidos dados fundamentais para que seja estabelecida uma monitoração de riscos, dentro da qual poderiam ser feitas análises de água potável para consumo humano (LANDSTETTER; KATZLBERGER, 2009).

Dentre os elementos radioativos naturais, além do radônio, leva-se em consideração a quantidade de urânio, tório e rádio em amostragens de água e solo, principalmente pelos efeitos biológicos que podem causar ao homem. O urânio e o rádio, quando ingeridos naturalmente, fixam-se nos ossos. Existem vários artigos nos quais se avaliam os riscos dessa ingestão causar câncer. Outros estudos falam sobre a toxicidade química do urânio como a de metais pesados, que causam danos à saúde, especialmente nos rins (WANTY; SCHOEN, 1993). Dentro do corpo, o rádio comporta-se como o cálcio e é depositado principalmente nos ossos. Depois de sua ingestão, pode ficar retido por uma meia vida biológica superior 20 anos (AUVINEN *et al.*, 2005). Assim, é esperado que ele possa induzir leucemia pelo seu efeito sobre a medula óssea.

No Brasil, o Ministério da Saúde (2011) estabelece na Portaria nº 2.914 que valores acima do Valor Máximo Permitido (VMP) de $0,03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de urânio representam risco à saúde, do ponto de vista químico; e do ponto de vista radiológico, são consideradas potáveis águas com atividade de emissores alfa total abaixo de $0,5 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ e de atividade de emissores beta total abaixo de $1 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$. Caso as atividades alfa total e beta total excedam esses limites, devem ser feitas investigações específicas das atividades de ^{226}Ra e ^{228}Ra , sendo que estas devem

ser inferiores a $1 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ e $0,1 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente. Se a Comissão Nacional de Energia Nuclear – CNEN julgar necessário, ela solicita a investigação de outros radionuclídeos.

4.5 Urânio

O urânio é um elemento radioativo que se apresenta na natureza, em ambiente fechado, em equilíbrio secular com seus três isótopos, ^{238}U , ^{235}U e ^{234}U , nas respectivas abundâncias isotópicas de 99,274%, 0,720% e 0,0057%. Entre os elementos naturais é o que apresenta a maior densidade, 1,7 vezes maior que a do chumbo e 1,4 vezes maior que a do mercúrio. É maleável, dúctil, e levemente paramagnético. Na forma pura ele apresenta uma coloração cinza metálico. Ocorre naturalmente na crosta terrestre em concentrações na faixa de $0,008$ a $8,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. É encontrado em rochas e minérios, areia monazítica, águas salgadas e doces. Nas águas, está presente em concentrações em torno de $0,01$ a $500 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, eventualmente, $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (OLIVEIRA JUNIOR, 2006; SANTOS, 2010).

Pode estar na forma dissolvida, adsorvida ou absorvida. Suas propriedades estão apresentadas na Tabela 4.1 (OLIVEIRA JUNIOR, 2006) abaixo.

Tabela 4.1 Propriedade do elemento químico urânio

Número atômico	92
Peso isótopo 234 (g/mol)	234,0409456
Constante de decaimento (seg^{-1}) ^{234}U	$8,95 \cdot 10^{-14}$
Peso isótopo 238 (g/mol)	238,0507826
Constante de decaimento (seg^{-1}) ^{238}U	$4,92 \cdot 10^{-18}$
Ponto de fusão ($^{\circ}\text{C}$)	1135
Ponto de ebulição ($^{\circ}\text{C}$)	4131
Densidade (g/cm^3)	18,9

A mobilidade do urânio no solo e seu transporte vertical dependem das propriedades do solo tal como potencial de oxirredução, pH e as características de sorção de sedimentos e solos, porosidade e tamanho das partículas do solo. Em ambiente oxidante, o urânio passa da valência 4^+ para a valência 6^+ e torna-se muito solúvel em água e facilmente lixiviável. Quando uma solução uranífera depara-se com ambiente redutor, o urânio retorna a valência 4^+ e é precipitado. A sorção de urânio na maior parte dos solos é tal que ele não se infiltra e não migra com facilidade da superfície para o aquífero, especialmente em solos que contém argila, exceto para urânio 6^+ (PONTEDEIRO, 2006). Os íons de urânio mais comumente encontrados são o U^{4+} e o íon uranilo, UO_2^{2+} , e ambos sofrem hidrólise. Alguns compostos de urânio, tais como nitrato, fluoreto, cloreto, sulfato hidratado e bicarbonato hidratado são solúveis em água, enquanto que óxido, sulfeto, carbonato, fosfato e hidróxido são insolúveis (CAMARGO, 1994).

4.6 Razão de Atividade Isotópica do Urânio

Aquíferos são ambientes abertos, no qual a série do ^{238}U dificilmente estará na condição de equilíbrio secular. Assim, a razão de atividade isotópica (RA) entre os isótopos $^{234}U/^{238}U$ apresentará um valor diferente de acordo com o aquífero. Segundo Osmond & Cowart (1976), embora as grandes variações na RA de $^{234}U/^{238}U$ encontradas na natureza sejam imprevisíveis, o fato é que a mobilização seletiva de ^{234}U que causa o fracionamento isotópico do urânio é inevitável. Os possíveis processos que possam favorecer a mobilização preferencial de ^{234}U são:

- a) Transferência direta do átomo por recuo alfa no limite de fase sólida / líquida no aquífero.
- b) Aumento da vulnerabilidade do átomo de ^{234}U resultante de:
 - Deslocamento por recuo que pode causar uma quebra de vínculo com a fase sólida ou posicioná-lo em local instável, como por exemplo em espaços reticulares da matriz sólida;

- Oxidação de U^{4+} a U^{6+} que é relacionada ao potencial oxirredução do aquífero e do meio intersticial ou é relacionada com o processo de decaimento do urânio;

c) Fracionamento químico de ^{234}Th .

Resultados das análises de amostras de águas superficiais e subterrâneas, ao serem organizados por Osmond & Coward (1976 *apud* BONOTTO [2004]), permitiram observar que a razão de atividade nas águas superficiais varia de 1 a 2, e a nas águas subterrâneas varia de 1 a 12. E em estudos de Moore (1967 *apud* BONOTTO [2004]) e Moreira-Nordemann (1980, 1984 *apud* BONOTTO [2004]) foram determinados valores de 1 a 1,62 de RA para amostras dos rios Amazonas, São Francisco, Preto (Bahia), Salgado e Mississippi.

O teor de urânio dissolvido e razão isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ são empregados na elaboração de modelos relacionados à prospecção hidrogeoquímica de depósitos de urânio. Cowart & Osmond (1980 *apud* SILVEIRA; BONOTTO [1995]) classificaram os sistemas de águas subterrâneas de acordo com parâmetros de concentração de urânio em águas subterrâneas e razão isotópica de atividade de $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$. A partir dos valores encontrados para esses parâmetros, por meio do diagrama exemplificado na Figura 4.6 (SILVEIRA; BONOTTO, 1995), é possível classificar o aquífero como:

- Aquíferos oxidantes que banham estratos portadores de concentrações médias de minerais uraníferos, quando apresentam teores de urânio dissolvido entre 1 e 10 ppb ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$);
- Aquíferos que banham estratos com altas concentrações de urânio, quando apresentam teores de urânio dissolvido acima de 10 ppb ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$);
- Aquíferos em condições redutoras ou banhando estratos que contém baixas concentrações de urânio, quando apresentam baixas concentrações de urânio dissolvido, abaixo de 1 ppb ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

Sob o ponto de vista da razão isotópica, por meio desse mesmo sistema, mostrado na Figura 4.6 (SILVEIRA; BONOTTO, 1995), é possível inferir que:

- A razão $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$ RA = 0 denota a ocorrência de ^{234}U abaixo dos limites de detecção.
- A razão com valores $1 < \text{RA} < 2$ são consideradas normais, obtidas pela maioria dos pesquisadores.
- Abaixo de 1 situam-se as baixas razões $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$, anormais nas águas subterrâneas devido o efeito do recuo alfa e explicáveis a partir da remobilização da acumulação na escala de tempo de 10^5 anos (acumulação em dispersão).
- Acima de 2 situam-se as altas razões $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$ originadas pela introdução de átomos de ^{234}U em solução devido o processo de recuo alfa, ocorrendo provavelmente onde o teor de urânio dissolvido na água diminui concomitantemente com o aumento de sua concentração no extrato hospedeiro (acumulação em formação).

No caso da ocorrência de deposição de urânio nos estratos de aquíferos redutores, encontra-se um baixo teor de urânio dissolvido nas águas, e é mais provável encontrar altos valores para razão de $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$. Isto acontece por ser significativa a adição de ^{234}U à água pelo recuo alfa, mesmo sendo normais as concentrações dos minerais uraníferos nos estratos (SILVEIRA; BONOTTO, 1995) resultando na caracterização do aquífero de "subjacente à acumulação em formação".

A Figura 4.6 é a representação dos dados obtidos para as águas subterrâneas de Águas de Lindóia (SP) no Diagrama de Cowart & Osmond (1980 *apud* SILVEIRA; BONOTTO [1995]) ilustrativo da concentração de urânio e razão de atividade $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$.

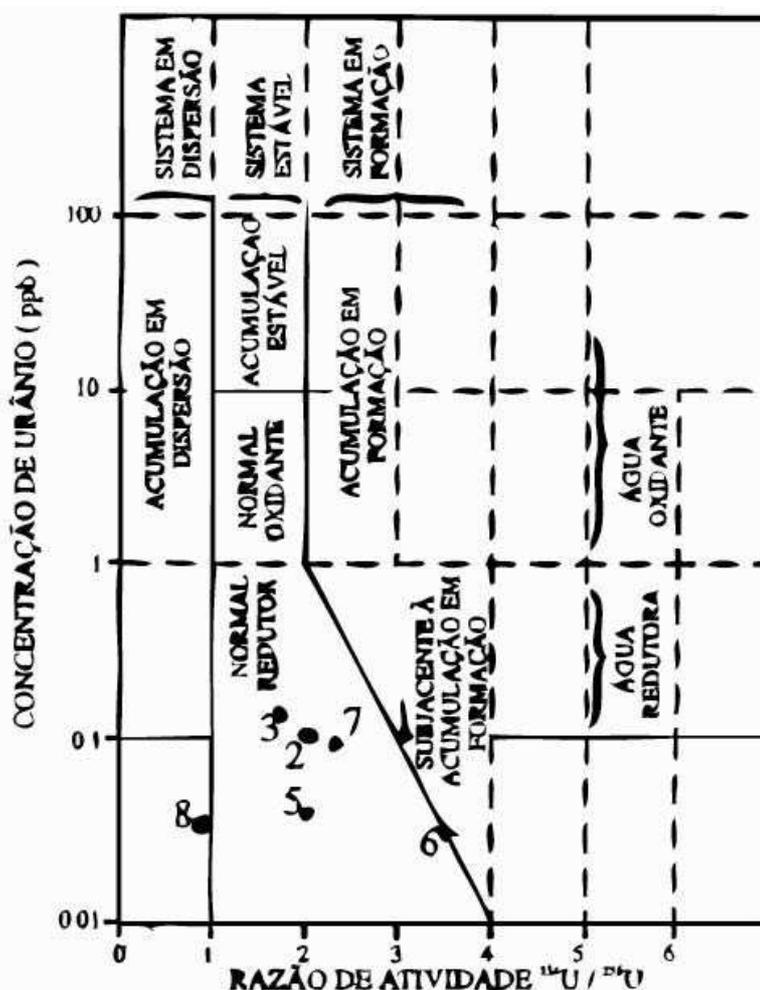


Figura 4.6 Representação dos dados obtidos para as águas subterrâneas de Águas de Lindóia (SP), Diagrama de Cowart & Osmond, ilustrativo da concentração de urânio e razão de atividade $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$

A técnica utilizada neste trabalho para identificar a presença de ^{238}U e ^{234}U , bem como a razão isotópica de atividade entre eles, foi a espectrometria alfa. Ela é utilizada para identificar elementos radioativos emissores alfa. Estes elementos, que em sua maioria possuem número de massa maior que 150, podem emitir partículas com energias compreendidas entre 2 MeV e 9 MeV. Estas emissões, para cada isótopo, sempre tem os mesmos valores determinados e característicos gerando um espectro de energia discreto que permite a identificação do radionuclídeo pela energia da partícula alfa emitida (ARAMBURU; BISBAL, 1994).

Quando o radionuclídeo a ser analisado possuir energia de emissão alfa de mesma energia de outro nuclídeo radioativo, a técnica exige uma separação química prévia, pois se estes dois radionuclídeos estiverem presentes na amostra pode haver uma interpretação errônea dos resultados. Porém, quando se quer determinar a atividade de um elemento e os isótopos deste elemento emitem alfa de mesma energia, não é possível diferenciá-los. Para o urânio, é possível determinar a razão isotópica porque cada isótopo (^{234}U , ^{235}U e ^{238}U) emite um alfa característico. Uma vez que todos os isótopos de um elemento tem comportamentos químicos semelhantes, é adicionado um padrão na amostra a fim de se mensurar a porcentagem de amostra que se perde no processo de separação química, pois o percentual de traçador perdido nos processos químicos é igual ao da amostra perdida, quando se assume que o traçador é homogeneamente misturado com a amostra.

Após a separação química, a solução de amostra é eletrodepositada em discos de aço inoxidável. A eletrodeposição consiste na reação de oxirredução provocada pela passagem de corrente elétrica entre dois eletrodos imersos em um eletrólito. Essa técnica depende do pH da solução, da corrente, da temperatura e do tempo de eletrodeposição. A vantagem é a obtenção de um depósito compacto, uniforme e fino, minimizando o problema da auto-absorção e garantindo que os espectros alfa apresentem a melhor resolução possível (SANTOS, 2001).

4.7 Rádío

O rádio é um elemento alcalino terroso formado a partir do decaimento do urânio (^{226}Ra e ^{223}Ra) e do tório (^{228}Ra e ^{224}Ra). Está presente em quantidades muito pequenas nas rochas e solos, na porção de uma parte por trilhão. Se ingerido 80% será excretado e o restante terá preferência em depositar-se nos ossos, devido à similaridade com o cálcio. No caso de inalação, pode permanecer nos pulmões por meses. Dentre os efeitos na saúde humana estão a anemia, catarata e câncer. Tem

seu comportamento químico controlado por processos de coprecipitação e adsorção superficial. Seu efeito de adsorção, bem como seu carreamento por argilas e óxidos hidratados são bem conhecidos (CAMARGO, 1994; SOUZA, 2008).

4.8 Radônio

O radônio é um gás radioativo de ocorrência natural formado nas séries de decaimento do urânio e do tório. Quando em altas concentrações, é considerado um risco potencial à saúde, pois o radônio e especialmente seus produtos de decaimento podem ser incorporados, por inalação ou ingestão, e assim vir a depositar energia nos tecidos, contribuindo para o aparecimento de câncer. São três os isótopos de ocorrência natural: o radônio (^{222}Rn), o actinônio (^{219}Rn) e o torônio (^{220}Rn). Apesar de serem produzidos continuamente em rochas e minerais, uma vez que são gases nobres, esses radionuclídeos não formam compostos químicos, portanto, com o recuo que sofrem no momento do decaimento alfa do rádio, os isótopos de radônio podem ser liberados para a água ou gases dos poros das rochas e, por difusão ou convecção, alcançarem o ar exterior (BONOTTO, 2004).

Na prática, somente o radônio (^{222}Rn) e o torônio (^{220}Rn) apresentam relevância do ponto de vista da proteção radiológica e do interesse ambiental e geológico. Como o radônio (^{222}Rn) possui um tempo de meia-vida maior ($T_{1/2}=3,8$ dias), quando comparado com seus outros isótopos, ele possui uma mobilidade significativa, o que permite o escape das rochas nas quais foi gerado. Portanto, o isótopo ^{222}Rn produzido nos solos é frequentemente a principal fonte de radônio em ambientes internos (SANTOS, 2010). Altos níveis de radônio em residências também se relacionam com teores elevados do isótopo ^{222}Rn em águas subterrâneas utilizadas para consumo (LAWRENCE *et al.*, 1992 *apud* BONOTTO [2004]).

O radônio (^{222}Rn) é um isótopo amplamente utilizado como traçador do fluxo de águas subterrâneas e de águas de superfície nos córregos e rios, no litoral e na

superfície dos reservatórios, e para estimar o tempo de residência de um aquífero (TUCCIMEI *et al.*, 2005 *apud* SILVA, *et al.* [2009]). As diferenças na concentração de radônio nas águas subsuperficiais decorrem das diferenças de emissão de radônio pelo meio poroso (rocha ou solo) e das diferenças no grau de degasagem na subsuperfície. Os fatores que influenciam o comportamento de ^{222}Rn no subsolo tem sido objeto de inúmeras investigações. Antoine Kies *et al.* (2005), realizaram estudo de separação hidrográfica em uma microbacia em Luxemburgo, identificando as concentrações de radônio nas águas naturais, especialmente a correspondente às zonas de solos saturados e insaturados. Neste estudo, o ^{222}Rn foi usado na distinção entre a zona saturada e zona não saturada de águas superficiais pois, normalmente, a primeira tem um teor de radônio muito maior do que a segunda. Águas em zonas não saturadas podem perder o radônio dissolvido para a atmosfera por degaseificação para o ar do solo, enquanto a água em zonas saturadas geralmente retém o gás.

Do ponto de vista radiológico, a dose efetiva anual relativa ao radônio é assim distribuída: estimada em 1,1 mSv para a inalação de ^{222}Rn e seus produtos de decaimento presentes no ar, em 0,05 mSv referente ao gás radônio dissolvido no sangue, e 0,002 mSv resultado da ingestão de água com radônio. Assim, dos 2,4 mSv de dose efetiva anual, 1,15 mSv é devido ao radônio, correspondente a aproximadamente 50 % de toda a exposição humana à radiação.

No Brasil, a concentração de radônio nas águas de consumo humano vem sendo estudada em amostras de poços, como exemplo pode-se citar pesquisa realizada no estado do Paraná, foram coletadas mais de 100 amostras de água em poços artesianos da região metropolitana de Curitiba durante o período de 2008 a 2009. As amostras foram coletadas a 1,5 m de profundidade abaixo do nível de água dos poços, e foram analisadas utilizando-se o Aqua KIT conectado ao monitor contínuo de radônio AlphaGUARD (SAPHYMO GmbH). Como resultado, concluiu-se que as concentrações encontradas são similares às resultantes de pesquisas em outras regiões do Brasil, e 75 % delas estão abaixo do limite de $11,1 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ ($300 \text{ pCi}\cdot\text{L}^{-1}$)

estabelecido pela USEPA – *United States Environmental Protection Agency* (CORRÊA *et al.*, 2009).

Sobre a Região Metropolitana de Belo Horizonte, não há dados disponíveis na literatura com relação à radioatividade natural nas águas subterrâneas. Foram feitas análises dos níveis de radônio no ar e no solo (SANTOS, 2010), ressaltando a importância de se mensurar os níveis de radônio e outros isótopos também nas águas, para que se faça um levantamento da radioatividade natural mais abrangente na região.

4.9 Tório

O tório é um metal de coloração branco-prateado, que quando contém impurezas assume a coloração preta em contato com o ar, e quando é aquecido, o óxido de tório emite uma luz branca forte. Está presente em quantidades muito pequenas nas rochas, solos e biota. Se inalado, pode permanecer por longos períodos nos pulmões, dependendo da forma química. Se ingerido, é quase todo excretado do corpo em poucos dias e o remanescente entrará na corrente sanguínea ficando depositado no esqueleto humano por muitos anos. A principal preocupação é quanto à inalação, pois pode estar associado ao desenvolvimento de câncer de pulmão e de pâncreas, além de câncer nos ossos (PONTEDEIRO, 2006).

Compostos de tório são estáveis no estado de oxidação 4^+ , e em solução de pH menor que 3 a hidrólise do seu íon Th^{4+} , é desprezível. Em pH mais alto a hidrólise ocorre quantitativamente. O íon Th^{4+} tem forte tendência para formar complexos com ânions que podem estar presentes na solução, tais como, cloretos, nitratos, fosfatos e fluoretos. Na presença de ácido nítrico em concentrações acima de 3M o tório forma complexos de carga negativa com o ânion nitrato. Alguns compostos de tório, tais como, nitrato, sulfato e cloreto são solúveis em água, enquanto que hidróxido, fluoreto, fosfato, óxido e carbonato são insolúveis (CAMARGO, 1994).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Caracterização da Área de Estudo

A Região Metropolitana de Belo Horizonte - RMBH tem seu território inserido parcialmente na região conhecida na literatura geológica mundial como Quadrilátero Ferrífero, e ao norte na região conhecida como Grupo Bambuí.

Toda essa região tem um embasamento cristalino conhecido como complexo granítico-gnássico, que é constituído de rochas arqueanas do "cráton" do São Francisco, predominantemente gnaisses tonalíticos a granodioríticos, migmatizados ou não, que geologicamente são divididos em complexos e domos que recebem diferentes denominações locais. O que ocorre em Belo Horizonte denomina-se de Complexo Belo Horizonte e ocupa cerca de 80% de todo o seu território (SILVA *et al.*, 1995).

A denominação série Bambuí foi criada por Rimann (1917 *apud* RODRIGUES [2008]) para um conjunto de rochas calcíferas e ardosianas aflorantes a oeste do Rio São Francisco. Desde então, esse grupo de rochas vem sendo estudado por diversos autores que o apresentam como um conjunto formado por diversas unidades estratigráficas (BATISTA, 2009).

5.1.1 Aquífero Cárstico Lagoa Santa – Carst 1

Segundo dados disponíveis no SIAGAS WEB (2012), o município de Lagoa Santa possui 93 poços tubulares e poços escavados (cisternas / cacimba) cadastrados, todos eles situados na bacia do Rio São Francisco, sub-bacia do Rio das Velhas. São utilizados para fins rurais – pecuária e irrigação – e fins urbanos – abastecimento doméstico e industrial.

A região de Lagoa Santa é conhecida por sua litologia calcária, e subdomínio hidrogeológico de carbonatos e metacarbonatos. Os poços cadastrados no sítio do CPRM não estão concentrados em uma geologia, conforme está demonstrado na Figura 5.1, construída a partir de dados disponíveis do SIAGAS WEB (2012), e não há dados oficiais disponíveis sobre a radioatividade ambiental nestes poços.

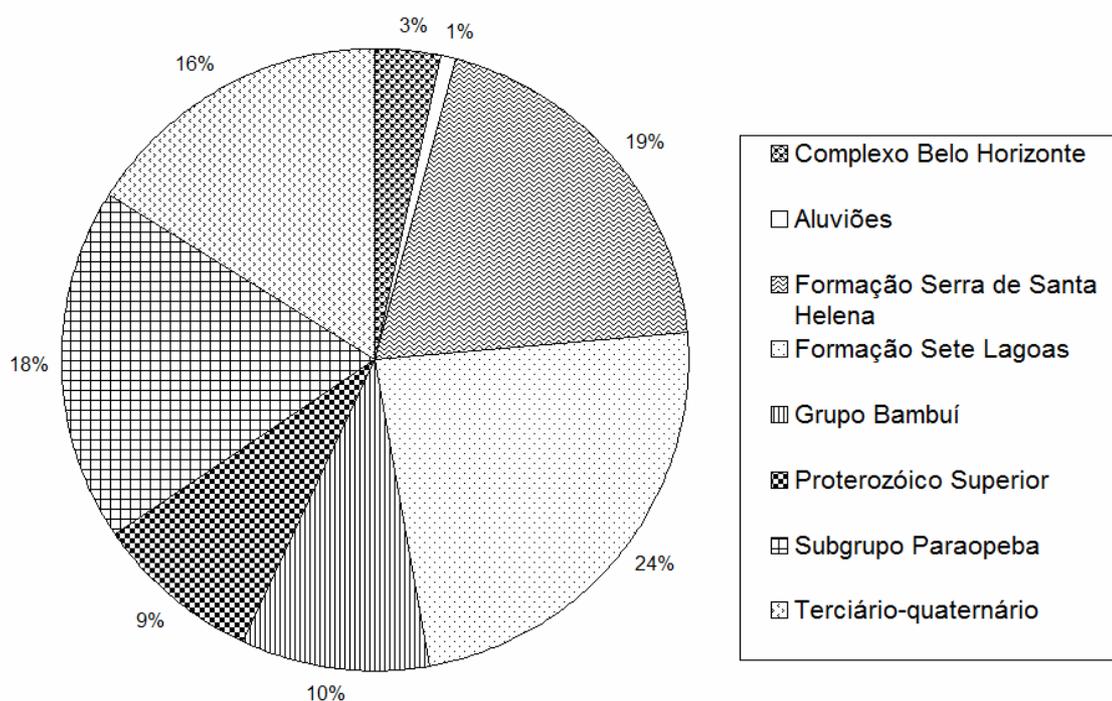


Figura 5.1 Distribuição de poços tubulares cadastrados no CPRM – Lagoa Santa

O aquífero estudado no presente trabalho trata-se de um aquífero poroso, pois a água foi coletada de um poço escavado em solo sedimentar. O poço tem aproximadamente 30 metros de profundidade, com lâmina d'água de 4 metros situada a 26 metros de distância da superfície do solo.

5.1.2 Aquífero Cárstico Jaboticatubas – Carst 2 e Carst 3

Segundo dados disponíveis no SIAGAS WEB (2012), Jaboticatubas conta com apenas 20 poços tubulares e poços escavados (cisternas / cacimba) cadastrados, todos eles situados na bacia do Rio São Francisco, sub-bacia do Rio das Velhas, utilizados para abastecimento industrial e urbano.

Dentre os poços cadastrados, 45 % estão situados no Subgrupo Paraopeba, 35 % na Formação Serra de Santa Helena, 15 % na Formação Sete Lagoas, e apenas 5 % no Grupo Bambuí. A região deste aquífero é de grande destaque, pois está situada próxima ao Parque Nacional da Serra do Cipó, unidade de preservação natural.

Nessa região foram coletados dados de dois pontos próximos, Carst 2 e Carst 3, com profundidades diferentes. O Carst 2 é um poço com 19 metros e lâmina d'água de 10 metros e a água é extraída por meio de bomba de ar comprimido. O Carst 3 é um poço de 13 metros de profundidade com lâmina d'água de apenas 2 metros de profundidade, com extração por bomba submersa. Todos os dois poços estão situados em solo calcário.

5.1.3 Aquífero Formação Serra de Santa Helena – Carst 4

Dentre os poços cadastrados na cidade de Matozinhos, a distribuição nas unidades geológicas se dá conforme o gráfico da Figura 5.2 abaixo, construída a partir de dados disponíveis do SIAGAS WEB (2012).

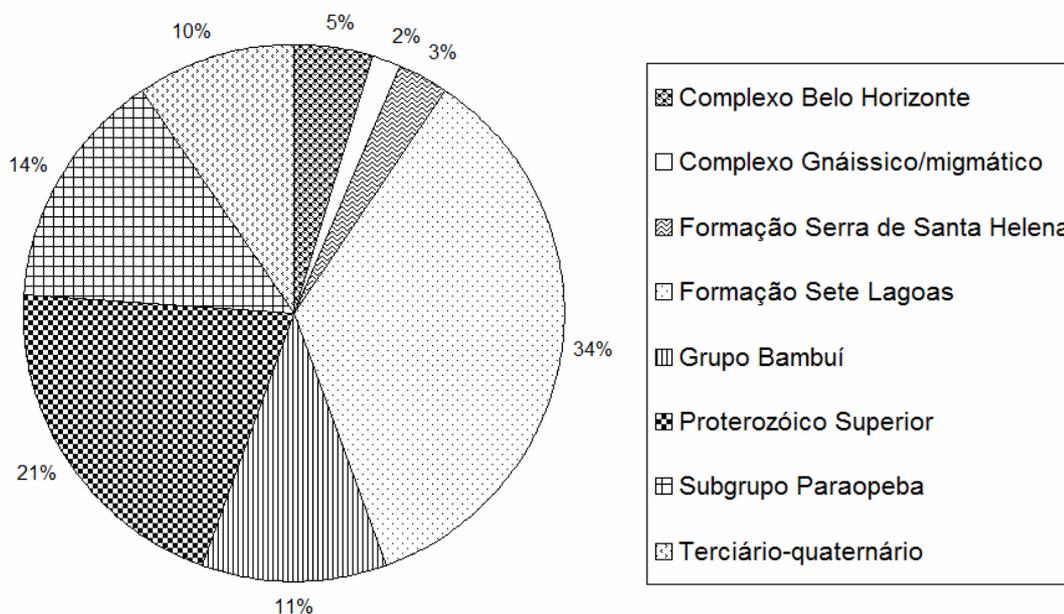


Figura 5.2 Distribuição de poços tubulares cadastrados no CPRM – Matozinhos

Segundo dados disponíveis no SIAGAS WEB (2012), a cidade conta atualmente com 63 poços tubulares e poços escavados (cisternas / cacimba) cadastrados, todos eles situados na bacia do Rio São Francisco, utilizados para abastecimento industrial, urbano e rural (pecuária).

Nessa região, a água do aquífero estudado foi coletada de um poço jorrante, portanto não foi utilizada bomba para coleta. O aquífero estudado se situa em região de unidade denominada Formação Serra de Santa Helena, geograficamente situada na cidade de Sete Lagoas, porém na divisa com a cidade de Matozinhos, fazendo parte do mesmo aquífero.

5.1.4 Aquífero Complexo Belo Horizonte – Gnaiss 1

Segundo dados disponíveis no SIAGAS WEB (2012), Betim tem 20 poços tubulares cadastrados, todos eles situados na bacia do Rio São Francisco, sub-bacia do Rio Paraopeba e outros, alguns sendo utilizados para fins domésticos, outros para fins industriais, abastecimento, irrigação, lazer, alimentação de animais e outros até mesmo sem uso.

A metade desses poços cadastrados está situada no Complexo Belo Horizonte e a outra metade está situada em sua maioria no Grupo Sabará, e em sua minoria no Supergrupo Minas.

Sobre o aquífero estudado, não há informações sobre a profundidade do poço tubular, apenas sobre a unidade na qual ele se localiza, denominada Complexo Belo Horizonte.

5.1.5 Aquífero Complexo Belo Horizonte – Gnaiss 2

Segundo dados disponíveis no SIAGAS WEB (2012), o município de Belo Horizonte conta hoje com 180 poços tubulares, piezômetros e poços escavados (cisternas / cacimba) cadastrados, todos eles situados na bacia do Rio São Francisco, alguns sendo utilizados para fins domésticos, outros para fins industriais, de abastecimento, de irrigação, lazer, alimentação de animais e outros até mesmo sem uso.

A maioria desses poços está situada no Complexo Belo Horizonte (88 %), outros situados na Formação Gandarela (9 %), e os demais (3 %) estão situados em outros embasamentos, tais como: Complexo Bonfim, Formação Cauê, Grupo Piracicaba, Grupo Sabará, e Supergrupo Minas. No sítio do CPRM não há nenhum dado disponível sobre radioatividade natural.

O aquífero, situado na região do Complexo Belo Horizonte, está sobre embasamento cristalino granítico gnáissico, e o poço utilizado para coleta de água relativo ao ponto Gnaiss 2 tem profundidade aproximada de 80 metros, chegando a alcançar a rocha do embasamento.

5.2 Métodos de Análise, Amostragem e Preparo das Amostras

Para todas as análises, as amostras foram coletadas em poços tubulares da RMBH, com o auxílio de bombas de sucção de água previamente instaladas nos poços. Teve-se o cuidado de se desprezar a água bombeada nos primeiros 20 minutos e só então o processo de amostragem foi iniciado. Para cada análise, foi necessário um preparo diferenciado da amostra, de acordo com a técnica utilizada, o que será descrito a seguir.

5.2.1 Determinação de Parâmetros Físico-Químicos

A água bombeada foi colocada diretamente na célula do medidor portátil multiparâmetros Ultrameter III TM modelo 9PTK, da Myron L Company, sem nenhum preparo prévio e em campo. O equipamento, já calibrado com os padrões que o acompanham, teve a ambientação da célula medidora e a medição da amostra natural, sem adição de ácidos ou outras substâncias. Então, com esse medidor, foram determinados os parâmetros físico-químicos: o pH, o potencial de oxirredução (Eh), a temperatura, a alcalinidade, a dureza, os sólidos totais dissolvidos, a resistividade e a condutividade, conforme especificações do fabricante dispostas na Tabela 5.1 a seguir.

Quanto às análises de alcalinidade e dureza, estas também foram realizadas em campo, porém foram feitas por titulação, com adição de reagentes. Por isso teve-se o cuidado de se utilizar ponteiras novas para cada medição.

Tabela 5.1 Parâmetros físico-químicos analisados no medidor multiparâmetros

Parâmetros	Faixas	Resolução	Precisão
Condutividade	0 - 9999 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ 10 - 200 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ em 5 auto faixas	0,01 (<100 μS) 0,1 (<1000 μS) 1,0 (<10 mS) 0,01 (<100 mS) 0,1 (<200 mS)	$\pm 1\%$ do valor da leitura
Sólidos Totais Dissolvidos	0 - 9999 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 10 - 200 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ em 5 auto faixas	0,01 (<100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 0,1 (<1000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 1,0 (<10 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$) 0,01 (<100 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$) 0,1 (<200 ppt)	$\pm 1\%$ do valor da leitura
Resistividade	10 k Ω - 30 M Ω	0,01 (<100 k Ω) 0,1 (<1000 k Ω) 0,1 (>1 M Ω)	$\pm 1\%$ do valor da leitura
pH	0 - 14 pH	$\pm 0,01$ pH	$\pm 0,01$ pH
Potencial de oxirredução	± 999 mV	± 1 mV	± 1 mV
Alcalinidade	10 - 800 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3	0,1(<100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) 1(<800 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3)	-
Dureza	0 - 1710 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 (0 - 100 grãos)	0,1(<100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) 1(<1710 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3)	-
Temperatura	0 - 71°C	0,1°C	$\pm 0,1^\circ\text{C}$

5.2.2 Determinação dos Emissores Alfa Total e Beta Total

Contadores proporcionais são detectores que trabalham com uma diferença de potencial na zona proporcional, aproveitando o efeito multiplicador do campo elétrico. É utilizado para a detecção de partículas carregadas e também de fótons (ARAMBURU; BISBAL, 1994). As determinações dos emissores alfa total e beta total deste trabalho foram realizadas na Unidade de Radioquímica de Baixa Atividade (URBA) do Serviço do Reator e Técnicas Analíticas (SERTA) do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN).

As amostras foram coletadas em frasco de polietileno previamente limpo com solução ácida (HNO_3 , 5%) e o seu preparo consistiu em:

- ambientação do frasco de coleta;
- acidificação das amostras com HNO_3 ;
- refrigeração das amostras a 4 °C;

Para a análise, foram evaporados 100 mL das amostras coletadas em campo. Em seguida, o resíduo seco foi levado à contagem de atividade alfa total e beta total utilizando o instrumento Contador Proporcional com Fluxo de Gás (Gas Flow Proportional Counter - GFPC), com o gás P-10 (argônio : metano / 90 : 10) e o instrumento Multi-detector Manual System (MDS) / MPC-9604 Subsystem - Protean Instrument Corporation (PIC).

5.2.3 Determinação de Urânio e Tório por Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado

Para a determinação da concentração em massa de urânio total dissolvido e de tório dissolvido nas amostras foi utilizada a técnica de Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado, ICP-MS, técnica multielementar que permite identificar elementos em uma amostra em baixas concentrações, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ou ppb e $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ou ppt, pela razão massa/carga (m/e). Essas determinações foram efetuadas no laboratório de Espectrometria de Massas do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, CDTN/CNEN, usando um espectrômetro de massas da Perkin Elmer ELAN DRC-e equipado com amostrador automático (AS-93plus), câmara de nebulização e um analisador quadrupolar. As determinações de urânio e tório foram realizadas de acordo com os procedimentos desenvolvidos por Palmieri *et al.* (2011).

Para cada ponto de amostragem, foram coletados 100 mL de água em frasco de polietileno previamente limpo com solução ácida (HNO_3 , 5%).

O preparo das amostras consistiu em:

- ambientação do frasco de coleta;
- acidificação das amostras com HNO_3 PURISS, MERCK;
- refrigeração das amostras a 4 °C;
- filtração em laboratório.

Os resultados das concentrações (C) de urânio total dissolvido e tório dissolvido foram apresentados em micrograma por litro ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Para efeito de comparação com a atividade alfa total, os resultados da concentração do tório foram convertidos para atividade (A) em bequerel por litro ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) pela Equação 1 abaixo, onde λ é constante de decaimento e MM é a massa molar do isótopo, e A_v é o número de Avogrado.

$$A = \frac{C \cdot \lambda \cdot A_v}{MM \cdot 10^6} \quad (1)$$

5.2.4 Determinação dos Isótopos de Urânio e da Razão Isotópica $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$ por Espectrometria Alfa

A técnica utilizada para identificar a presença de ^{238}U e ^{234}U , bem como a razão isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ foi a espectrometria alfa. O procedimento de amostragem utilizado envolveu:

- ambientação, com a água da amostragem, dos frascos de polietileno, previamente descontaminados com solução ácida (HNO_3 , 5%);
- coleta de 2 frascos de 1 litro para cada ponto de amostragem;
- acidificação das amostras com HNO_3 P.A.;
- refrigeração das amostras a 4 °C.

Foi desenvolvido um método específico para o Laboratório de Radioatividade Natural/Radônio, baseado em outros métodos aplicados no Laboratório de Espectrometria Alfa, no CDTN, adaptado de Santos (2001). O procedimento seguiu as seguintes etapas:

- foi acrescentado 0,5 mL de ^{232}U de atividade de $0,2 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, como padrão;
- acrescentou-se 0,5 mL de solução de FeCl_3 , de concentração igual a $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de ferro;
- concentrou-se, por evaporação, 2 L da amostra coletada para aproximadamente 200 mL.
- procedeu-se a precipitação do urânio, juntamente com o ferro, utilizado como carregador, com a adição de hidróxido de amônio, NH_4OH ;
- filtrou-se a solução para separar o precipitado do restante da amostra;
- o filtrado, contendo urânio precipitado, foi diluído com HNO_3 e levado à secura, para que se procedesse a segunda fase: a eletrodeposição.

O urânio da amostra foi eletrodepositado em discos de aço inoxidável polido de 1 cm^2 para que se procedesse a contagem. Para isso, foi realizado o seguinte preparo:

- o resíduo foi retomado com 2 gotas de H_2SO_4 , 3M e 3 mL de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 0,8 M;
- para controle de pH foi adicionado 2 gotas de azul de timol, e depois de homogeneizado, foi acrescentado 1 gota de NH_4OH concentrado para que a solução ficasse amarela, $\text{pH} < 6,0$;
- logo após, foi acrescentado H_2SO_4 , 3 M, gota a gota, até que a solução se tornasse avermelhada e o conteúdo foi transferido para a célula de eletrodeposição.

A eletrodeposição foi realizada em uma célula de acrílico, com eletrodo inerte de platina, a uma corrente de 1,2 A por 1,0 hora. Com a eletrodeposição concluída, os discos foram contados em um Espectrômetro Alfa, ilustrado na Figura 5.3

(CANBERRA INDUSTRIES, 2009), integrado com o programa *Alpha Analyst* da CANBERRA, calibrado com uma fonte padrão *Mixed-Alpha* da CANBERRA.

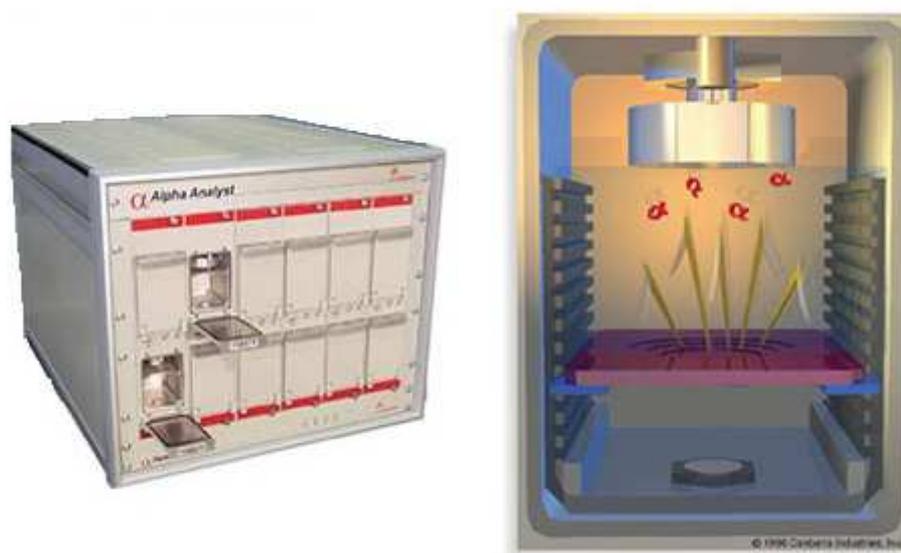


Figura 5.3 Espectrômetro Alfa CANBERRA

Os espectros foram analisados usando o programa “WinALPHA”, versão 1.40:32-bit IAEA 2003, desenvolvido pela Agência Internacional de Energia Atômica, AIEA. A atividade do urânio, A , em bequerel por litro, foi calculada pela Equação 2 abaixo:

$$A = \frac{C \cdot A_p}{C_p \cdot V} \quad (2)$$

Onde C é número de contagens na área do pico do isótopo estudado, A_p é a atividade do padrão de ^{232}U inserido na amostra, C_p é o número de contagens na área do pico do isótopo padrão e V é o volume inicial total da amostra analisada, em litro.

5.2.5 Determinação de ^{222}Rn com Detector Eletrônico de Radônio

Para cada ponto de amostragem foram coletadas amostras de água em triplicada, em frascos de 250 mL específicos para o equipamento utilizado na análise. As amostras não foram acidificadas, pois essa técnica não exige acidificação ou refrigeração das amostras.

Para determinação da concentração de ^{222}Rn em águas utilizou-se um equipamento com um detector de estado sólido, modelo RAD 7, da DURRIDGE Company Inc, acoplado ao sistema acessório RAD H₂O, formando um circuito fechado de degasagem no qual o volume de água e ar são constantes. Dessa maneira, uma bomba interna do equipamento faz circular o ar do circuito através da água, extraindo continuamente o radônio até atingir o estado de equilíbrio de acordo com a partição do radônio entre o ar e a água. O fator que mais influencia na análise é a umidade do ar circulante que atinge o detector, portanto, para que a medida seja confiável é utilizado uma coluna de CaSO₄, que proporciona a secagem do ar antes que ele atinja o detector. É importante que essa umidade relativa do ar durante a medição seja menor que 10 % em pelo menos dois dos quatro ciclos de leitura realizados durante a medida (DURRIDGE COMPANY, 2012).

A representação gráfica do equipamento, acoplado ao sistema de degasagem RAD H₂O, que mostra o fluxo de ar no sistema de mangueiras, vaso de amostra e detector, está na Figura 5.4, adaptada de DURRIDGE COMPANY (2012).

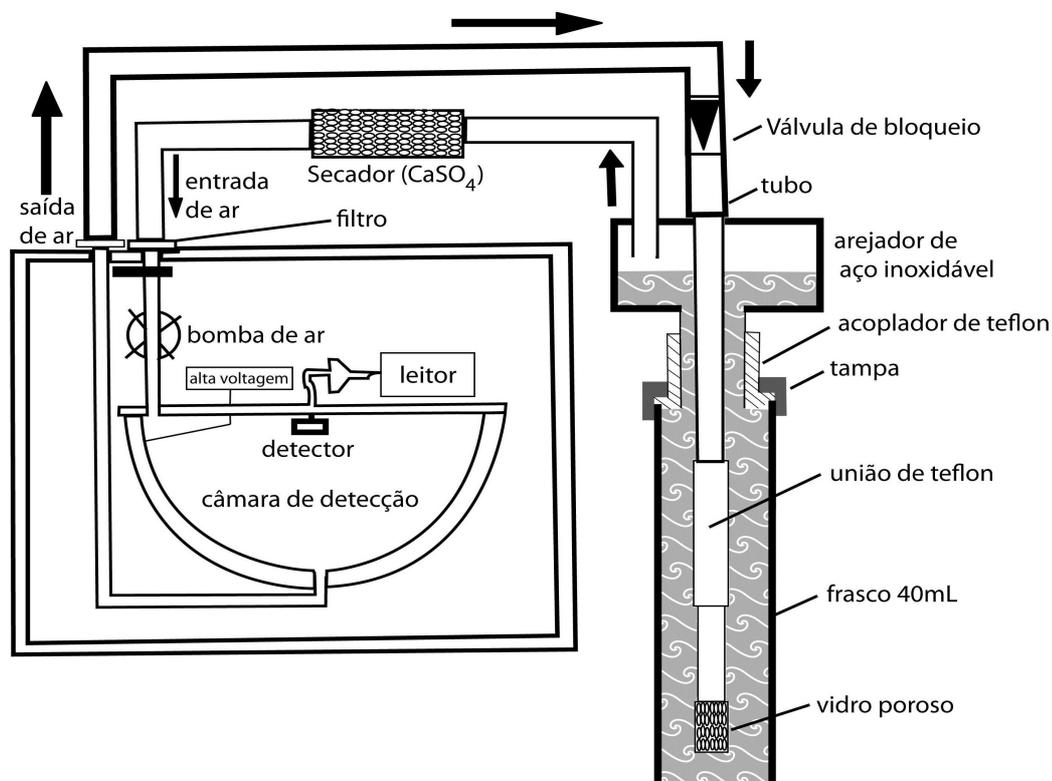


Figura 5.4 Representação gráfica interna do detector de radônio RAD 7

O RAD 7 possui uma célula interna hemisférica de 0,7 L revestida com um condutor elétrico. No centro desta célula há um detector alfa de estado sólido, conforme observado no esquema gráfico da Figura 5.4. Nessa célula é estabelecido um campo elétrico através de uma diferença de potencial aplicada entre o detector e o revestimento condutor. Os filhos de radônio, íons carregados positivamente, são atraídos para a superfície do detector, onde decaem por emissão de partículas alfa de energia característica. Quando detectadas, essas partículas geram um sinal elétrico, que é amplificado, convertido em sinal digital e armazenado na memória do equipamento de acordo com a energia da partícula. Esse sistema diferencia a energia alfa de cada partícula, identificando o radônio novo (^{218}Po), radônio velho (^{214}Po), torônio (^{216}Po) e sinal de ruído pelo emissor (^{218}Po , ^{214}Po , etc). Os sinais são agrupados em um espectro de escala de 0 a 10 MeV, identificando o emissor por sua energia característica. A faixa de leitura do equipamento vai de 0,0004 a 750 $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ (DURRIDGE COMPANY, 2012).

O *software* do equipamento RAD 7 determina a concentração de atividade de radônio na água automaticamente, a partir da concentração de radônio no ar (C_{ar}) corrigida por um fator que depende do coeficiente de partição k do radônio entre o ar e a água, do volume da amostra ($V_{amostra}$), do volume do sistema ($V_{sistema}$) e da concentração de fundo (C_0).

$$C_{\text{água}} = C_{\text{ar}} \left(\frac{V_{\text{sistema}} - V_{\text{amostra}}}{V_{\text{amostra}}} + k \right) - \frac{V_{\text{sistema}} - V_{\text{amostra}}}{V_{\text{amostra}}} \cdot C_0 \quad (3)$$

onde k , que é o coeficiente de partição água / ar do radônio, também conhecido como coeficiente de distribuição ou coeficiente de Ostwald. Este coeficiente depende da temperatura no momento da análise, conforme a Equação 4 abaixo:

$$k = 0,105 + 0,405 \cdot e^{-0,052 \cdot T} \quad (4)$$

Os resultados foram extraídos do equipamento por meio do programa CAPTURE, fornecido pelo fabricante do equipamento. O valor da concentração de radônio encontrado para cada amostra de água também foi corrigido pelo decaimento radioativo para o momento da coleta, pela Equação 5 abaixo:

$$A_0 = \frac{A}{e^{-\lambda \cdot t}} \quad (5)$$

onde A_0 é a atividade inicial da amostra, em $\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, no momento da coleta, A é a atividade medida pelo equipamento, também em $\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, λ é a constante de decaimento do radônio, por segundos, e t é o tempo decorrido entre a coleta e a medida, em segundos.

O fator mais importante da análise de radônio que pode interferir nos resultados é a técnica de amostragem, por isso deve-se evitar a perda do gás durante a coleta das amostras. Para isso, foi utilizada uma mangueira, com uma extremidade adaptada na saída da captação de água dos poços e outra que encostava no fundo do frasco, e foi mantido o fluxo de água por um tempo, evitando bolhas no recipiente, até que fosse possível se certificar de que a água coletada não entrou em contato com o ar.

Antes de se iniciarem as coletas de amostras de água para o estudo da concentração de radônio em amostras de água subterrânea, foram feitos testes no poço localizado no CDTN, a fim de se determinar um tempo mínimo de bombeamento para que se tivesse uma amostra com concentração de radônio representativa do aquífero. Para isso, após 24 horas de descanso do poço, ou seja, depois de 24 horas sem extração de água, iniciou-se o processo de bombeamento. Neste teste foram coletadas amostras periódicas para se verificar o tempo ideal de bombeamento para obtenção de um valor de concentração de Rn característico do aquífero.

5.2.6 Determinação de ^{226}Ra por Emissão de Radônio

Para a análise da concentração de rádio foi utilizada a mesma técnica para a determinação de radônio, o equipamento RAD 7 acoplado ao sistema de degasagem RAD H₂O. As medidas preliminares mostraram que o teor de rádio nas águas subterrâneas estava próximo ao *background*, portanto foram coletadas alíquotas de 1 L para cada ponto. Com o objetivo de reduzir o limite mínimo de detecção, estas foram concentradas por evaporação de 1 L para 300 mL, depois foram transferidas para o frasco de contagem e colocadas em espera por tempo igual ou superior a 30 dias, a fim de que fosse alcançado o equilíbrio radioativo entre o rádio e o radônio. Passado os 30 dias, o teor de radônio das amostras foi determinado e a concentração de rádio, em consequência, devido ao equilíbrio. O valor encontrado referente a amostra analisada, 250 mL, foi corrigido para o volume inicial de 1 L.

A fim de se diminuir o nível da radiação de fundo (*background*) do circuito de análise foi montado um novo circuito de degasagem específico para a análise de rádio, conforme esquema gráfico da Figura 5.5, desenvolvido a partir de experimentos em parceria com outros laboratórios (KAPPKE *et al.*, 2011).

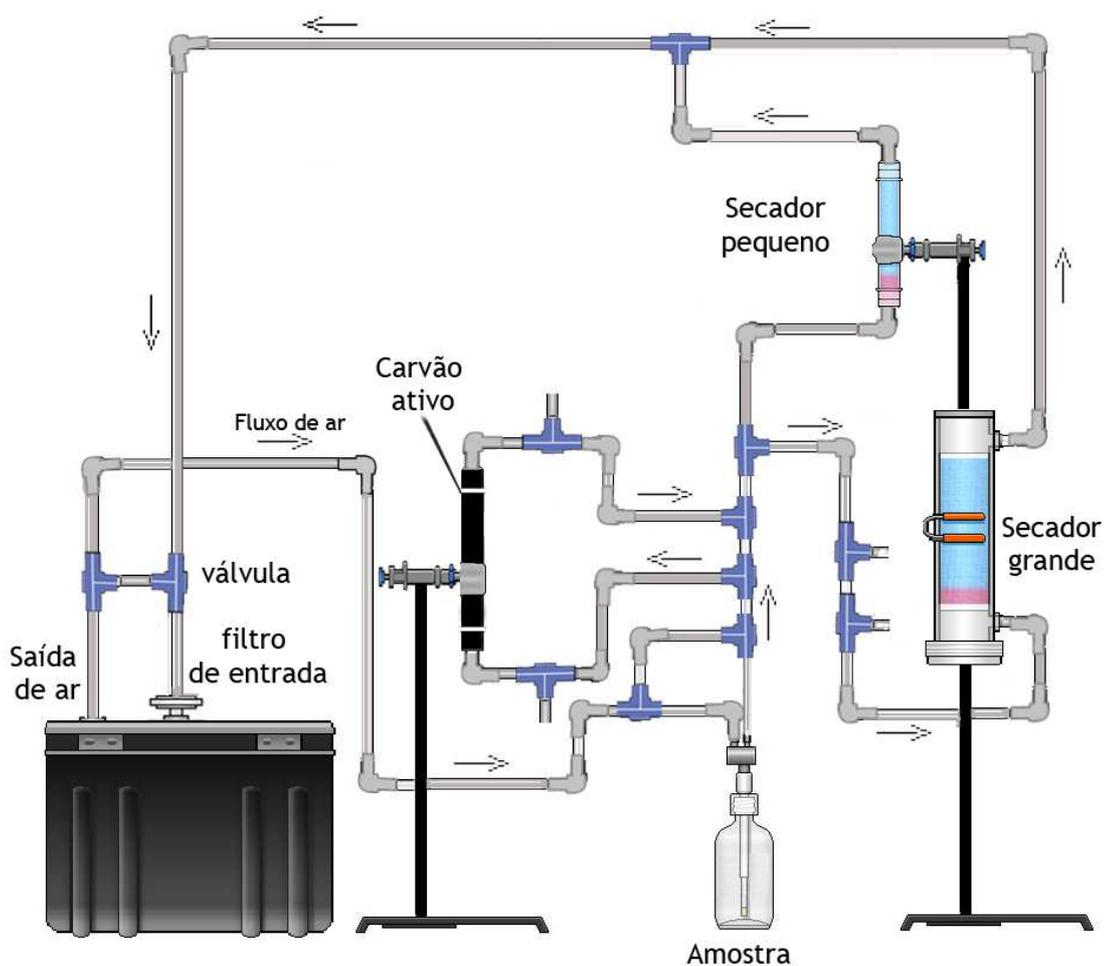


Figura 5.5 Circuito de degasagem para análise de rádio por emissão de radônio

Nesse circuito todas as conexões são fixas e a circulação do ar no circuito é definida por um sistema de válvulas. Entre cada análise foi medido um frasco contendo água destilada, para se determinar a radiação de fundo presente no circuito, eliminando suspeitas de interferência das medidas anteriores no resultado. Assim, se a medida de branco mostrasse alguma radiação de fundo no equipamento era possível

realizar uma purga do sistema com carvão ativo, e com o uso de válvulas pode-se evitar o aumento da umidade no sistema, por não permitir contato do ar do circuito com o ar externo que ocorre quando há a necessidade de se conectar ou desconectar mangueiras.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a determinação dos radionuclídeos naturais em águas subterrâneas foram utilizadas diversas técnicas. Essas técnicas foram escolhidas de acordo com a sua disponibilidade nos laboratórios de pesquisa, adequação ao radionuclídeo estudado e possibilidade de utilização dos equipamentos em campo, como o caso dos detectores de radônio e medidor de parâmetros físico-químicos.

6.1 Determinação de Parâmetros Físico-Químicos

Segundo a Portaria nº 2.914 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011), recomenda-se que o pH das águas de consumo humano seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5, e que os padrões de potabilidade organolépticos Dureza e Sólidos Totais Dissolvidos (TDS) não ultrapassem os Valores Máximos Permitidos (VMP) de $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 e $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 , respectivamente. Sendo assim, de acordo com os resultados obtidos, dispostos na Tabela 6.1, as águas do Carst 1 e Carst 2 estão mais ácidas do que o recomendado, e a do ponto Gnaiss 2 encontra-se no limiar. Por outro lado, os parâmetros Dureza e TDS estão abaixo do VMP em todos os pontos.

Tabela 6.1 Resultados parâmetros físico-químicos

Parâmetro	Aquífero					
	Carst 1	Carst 2	Carst 3	Carst 4	Gnaiss 1	Gnaiss 2
Temperatura (°C)	24,4	25,4	24,5	24,0	24,5	23,8
pH	4,15	5,39	7,05	7,31	6,35	6,00
Eh (mV)	+289	+208	+196	+223	+246	+485
Condutividade (μS)	22,59	42,30	410,50	371,50	60,52	88,60
Resistividade ($\text{k}\Omega$)	45,12	23,80	<10k Ω	<10k Ω	17,20	11,24
TDS ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	13,92	26,65	270,80	246,80	37,49	56,47
Alcalinidade ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3)	4,5	18,2	221,7	241,0	30,9	44,1
Dureza ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3)	32,0	23,0	126,5	162,8	24,8	20,4

Os parâmetros físico-químicos Eh e pH medidos e combinados no diagrama Eh-pH de Krauskopf (1972 *apud* BONOTTO [2004]) indicam o ambiente como redutor ou oxidante, o que influencia na mobilidade dos compostos químicos, daí a importância de se mensurar esses parâmetros. No presente estudo, todas as águas estão próximas ao ambiente de transição, sendo a maioria ambientes redutores, e apenas o ponto Gnaiss 2 é um ambiente caracterizado como oxidante ácido, conforme pode ser observado na Figura 6.1 abaixo.

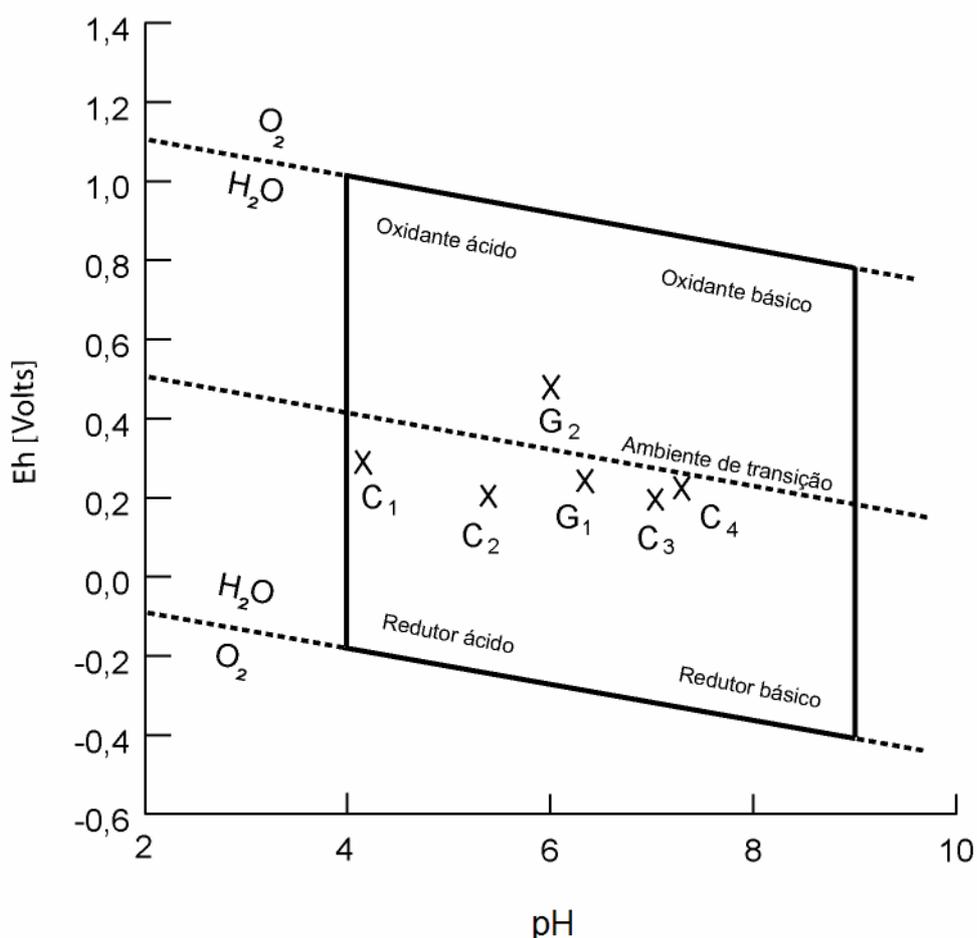


Figura 6.1 Representação dos dados obtidos para as águas subterrâneas da RMBH no Diagrama Eh-pH de Krauskopf

6.2 Determinação dos Emissores Alfa Total e Beta Total

Após a análise de alfa total e beta total, foram encontrados os resultados apresentados na Tabela 6.2 abaixo. A tabela também traz os valores máximos permitidos, VMP, segundo a Portaria nº 2.914 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011). Observa-se que todos os valores para as águas amostradas se encontram abaixo dos valores da Portaria, exceto o valor de alfa total para o Ponto Carst 2 que se encontra no limiar. Entretanto, por se tratar de uma amostragem preliminar, sugere-se que sejam realizadas mais amostragens nos mesmos pontos coletados neste trabalho, para confirmar os valores encontrados.

Tabela 6.2 Resultados de concentração em atividade de alfa total e beta total

Aquífero	α total (Bq·L ⁻¹)	LD α total (Bq·L ⁻¹)	β total (Bq·L ⁻¹)	LD β Total (Bq·L ⁻¹)
VMP	0,5	*	1,0	*
Carst 1	0,07±0,02	0,03	0,10±0,03	0,05
Carst 2	0,54±0,05	0,04	0,33±0,04	0,04
Carst 3	0,17±0,06	0,09	0,39±0,04	0,05
Carst 4	0,09±0,05	0,08	0,08±0,03	0,05
Gnaiss 1	0,09±0,03	0,03	0,15±0,03	0,05
Gnaiss 2	0,04±0,03	0,04	0,18±0,03	0,05

VMP, Portaria M.S. nº 2.914; LD, Limite de Detecção

*A Portaria nº 2.914 não indica valor para a técnica analítica aplicada na determinação da grandeza LD. Neste caso, é normalmente recomendado que o valor seja no máximo 30% do VMP.

6.3 Determinação de Urânio e Tório por Espectrometria de Massa com Plasma Indutivamente Acoplado

Para a análise de urânio e tório dissolvidos, utilizando a técnica ICP-MS, os resultados foram reportados em micrograma por litro ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), e podem ser observados na Tabela 6.3. Para efeito de comparação, os resultados de tório dissolvido foram convertidos para bequerel por litro ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$). Dessa forma, a atividade de tório dissolvido pode ser utilizada na discussão dos resultados dos

emissores alfa que contribuem para a atividade alfa total. A legislação não prevê valor limite para concentração de tório nas amostras de água, somente para o urânio.

Tabela 6.3 Resultados de concentração de urânio total dissolvido e tório dissolvido

Ponto de amostragem	Urânio ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	CV %	Tório ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	CV %
VMP	30		NP	
Carst 1	0,017	2	<0,01	
Carst 2	4,63	4	0,099	3
Carst 3	0,442	1	0,025	1
Carst 4	0,117	1	<0,01	
Gnaiss 1	0,470	3	<0,01	
Gnaiss 2	0,122	3	<0,01	

VMP, Valor Máximo Permitido Portaria M.S. nº 2.914; CV, Coeficiente de variação; NP, Não Previsto

Observa-se que não é possível concluir sobre a influência da litologia na qual está inserido o aquífero na concentração de urânio e tório, porque ambientes cársticos e gnáissicos apresentaram resultados semelhantes de concentração desses radionuclídeos.

Pela concentração de urânio encontrada, pode-se verificar que a maioria dos aquíferos estudados apresentou concentração de urânio dissolvido menor que $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (ppb), indicando aquíferos com condições redutoras ou banhando estratos com baixas concentrações de urânio (SILVEIRA; BONOTTO, 1995). Apenas um deles, o Carst 2, apresentou valor entre 1 e $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

6.4 Determinação dos Isótopos de Urânio e da Razão Isotópica ^{234}U / ^{238}U por Espectrometria Alfa

Foram determinadas as concentrações dos isótopos de urânio ^{234}U e ^{238}U aplicando a técnica de Espectrometria Alfa. Com esses valores foram calculadas as Razões de

Atividade Isotópica (RA) $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$. Observando a Tabela 6.4, verifica-se que para a maioria dos pontos, os resultados de RA encontrados apresentam valores considerados normais, porque os valores estão entre 1 e 2, semelhantes aos encontrados pela maioria dos pesquisadores (SILVEIRA; BONOTTO, 1995). Entretanto, no ponto Carst 4 a RA apresentou valor igual a 4,4. Isto sugere um enriquecimento da solução em ^{234}U devido ao processo de recuo alfa onde, possivelmente, o teor de urânio dissolvido na água diminuiu concomitantemente com o aumento de sua concentração no estrato de aquíferos redutores. Assim, esse aquífero pode ser caracterizado como subjacente à acumulação em formação, o que significa que este ponto amostrado apresentou simultaneamente $\text{RA} > 2$ e teor de urânio dissolvido abaixo de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, mesmo que a concentração dos minerais uraníferos nos estratos dos aquíferos sejam normais. A Figura 6.2 ilustra este processo.

Na Tabela 6.4, foram acrescentadas duas colunas, uma com os valores de pH e outra com os de Eh, já mostrados na Tabela 6.1. O objetivo foi verificar se havia alguma correlação entre as atividades de ^{238}U , ^{234}U e RA com esses parâmetros físico-químicos, Figuras 6.3 e 6.4.

Tabela 6.4 Resultados de concentração de ^{238}U e ^{234}U , urânio dissolvido, razão isotópica (RA), pH e potencial de oxirredução (Eh)

Pontos de amostragem	^{238}U ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$)	^{234}U ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$)	U dissolvido ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	RA	pH	Eh (mV)
Carst 1	$4,6\cdot 10^{-4}\pm 3,2\cdot 10^{-4}$	$9,1\cdot 10^{-4}\pm 4,6\cdot 10^{-4}$	0,017	2	4,15	+289
Carst 2	$6,1\cdot 10^{-2}\pm 7,2\cdot 10^{-3}$	$8,2\cdot 10^{-2}\pm 6,2\cdot 10^{-3}$	4,63	1,3	5,39	+208
Carst 3	$7,1\cdot 10^{-3}\pm 2,3\cdot 10^{-3}$	$1,2\cdot 10^{-2}\pm 1,8\cdot 10^{-3}$	0,442	1,6	7,05	+196
Carst 4	$1,9\cdot 10^{-3}\pm 1,1\cdot 10^{-3}$	$8,4\cdot 10^{-3}\pm 5,4\cdot 10^{-4}$	0,117	4,4	7,31	+223
Gnaiss 1	$7,1\cdot 10^{-3}\pm 2,3\cdot 10^{-3}$	$1,1\cdot 10^{-2}\pm 1,9\cdot 10^{-3}$	0,470	1,5	6,35	+246
Gnaiss 2	$1,7\cdot 10^{-3}\pm 7,2\cdot 10^{-4}$	$2,0\cdot 10^{-3}\pm 6,6\cdot 10^{-4}$	0,122	1,2	6,00	+485

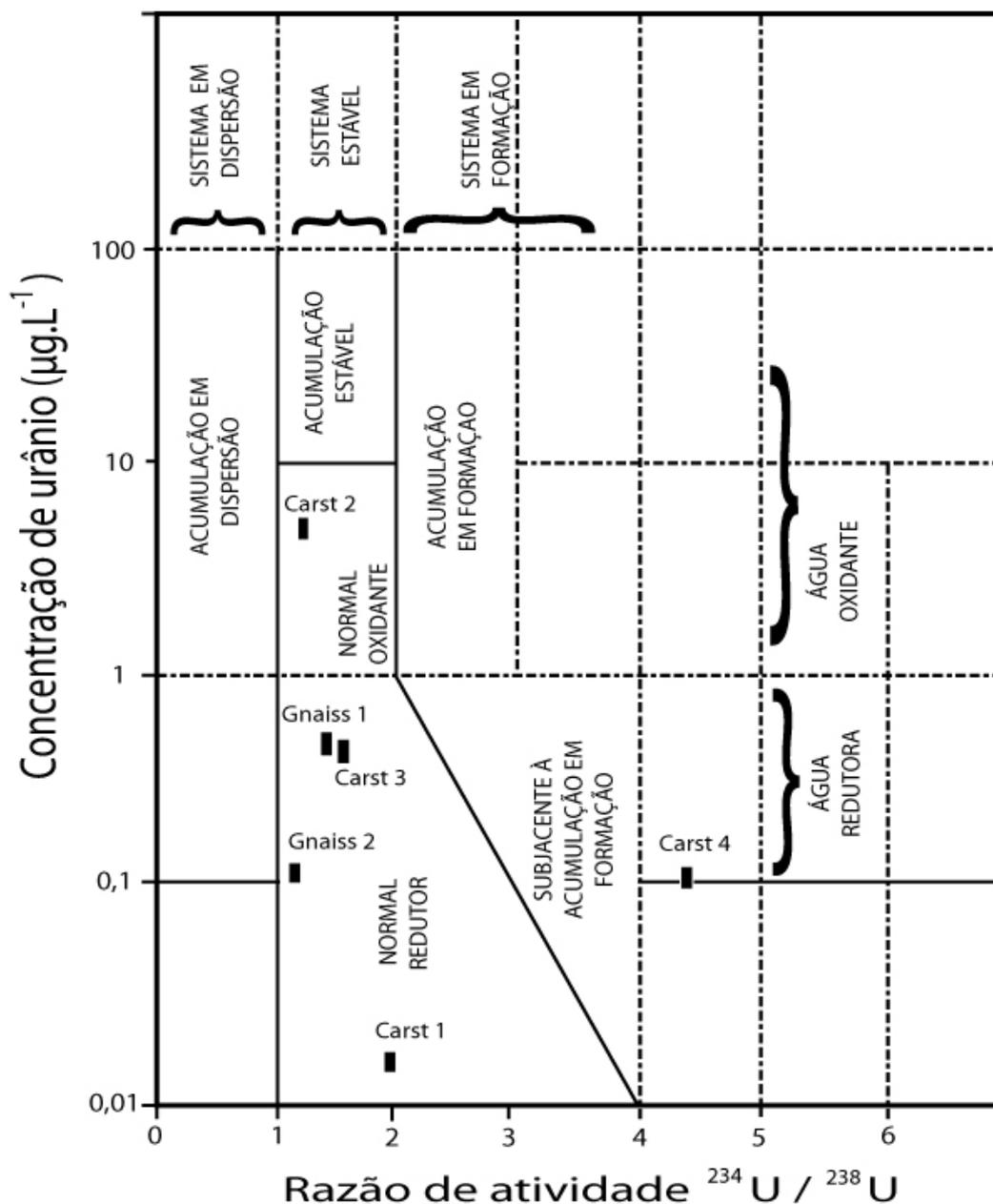


Figura 6.2 Representação dos dados obtidos para as águas subterrâneas da RMBH no Diagrama de Cowart & Osmond (1980 *apud* SILVEIRA; BONOTTO [1995]) ilustrativo da concentração de urânio e razão de atividade $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$

A Figura 6.3 mostra a concentração em atividade dos isótopos de urânio e a razão de atividade entre eles em função do potencial de oxirredução Eh. Unindo os pontos que representam os valores encontrados, pode-se observar um pico de urânio no ponto correspondente ao Carst 2 ($[^{238}\text{U}] = 6,1 \cdot 10^{-2} \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ e $[^{234}\text{U}] = 8,2 \cdot 10^{-2} \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ –

Aquífero Cárstico Jaboticatubas) e um pico de RA no ponto correspondente ao Carst 4 (RA = 4,4 – Aquífero Formação Serra de Santa Helena). Com isso, observou-se que onde há uma alta RA, não há necessariamente uma concentração elevada de urânio na água. Esses dois picos, correspondentes à RA e às atividades dos isótopos de urânio, estão em uma região que apresenta valores de Eh muito próximos. Isso demonstra que não há uma alta de concentração de urânio nas águas ou alta RA em função do Eh, pois numa mesma região ($190 < Eh < 250$) encontraram-se amostras com características totalmente diferentes.

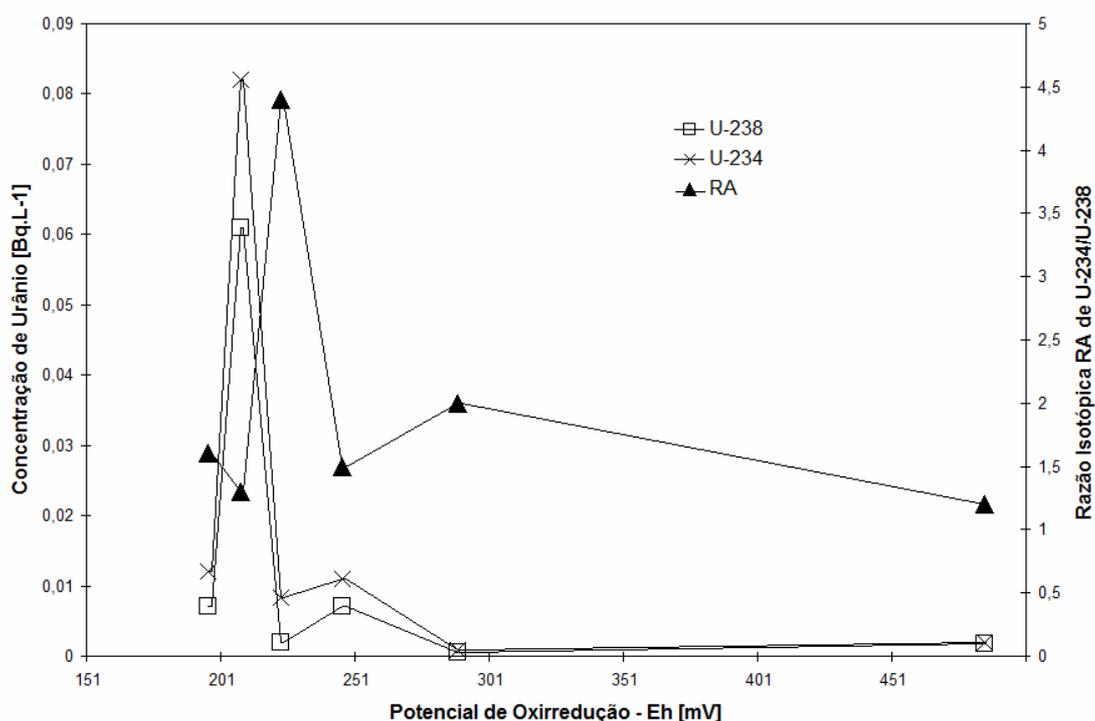


Figura 6.3 Concentração de urânio e RA em função do potencial de oxirredução Eh

A Figura 6.4 mostra a concentração em atividade dos isótopos de urânio e a razão de atividade entre eles em função do pH. Também se pode observar que todos os valores de pH apresentaram baixas concentrações de urânio ($< 0,02 \text{ Bq.L}^{-1}$), exceto o ponto de pH = 5,39. Sendo assim, não há uma relação de concentração de urânio na água com o valor de pH, tampouco de RA.

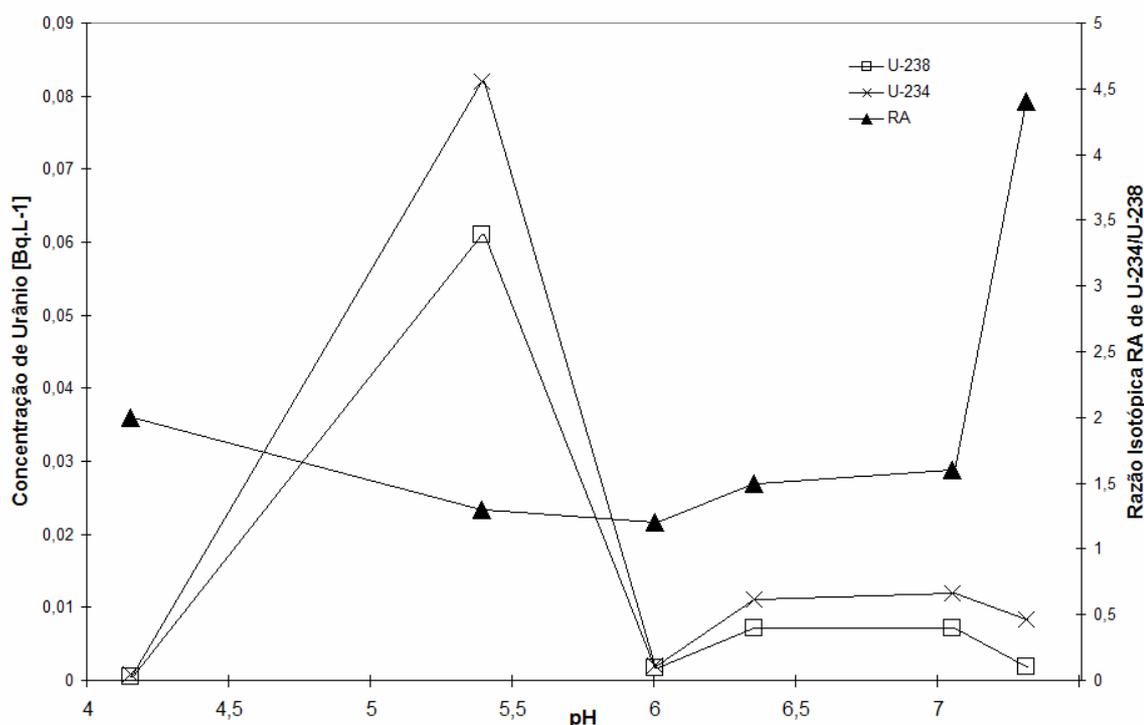


Figura 6.4 Concentração de urânio e RA em função do pH

6.5 Determinação de ^{222}Rn com Detector Eletrônico de Radônio

Para que a amostra apresente uma concentração de radônio característica do aquífero deve-se evitar ao máximo a perda desse gás para a atmosfera no momento da coleta. Portanto, para garantir que a água amostrada apresentasse o conteúdo de radônio mais próximo ao verdadeiro, foi realizado um teste de bombeamento. Esse teste permitiu determinar que um poço deve ser bombeado por no mínimo 45 minutos, antes de se iniciar a coleta de amostra de água para análise de radônio (RICARDO *et al.*, 2011).

A Figura 6.5 ilustra o crescimento exponencial da concentração de radônio na água, verificado durante teste de bombeamento realizado no ponto Gnaiss 2.

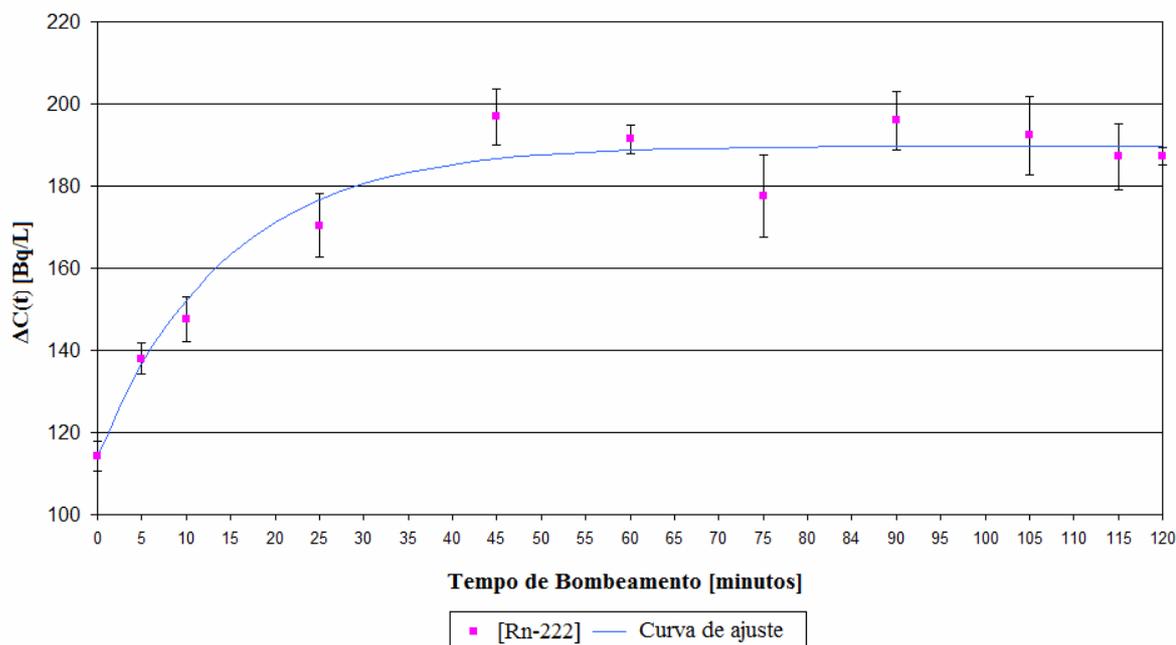


Figura 6.5 Crescimento da concentração de radônio em função do tempo de bombeamento do poço Ponto Gnaiss 2

Portanto, a média dos resultados obtidos para cada aquífero, de todas as amostras coletadas em triplicata após o tempo mínimo de bombeamento de 45 minutos, estão apresentados na Tabela 6.5. Pode-se observar que as maiores concentrações se deram em aquíferos do Complexo Belo Horizonte, e não nos aquífero cársticos.

Ao se considerar o limite estabelecido pela USEPA (United States Environmental Protection Agency) que é de $11,1 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ (CORRÊA *et al.*, 2009), foi observado que apenas um aquífero apresentou valor abaixo do limite (Carst 3) e outro apresentou valor no limiar (Carst 4). Foi considerado o limite estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América uma vez que não há valores de limites máximos de concentração de radônio previstos na legislação brasileira.

Tabela 6.5 Resultado da concentração de ^{222}Rn , média de três medidas

Pontos de amostragem	^{222}Rn ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$)
Carst 1	$46,0 \pm 1,9$
Carst 2	$66,0 \pm 3,3$
Carst 3	$6,5 \pm 0,7$
Carst 4	$12,0 \pm 1,2$
Gnaiss 1	$150,0 \pm 3,2$
Gnaiss 2	$230,0 \pm 3,9$

6.6 Determinação de ^{226}Ra por Emissão de Radônio

As análises de rádio foram realizadas utilizando o circuito instalado no Laboratório de Radioatividade Natural / Radônio do CDTN/CNEN, com o objetivo de se diminuir a radiação de fundo no interior dos tubos. Em todos os pontos amostrados, o valor desse radionuclídeo determinado ficou abaixo do VMP, conforme se observa na Tabela 6.6.

Tabela 6.6 Resultado da concentração de ^{226}Ra

Pontos de amostragem	^{226}Ra ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$)
VMP	1,0
Carst 1	$5,0 \cdot 10^{-2} \pm 7,8 \cdot 10^{-2}$
Carst 2	$2,0 \cdot 10^{-2} \pm 3,9 \cdot 10^{-2}$
Carst 3	$4,0 \cdot 10^{-2} \pm 5,9 \cdot 10^{-2}$
Carst 4	$6,0 \cdot 10^{-2} \pm 3,9 \cdot 10^{-2}$
Gnaiss 1	$6,0 \cdot 10^{-2} \pm 9,8 \cdot 10^{-2}$
Gnaiss 2	$3,0 \cdot 10^{-2} \pm 3,9 \cdot 10^{-2}$

VMP, Valor Máximo Permitido Portaria M.S. nº 2.914

Por apresentar valores tão baixos, o ^{226}Ra não é responsável pela presença de ^{222}Rn nas águas. Sendo assim, o radônio presente na água é caracterizado como “radônio não suportado”. Este termo, não suportado, significa que o gás dissolvido na água tem sua origem no recuo alfa que ocorre no momento do decaimento do rádio que se encontra na rocha matriz do aquífero. Este fenômeno bastante conhecido da não

relação entre a concentração de Ra dissolvido e Rn dissolvido pode ser observado na Figura 6.6.

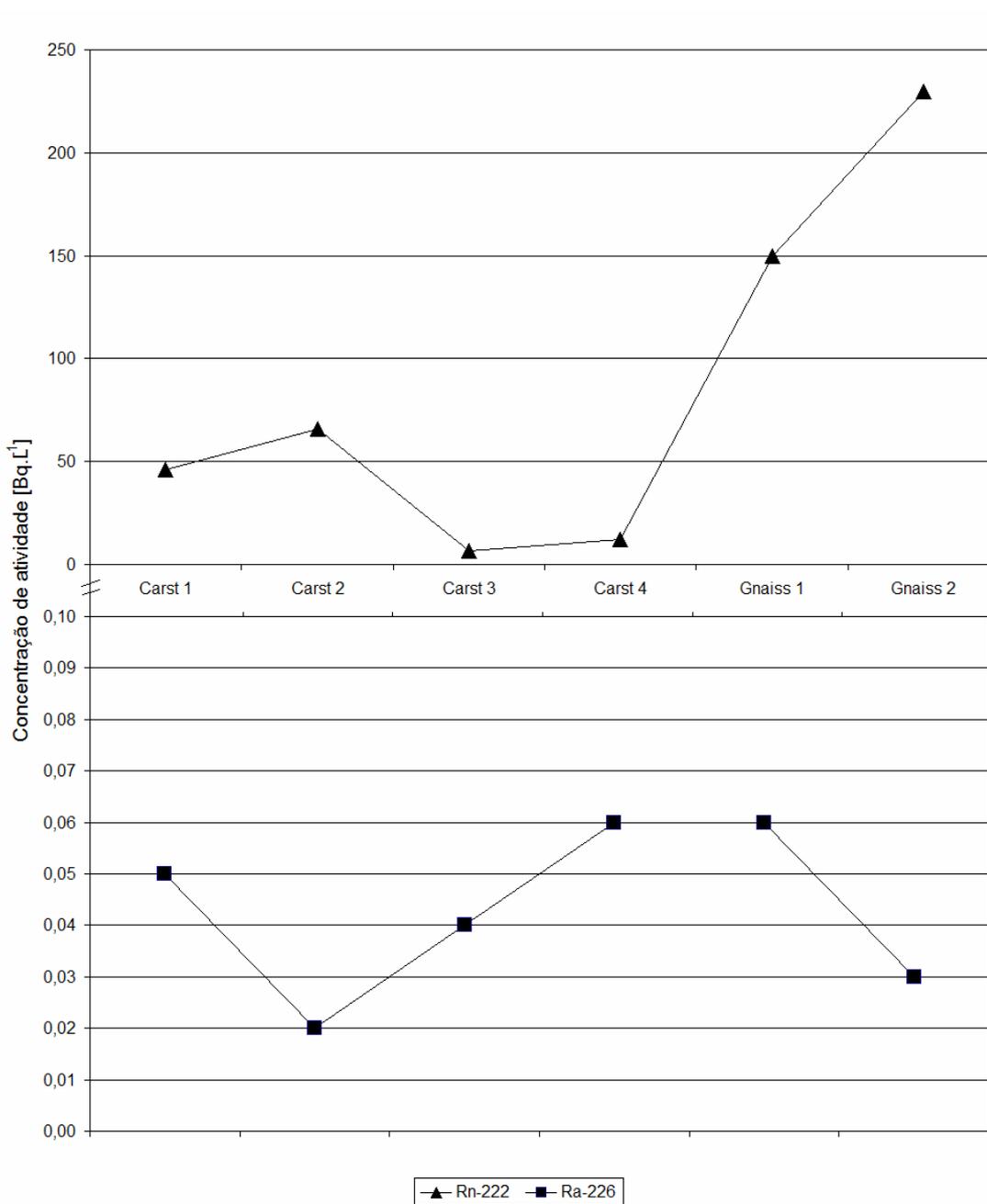


Figura 6.6 Concentração de ^{222}Rn e ^{226}Ra em função do ponto de amostragem

A Tabela 6.7 foi construída para avaliar a contribuição de cada emissor alfa determinado na atividade alfa total. A razão entre a atividade de cada isótopo determinado e a atividade alfa total está especificada em porcentagem, para cada ponto analisado.

Tabela 6.7 Contribuição de cada isótopo emissor alfa para a atividade alfa total

Ponto	α total (Bq·L ⁻¹)	Razão U _{total} / α	Razão ²³⁴ U / α	Razão ²³⁸ U / α	Razão ²²⁶ Ra / α	Razão ²³² Th / α	Σ das razões (exceto U _{total})
Carst 1	0,07	2,0%	1,3%	0,7%	71,4%	<0,1%	73,4%
Carst 2	0,54	26,5%	15,2%	11,3%	3,7%	0,1%	30,3%
Carst 3	0,17	11,2%	7,1%	4,2%	23,5%	0,1%	34,8%
Carst 4	0,09	11,4%	9,3%	2,1%	66,7%	<0,1%	78,1%
Gnaiss 1	0,09	20,1%	12,2%	7,9%	66,7%	<0,1%	86,8%
Gnaiss 2	0,04	9,3%	5,0%	4,3%	75,0%	<0,1%	84,3%

Conforme se pode observar, o ²²⁶Ra é o isótopo que mais contribui para a atividade alfa total, entre 60% e 70%. Entretanto, na Região do Aquífero Jaboticatubas este isótopo contribui com menos de 50% (3,7% e 23,5% respectivamente). Isto demonstra que esse aquífero apresenta alteração na solubilização do rádio. Nesses mesmos dois pontos (Carst 2 e Carst 3), os isótopos estudados são responsáveis por menos da metade das emissões alfa, mesmo sendo o ponto Carst 2 o que apresenta a maior atividade alfa total (0,54 Bq·L⁻¹), sendo necessário um estudo mais aprofundado nestes pontos de amostragem para verificação da não existência de interferências nas determinações realizadas.

O preparo para análise de alfa total e beta total utilizado elimina o radônio da amostra, ou seja, ele não influenciou na composição da atividade alfa total. Se a atividade de radônio fosse considerada como constituinte da atividade alfa total, com limite estabelecido pela portaria do Ministério da Saúde (2011) nenhuma água seria considerada potável para consumo humano. Porém, deve-se considerar que o radônio difunde para o ar, sendo assim eliminado no processo de tratamento da água de abastecimento público, sobre a qual se aplica a portaria. Não há estudos do impacto da atividade de radônio nas águas na RMBH. Porém, estudos sobre a sua

presença no interior de residências e construções vem sendo feitos, principalmente no que se refere à preocupação com a inalação desse gás (SANTOS, 2010).

7 CONCLUSÃO

As determinações dos níveis de radioatividade natural nas águas de aquíferos da RMBH foram realizadas com a finalidade de se estabelecer técnicas mais aplicáveis para um levantamento mais amplo e completo dos níveis de radioatividade natural nas águas subterrâneas dessa região. É importante ressaltar que a região está situada sob embasamento granítico-gnáissico, o que favorece a ocorrência de radionuclídeos da série do urânio e tório em águas subterrâneas. A partir de um levantamento futuro dos níveis de radioatividade natural, abrangendo toda a Região Metropolitana de Belo Horizonte, pode-se obter o Mapa de Risco Potencial em Radônio, a dose média anual de radioatividade recebida pela população dos municípios pesquisados.

Para as análises das concentrações de urânio total e tório dissolvidos, a técnica de espectrometria de massas, ICP-MS, foi adequada, pois permitiu uma análise rápida e precisa. Quanto a Espectrometria Alfa, a vantagem de ter sido aplicada foi permitir a determinação da atividade de cada radioisótopo, possibilitando o cálculo da razão de atividade RA de $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$, importante em estudos hidrogeológicos.

Para a determinação da concentração de radônio em águas, o detector de radônio RAD7 demonstrou ser adequado, pois permitiu análises em campo e reportou os resultados com exatidão. Para que uma análise fosse confiável, foi necessário coletar a amostra com acessórios especiais, como mangueiras e vasos, para que o frasco ficasse submerso e a amostra coletada não entrasse em contato com o ar. Além disso, foi necessário um tempo mínimo de bombeamento dos poços de 45 minutos, para que a concentração de radônio pudesse ser considerada como característica do aquífero.

Para a determinação da concentração de rádio em águas subterrâneas, a metodologia e a infra-estrutura foram aperfeiçoadas, com a instalação do circuito

que permitiu a diminuição de radiação de fundo e possibilitou um menor tempo de recuperação do circuito, por meio da redução da umidade interna em prazos mais curtos. Assim, o equipamento RAD7 demonstrou ser adequado, porém devem ser realizados mais estudos comparando com outras técnicas.

Para as determinações da concentração de alfa total e beta total, o método utilizado foi a contagem direta de resíduo seco, pois se trata de um método que permitiu uma análise rápida.

Os parâmetros físico-químicos foram determinados com o medidor portátil Ultrameter III TM modelo 9PTK, que se manteve estável e apropriado, ou seja, quando submetido a recalibração não apresentou alterações.

Foram estudados seis pontos, sendo quatro aquíferos em regiões cársticas (Grupo Bambuí) e dois em regiões gnáissicas (Complexo Belo Horizonte). Assim, as águas analisadas se apresentaram dentro dos padrões organolépticos de potabilidade estabelecidos na Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde (2011), no que tange a Dureza e aos Sólidos Totais Dissolvidos em todos os pontos. Porém, as águas do Carst 1 e Carst 2 estão mais ácidas do que o recomendado, e a do ponto Gnaiss 2 encontra-se no limiar.

As concentrações de atividade beta total determinadas variaram entre 0,10 e 0,39 Bq·L⁻¹, todas abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) da Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde (2011), que é de 1,0 Bq·L⁻¹. Já as concentrações de atividade alfa total determinadas variaram entre 0,04 e 0,54 Bq·L⁻¹, apresentando um ponto no limiar do Valor Máximo Permitido (VMP = 0,5 Bq·L⁻¹), que ocorreu no Aquífero Cárstico de Jaboticatubas, Carst 2 = 0,54 ± 0,05 Bq·L⁻¹. Portanto, devem ser realizadas mais medidas para confirmação desse valor. Como o nível de ²²⁶Ra está abaixo do VMP em todos os pontos amostrados (de 0,02 a 0,06 Bq·L⁻¹), o radionuclídeo responsável pelo excesso de atividade alfa neste ponto (Carst 2) não é o ²²⁶Ra, sendo necessário um estudo mais aprofundado deste ponto de

amostragem para que se possa verificar possíveis interferências. Vale ressaltar que as águas analisadas não foram tratadas, como ocorre com as águas utilizadas no abastecimento público.

As concentrações de urânio dissolvido variaram entre 0,017 e 4,63 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, todas abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) da Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde (2011), que é de 30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. E a concentração de tório variou entre 0,01 e 0,099 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, mas não há VMP previsto pela legislação brasileira nem americana específico para o tório.

As atividades de ^{238}U determinadas variaram entre $4,6\cdot 10^{-4}$ e $6,1\cdot 10^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ e as atividades de ^{234}U variaram entre $9,1\cdot 10^{-4}$ e $8,2\cdot 10^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, resultando em razões de atividade isotópica (RA) de sistemas estáveis, ambientes normal redutor e normal oxidante, sendo apenas um ponto, o Carst 4, em ambiente considerado subjacente à acumulação em formação, de acordo com Diagrama de Cowart & Osmond (1980 *apud* SILVEIRA; BONOTTO [1995]).

A concentração de radônio na água variou entre 6,5 e 230,0 $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$. Ao se considerar o limite estabelecido pela USEPA – *United States Environmental Protection Agency* que é de 11,1 $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ (CORRÊA *et al.*, 2009), observou-se apenas um ponto com valor abaixo do limite (Carst 3 = $6,5 \pm 0,7$ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) e um ponto com valor no limiar (Carst 4 = $12,0 \pm 1,2$ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$). Os demais pontos apresentaram valores de 4 a 20 vezes maior que o limite estabelecido pela USEPA. Foi considerado o limite estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América uma vez que não há valores de limites de concentração de radônio em água previstos na legislação brasileira.

As concentrações de atividade de ^{226}Ra variaram entre $2,0\cdot 10^{-2}$ e $6,0\cdot 10^{-2}$ $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, demonstrando que o ^{226}Ra dissolvido não está em equilíbrio com o ^{222}Rn nas águas, não sendo responsável pelas altas concentrações de radônio encontradas. Além disso, observou-se que o ^{226}Ra é o isótopo que mais contribuiu para a atividade alfa

total, entre 60% e 70%. Entretanto, a Região do Aquífero Jaboticatubas apresentou condições menor solubilização do rádio.

Nos pontos Carst 2 e Carst 3, os isótopos estudados são responsáveis por menos da metade das emissões alfa, mesmo sendo o ponto Carst 2 o que apresenta a maior atividade alfa total ($0,54 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$), sendo necessário um estudo mais aprofundado de outros emissores alfa neste ponto.

Observou-se que não é possível concluir sobre a influência da litologia na qual está inserido o aquífero na atividade alfa e beta total, e concentração de urânio, tório e rádio, porque ambientes cársticos e gnáissicos apresentaram resultados semelhantes de concentração desses radionuclídeos. Entretanto, ambientes gnáissicos apresentaram concentrações de radônio consideravelmente altas, da ordem de 3 a 5 vezes mais que ambientes cársticos (150 e $230 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$).

A partir desses resultados pode-se concluir que as técnicas utilizadas nesse trabalho permitem a realização de um levantamento da radioatividade natural das águas da RMBH de maneira satisfatória. Entretanto, para o rádio devem ser estudadas técnicas alternativas que permitam uma avaliação em um menor espaço de tempo. Os resultados, de maneira geral, indicam que esse levantamento deve ser realizado, pois somente um ponto estudado da RMBH apresentou concentração de atividade de radônio abaixo do limite previsto pela legislação americana, uma vez que a brasileira não prevê limite para este radioisótopo, responsável por metade da exposição humana à radioatividade natural. Como foram poucos pontos estudados nesse trabalho, sugere-se que sejam feitos estudos mais detalhados de amostragem em regiões com embasamento granítico-gnáissico, uma vez que essa ocorrência geológica pode apresentar atividades elevadas devido aos radionuclídeos das séries do urânio e do tório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAS – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. *educacao_image004.jpg*. Disponível em: < www.abas.org/educacao.php>. Acesso em 15 abr. 2012.

AFUBRA – ASSOCIAÇÃO DOS FUMICULTORES DO BRASIL. *ea010544.gif*. Disponível em: <www.sefloral.com.br/ea01052210.htm>. Acesso em 15 abr. 2012.

ALBARÈDE, F. *Geoquímica uma introdução*. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

ARAMBURU, X. O., BISBAL, J. J. *Radiaciones ionizantes: utilización y riesgos*. Barcelona: Edicions UPC, 1994.

AUVINEN, A.; *et al.* Radon and other natural radionuclides in drinking water and risk of stomach cancer: A case-cohort study in Finland. *International Journal of Cancer*. Publication of the International Union Against Cancer, Finlândia: Ed. Wiley-Liss, Vol. 114, No. 1, 2005. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ijc.20680/pdf>>. Acesso em 29 set. 2010.

BATISTA, R. C. R. *Caracterização hidrogeológica do entorno do Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo (CNPMS), em Sete Lagoas, MG*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 2009.

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

CAMARGO, I. M. C. *Determinação da concentração de isótopos naturais de urânio e tório em amostras de água*. Dissertação (Mestrado em Ciências – área de Tecnologia Nuclear) – Comissão Nacional de Energia Nuclear - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, CDTN/IPEN, São Paulo, 1994.

CANBERRA INDUSTRIES. Alpha Analyst Integrated Alpha Spectrometer Data Sheet. USA, 2009. Disponível em: <www.canberra.com/pdf/Products/Alpha-Analyst-SS-C36474.pdf> Acesso em: 03 mar. 2012.

CETESB – CENTRO TECNOLÓGICO DE SANEAMENTO BÁSICO. *Água subterrânea e poços tubulares*. 3ª edição revisada. São Paulo: CETESB, 1978.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. 2008.

CORRÊA, J. N.; *et al.* Measurements of radon concentration levels in drinking water at urban area of Curitiba (Brazil). In: INAC 2009 – International Nuclear Atlantic Conference. *Proceedings...* Rio de Janeiro: ABEN, 2009.

DURRIDGE COMPANY. *RAD7 Radon detector user manual*. Revision 7.1.8, Boston: Durrige Company Inc., 2012.

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

GIAMPÁ, C. E. Q.; GONÇALES, V. G. *Águas subterrâneas e poços tubulares profundos*. São Paulo, SP: Signus, 2006.

KAPPKE, J.; *et al.* Radium activity measurements in bottled mineral water. In: INAC 2011 – International Nuclear Atlantic Conference. *Proceedings...* Belo Horizonte: ABEN, 2011.

KIES, A.; *et al.* Using ^{222}Rn for hydrograph separation in a micro basin (Luxembourg). *Annals of Geophysics*. Ed. INGV, Vol. 48, No. 1, 2005. Disponível em: <<http://www.earth-prints.org/bitstream/2122/885/1/11Kies.pdf>>. Acesso em: 29 set. 2010.

LANDSTETTER, C.; KATZLBERGER, C. Determination of ^3H , ^{226}Ra , ^{222}Rn and ^{238}U in Austrian ground- and drinking water. *Proceedings of the Eighth International Conference on Methods and Applications of Radioanalytical Chemistry (Marc VIII) Kailua-Kona, Hawaii, 5-10 April 2009 – Part 2*. Ed. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 282, No. 2, 2009. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/content/h705116046w72587/fulltext.html>>. Acesso em: 29 set. 2010.

MAZZILLI, B. P.; MÁDUAR, M. F.; CAMPOS, M. P. *Radioatividade no meio ambiente e avaliação de impacto radiológico ambiental*. IPEN, 2001.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. *Portaria nº 2.914, 12 de dezembro de 2011*. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2011.

MOOK, W. G. (Ed.) Environmental isotopes in the hydrological cycle: Principles and applications. *International hydrological programme*. Technical documents in hydrology, UNESCO/IAEA Series. Paris: UNESCO, Vol. 1, No. 39, 2000.

MOURÃO, M. A. A.; DA CRUZ, W. B.; GONÇALVES, R. L. F. Caracterização hidrogeológica da porção mineira da bacia hidrográfica do São Francisco. In: PINTO, C. P.; MARTINS-NETO, M. A. *Bacia do São Francisco: geologia e recursos naturais*, Belo Horizonte: SBG-MG, 2001.

OLIVEIRA JUNIOR, O. P. de. *Preparação, caracterização e certificação de materiais de referência isotópicos de urânio*. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear - Materiais) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85134/tde-08062007-135148/>>. Acesso em: 01 mai. 2012.

OSMOND, J. K.; COWART, J. B. The theory and uses of natural uranium isotopic variations in hydrology. *Atomic Energy Review*. 1976.

PALMIERI, H. E. L.; *et al.* Direct quantification of thorium, uranium and rare earth element concentrations in natural waters by ICP-MS. In: INAC 2011 – International Nuclear Atlantic Conference. *Proceedings...* Belo Horizonte, 2011.

PINTO, B. V.; GODOY, J. M.; DE ALMEIDA, M. C. Características químicas e físico-químicas de águas subterrâneas do Estado do Rio de Janeiro. In: XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, *Anais...* Curitiba: ABAS, 2006. Disponível em: <http://www.abas-rj.org/atuacao_tecnica/caracteristicas_quimicas.pdf> Acesso em: 29 set. 2010.

PONTEDEIRO, E. M. B. D. *Avaliação de Modelos de Impacto Ambiental para Deposição de Resíduos Sólidos com Radionuclídeos Naturais em Instalações Minerio-Industriais*. Tese (COPPE/UFRJ, Engenharia Mecânica) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

RIBEIRO, M. L.; *et al.* Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar. *Química Nova*. São Paulo: Vol. 30, No. 3, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422007000300031&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 29 set. 2010.

RICARDO, C. P.; *et al.* Pumping time required to obtain tube well water samples with aquifer characteristic radon concentrations. In: INAC 2011 – International Nuclear Atlantic Conference. *Proceedings...* Belo Horizonte, 2011.

RODRIGUES, J. B. *Proveniência de sedimentos dos grupos Canastra, Ibiá, Vazante e Bambuí – Um estudo de zircões detríticos e Idades Modelo Sm-Nd*. Tese (Doutorado - Instituto de Geociências) Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

SANTOS, R. N. dos. *Implantação da Metodologia de Espectrometria Alfa para a Determinação de Isótopos de U e Th em Rochas Ígneas: Aplicação ao Estudo do Desequilíbrio Radioativo na Ilha da Trindade*. Tese (Doutorado em Geofísica) - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/14/14132/tde-21032006-121047/>>. Acesso em: 01 mai. 2012.

SANTOS, T. O. *Distribuição da concentração de radônio em residências e outras construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH*. Dissertação (Mestrado em Ciências Técnicas e Nucleares) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SIAGAS WEB – Sistema de Informações de Águas Subterrâneas: banco de dados. Disponível em: <<http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>>. Acesso em: 15 abr. 2012.

SILVA, A. B. Evolução química das águas subterrâneas. *Revista Águas Subterrâneas*. São Paulo: Vol. 7, 1984. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/asubterraneas/article/view/11253/7834>>. Acesso em: 29 set. 2010.

SILVA, A. B.; *et al.* *Estudos geológicos, hidrogeológicos, geotécnicos e geoambientais integrados no município de Belo Horizonte*. Belo Horizonte: UFMG, 1995.

SILVA, L. L.; *et al.* Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. *Química Nova*. São Paulo: Vol. 32, No. 6, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-40422009000600042&script=sci_arttext&tlng=es>. Acesso em: 29 set. 2010.

SILVEIRA, E. G.; BONOTTO, D. M. Comportamento Hidrogeoquímico dos Isótopos de Urânio em águas de Lindóia – SP. *Revista Brasileira de Geociências*. Vol 25, No 3, 1995.

SINGH, B. P.; KUMAR, B. *Isotopes in hydrology, hydrogeology and water resources*. New Delhi: Ed. Narosa, 2005.

SOUZA, T. A. de. *Isótopos de rádio como uma ferramenta para o estudo de mistura de águas no estuário do Rio Paraíba do Sul*. Dissertação (Mestrado em Química) Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SPERLING, M. V. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 2005.

STRUCKMEIER, W.; RUBIN, Y.; JONES, J. A. A. *Ciências da Terra para a Sociedade: Água subterrânea - reservatório para um planeta com sede?* Prospecto relativo a um tema-chave do Ano Internacional do Planeta Terra 2007-2009. Portugal: Comissão Nacional da UNESCO, 2007. Disponível em: <http://www.yearofplanetearth.org/content/downloads/portugal/brochura2_web.pdf>. Acesso em: 29 set. 2010.

UNSCEAR – UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. Report to General Assembly, with scientific annexes. New York: United Nations, 2000.

VASCONCELOS, F. M. ; TUNDISI, J. G. ; MATSUMURATUNDISI, T. . *Avaliação da Qualidade da Água - Base Tecnológica para a Gestão Ambiental*. 1ª. ed. Belo Horizonte: Sociedade Mineira de Engenheiros Agrônomos, 2009.

WANTY, R. B.; SCHOEN, R. A review of the processes affecting the mobility of radionuclides in natural waters, with applications. *Field Studies of Radon in Rocks, Soils, and Water*, Florida: C. K. Smoley, 1993.