

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS**

**CONCENTRAÇÕES DE RADÔNIO NAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS, ROCHAS E SOLOS DE PORTO
ALEGRE – RS**

ANA CLARA BUTELLI FIANCO

ORIENTADOR – Prof. Dr. Ari Roisenberg
CO-ORIENTADOR - Prof. Dr. Daniel Bonotto

Volume I

Porto Alegre – 2011

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS**

**CONCENTRAÇÕES DE RADÔNIO NAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS, ROCHAS E SOLOS DE PORTO
ALEGRE, RS**

ANA CLARA BUTELLI FIANCO

ORIENTADOR – Prof. Dr. Ari Roisenberg
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Daniel Bonotto

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ana Maria Pimentel Mizusaki – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Ruy Paulo Philipp – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Ubiratan Ferrucio Faccini - Unidade de Pesquisa e Pós Graduação em Geologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Dissertação de Mestrado apresentada
como requisito parcial para a
obtenção do Título de Doutor em
Ciências.

Porto Alegre – 2011

AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho não seria possível sem a ajuda de pessoas que contribuíram para sua realização. Por isso expresso meus sinceros agradecimentos.

À minha família, pelo apoio incondicional.

Aos professores Ari Roisenberg e Daniel Bonotto.

Aos colegas da sala 105, Cássio Abreu, Lucas Matzembacher, Isadora Kuhn, Gustavo Cunha e Ellen Bassan.

Aos amigos Vinicius Matté e Tiago Fischer pelas incontáveis visitas à sala 105.

A todas as pessoas e empresas que permitiram a coleta de dados em suas residências e estabelecimentos.

Ao Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo suporte financeiro.

RESUMO

Muitos sistemas de abastecimento público no Brasil utilizam água subterrânea como parte de sua rede. Este é o caso do Município de Porto Alegre, capital do Rio Grande do Sul, cuja população é de cerca de 1,4 milhões de habitantes. No entanto, há pouco conhecimento sobre os fatores que afetam a presença radônio nas águas subterrâneas, apesar da importância econômica. Análises de ^{222}Rn em amostras de água subterrânea e solo foram realizadas em diversos locais de Porto Alegre, com o objetivo de investigar os principais fatores que afetam sua presença em solução. As concentrações de radônio na água e no solo foram medidas através do equipamento AlphaGUARD (Genitron GmbH). Nas rochas, os teores foram medidos por Espectrometria Gama com detector de NA(TI), através da concentração de ^{226}Ra (Ue, urânio equivalente), a fim de obter informações sobre a geração de ^{222}Rn pelas rochas do aquífero. A geologia da área compreende diferentes granitóides de afinidade cálcico-alcalina a alcalina parcialmente cobertos por sedimentos quaternários aluviais, lagunares e fluviais. Estes dois compartimentos constituem os chamados Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano e o Sistema Aquífero Poroso Cenozóico. Cerca da metade das amostras analisadas de água apresentaram concentração de ^{222}Rn dissolvido superior ao limite máximo estabelecido pela Organização Mundial de Saúde de 100 Bq/L, podendo atingir até 500 Bq/L. O teor de radônio dissolvido nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano apresenta correlação direta e significativa com o urânio equivalente presente na matriz das rochas, como resultado típico da interação água-rocha. A aeração foi confirmada como um fator importante para a liberação radônio, como esperado, devido à sua natureza gasosa. Este processo foi provavelmente responsável pela falta de relação entre radônio produzido por rochas e sua presença em solos. A região correspondente ao Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano constitui importante reservatório de água subterrânea e pode liberar grandes quantidades de radônio para a fase líquida durante a interação rocha-água. Com isto, as autoridades locais responsáveis pela gestão dos recursos hídricos e pelo gerenciamento ambiental devem estar atentas para a questão, pois o radônio é reconhecido como causador de casos fatais de câncer, quando ingerido continuamente na água potável ou contido em ambientes fechados.

ABSTRACT

Many water-supply systems in Brazil utilize groundwaters at least as part of their networks. This is the case of Porto Alegre, capital of Rio Grande do Sul State, whose population is about 1.4 million inhabitants. However, there is little present knowledge in Brazil of the factors affecting Rn presence in the water supplied for end-users, despite the economic importance of groundwaters. ^{222}Rn analyzes groundwater and soil samples were performed at several sites in Porto Alegre, Brazil, with the aim of investigating the major factors affecting its presence in solution. Analysis for ^{226}Ra (eU, equivalent Uranium) activity concentration was also performed in selected rock samples in order to obtain information on the ^{222}Rn generation by the aquifer rock matrices. Several samples exhibited dissolved ^{222}Rn activity concentration exceeding the World Health Organization maximum limit of 100 Bq/L. The dissolved radon content in groundwaters providing from the Fractured Pre-Cambrian Aquifer System exhibited direct significant correlation with the equivalent uranium in the rock matrices, as a typical result of water-rock interactions. Aeration was confirmed as an important factor for Rn release, as expected due to its gaseous nature. This process was responsible for the lack of relationship between radon produced by rocks and its presence in soils. Thus, despite the calcic-alkaline to alkaline Pre-Cambrian granitoid rocks of the area studied are important reservoirs for underground resources, they can release high amounts of the gas radon to the liquid phase, claiming the attention of the local authorities responsible by the management of the hydrological resources as much attention has been paid to Rn in waters since it is considered a constituent that may be responsible for fatal cancers when continuously ingested in drinking water or confined in closed environments.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Mapa de localização do Município de Porto Alegre	18
Figura 2	Mapa geológico do Município de Porto Alegre (Modificado de Schneider <i>et al.</i> , 1974; Ramage, 2005) e localização dos pontos amostrados.	19
Figura 1	Sistemas aquíferos da região de Porto Alegre (modificado de Roisenberg, 2001) e localização dos pontos amostrados.	26
Figura 2	Mapa de solos de Porto Alegre (modificado de Schneider <i>et al.</i> , 2008) e localização dos pontos amostrados.	29
Figura 5	Foto do aparelho AlphaGUARD PQ2000PRO.	32
Figura 6	Representação esquemática do AlphaGUARD PQ2000PRO e seus componentes.	32
Figura 7	Teor de radônio nas águas subterrâneas nos poços com influência do SAFP e SAPC (barras vermelhas) e nos poços com influência apenas do SAFP (barras azuis).	37
Figura 8	Relações entre a concentração de radônio, cloreto e condutividade na água subterrânea. Barras vermelhas: poços com influência do SAPC. Barras azuis: poços sem influência do SAPC.	37
Figura 9	Correlação entre os elementos químicos e radônio dissolvidos nas águas subterrâneas dos Aquíferos Poroso e Fraturado.	38
Figura 10	Correlação entre HCO_3^- , Ba^{+2} , Zn^{+2} e radônio nas águas subterrâneas do Aquífero Fraturado Pré-Cambriano sem cobertura sedimentar.	40
Figura 11	Correlação entre a concentração de radônio nas rochas e os elementos químicos dissolvidos nas águas subterrâneas do Aquífero Fraturado	41
Figura 12	Correlação entre as concentrações de radônio na rocha e de F^- e Ba^{+2} na água subterrânea.	43
Figura 13	Classificação das águas subterrâneas da região de Porto Alegre em relação à radioatividade, de acordo com o Código de Águas Minerais (1945).	43
Figura 14	Concentrações de radônio no Granito Viamão.	44
Figura 15	Concentração de radônio nos solos residuais de granitos (barras azuis) e sedimentos cenozóicos e	45

aterros (barras vermelhas).

- Figura 16 Correlação entre as concentrações de radônio medidas por Espectrometria (Bq/Kg) e pelo AlphaGUARD (Bq/m³). 45
- Figura 17 Mapa de freqüência dos lineamentos tectônicos em escala 1:60000 do Município de Porto Alegre. Área em amarelo corresponde a cobertura sedimentar. gS = Granito Santana; gV = Granito Viamão; gPG = Granito Ponta Grossa; gI = Granito Independência; gnPA = Gnaisses Porto Alegre (Modificado de Roisenberg, 2001). 47
- Figura 18 Correlação entre as concentrações de radônio nas rochas (Bq/Kg) e nos solos (Bq/m³) do Município de Porto Alegre. 48
- Figura 19 Correlação positiva entre as concentrações de radônio nas rochas (Bq/Kg) e nas águas subterrâneas (Bq/L). 48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Concentrações médias de urânio em alguns tipos de rochas.	11
Tabela 2	Fontes de radiação por pessoa no Reino Unido.	14
Tabela 3	Risco de morte por câncer de pulmão por exposição de 200 Bq/m ³ de radônio durante uma vida inteira.	15
Tabela 4	Localização e caracterização dos pontos amostrados.	32
Tabela 5	Teores de radônio dissolvido na água subterrânea e solos de Porto Alegre.	35
Tabela 6	Teores de radônio medidos por espectrometria em rochas, solos e aterros.	35
Tabela 7	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 7 (DMAE, 2002).	88
Tabela 8	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 12 (DMAE, 2002).	88
Tabela 9	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 13 (DMAE, 2002).	89
Tabela 10	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 14 (DMAE, 2002).	90
Tabela 11	Descrição dos perfis dos poços nos pontos PDU 27 e PDU Z (DMAE, 2002).	91
Tabela 12	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 35 (DMAE, 2002).	91
Tabela 13	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 40 (DMAE, 2002).	92
Tabela 14	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 53 (DMAE, 2002).	93
Tabela 15	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 68 (DMAE, 2002).	94
Tabela 16	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 75 (DMAE, 2002).	94
Tabela 17	Descrição do perfil do poço no ponto PDU 81 (DMAE, 2002).	95
Tabela 18	Descrição do perfil do poço no ponto PDU A (DMAE, 2002).	95
Tabela 19	Descrição do perfil do poço no ponto PDU Y (DMAE, 2002).	96
Tabela 20	Descrição do perfil do poço no ponto PDU W (DMAE, 2002).	96

SUMÁRIO

Capa	
Folha de rosto	
Agradecimentos	
Resumo	1
Abstract	3
Lista de Figuras	4
Lista de Tabelas	6
Sumário	7
Texto explicativo da estrutura da dissertação	9
I. INTRODUÇÃO	10
1.1 Considerações iniciais	11
1.2 Objetivos	13
1.3 Radônio	14
1.3.1 Considerações sobre radiação	14
1.3.2 Geoquímica do radônio	16
1.4 Caracterização da área em estudo	18
1.4.1 Localização, acesso e dados municipais	18
1.4.2 Geologia da área	19
1.4.2.1 Embasamento Cristalino Pré Cambriano	20
• Gnaisses Porto Alegre	20
• Granito Viamão	20
• Granito Independência	21

• Granito Canta Galo	22
• Granito Ponta Grossa	22
• Granito Santana	22
• Diques Ácidos e Básicos	23
1.4.2.2 Cobertura Sedimentar Cenozóica	24
1.4.3 Hidrogeologia da área	26
1.4.3.1 Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano	26
1.4.3.2 Sistema Aquífero Poroso Cenozóico	27
1.4.4 Solos da região de Porto Alegre	28
1.5 Metodologia	31
1.6 Resultados e Interpretações	35
1.6.1 Medidas de radiação	35
1.6.2 Concentrações de radônio dissolvido na água	36
1.6.3 Concentrações de radônio nas rochas e solos	44
1.6.4 Relação entre as concentrações de radônio no sistema rocha-água-solo	47
1.7 Conclusões	49
1.8 Referências Bibliográficas	51
II. ARTIGO CIENTÍFICO	57
2.1 Carta de submissão de artigo	58
2.2 Artigo	59
ANEXOS	83
ANEXO A. Análises químicas	84
ANEXO B. Perfis de solos	89

Texto Explicativo Sobre a Estrutura desta Dissertação:

Esta dissertação de mestrado está estruturada em torno de artigos publicados em periódicos ou publicações equivalentes. Conseqüentemente, sua organização compreende as seguintes partes principais:

- a) Introdução sobre o tema e descrição do objeto da pesquisa de mestrado, onde estão sumarizados os objetivos e a filosofia de pesquisa desenvolvida, o estado da arte sobre o tema de pesquisa, seguidos de uma discussão integradora contendo os principais resultados e interpretações deles derivadas.

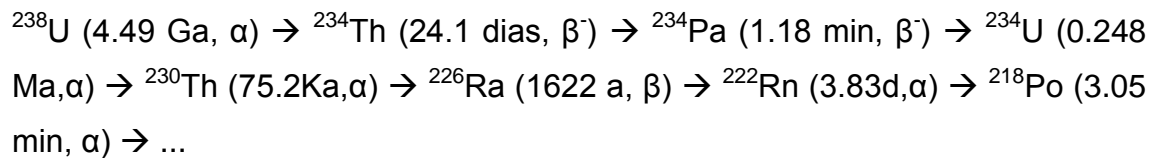
- b) Artigo publicado em periódico ou submetido a periódico com corpo editorial permanente e revisores independentes, ou publicações equivalentes (capítulo de livro de publicação nacional ou internacional com corpo de revisores independentes), escritos pelo autor durante o desenvolvimento de seu mestrado.

- c) Anexos, compreendendo: documentação pertinente de natureza numérica (tabelas, cálculos), gráfica (figuras, diagramas, mapas, seções) e fotográfica que, por sua dimensão e/ou natureza não pode ser incluída no(s) artigo(s).

INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O radônio (^{222}Rn , meia vida 3.84 dias) é um gás nobre que ocorre na natureza formado pelo decaimento radioativo da série do urânio (^{238}U), de acordo com a seguinte seqüência de decaimento:



A maior parte da exposição à radiação natural provém do radônio. As rochas que contêm urânio emitem continuamente radônio quando em contato com a água subterrânea. Dentre as rochas ígneas pode-se afirmar que rochas graníticas e rochas alcalinas feldspatoidicas constituem as principais fontes de urânio, em decorrência das propriedades geoquímicas deste elemento, que facilitam seu enriquecimento nas séries mais diferenciadas do magmatismo. O urânio não ocorre como elemento nativo em ambientes naturais, pois ao reagir com a água em condições supergênicas forma óxidos e hidróxidos. Grande parte do urânio presente nas rochas ígneas está concentrada em minerais acessórios como monazita, zircão, thorita, esfeno, allanita, e apatita, entre outros. Rochas ígneas que possuem afinidade alcalina geralmente contêm altos teores de minerais radioativos. Gnaisse e granulitos são os tipos metamórficos com as maiores concentrações de urânio. A tabela 1 apresenta as concentrações médias de urânio para alguns tipos de rochas.

Tabela 1 Concentrações médias de urânio em alguns tipos de rochas.

Rochas		U (ppm)	Rochas		U (ppm)
	Graníticas	4,19		Arenitos	1,48
I	Gabróides	0,84	S	Grauvacas	2,1
G	Ultramáficas	0,022	E	Arcóseos	1,5
N	Eclogitos	0,20	D	Folhelhos	3,25
E	Intrusivas alcalinas	9,82	I	Bauxita	11,4
A	Extrusivas silicáticas	5,0	M	Bentonita	5,0
S	Basálticas	0,43	E	Calcários	2,19
M	Anfibolito	3,5	N	Dolomitos	0,03 - 2,0
E	Gnaisse	2,2	T	Fosfáticas	50 - 300
T	Paragneisse	4,5	A	Evaporitos	<0,1
A	Granulito	4,9	R	Sedimentos do Pacífico	
M	Ortognaisse	3,6	E	areias	3,0
Ó	Cordierita gnaisse	5,8	S	lamas	2,3
F	Mármore	0,17		lamas argilosas	2,7
I	Filito	1,9		argilas pelágicas	2,0
C	Xisto	2,5			
A	Rochas máficas	3,2			
S					

(Fonte: Duarte, 2002)

A distribuição das concentrações de radioisótopos de urânio em rochas sedimentares e solos é condicionada principalmente pelo comportamento geoquímico deste elemento em ambientes superficiais. Desta forma, a acumulação e circulação do radônio dependem principalmente das propriedades físicas dos solos, como porosidade e permeabilidade. Em geral, solos argilosos inibem a migração e difusão do gás, através de processos de sorção ou de confinamento, podendo funcionar como selantes que impedem a transferência de radônio para a atmosfera. Variações de umidade tornam estes solos suscetíveis ao inchaço ou contração, abrindo ou fechando caminhos através de fissuras. Solos ou rochas arenosas favorecem a migração de radônio, porém dependem do teor de argilas presente.

Teores elevados de radônio são conhecidos por apresentar riscos à saúde humana. A intensa exposição é associada ao aumento do desenvolvimento de diversos tipos de câncer (USEPA, 1999), principalmente o câncer de pulmão, por inalação. Este caso é explicado pelo fato do elemento se tratar de um gás, podendo se acumular em porões de residências com piso de solo ou com rachaduras no piso de concreto, incluindo garagens subterrâneas. Águas subterrâneas radioativas igualmente emanam radônio quando alcançam a superfície, devido ao alívio de pressão, e podem contribuir

para o aumento da concentração deste gás em residências pela liberação de radônio durante o banho ou outras atividades domésticas, porém em níveis bem menores (Appleton, 2005).

Estima-se que dentre as mortes causadas por câncer associado ao conteúdo de radônio na água, 89% correspondem a câncer pulmonar devido à inalação de radônio, e 11% são resultantes de ingestão direta de água contendo este elemento (USEPA 1999). A ingestão do radônio é associada ao aumento de tumores no estômago, porém este risco é bem menor. Embora os riscos a saúde causados por inalação e ingestão de radônio não sejam bem documentados, este gás pode ser encontrado em altas concentrações no ar de residências (Gesell e Prichard, 1975, 1980; Partridge *et al.*, 1979; Bruno, 1983; Prichard, 1987; Nazaroff e Nero, 1988; e Nazaroff *et al.*, 1988), sendo reconhecido como ameaça a saúde em países desenvolvidos. De acordo com a United States Environmental Protection Agency (USEPA), o radônio é responsável por 21 000 casos de morte por câncer de pulmão por ano, ficando atrás apenas do cigarro.

Atenção especial deve ser dada, quando águas subterrâneas são utilizadas para abastecimento público, pois se as concentrações de radônio nas águas superficiais são geralmente menores do que 3,7 Bq/L, nas águas subterrâneas são comumente 10 a 100 vezes maiores. WHO (2004) estabelece que a concentração de radônio dissolvido na água para abastecimento público não deve ultrapassar 100 Bq/L. Desta forma é extremamente relevante determinar se as concentrações de radônio são consideradas aceitáveis ou se requerem medidas de proteção à população.

Altas concentrações de radônio podem ocorrer em áreas onde águas subterrâneas são utilizadas para uso doméstico, incluindo pequenas propriedades rurais (Petrie e Cram, 1999). Teores variáveis de radônio em águas subterrâneas de abastecimento público do Estado de São Paulo refletem diferentes litologias onde os poços encontram-se instalados (Bonotto e Armada, 2008).

1.2 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo realizar um primeiro registro das concentrações de radônio em solos, rochas e águas subterrâneas da região de Porto Alegre, caracterizando o comportamento geoquímico deste gás no meio ambiente.

Através do levantamento realizado no presente trabalho, pretende-se contribuir com subsídios para o estabelecimento de níveis aceitáveis de inalação e ingestão deste elemento em ambientes urbanos.

1.3 RADÔNIO

1.3.1 CONSIDERAÇÕES SOBRE A RADIAÇÃO

A radiação existe naturalmente na Terra e é proveniente de raios cósmicos e do decaimento de elementos radioativos existentes no meio ambiente. Fontes artificiais criadas pelo homem também podem emitir radiação, como por exemplo, o uso de raios X para fins medicinais, usinas nucleares, dentre outros. A intensidade dessa exposição varia de acordo com a posição geográfica e depende de diversos fatores, como a composição de rochas e solos, as condições climáticas e até mesmo hábitos sócio-culturais. A média anual de radiação recebida por uma pessoa no Reino Unido é uma dose igual a 2,8 mSv (National Radiological Protection/NRPB, 1989), da qual 85% são provenientes de fontes naturais como raios cósmicos, raios gama, produtos do decaimento do ^{220}Rn e ^{222}Rn e radionuclídeos naturais ingeridos e presentes nos alimentos. Destas, a maior proporção é proveniente de fontes geológicas e 60% da dose total provêm do radônio, principalmente aquele presente na forma de gás no solo. Raios-X e materiais radioativos constituem as maiores fontes artificiais de exposição às pessoas. A tabela 2 mostra as principais fontes de radiação que contribuem para a dose efetiva que a população do Reino Unido está exposta.

Tabela 2 Fontes de radiação por pessoa no Reino Unido.

Fonte	Dose Anual (%)
Fontes Naturais	87,0
Gás radônio (^{222}Rn) do solo.	47,0
Tório (^{220}Rn) do solo.	4,0
Raios gama do solo e de materiais de construção.	14,0
Comida e bebida	12,0
Raios cósmicos	10,0
Fontes Artificiais	13,0
Médicas	12,0
Descargas nucleares	0,1
Trabalho	0,2
Outras	0,8

Fonte: NRPB, 1989

Como mencionado, o radônio é a principal fonte de radiação e exposição à população. Este gás radioativo é inodoro, insípido e incolor e suas partículas podem ser inaladas, através do ar, ou ingeridas, através da água. Estudos em mineiros, alguns acompanhados por mais de 30 anos, realizados em minas de urânio, ferro, estanho e fluorita na Austrália, Canadá, China, Europa e Estados Unidos demonstraram o aumento na incidência de câncer de pulmão devido à exposição aos produtos do decaimento do radônio, apesar de várias diferenças nas metodologias aplicadas (Appleton, 2005).

Ambientes fechados, como porões e garagens favorecem a acumulação de radônio. O número estimado de casos de câncer pulmonar causado pela exposição a altos teores de radônio em residências nos Estados Unidos corresponde a 10-15% das mortes ocasionadas por este tipo de câncer (NAS, 1998). A tabela 3 apresenta o risco de morte por câncer de pulmão associado à exposição de radônio de 200 Bq/m³ durante uma vida inteira, em diferentes populações.

Tabela 3 Risco de morte por câncer de pulmão por exposição de 200 Bq/m³ de radônio durante uma vida inteira.

	Risco (%)
População geral	3-5
Fumantes	10-15
Não-Fumantes	1-3

Fonte: NRPB, 2000

Apesar da maior parte dos organismos internacionais de proteção radiológica e agências nacionais de diversos países considerarem a presença de altas concentrações de radônio e seus descendentes como fator de risco à saúde pública (Bochicchio, 1998), ainda existem poucos estudos sobre este tema no Brasil. Dentre outros, podem ser destacados estudos nos Estados do Pará (Melo, 1999), Minas Gerais (Neman, 2004; Veiga *et al.*, 2003), São Paulo (Mazzilli e Camargo, 1998; Guedes *et al.*, 1999; Neman, 2000; Bonotto e Armada, 2008), Rio de Janeiro (Magalhães *et al.*, 2003), Rio Grande do Norte e

Ceará (Malanca e Gaidolfi apud Neman, 2000, p.60) e Rondônia (Bonotto *et al.*, 2009).

1.3.2 GEOQUÍMICA DO RADÔNIO

O radônio é o único radionuclídeo na forma gasosa da série de decaimento do urânio-238, o que lhe confere dinâmica diferente dos demais isótopos. Este gás é diretamente proveniente do ^{226}Ra através da emissão de uma partícula α . Dentre os isótopos de urânio, o radônio possui meia-vida relativamente alta e por isso é responsável pelos maiores níveis de contaminação ambiental. Por ser um gás, o radônio não entra na estrutura dos minerais e fica livre para se difundir ou ser guiado por meios de gradientes de pressão e temperatura (Khan *et al.*, 1993; Wilkening, 1990).

A geologia é o fator mais importante no controle da fonte e distribuição de radônio. Elevados teores de radônio estão associados a determinados tipos de rocha e depósitos inconsolidados como, por exemplo, alguns granitos, rochas fosfáticas e argilas ricas em matéria orgânica. A quantidade de radônio disponível depende da concentração de urânio e dos tipos de minerais nos quais ocorre. A liberação do radônio das rochas e solos é controlada por fatores mineralógicos como solubilidade, imperfeições na estrutura cristalina e superfície específica dos minerais que contêm urânio. As chances do radônio escapar do mineral parental são muito maiores nas margens dos cristais. Em granitos e pegmatitos, por exemplo, grande parte do urânio é encontrado como uraninita (óxido de urânio) em fraturas, que é facilmente lixiviada. Os solos geralmente liberam mais radônio do que as rochas, pois seus constituintes são desagregados com maior facilidade.

O ^{238}U é o isótopo de urânio natural mais abundante na crosta terrestre e seu decaimento dá origem ao radônio. Possui alta mobilidade geoquímica em condições oxidantes (U^{+6}), porém no estado de oxidação tetravalente a dispersão é limitada pela adsorção por precipitados de óxidos de ferro e matéria orgânica. O urânio pode ser transportado para a superfície pelas águas em circulação que possuem temperaturas mais elevadas. As águas também dissolvem os produtos do decaimento, sendo o radônio o principal responsável

pela radioatividade por possuir características como maior tempo de meia-vida e fácil dissolução.

Uma vez liberado dos minerais, o radônio é dissolvido na água subterrânea ou ascende até a superfície, através de fraturas de rochas ou de poros do solo. Os fatores mais importantes que controlam sua migração e acumulação incluem as características da rocha e do solo, como porosidade e permeabilidade; a natureza do fluido transportador e o clima, que condiciona a mobilidade dos elementos químicos no meio ambiente. Em meio saturado o fluxo de radônio é preferencialmente lateral e é controlado pelo fluxo de água subterrânea. Em meio não saturado, predominam os processos de difusão gasosa associados a processos de difusão de vapor e capilaridade (Rebelo *et al.*,2003).

O radônio é dissolvido na água sob forma de pequenas bolhas que escapam facilmente devido a alguma turbulência. Rios e córregos possuem baixas concentrações de radônio, devido á agitação e mistura de águas. Em conseqüência, os maiores teores deste gás são encontrados nas águas subterrâneas. O radônio pode ser transportado por distancias de até 5 km através de fraturas e cavernas, dependendo da velocidade do fluido. Nas águas para abastecimento público, o radônio é liberado quando alcança a superfície, devido ao alívio de pressão. A exposição á radiação é resultante da ingestão de água com elevados teores de radônio ou pela inalação do gás presente no ar durante o banho ou outras atividades domésticas.

Os solos são considerados as maiores fontes de radônio para o ar e o gás fica confinado nos espaços porosos. A acumulação e migração do radônio no solo dependem da concentração de rádio, das propriedades físicas do solo e dos mecanismos de transporte do ar em subsuperfície. Maior porosidade e permeabilidade promovem acumulação e migração do radônio.

O radônio liberado da rocha e do solo é rapidamente difundido na atmosfera, e conseqüentemente, ao ar livre este elemento não representa uma ameaça à saúde pública. No entanto, ambientes fechados e mal ventilados, cavernas, minas e túneis podem apresentar elevados teores de radônio.

1.4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO

1.4.1 LOCALIZAÇÃO, ACESSO E DADOS MUNICIPAIS

Porto Alegre é a capital do Estado do Rio Grande do Sul e possui limites continentais nos paralelos $29^{\circ}57'14''\text{S}$ e $30^{\circ}16'05''\text{S}$ e nos meridianos $51^{\circ}01'08''\text{W}$ e $51^{\circ}16'00''\text{W}$ (Figura 1). A capital gaúcha está interligada às rodovias federais BR-290 e BR-116, permitindo a conexão com os demais estados brasileiros e também com o Uruguai e a Argentina. Ocupa superfície de aproximadamente 476 Km^2 e tem população de 1.409.939 habitantes (CENSO, 2010).

A rede distribuidora de água em Porto Alegre abrange atualmente 100% da população, sendo gerida pela prefeitura do município. O Lago Guaíba é o principal manancial de abastecimento, porém são utilizados também poços particulares de captação de água subterrânea. Embora não declarado oficialmente, a água é utilizada para sedentação de humanos e de animais. Os principais usos da água subterrânea são residências (30%), indústrias (10%), clubes (9%), hotelaria (8%), postos de gasolina (7%), hospitais (7%), órgãos públicos (6%), escolas (5%), transportadoras (4%) e outros (4%) (Ramage, 2005). Na região sul da área o abastecimento é realizado a partir de poços tubulares, geralmente rasos, perfurados no Sistema Aquífero Granular Cenozóico.

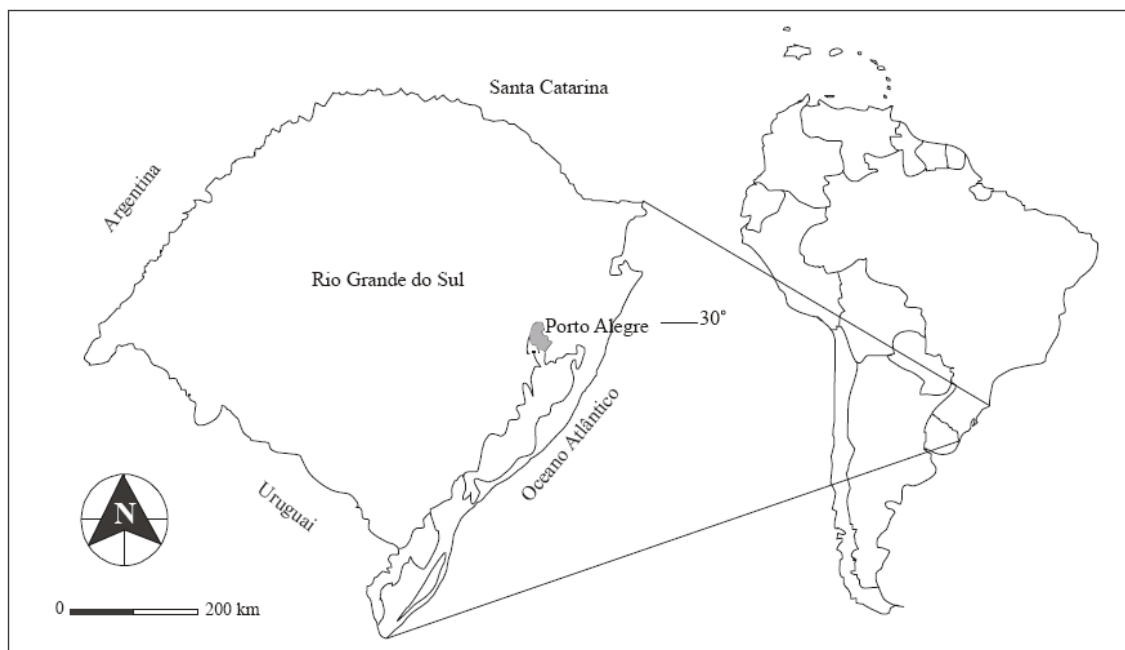
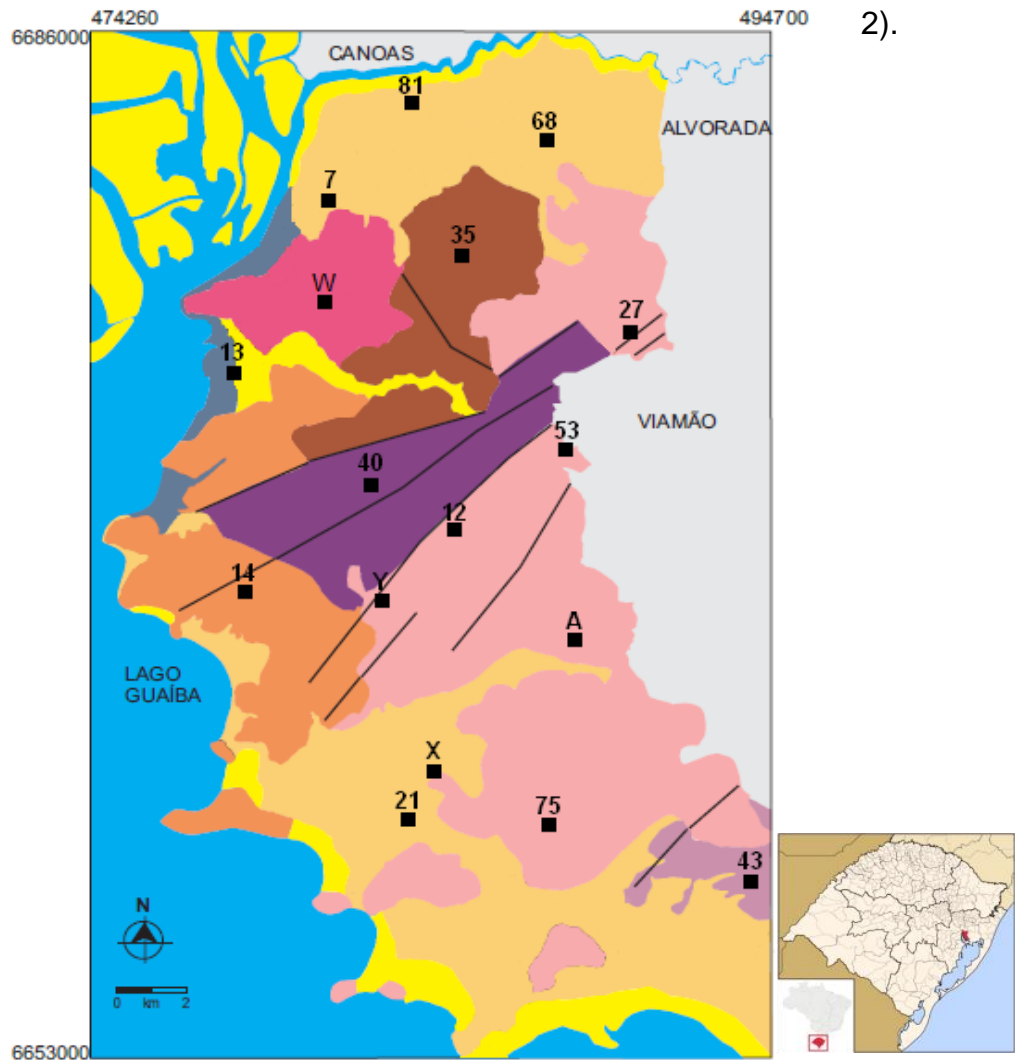


Figura 3. Mapa de localização do Município de Porto Alegre

1.4.2 GEOLOGIA DA ÁREA

A região centro-leste do Escudo do Rio Grande do Sul é caracterizada pelo chamado Batólito Pelotas (Fragoso César *et al.*, 1986) constituído de múltiplas injeções magmáticas com evolução e posicionamento relacionado ao Ciclo Brasileiro (~ 750 a 550 Ma). O Município de Porto Alegre está inserido nesta região e possui geologia representada por dois domínios distintos: Embasamento Cristalino Pré-Cambriano e Cobertura Sedimentar Cenozóica (Figura 2).



Legenda

	Aterro		Granito Canta Galo
	Aluviões e Fm. Guaíba		Granito Independência
	Fm. Graxaim		Granito Viamão
	Granito Santana		Gnaisse Porto Alegre
	Granito Ponta Grossa		Falhas
	Poços amostrados		

Figura 2 Mapa geológico do Município de Porto Alegre (Modificado de Schneider *et al.*, 1974; Ramage, 2005) e localização dos pontos amostrados.

1.4.2.1 Embasamento Cristalino Pré–Cambriano:

O Embasamento Pré – Cambriano congrega granitóides e gnaisses intrudidos por diques ácidos (riolitos e dacitos) e básicos (diabásios). É constituído por rochas de afinidade cálcico-alcálica a alcálica, que formam morros e elevações com até 300m de altitude. Os granitóides e gnaisses estão divididos em seis unidades litológicas distintas (Philipp, 1998; Philipp *et al.*, 2002; Phillip e Campos, 2004): Gnaiss Porto Alegre, Granito Viamão, Granito Independência, Granito Canta Galo, Granito Ponta Grossa e Granito Santana.

A unidade mais antiga é representada pelos Granitos Independência e Viamão, cortados por unidades mais tardias (Granitos Canta Galo, Ponta Grossa e Santana).

- Gnaisses Porto Alegre:

Inicialmente estes ortognaisses foram definidos como migmatitos heterogêneos (Schneider *et al.*, 1974), sendo posteriormente denominados como Gnaisses Porto Alegre por Philipp (1998). Esta unidade possui forma alongada segundo direção nordeste–sudeste e aparece como xenólitos e megaxenólitos nos Granitos Independência e Viamão.

Apresenta composição monzogranítica a granodiorítica com termos tonalíticos, caracterizados por bandamento irregular e descontínuo, marcados pela alternância de finos níveis félsicos (quartzo e feldspato de textura granoblástica inequigranular) com níveis mais escuros de biotita.

Possui afinidade cálcico-alcálica e mineralogia acessória composta por zircão, allanita, apatita, esfero e minerais metálicos. Clorita e epidoto aparecem como minerais secundários de alteração.

O Gnaiss Porto Alegre contém as menores concentrações de sílica (59 a 69%) e os maiores teores de magnésio (0.7 a 4.1%), quando comparado com outras unidades litológicas do Município de Porto Alegre.

- Granito Viamão:

Primeiramente descrita como migmatitos homogêneos (Schneider *et al.*, 1974), o Granito Viamão constitui a mais extensa unidade plutônica aflorante

na região de Porto Alegre. Os principais afloramentos constituem campos de matacões, geralmente alterados, variando a cor da rocha de cinza a cinza, amarelado e laranja escuro.

As rochas que constituem este granito contêm megafenocristais tabulares de feldspato potássico imersos em matriz grossa de composição granodiorítica, conferindo no conjunto, a composição de um biotita monzogranito a granodiorito. A foliação magmática é pronunciada e vertical, sendo marcada pela orientação dos fenocristais de feldspato potássico e de biotita. Foliação subordinada, subparalela e de origem tectônica aparece superposta, sendo identificada por estiramento do quartzo, formação de subgrãos e encurvamento dos planos de macla do plagioclásio.

É comum a ocorrência de enclaves máficos e xenólitos pertencentes ao Gnaisse Porto Alegre. O Granito Viamão apresenta afinidade cálcico-alcálica e a mineralogia acessória contém apatita, esfero, allanita, zircão e minerais metálicos. Clorita e epidoto formam a mineralogia secundária.

Esta unidade tem sido muito utilizada na cidade como material de construção civil, principalmente como brita, pedra de alicerce e calçamento.

- Granito Independência

O Granito Independência constitui uma área elevada da cidade de Porto Alegre, definida por relevo de pequenos morros escalonados. Na sua porção aflorante o corpo possui forma elíptica com alongamento principal segundo a direção NE.

Em geral, os granitos que constituem esta unidade possuem cor cinza claro a esbranquiçado com pontuações pretas dadas por lamelas de biotita. Quando alterados adquirem tons amarelados a alaranjados. Em grande parte dos afloramentos, apresenta textura equigranular média a grossa, enquanto a mineralogia compreende feldspato potássico, quartzo e plagioclásio, enquanto biotita é escassa. Localmente ocorrem tipos porfíricos com fenocristais de feldspatos imersos em matriz fina a média. Podem ocorrer também corpos tabulares, bolsões e outras formas irregulares de dimensões centimétricas, cortando as litologias do Gnaisse Porto Alegre.

Composicionalmente, o Granito Independência é representado por sienogranitos com termos monzograníticos. Possui afinidade cálcico-alcalina com tendência alcalina, e mineralogia acessória composta principalmente por zircão, embora esfeno, allanita e apatita estejam também presentes. Epidoto e clorita aparecem como minerais de alteração.

O Granito Independência foi muito utilizado em obras de construção civil, como embasamento de casas, prédios e muros, bem como pedra de calçamento de diversas ruas da cidade.

- Granito Canta Galo

O Granito Canta Galo ocorre na porção sul-sudeste de Porto Alegre e é definido como um corpo granítico de forma aproximadamente elíptica. Destaca-se na geomorfologia como um morro alongado de direção NE. Os afloramentos são raros, ocorrendo somente blocos intemperizados envolvidos por espesso manto de alteração.

A litologia apresenta cor rosa claro, estrutura maciça e textura subafírica grossa com relativamente escassos fenocristais de feldspato potássico. Este granito destaca-se pelo caráter sienogranítico e afinidade cálcico-alcalina. Os minerais acessórios são extremamente escassos, e compreendem zircão, esfeno e apatita.

Por conter um manto de alteração muito espesso, o Granito Canta Galo constitui uma das principais fontes de saibro para a região de Porto Alegre.

- Granito Ponta Grossa

O Granito Ponta Grossa compreende pequenos corpos graníticos com formas arredondadas a pouco alongadas expostas em morros e cristas. Os afloramentos são geralmente bastante alterados predominando sob forma de matacões.

Esta unidade possui caráter leucosienogranítico e cor rosa a avermelhada, não apresentando estrutura maciça, determinada pela ausência de deformação tectônica ou fluxo magmático. A composição é bastante homogênea, enquanto a afinidade é cálcico-alcalina, tendo como mineralogia acessória fluorita, esfeno, zircão allanita, apatita e magnetita. A fluorita é

registrada, também, sob forma de vênulas milimétricas a centimétricas em fraturas, por vezes associada à calcita, molibdenita e pirita. Clorita, epidoto e mica branca compõem a assembléia de alteração. Este granito foi muito utilizado na construção civil como pedra de alicerce e de calçamento.

- Granito Santana

Este corpo granítico constitui a principal estrutura tectônica e feição geomorfológica de Porto Alegre. Possui forma de ampulheta alongada, com posicionamento controlado por zona de cisalhamento rúptil-dúctil de direção nordeste - sudoeste.

A rocha possui cor rosa claro a branco e, em geral, apresenta-se pouco intemperizada. Nas regiões mais alteradas apresenta tons avermelhados e manchas escuras, atribuídas à percolação de fluidos ricos em óxidos de ferro e manganês.

Este granito é caracterizado por forte foliação magmática, marcada pela orientação preferencial de feldspato potássico (microclínio), gradando para uma foliação protomilonítica, materializada pelo estiramento de quartzo e formação de subgrãos de feldspato potássico.

Composicionalmente, o Granito Santana é um pertita granito a sienogranito de textura equigranular grossa a média com afinidade alcalina, contendo como minerais acessórios esfero, biotita, zircão, allanita, magnetita, apatita e fluorita. Clorita, epidoto e mica branca constituem a assembléia de alteração. .

O Granito Santana é muito utilizado para extração de brita, sendo as maiores pedreiras da cidade localizadas nesta unidade.

- Diques ácidos e básicos

Os diques correspondem a manifestações tardias do magmatismo da região de Porto Alegre. Ocorrem na forma de enxames de diques paralelos com até 20 metros de espessura, distribuídos preferencialmente nas adjacências do Granito Santana. Apresentam composição predominantemente

ácida, na sua maioria riolítica (dacitos e riodacitos subordinados), enquanto diques básicos (diabásios) são também freqüentes.

Os diques riolíticos apresentam cor rosa e textura porfirítica, definida pela presença de fenocristais de quartzo e ortoclásio em matriz quartzo–feldspática fina, com raras lamelas de biotita. Os diques de dacitos são raros, e possuem cor verde escuro e textura porfirítica com fenocristais de quartzo, plagioclásio, sanidina e hornblenda em matriz muito fina de mesma composição mineralógica.

Os diques básicos são raros e aparecem intrudidos nos granitos. As rochas possuem estrutura maciça, contatos retilíneos e discordantes e diversas orientações. A cor é preta e a textura granular fina, tendo mineralogia essencial à base de plagioclásio e clinopiroxênio. Como acessórios ocorrem minerais metálicos e apatita.

As rochas subvulcânicas foram utilizadas como objetos paisagísticos na decoração urbanística, principalmente da pavimentação e praças e calçadas.

1.4.2.2 Cobertura Sedimentar Cenozóica:

Os depósitos sedimentares cenozóicos estão representados por sedimentos de leques aluviais, depósitos de lagunas e barreiras marinhas, depósitos flúvio–lacustres e depósitos aluvionares atuais, que remontam processos glacio–eustáticos iniciados no final do Terciário. Petrograficamente, as fácies incluem diamictitos, conglomerados, arenitos e lamitos, e são friáveis, devido ao elevado conteúdo de feldspato.

Os depósitos de leques aluviais são formados a partir de enxurradas e torrentes de canal, derivadas da dissecação das terras altas, e cobrem terrenos mais baixos e encostas das elevações do embasamento intemperizado. São depósitos texturalmente e mineralogicamente imaturos e possuem composição arcoseana dominante e granulação grossa a fina (Tomazelli *et al.*, 1987). Devido às condições químicas oxidantes durante a diagênese, estes depósitos

adquirem coloração castanho–avermelhada a vermelho–alaranjada com associação de óxidos e hidróxidos de ferro.

Os depósitos de lagunas e barreiras são derivados de sucessivas transgressões e regressões marinhas, iniciadas a 400 mil anos atrás, que promoveram retrabalhamento de sedimentos já depositados. Esse sistema gerou depósitos de cordões litorâneos, formados por areias subarcoseanas médias a conglomeráticas, moderadamente selecionadas, esbranquiçadas a amareladas, com laminação plano–paralela.

Os depósitos flúvio – lacustres se estabeleceram sobre os depósitos de planície lagunar, sendo acumulados em depressão onde a carga sedimentar trazida pelos rios provenientes das terras altas acumulou sedimentos fluviais e lagunares. Em geral, os sedimentos são arenosos e friáveis, de granulometria grossa a média, maciços e fracamente laminados.

Os sedimentos aluvionares foram depositados em vales vinculados a um sistema de arroios e é composto por areias finas a médias, bem selecionadas, com fraca laminação plano–paralela, depositadas em canais escavados ou nos regolitos pedogenizados.

As partes baixas da cidade são recobertas por sedimentos quaternários holocênicos, próximos ao Lago Guaíba, e pleistocênicos, mais interiorizados. A cobertura pleistocênica é constituída pelas Formações Guaíba e Graxaim, a primeira formada por depósitos arenosos a conglomeráticos intercalados com lâminas areno-argilosas. A Formação Graxaim consiste em sedimentos argilosos contendo teores variáveis de matéria orgânica e intercalações de lentes de areias na zona norte, enquanto na zona sul da cidade os depósitos são essencialmente areno-argilosos a conglomeráticos. Os depósitos holocênicos são formados por sedimentos arenosos aluvionares nas várzeas e sedimentos argilosos com intercalações de areias nos banhados.

Recobrando a cobertura sedimentar, em alguns pontos observa-se a presença de camadas de aterro arenoso, localizadas nas zonas norte e central da cidade, correspondendo aos sedimentos quaternários dragados da própria calha do Lago Guaíba.

1.4.3 HIDROGEOLOGIA DA ÁREA

No Município de Porto Alegre são reconhecidos dois sistemas aquíferos principais de importância sócio-econômica, o Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano/SAFP e o Sistema Aquífero Poroso Cenozóico/SAPC (Figura 3). Os dados químicos de cada aquífero são apresentados no Anexo A.

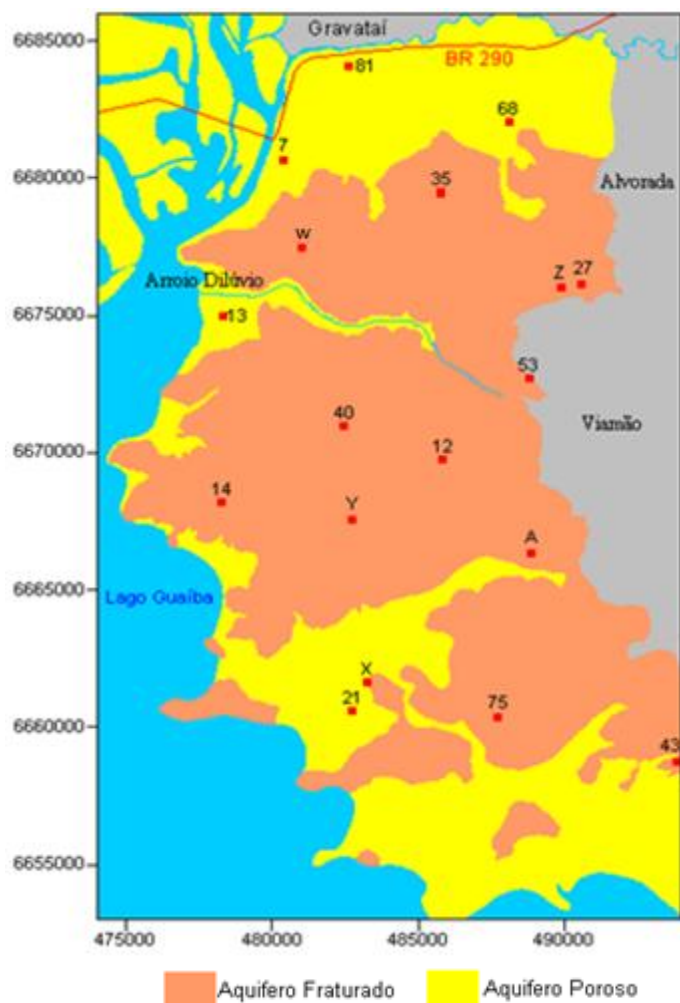


Figura 4 Sistemas aquíferos da região de Porto Alegre (modificado de Roisenberg, 2001) e localização dos pontos amostrados (■)

1.4.3.1. Sistema Aquífero Fraturado Pré – Cambriano

O Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano é representado por granitóides e ocupa cerca de 65% do município, constituindo aquíferos descontínuos (Roisenberg, 2001; Roisenberg *et al.*, 2003). Este sistema possui elevada heterogeneidade hidrogeológica, determinada por um sistema

predominante de fraturas de direção NW, com menor incidência de direções NE. O Morro Santana aparentemente constitui um divisor do fluxo das águas subterrâneas, cuja direção segue para sudeste na zona sul da cidade e para noroeste na zona norte. As águas apresentam altos teores de fluoreto, que possui correlação positiva com o bicarbonato e com o cálcio. Estes elementos são formados a partir da dissolução de fluorita e calcita, ao longo de fraturas (Roisenberg, 2001; Viero *et al.*, 2009).

Além da recarga direta do aquífero através das fraturas, as águas desse sistema sofrem influência das capas de alteração intempérica (elúvios) e de depósitos de leques aluviais (colúvios) que recobrem o aquífero fraturado. Esses depósitos ampliam o potencial do aquífero pela alimentação indireta das fraturas. O aquífero apresenta nível estático com profundidade variável entre 0,1 a 29,9 metros e média de 7,2 metros, enquanto o nível dinâmico registra intervalo de 5,0 a 180,0 metros e valor médio de 54,7. A vazão média é de 3,8 m³/h, oscilando entre 0,1 e 35,5 m³/h, o que resulta em capacidade específica máxima de 2,27 m²/h, com valor médio de 0,26 m²/h.

As águas subterrâneas são classificadas como bicarbonatadas cálcico – sódicas a sódicas, passando a dois tipos intermediários de composição cloretada–bicarbonatada–cálcico–sódica em consequência da mistura com águas do Sistema Aquífero Poroso Cenozóico. Caracterizam-se pela baixa a moderada mineralização, com valores de resíduos totais entre 200 e 400 mg/L e pH neutro a levemente ácido. Variações químicas composicionais são registradas apenas quando ocorre mistura com as águas do Sistema Aquífero Poroso Cenozóico, sendo o grau de influência avaliado pelas concentrações de cloreto e sódio.

1.4.3.2 Sistema Aquífero Poroso Cenozóico

O Sistema Aquífero Poroso Cenozóico possui ampla distribuição na região de Porto Alegre e é representado por depósitos aluviais, lagunares, flúvio–lacustres e aluvionares resultantes de eventos transgressivos e

regressivos do mar que conferem à água caráter salobre ou salgada..O aquífero é representado por sedimentos inconsolidados constituído por areias médias a grossas de composição arcoseana depositadas em diferentes ambientes, intercaladas com lentes siltico–areno–argilosas com acentuado conteúdo de matéria orgânica. Os sedimentos desse sistema formam aquíferos intergranulares extensos e livres ou semi confinados, com espessuras médias de 30 metros e recarga natural proveniente da infiltração de águas meteóricas.

Os níveis estático e dinâmico médios são, respectivamente, 4,9 e 12,4 metros, variando entre 0,8 a 6,3 (estático) e 7,4 a 19,8 (dinâmico). As águas são classificadas como sódico-cloretadas, transicionando até cálcico-sódico-bicarbonatadas, composição que marca claramente misturas com águas do Sistema Aquífero Fraturado Pré–Cambriano pelo aumento do íon fluoreto. São fracamente mineralizadas, com pH entre 6,5 e 7. Nos locais onde os depósitos de leques interdigitam-se com os depósitos lagunares e flúvio-lacustres, as águas subterrâneas são de má qualidade (salobras a salgadas).

1.4.4 SOLOS DA REGIÃO DE PORTO ALEGRE

Na região ocorrem as seis classes taxonômicas de solos (Schneider *et al.*, 2008): Argissolos, Cambissolos, Neossolos, Planossolos, Gleissolos e Plintossolos. Estas classes foram agrupadas em diferentes unidades de mapeamento (Figura 4). Além disso, ocorrem também Tipos de Terrenos (TTs), descritos como áreas fortemente alteradas pela ação humana, onde o solo original foi removido ou soterrado pelo material depositado (aterros).

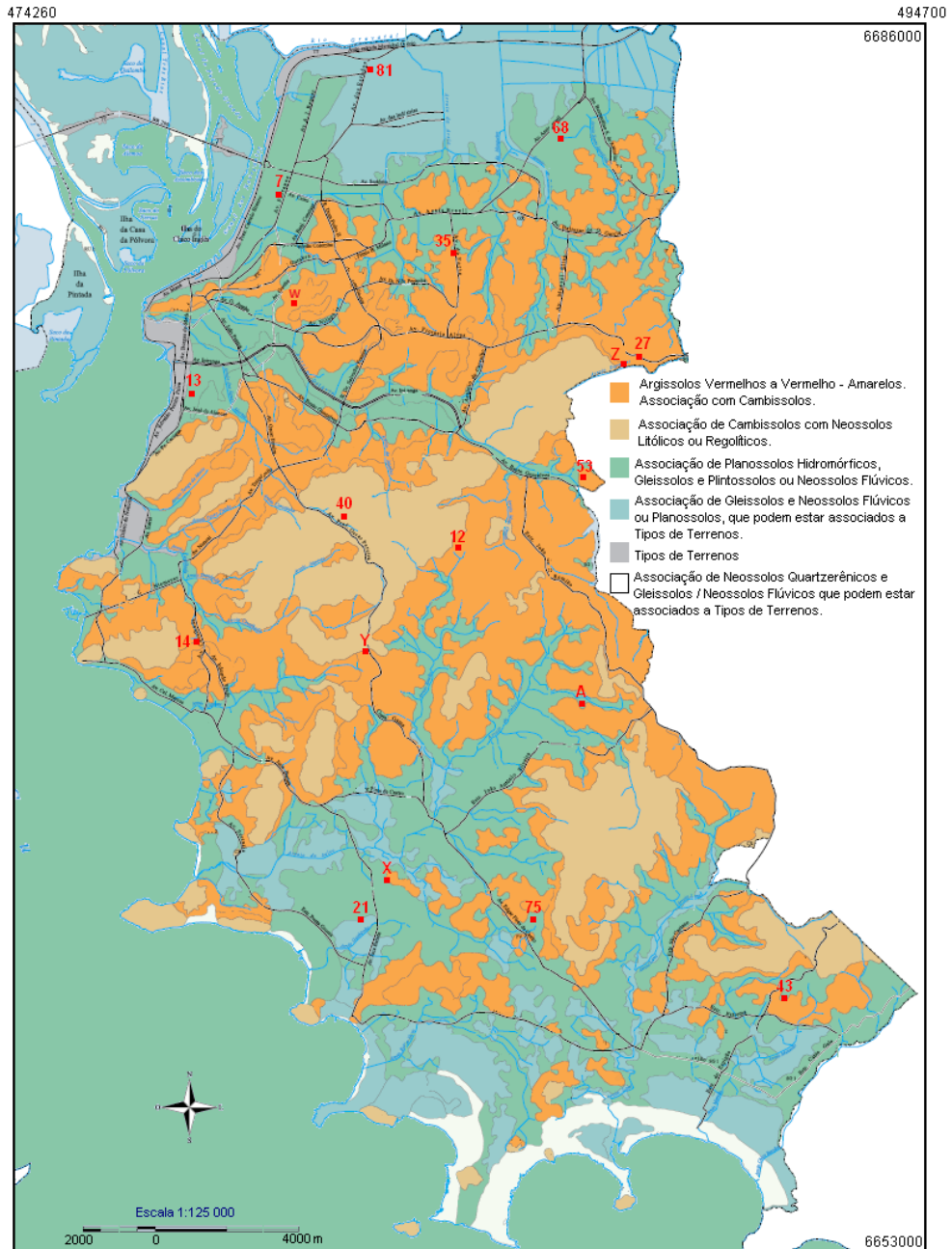


Figura 5 Mapa de solos de Porto Alegre (modificado de Schneider *et al.*, 2008) e localização dos pontos amostrados (■)

Os Argissolos ocorrem em topos e encostas com relevo ondulado. São vermelhos a vermelho-amarelos e podem estar associados à Cambissolos. Os Argissolos são profundos e possuem horizonte B com textura mais argilosa em relação ao horizonte A. Nos solos vermelhos a cor é indicativa de solo bem drenado, ou seja, com ausência de encharcamento prolongado após as chuvas. Nos solos vermelho-amarelos a cor mais amarelada é indicativa da condição de solo bem a moderadamente drenado, isto é, a remoção mais lenta

da água possibilita encharcamento mais prolongado após as chuvas. Quanto à fertilidade química, estes solos são classificados como distróficos, isto é, são ácidos e apresentam baixa disponibilidade de nutrientes para as plantas.

Os Cambissolos ocorrem em topo e encosta de morro, em relevo fortemente ondulado a montanhoso. Apresentam diferentes profundidades e colorações acinzentadas no horizonte A, avermelhadas ou amareladas no horizonte B e variegada no horizonte C. A coloração do horizonte B é indicativa da condição do solo bem a moderadamente drenado. São solos distróficos e podem estar associados à Neossolos Litólicos ou Regolíticos.

Os Neossolos ocorrem em relevo fortemente ondulado a montanhoso. São distróficos e bem drenados, entretanto, quando situados em depressões podem apresentar períodos de encharcamento. São classificados na região como Litólicos, Regolíticos, Flúvicos ou Quartzarênicos. Os Neossolos Litólicos são rasos e a rocha situa-se a partir de 50cm ou menos da superfície. Já os Neossolos Regolíticos são um pouco mais profundos e a camada rochosa situa-se em profundidade maior que 50cm em relação à superfície. Os Neossolos Flúvicos são originados de sedimentos fluviais e ocorrem nas planícies e terraços de inundação, apresentando estratificação de sedimentos de granulometria variável. Os Neossolos Quartzarênicos são solos profundos, de textura arenosa e ocupam relevos planos a suavemente ondulados.

Os Planossolos são solos mal drenados encontrados nas áreas de várzea, com relevo plano e suavemente ondulado. Apresentam mudança abrupta de horizonte arenoso para bem mais argiloso, responsável pela retenção de água e conseqüente encharcamento do solo.

Os Gleissolos são solos profundos, muito mal drenados e de coloração acinzentada ou preta. As feições predominantes indicam ambiente deficiente em oxigênio com acumulação de matéria orgânica e intensa redução química.

Os Plintossolos são solos profundos que podem alcançar espessuras de 1,50m ou mais. Apresentam feições típicas de oscilação do lençol freático, como horizonte mais argiloso e predomínio de coloração acinzentada e mosqueada, correspondendo, respectivamente, a zonas de depleção e

acumulação de óxidos de ferro. Ocorrem nas porções mais baixas da paisagem.

1.5 METODOLOGIA

A radioatividade natural das rochas, solos, aterros e águas subterrâneas foi determinada em 17 locais do Município de Porto Alegre distribuídos em todas as unidades litológicas (Tabela 4).

Tabela 4 Localização e caracterização dos pontos amostrados.

PDU	UTM		Material / Litologia	Análise de radônio		
	E	N		Água Subterrânea*	Solo*	Materiais analisados**
7	480490	6680215	Aterro	Analisado	Analisado	Aterro (5cm)
12	485217	6670531	Granito Viamão	Analisado	Analisado	Rocha
13	478067	6674974	Aterro	Analisado	Analisado	Aterro (5cm)
14	478320	6668052	Granito Ponta Grossa	Analisado	Analisado	Rocha
21	482659	6660549	Solo	Não analisado	Analisado	Solo (5cm)
27	490276	6675967	Granito Viamão	Analisado	Analisado	Rocha
35	485112	6678859	Gnaisse Porto Alegre	Analisado	Analisado	Rocha
40	482195	6671379	Granito Santana	Analisado	Analisado	Rocha
43	494409	6658202	Granito Canta Galo	Analisado	Analisado	Rocha
53	488611	667240	Granito Viamão	Analisado	Analisado	Rocha
68	488153	6681948	Aterro	Analisado	Analisado	Aterro (50cm)
			Solo	Analisado	Analisado	Solo (1,15m)
75	487354	6660426	Granito Viamão	Analisado	Analisado	Rocha
81	483066	6683977	Aterro	Analisado	Analisado	Aterro (70cm)
			Aterro	Analisado	Analisado	Aterro (5cm)
A	488772	6665730	Granito Viamão	Analisado	Analisado	Rocha
X	483106	6661308	Solo	Não analisado	Analisado	Não analisado
Y	483015	6668043	Granito Viamão	Analisado	Analisado	Rocha
Z	490633	6676104	Granito Viamão	Analisado	Analisado	Não analisado
W	481038	6677409	Granito Independência	Não analisado	Não analisado	Rocha

* Medido pelo equipamento AlphaGUARD.

** Medido por espectrometria.

As amostras de água subterrânea foram coletadas em poços tubulares que possuem análises químicas e físico-químicas (DMAE, 2002). Amostras de solo ou rocha foram coletadas nas adjacências dos poços de água subterrânea. Em alguns pontos, verifica-se a inexistência de solos, principalmente em áreas mais baixas, nas quais foram coletados aterros. As amostras PDU X e Z não possuem análises químicas e físico-químicas. A coleta de águas subterrânea para análise da concentração de radônio não foi possível para as amostras PDU 21, X e W, pois os poços encontravam-se lacrados. As amostras PDU X e PDU Z não foram analisadas quanto ao

radônio no solo, por espectrometria, pois encontram-se muito próximas aos pontos PDU 21 e PDU 27, respectivamente. A amostra PDU W não foi analisada quanto ao radônio no solo, pelo aparelho AlphaGUARD, pois esta análise foi feita posteriormente ao término da coleta de campo, quando o equipamento não se encontrava mais em posse da autora.

As concentrações de radônio na água, solo e aterro foram medidas *in situ* utilizando-se o equipamento AlphaGUARD PQ2000PRO (Figura 5) pertencente ao Laboratório de Isótopos e Hidroquímica (LABRIDO) do Departamento de Petrologia e Metalogenia (DPM) da UNESP de Rio Claro. O aparelho promove desgaseificação da amostra em ciclo fechado onde o teor de gás presente no sistema é determinado.



Figura 5 Foto do aparelho AlphaGUARD PQ2000PRO.

Para análise da água subterrânea, 100 ml de amostra foram diretamente injetados na unidade de desgaseificação do AlphaGUARD. Os teores de radônio foram medidos em 3 intervalos de 10 minutos, a fim de alcançar a estabilização da concentração de gás que passa pelo aparelho (Figura 6).

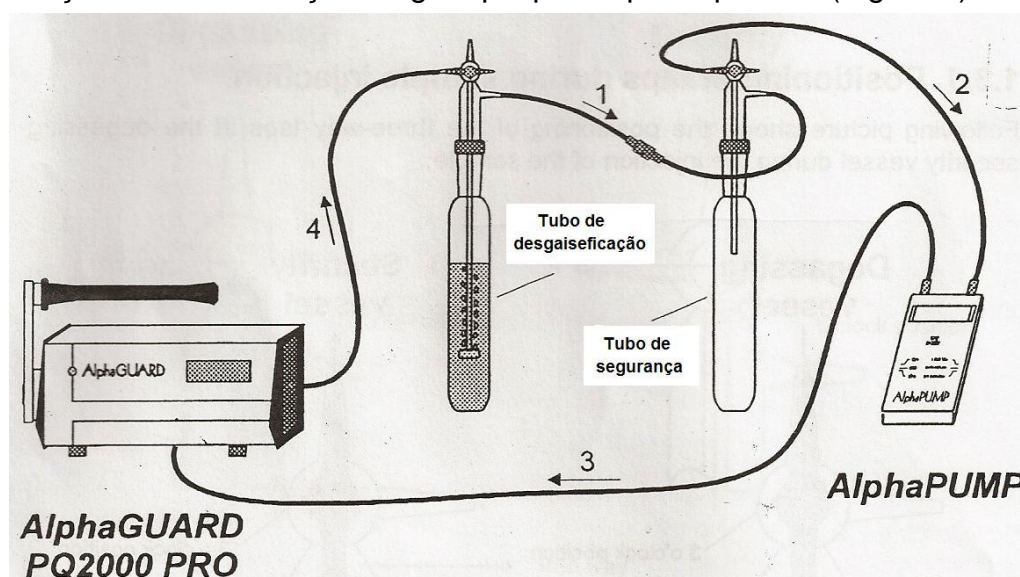


Figura 6 Representação esquemática do AlphaGUARD PQ2000PRO e seus componentes.

A determinação de radônio na água é baseada na concentração indicada no monitor do aparelho AlphaGUARD (concentração em Bq/m³). Este valor não corresponde ainda à concentração real de radônio na amostra, pois este gás encontra-se diluído no ar no interior do aparelho, estando apenas uma pequena parte diluída na fase aquosa (concentração em Bq/L).

Para quantificar o efeito da diluição uma abordagem geral é utilizada:

$$C_W = \frac{C_L \times [(V_s - V_a / V_a) + k] - C_0}{1000}$$

onde C_W é a concentração de radônio na amostra de água em Bq/L, C_L é a concentração de radônio em Bq/m³ no aparelho após a expulsão do gás (medição final indicada no AlphaGUARD), V_s é o volume total do interior do aparelho (1122 ml), V_a é o volume de amostra (100 ml), k é o coeficiente de distribuição do radônio dado pela temperatura (geralmente utiliza-se $k = 0.26$ para temperatura de 20°C) e C_0 é a concentração de radônio no aparelho antes da medição (teor igual a 0).

A medição de radônio no solo é feita através de uma sonda de 1 metro de comprimento acoplada ao AlphaGUARD, que é inserida no solo para a captação do gás. A medição é feita após 10 minutos de funcionamento do aparelho.

Para análise de urânio nas rochas, solos e aterros, as amostras foram trituradas e moídas até 200 mesh no Laboratório de Preparação de Amostras da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Para a determinação da radioatividade natural devido ao eU, uma alíquota (em torno de 70 gramas) de cada amostra foi pesada, acondicionada em caixa de alumínio (62mm de diâmetro e 23 mm de altura) e selada, para obter em cerca de quatro semanas, equilíbrio radioativo entre o ²²²Rn, seus descendentes de curta meia vida e o ²²⁶Ra na série de decaimento do ²³⁸U (Chiozzi *et al.*, 2000).

A radioatividade natural das amostras coletadas foi determinada por espectrometria gama com detector de cintilação de NaI(Tl) no Laboratório de Isótopos e Hidroquímica (LABRIDO) do Departamento de Petrologia e Metalogenia (DPM) da UNESP de Rio Claro. Este método tem sido aplicado em diversas investigações geofísicas e tem provado ser de fácil uso, altamente sensível e rápido.

O espectrômetro raios gama é formado por um cristal de iodeto de sódio ativado por tálio NaI(Tl) de dimensões 2" x 2" e dispositivos eletrônicos que separam o feixe de radiação incidente no cristal em distintos componentes energéticos. O ânodo de uma válvula fotomultiplicadora produz pulsos de pequena amplitude que exibem alturas variáveis, dependentes da energia de radiação. Esses pulsos são pré – amplificados e dirigidos a um amplificador, onde são discriminados de acordo com suas alturas por um analisador multicanal de 2048 canais (placa ACE de 2K da EG&G ORTEC, controlada pelo *software* Maestro II) que fornece espectros relacionados com a energia de radiação gama emitida nas transições nucleares. A amostra acondicionada em recipiente de alumínio é inserida na blindagem de chumbo da EG&G ORTEC, que pesa aproximadamente 1 tonelada e onde estão inseridos também o pré – amplificador e o cristal de NaI(Tl) acoplado à válvula fotomultiplicadora, que é polarizada por uma fonte de alta tensão.

Na espectrometria gama com detector de cintilação de NaI(Tl) o nuclídeo mensurado geralmente é o ^{214}Bi (da série de ^{238}U), sendo os dados expressos em taxas de contagem (número de contagens por unidade de tempo). Baseando-se na premissa de que existe equilíbrio radioativo entre o ^{238}U e seus descendentes nas séries de decaimento, os resultados são expressos em equivalentes de urânio, sendo indicados pelo prefixo 'e' (equivalente), ou seja, 'eU' (Adams e Gasparini, 1970; Killeen, 1979). A janela espectral para medidas gamaespectrométricas possui pico de energia bem definido em 1,76 MeV para o ^{214}Bi (eU).

Para a calibração do sistema gamaespectrométrico foram empregados padrões com concentrações de urânio conhecidas, adquiridos junto ao NBL (*New Brunswick Laboratory*) do *U.S. Department of Energy, Argonne, Illinois*.

Tal padrão constitui-se de pechblenda em distintas concentrações, para o qual procedeu-se a determinação da taxa de contagem do fotopico do ^{214}Bi .

A partir dos dados obtidos, é traçada a curva de calibração da concentração do radioelemento (em eU), em função da intensidade efetiva (taxa de contagem por massa) associada ao padrão, conforme descrito por Duarte e Bonotto (2000).

O nível crítico de detecção (L_c), estabelecido por Currie (1968), visa verificar se o sinal encontrado realmente corresponde à detecção de um fotopico, principalmente nos casos de baixa taxa de contagem. A partir da expressão $L_c = 2,33 \sqrt{N_B}$ (Currie, 1968), é encontrado o nível crítico L_c (em número de contagens), onde N_B corresponde ao número de contagens devido à radiação de fundo (neste caso do ^{214}Bi). Quando as contagens líquidas no fotopico excedem L_c , considera-se que o radionuclídeo foi detectado na amostra. Caso isso não ocorra, estabelece-se o limite de detecção L_d , em número de contagens, a partir da equação $L_d = 2,71 + 4,61\sqrt{N_B}$ (Currie, 1968). As incertezas dos valores de concentração associados aos fotopicos detectados são calculadas considerando um desvio padrão e a aplicação do teorema de propagação de erros (Young, 1962).

1.6 RESULTADOS E INTERPRETAÇÕES

1.6.1 Medidas de Radiação

Os resultados das medidas de radônio dissolvido na água (Bq/L) e no solo (Bq/m³) são apresentados na Tabela 5, enquanto que as concentrações de radônio nas rochas, solos e aterros, medidos por espectrometria (Bq/Kg), na Tabela 6.

Tabela 5 Teores de radônio dissolvido na água subterrânea e solos de Porto Alegre.

PONTO	Rn (Bq/L)	Rn (Bq/m ³)
PDU A	0	950 ± 212
PDU X	NA	34 ± 141
PDU W	NA	NA
PDU Y	194,67 ± 10,3	652 ± 116
PDU 7	46,47 ± 3,2	2030 ± 503
PDU 12	342,82 ± 13,9	9750 ± 800
PDU 13	155,26 ± 8,9	1850 ± 253
PDU 14	154,22 ± 9,1	2150 ± 441
PDU 21	NA	539 ± 125
PDU 27	32,82 ± 2,4	82 ± 7
PDU 35	304,26 ± 12,5	3100 ± 506
PDU 40	85,90 ± 5,2	30600 ± 1160
PDU 43	27,38 ± 1,3	5620 ± 500
PDU 53	320,82 ± 13,2	2990 ± 347
PDU 68	4,88 ± 1,1	165 ± 107
PDU 75	24,49 ± 1,8	827 ± 151
PDU 81	508,50 ± 16,5	765 ± 288

NA - Não analisado. **Em negrito**, valores acima de 100 Bq/L (WHO, 2004).

Tabela 6 Teores de radônio medidos por espectrometria em rochas, solos e aterros.

PONTO	Rn (Bq/Kg)	Material analisado
PDU A	55,84	Granito Viamão
PDU X	NA	Formação Graxaim
PDU W	263,83	Granito Independência
PDU Y	81,43	Granito Viamão
PDU 7	34,19	Formação Graxaim (solo)
PDU 13	73,43	Formação Guaíba (solo)
PDU 12	146,74	Granito Viamão
PDU 14	123,86	Granito Ponta Grossa
PDU 21	20,29	Formação Graxaim (solo)
PDU 27	121,89	Granito Viamão

PDU 35	169,25	Gnaisses Porto Alegre
PDU 40	111,44	Granito Santana
PDU 43	78,97	Granito Canta Galo
PDU 53	207,99	Granito Viamão
PDU 68	6,40	Aterro 5 cm
PDU 68	9,10	Formação Graxaim (solo)
PDU 75	29,15	Granito Viamão
PDU 81	90,90	Aterro a 5 cm
PDU 81	53,01	Aterro a 70 cm

NA - Não analisado.

1.6.2 Concentrações de radônio dissolvido na água

Os teores de radônio dissolvido na água variam entre 0 e 508,496 Bq/L com média de 157 Bq/L. Deve-se ressaltar que a concentração de radônio dissolvido em águas de abastecimento público, segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO), não deve ultrapassar 100 Bq/L. Na área em estudo, a metade dos poços analisados (50%) ultrapassam este limite, podendo ser até 5 vezes maior do que o teor de referência.

Os poços onde foram realizadas coletas de água situam-se em áreas de ocorrência do SAFP e em áreas do SAPC. Não obstante, a entrada de água dos poços na área do aquífero poroso é localizada no aquífero granítico, podendo sofrer influência de águas do aquífero poroso, cuja recarga é essencialmente meteórica.

O teor de radônio nos poços localizados diretamente no SAFP é, em geral, mais elevado que nos poços que sofrem influência do SAPC (Figura 7). Esta condição é provavelmente decorrente da diluição de radônio devido à mistura das águas entre os dois aquíferos. O mesmo modelo pode explicar a correlação inversa encontrada entre os teores de radônio e as concentrações de cloreto e condutividade na água, reafirmando relações obtidas por Hall *et al.*, 1885 (Figura 8).

Discreta correlação positiva ($r=0,57$) é encontrada entre a concentração de radônio e de carbonato dissolvidos na água, quando são analisados os dois aquíferos. Em relação aos demais elementos químicos, não foram registradas relações significativas com as concentrações de radônio dissolvido na água

($r < 0,5$) (Figura 9) o que é esperado, tendo em vista que o radônio possui origem distinta dos demais elementos dissolvidos. Quando analisadas as águas do aquífero fraturado sem influência da cobertura sedimentar, discreta correlação positiva ($0,5 < r < 0,65$) pode ser observada entre o radônio, HCO_3^- e Zn^{+2} , enquanto é negativa com o Ba^{+2} ($r = -0,58$), sem que possa traçar interpretações genéticas (Figura 10), A mistura de águas dos dois aquíferos torna as correlações interelementos muito baixas.

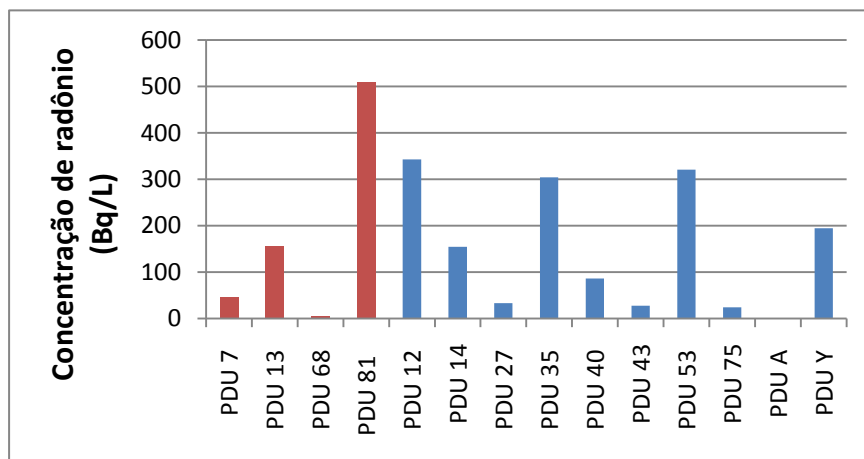


Figura 7 Teor de radônio nas águas subterrâneas nos poços com influência do SAFP e SAPC (barras vermelhas) e nos poços com influência apenas do SAFP (barras azuis).

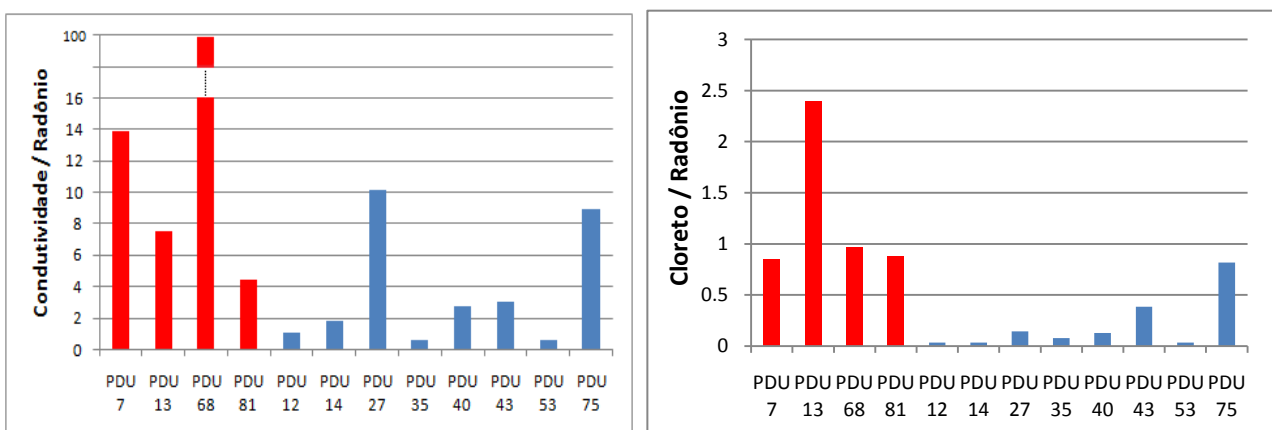
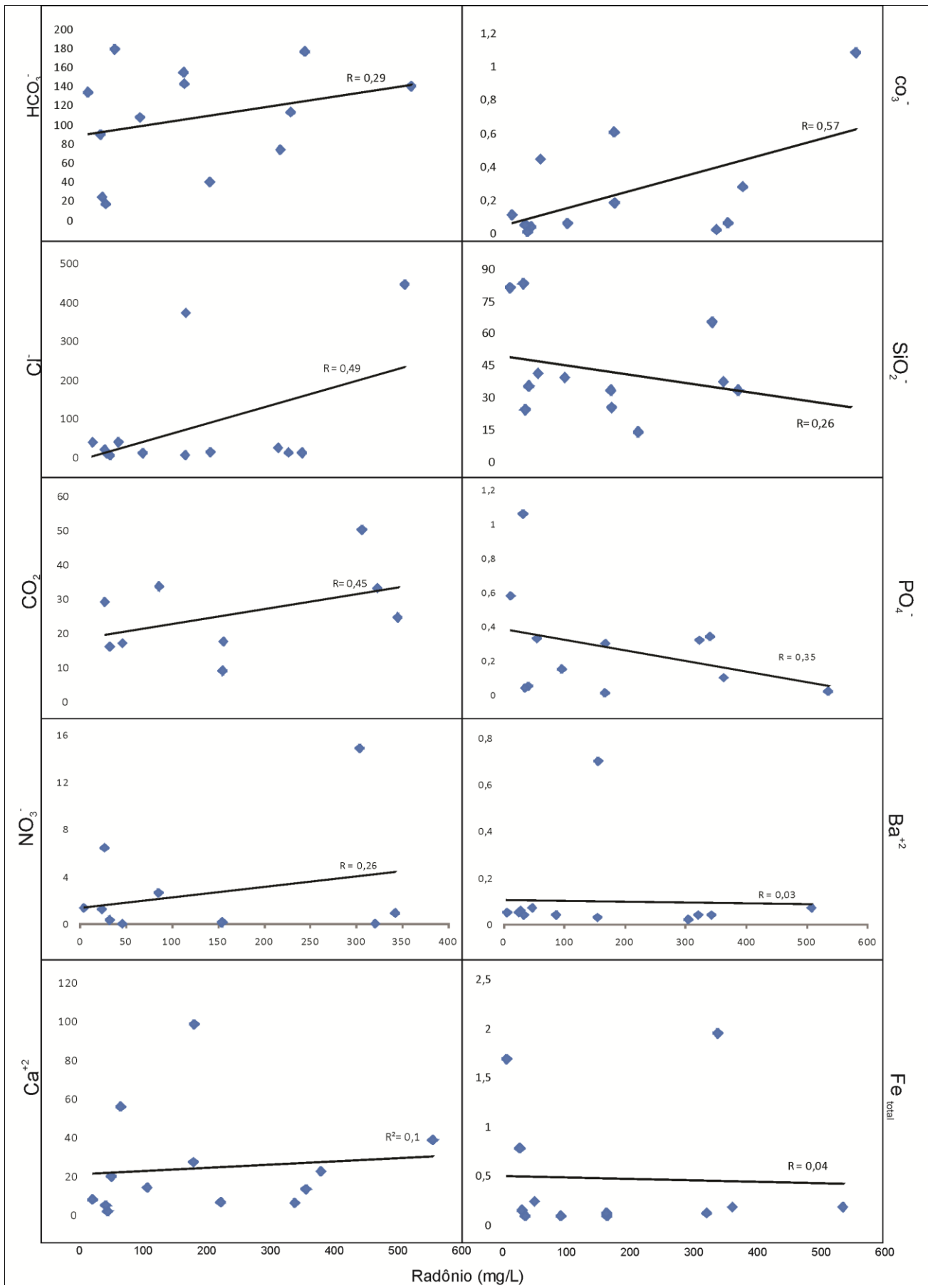


Figura 8 Relações entre a concentração de radônio, cloreto e condutividade na água subterrânea. Barras vermelhas: poços com influência do SAPC. Barras azuis: poços sem influência do SAPC.



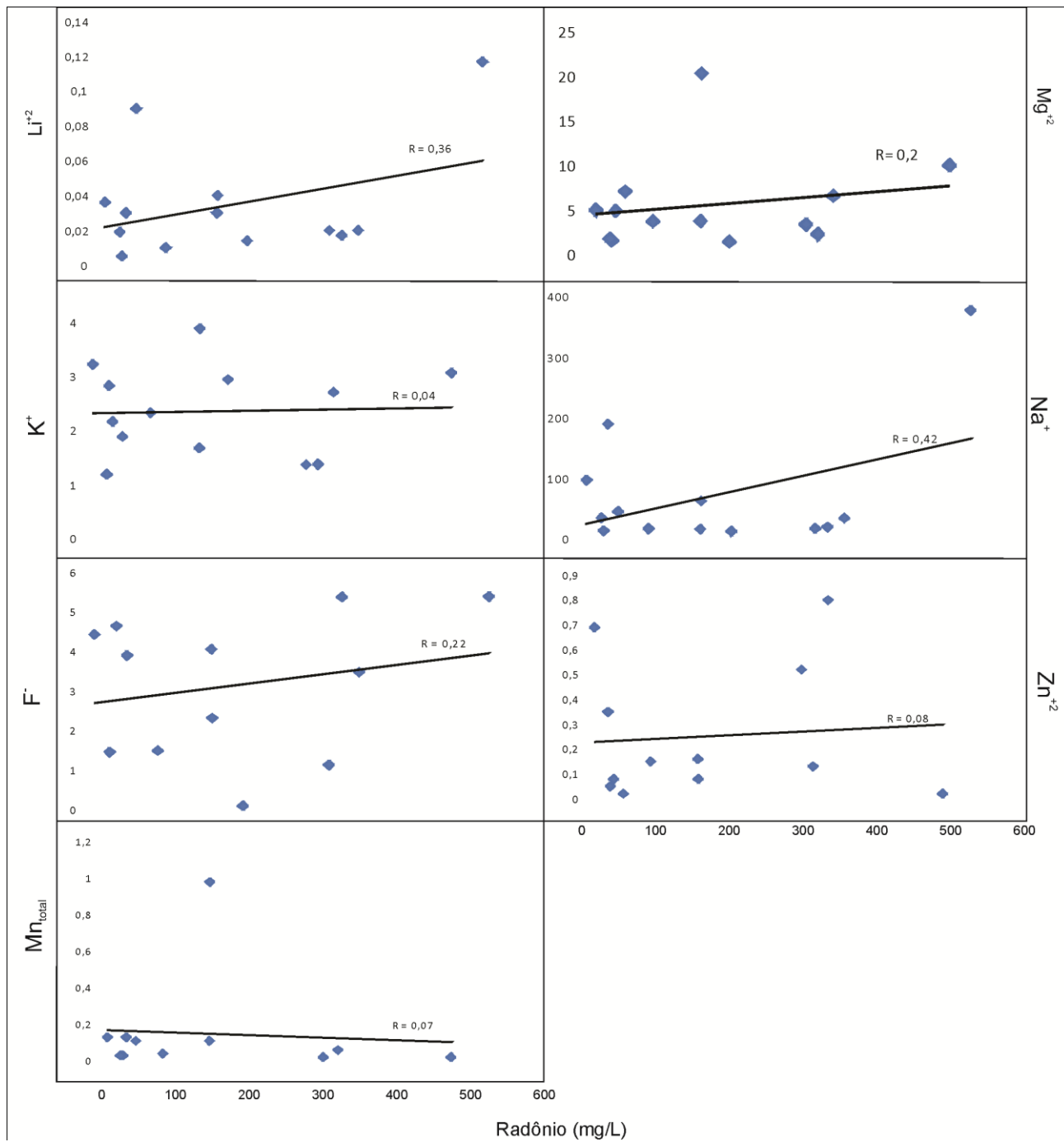


Figura 9 Correlação entre os elementos químicos e radônio dissolvidos nas águas subterrâneas dos Aquíferos Poroso e Fraturado.

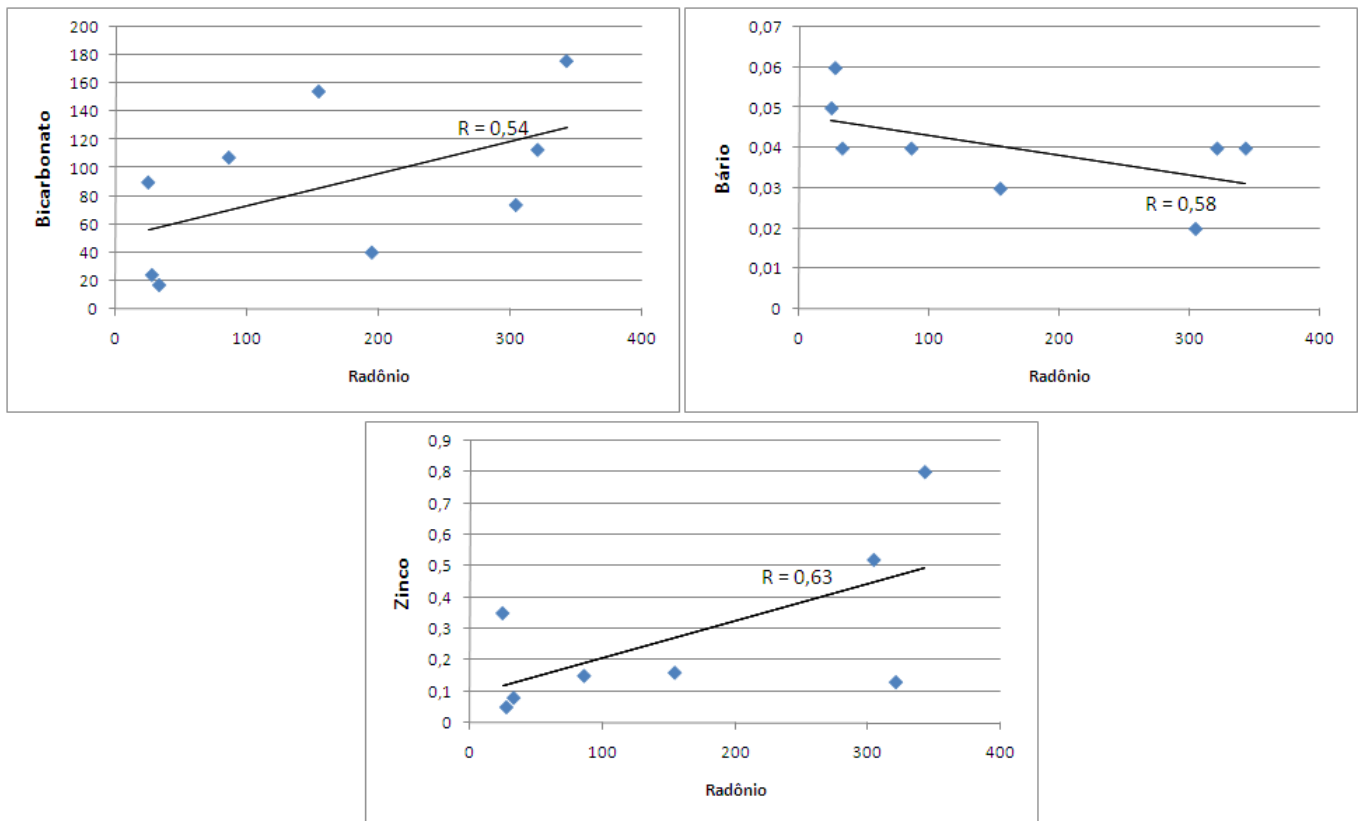
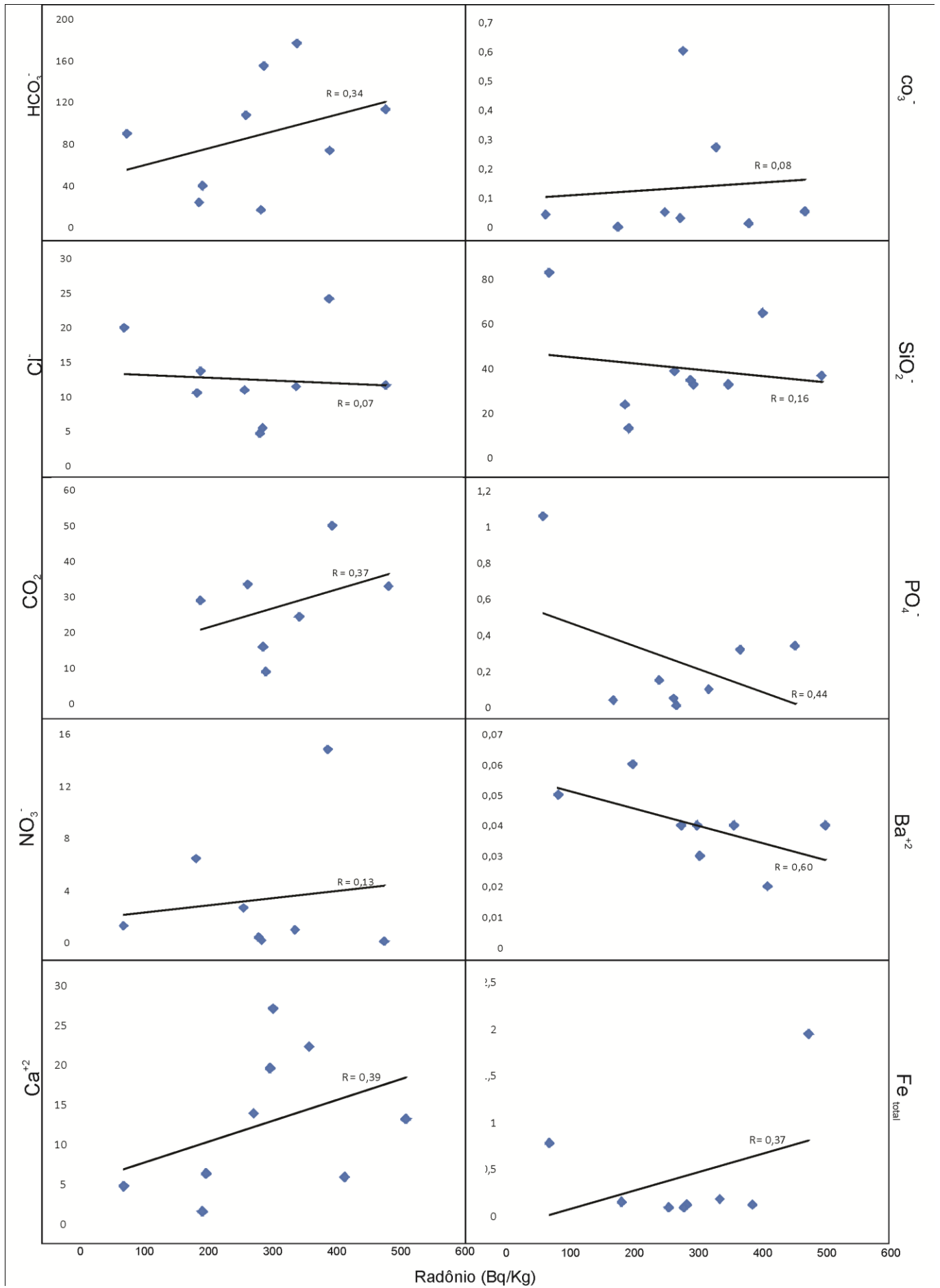


Figura 10 Correlação entre HCO_3^- , Ba^{+2} , Zn^{+2} e radônio nas águas subterrâneas do Aquífero Fraturado Pré-Cambriano sem cobertura sedimentar.

Ao se comparar as concentrações de radônio na rocha com as concentrações de íons presentes na água observam-se fracas correlações ($r < 0,5$) (Figura 11) havendo discreta correlação positiva com o flúor ($r = 0,61$) e negativa com o bário ($r = -0,6$) (Figura 12). A relação com o flúor pode ser explicada, já que granitos com afinidade mais alcalina em geral possuem maior teor deste elemento e em conseqüência maiores concentrações de urânio.



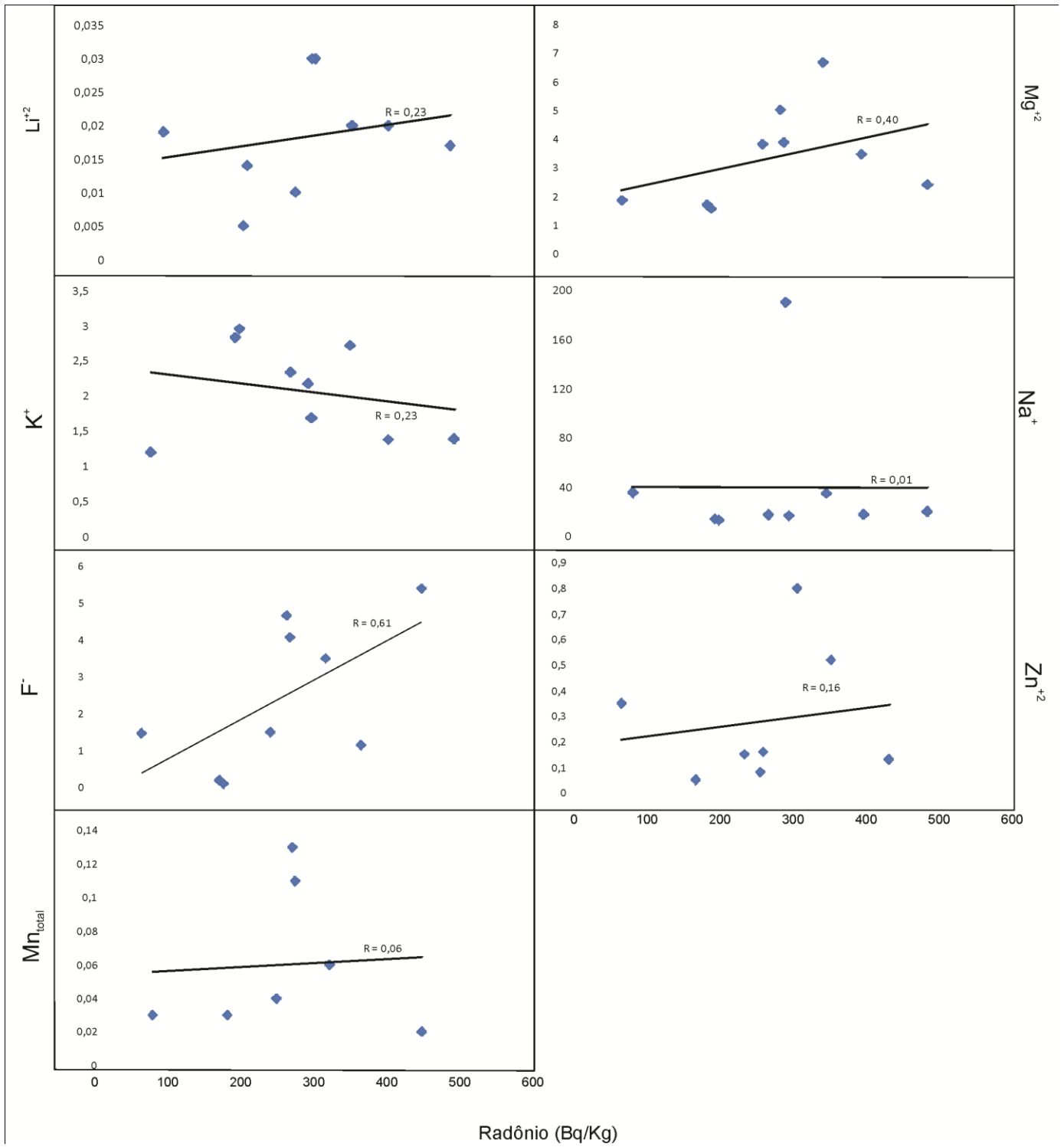


Figura 11 Correlação entre a concentração de radônio nas rochas e os elementos químicos dissolvidos nas águas subterrâneas do Aquífero Fraturado.

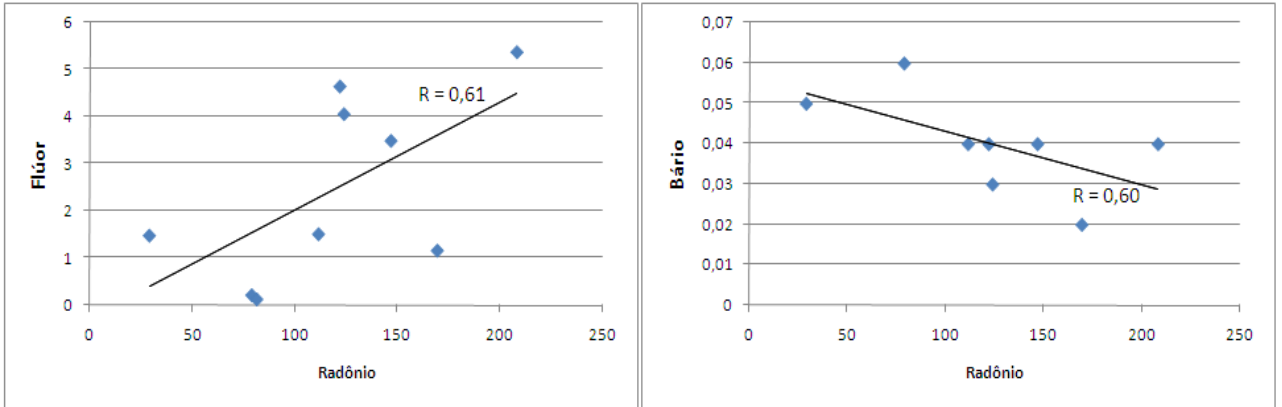


Figura 12 Correlação entre as concentrações de radônio na rocha e de F^- e Ba^{+2} na água subterrânea.

A classificação das águas subterrâneas na área estudada em relação à sua radioatividade, de acordo com o Código de Águas Minerais (1945), demonstra que a maioria das amostras pode ser considerada como fracamente radioativa (Figura 13). Entretanto, o limite de radônio dissolvido na água estabelecido pela Organização Mundial de Saúde WHO (2004) é de 100 Bq/L, o que conflita com a norma brasileira.

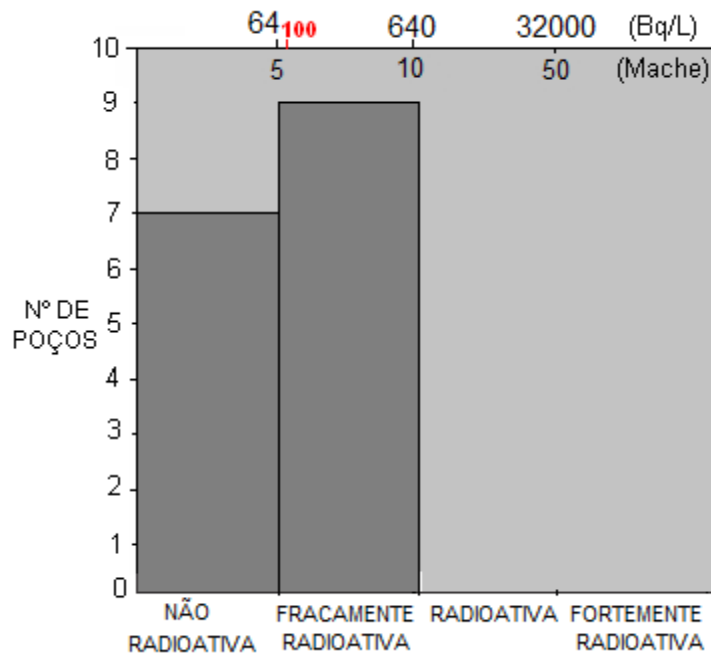


Figura 13 Classificação das águas subterrâneas da região de Porto Alegre em relação à radioatividade, de acordo com o Código de Águas Minerais (1945).

1.6.3 Concentração de radônio nas rochas e nos solos

A concentração de radônio nos granitos de Porto Alegre varia entre 29,15 Bq/kg (PDU 75) e 263,84 Bq/kg (PDU W), refletindo as diferentes litologias locais.

O Granito Viamão é a litologia que ocupa a maior área do município. As concentrações de radônio registradas neste granito variam substancialmente, sendo maiores nos pontos localizados nas adjacências do contato com o Granito Santana (PDU Y, 27, 12 e 53) (Figura 14).

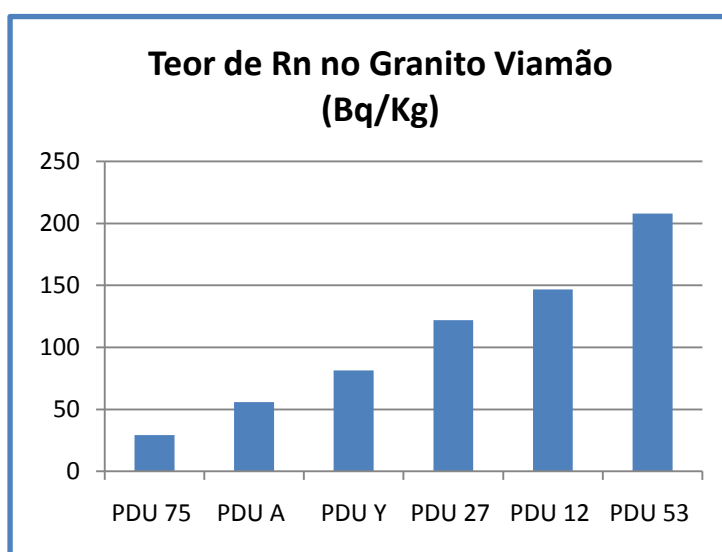


Figura 14 Concentrações de radônio no Granito Viamão.

Os teores de radônio nos solos medidos através do AlphaGUARD variam entre 34 Bq/m³ (PDU X) e 30600 Bq/m³ (PDU 40). Os maiores valores são encontrados nos solos residuais de granitos e os menores correspondem aos solos de sedimentos quaternários e aterros (Figura 15), o que deve corresponder à quantidade de minerais radioativos.

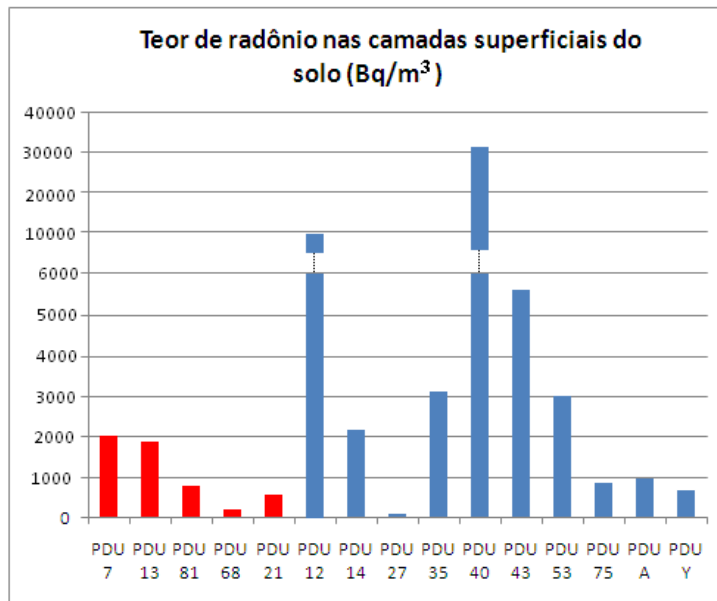


Figura 15 Concentração de radônio nos solos residuais de granitos (barras azuis) e sedimentos cenozóicos e aterros (barras vermelhas).

A comparação entre as concentrações obtidas nos solos pelo AlphaGUARD e por espectrometria demonstraram uma correlação positiva, resguardada a diferença de escala, que se justifica, no primeiro caso, por ser uma determinação *in situ* (Figura 16).

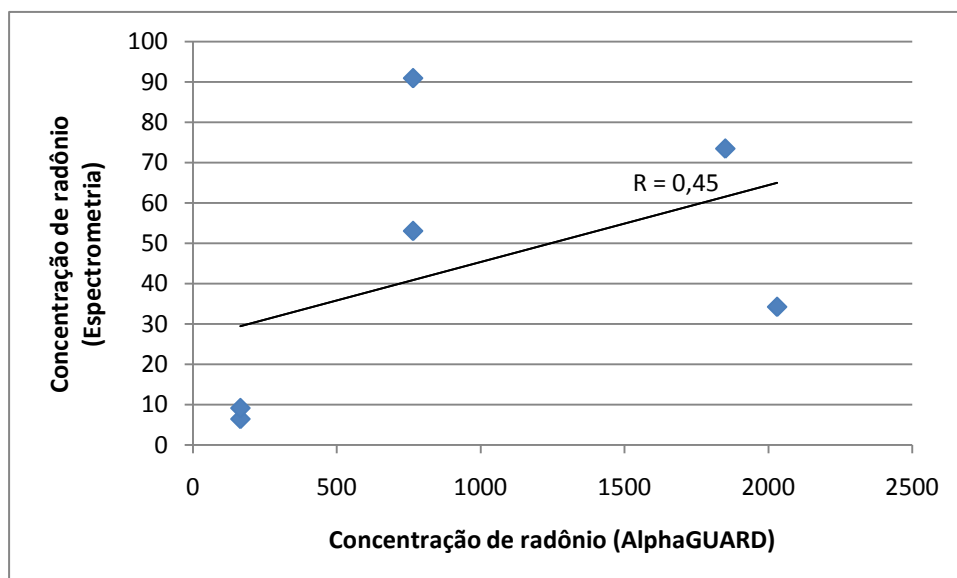


Figura 16 Correlação entre as concentrações de radônio medidas por Espectrometria (Bq/Kg) e pelo AlphaGUARD (Bq/m³).

As concentrações de radônio nos solos estão relacionadas com os teores registrados nas rochas, mas, também, dependem fortemente das características do solo residual. O escape de radônio do solo para a superfície pode ser afetado por fatores como variações de pressão barométrica, umidade e temperatura, mas principalmente, porosidade e permeabilidade dos solos (Sigrid *et al.*, 1995; Reimer, 1995). No caso do poço PDU 81, que corresponde à maior concentração de radônio dissolvido na água (~508 Bq/L), o baixo valor registrado no solo é relacionado à natureza argilosa e ao caráter pouco permeável do sedimento sobreposto ao granito, confinando o gás em subsuperfície.

Em terrenos de rochas graníticas a transferência de radônio para a superfície é controlada pelo grau de fraturamento do terreno e pela espessura e permeabilidade do solo (Hiodo *et al.*, 2003). Assim, solos pouco espessos e com alta permeabilidade nas proximidades de zonas fraturadas favorecem a percolação e emanação de radônio. Estas relações podem ser utilizadas na prospecção e mapeamento de reservatórios de águas subterrâneas (Pereira, 2009).

No caso da área em estudo, os maiores teores de radônio no solo são verificados em solos residuais rasos dos Granitos Santana, Santa Galo e Viamão, amostras PDU 40, 43 e 12, respectivamente, localizados em áreas com elevada densidade de lineamentos tectônicos (Figura 17).

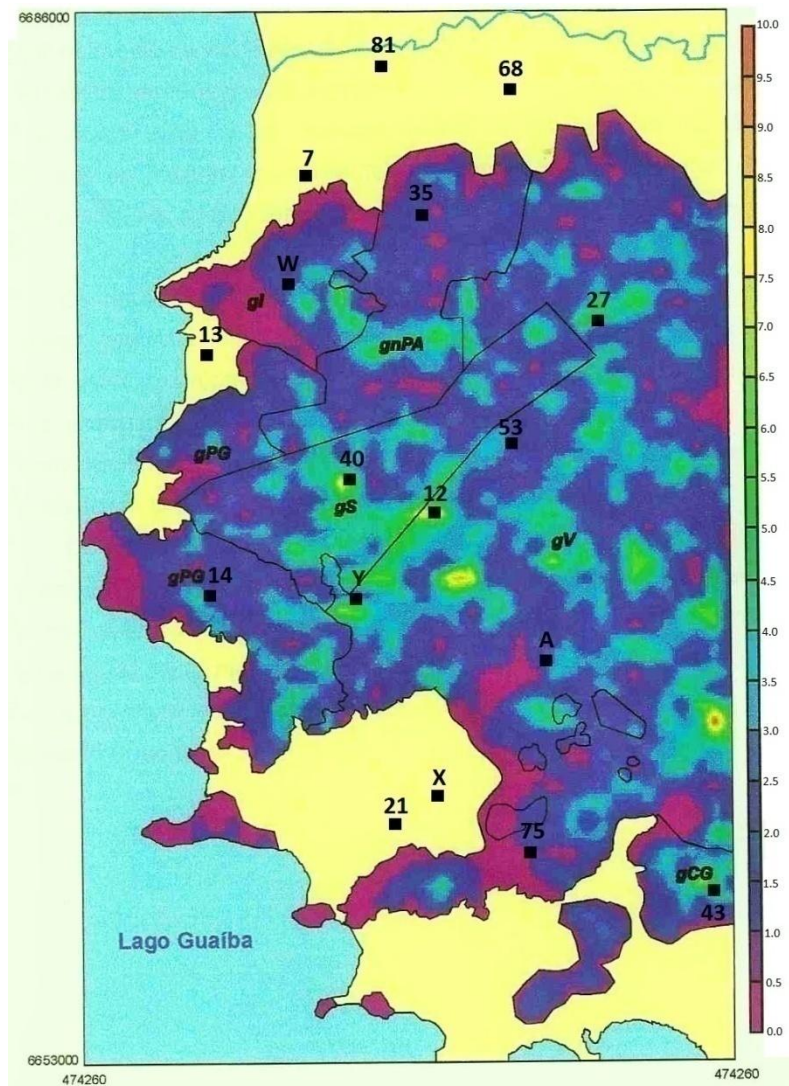


Figura 17 Mapa de frequência dos lineamentos tectônicos em escala 1:60000 do Município de Porto Alegre. Área em amarelo corresponde a cobertura sedimentar. gS = Granito Santana; gV = Granito Viamão; gPG = Granito Ponta Grossa; gI = Granito Independência; gnPA = Gnaisses Porto Alegre (Modificado de Roisenberg, 2001).

1.6.4 Relação entre as concentrações de radônio no sistema rocha-água-solo

A comparação das concentrações de radônio nas rochas e nos solos residuais resultou em correlação baixa ($r=0,1$), o que pode estar relacionado à variabilidade das características do solo, influenciando na distribuição deste gás nas camadas mais superficiais (Figura 18).

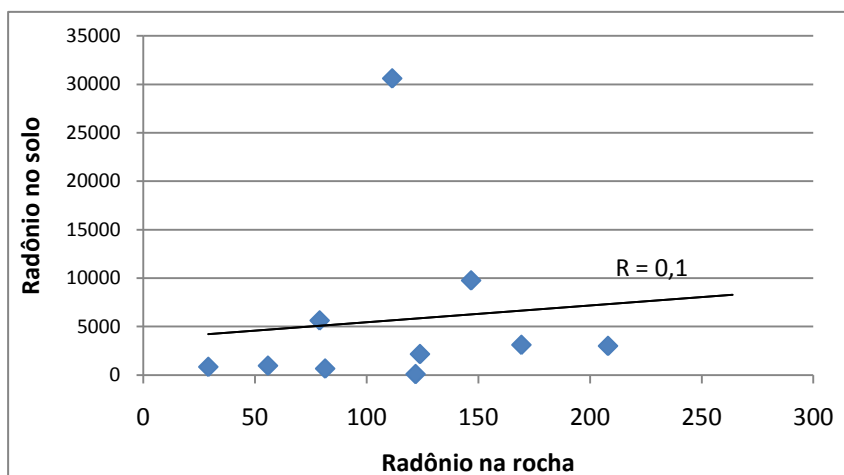


Figura 18 Correlação entre as concentrações de radônio nas rochas (Bq/Kg) e nos solos (Bq/m³) do Município de Porto Alegre.

As concentrações de radônio determinadas por espectrometria nas rochas e nas águas subterrâneas apresentam boa correlação positiva ($r=0,77$), o que decorre da interação rocha-água e da transferência de isótopos de urânio para a água (Figura 19).

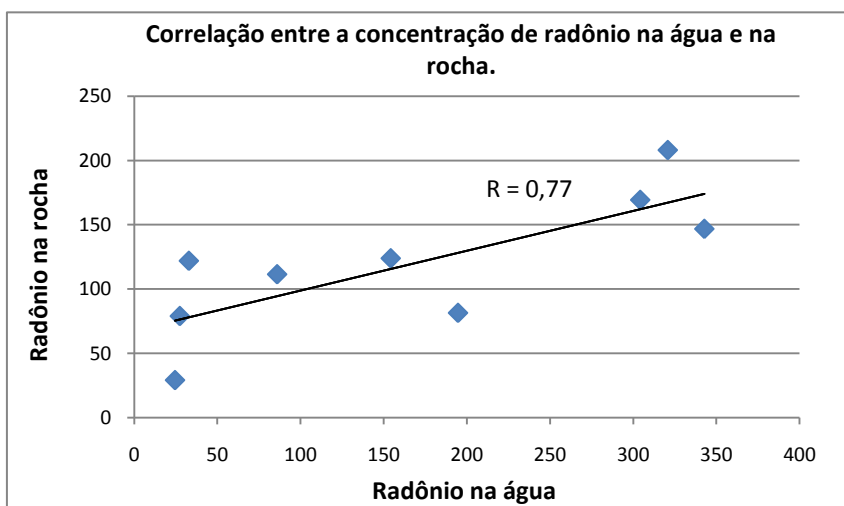


Figura 19 Correlação positiva entre as concentrações de radônio nas rochas (Bq/Kg) e nas águas subterrâneas (Bq/L).

1.7 CONCLUSÕES

O presente estudo tratou de analisar a distribuição e transferência de radônio no sistema rocha-solo-água subterrânea no Município de Porto Alegre, motivado pela inexistência de informações sobre este elemento na região e, ao mesmo tempo, pelo efeito causal em relação a diversos tipos de cânceres, quando inalado ou ingerido.

A geologia da região é compartimentada em dois domínios, o Embasamento Cristalino Pré-Cambriano e a Cobertura Sedimentar Cenozóica. Os domínios citados determinam a existência de dois sistemas aquíferos, o Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano e o Sistema Aquífero Poroso Cenozóico, cujas características são notadamente diversas.

As concentrações de radônio encontradas nas águas subterrâneas refletem a variabilidade da litologia local e 50% dos poços analisados possuem concentrações que ultrapassam o teor máximo de 100 Bq/L estabelecido pela Organização Mundial de Saúde, alcançando até 508 Bq/L. Não obstante, a maior parte das águas subterrâneas analisadas, de acordo com o Código de Águas Minerais, é classificada como fracamente radioativa, conflitando com o limite estabelecido pela WHO.

Nas águas subterrâneas em que o Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano não apresenta influência da cobertura sedimentar, em geral, os teores de radônio dissolvido são mais elevados. A mistura com águas do Sistema Aquífero Poroso Cenozóico tende a diminuir as concentrações de radônio, resultado da diluição deste gás. Neste caso, a distribuição de radônio é inversa em relação à distribuição de Cl^- e condutividade, tendo em vista que estes parâmetros são mais elevados no Sistema Aquífero Cenozóico.

As concentrações de radônio nas águas subterrâneas apresentam baixa correlação positiva com os íons HCO_3^- e Zn^{+2} e negativa com o Ba^{+2} ($0,5 < r < 0,6$). As correlações com outros íons dissolvidos na água são ainda menores e não apresentam consistência geoquímica.

Se comparadas as concentrações de radônio nas águas subterrâneas nos poços onde não há influência da cobertura sedimentar, com os teores de equivalente de urânio (eU) nos granitóides, observa-se uma correlação positiva ($r=0,8$), como resultado da interação água-rocha. A correlação entre as concentrações nos solos e

na água subterrânea são inexpressivas ($r \sim 0,1$), devido às perdas do gás por aeração.

Dentre os fatores mais importantes que influenciam a distribuição do radônio em rochas e águas subterrâneas, destacam-se a porosidade e permeabilidade. Os resultados indicaram que áreas com maior densidade de fraturamentos em subsuperfície coincidem com altas concentrações de radônio nos solos. Por outro lado, a presença de cobertura de solos argilosos também é importante, podendo favorecer o confinamento deste gás.

O relativamente elevado registro de radônio no Município de Porto Alegre demonstra a necessidade de monitoramento permanente e atenção das autoridades de saúde e aquelas responsáveis pela distribuição de águas para abastecimento público. Recomenda-se o aprofundamento dos estudos, abrangendo amostragem em maior detalhe e em ambientes fechados, como garagens subterrâneas e porões, tendo em vista os efeitos muitas vezes letais decorrentes da inalação do gás e ingestão de água com elevadas concentrações de radônio dissolvido.

1.8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS J.A.S & GASPARINI P. 1970. Gamma Ray spectrometry of rocks. Elsevier, Amsterdam, 295 pp.

APPLETON, J.D. 2005. Radon in air and water. In: SELINUS, O., ALLOWAY, B.J., CENTENTO, J.A., FINKELMAN, R.B., FUGE, R., LINDH, U., SMEDLEY, P. 2005. Essencials of medical geology. Impacts of the natural environment on public health. 812p.

BOCHICCHIO, F.; FORASTIERE, F.; ABENI, D.; RAPITI, E. 1998. Epidemiologic studies on lung cancer and residential exposure to radon in Italy and other countries. Radiation Protection Dosimetry. v. 78, n. 1, pp. 33-38.

BONOTTO D.M. e ARMADA P.C.P. 2008. Radon and progeny (Pb-214 and Bi-214) in urban water-supply systems of São Paulo State, Brazil. Applied Geochemistry, 23 : 2829-2844.

BONOTTO, D.M., LEITE JR, W.B., PAYOLLA, B.L., BETTENCOURT, J.S., SILVEIRA, E.G. 2009. Dose de exposição radiométrica de granites do Estado de Rondônia, Brasil. Ravista Brasileira de Geofísica, 27: 333-348.

BRUNO, R.C. 1983. Sources of indoor radon in houses: a review. J. Air Pollut. Control Assoc. 33, 105-109.

CHIOZZI P, DE FELICE P, FAZIO A, PASQUALE V & VERDOYA M. 2000. Laboratory application of NaI(Tl) γ – Ray spectrometry to studies of natural radioactivity in geophysics. Applied Radiation and Isotopes, 53: 127 – 132.

CÓDIGO DE ÁGUAS MINERAIS. 1945. Da classificação das fontes de água mineral. Disponível em: <http://www.dnpm-pe.gov.br/Legisla/cam08.htm>

CURRIE, L.A. 1968. Limits for qualitative detection and quantitative determination. Analytical Chemistry, 40: 586 – 593.

DMAE-DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUAS E ESGOTOS/ PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO ALEGRE. 2002. Caracterização da qualidade das águas subterrâneas de Porto Alegre: Relatório Técnico. Porto Alegre.

DUARTE, C.R. 2002. Radioelementos naturais na área do projeto Rio Preto (GO). Tese de Doutorado, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade de São Paulo, Rio Claro, 169p.

DUARTE, C.R. e BONOTTO, D.M. 2000. Calibração em energia e concentração de espectrômetro gama para análise de U, Th e K. Geociências, 19: 313 – 319.

FRAGOSO CESAR, A.R.S., FIGUEIREDO, M.C.H., SOLIANI Jr., E., FACCINI, U.F. O Batólito de Pelotas (Proterozóico Superior/Eo-Paleozóico) no Escudo do Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 34., Goiânia, 1986. Anais... Goiânia: SBG, 1986. v.3, p. 1322-1343.

GESELL, T.F., PRICHARD, H.M. 1975. The technologically enhanced natural radiation environment. Health Phys. 28,361.

GESELL, T.F., PRICHARD, H.M. 1980. The contribution of radon in tap water to indoor radon concentrations. In: GESELL, T.F., LOWDER, W.M. (Eds) Proceedings of the Symposium, The Nature Radiation Environment III, USDOE, Houston, Report Conference 780422, 1, pp. 5-56.

GUEDES, S. et al. 1999. Indoor radon and radon daughters survey at Campinas, Brazil using CR-39: First results. Radiation Measurements. v. 31, pp. 287-290.

HALL, F.R.; DONAHUE, P.M.; ELDRIDGE, A.L. 1985. Radon gas in groundwater of New Hampshire. Proceedings of the second anual Eastern regional groundwater conference. p. 88-100. National Water Well Association, Worthington, Ohio.

HIODO, F.Y.; PORSANI, J.L.; ALIS, V.R., 2003. Técnicas nucleares usadas na localização de zonas fraturadas nos granitos de Itu. In Revista Brasileira de Geofísica, 20 (2), pp. 129 -134.

IBGE. Censo 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em dezembro 2010.

KHAN, H.A.; QURESHI, I.E.; TUFAIL, M. 1993. Passive dosimetry of radon and its daughters using solid state nuclear track detectors (SSNTDs). Radiation Protection Dosimetry. v. 46, n. 3, pp. 193-201.

KILLEEN PG. 1979. Gamma – ray spectrometry methods in uranium exploration – application and interpretation. In: HOOD PJ (Ed.). Geophysics and Geochemistry in

the Search for Metallic Ores, Geological Survey of Canada, p. 163 – 229. (Economic Geology Report, 31).

MAGALHÃES, M.H.; AMARAL, E.C.S.; SACHETT, I.; ROCHEDO, E.R.R. 2003. Radon-222 in Brazil: an outline of indoor and outdoor measurements. Journal of Environmental Radioactivity. v.67, pp.131-143.

MAZILLI, B., CAMARGO, I.M.C. 1998. Estimativa de risco devido à ingestão de isótopos de urânio em fontes de águas minerais. Revista de saúde pública. v.32, n.4, pp. 317-320.

MELO, V.P. 1999. Avaliação da concentração de ^{222}Rn nos ambientes internos e externos em residências do município de Monte Alegre, PA. Dissertação de Mestrado – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

NAS (1998). Health Effects of Exposure to Radon (BEIR VI), National Academy of Sciences, Washington DC.

NAZAROFF, W.W., NERO JR., A.V. 1988. Radon and its decay products in indoor air. John Wiley & Sons, New York.

NAZAROFF, W.W., DOYLE, S.M., NERO JR., A.V., SEXTRO, R.G. 1988. Radon entry via portable water. In: NAZAROFF, W.W., NERO JR., A.V. 1988. Radon and its decay products in indoor air. John Wiley & Sons, New York.

NEMAN, R.S. 2000. Medida da contaminação radioativa do ar ambiental por radônio-222 e filhos em residências de Campinas, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado. Instituto de Física Gleb Wataghin, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 87p.

NEMAN, R.S. 2004. Medida separada de radônio-222 e de seus filhos no ar: monitoração da cidade de Poços de Caldas, MG, e comparação de atividades envolvendo 2 outras técnicas de medida de radônio-222 no ar. Tese de Doutorado. Instituto de Física Gleb Wataghin, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 77p.

NRPB (1989). Living with Radiation, National Radiological Protection Board, UK.

NRPB (2000). Health Risks from Radon, National Radiological Protection Board, UK.

PARTRIDGE, J.E., HORTON, T.R., SENSINTAFFER, E.L. 1979. A study of radon-222 released from water during typical household activities. US Environmental Protection Agency Technical Note, ORP/EERF – 79 -1.

PEREIRA, C.M.A., 2009. Mapeamento de aquíferos fraturados empregando métodos geoeletricos e emanação natural de radônio. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 72p.

PETRIE, A.S., CRAM, A.G. 1999. Design implications of the distribution of pollutants in collection and storage systems used in small rural water supplies. In: Anagnostopoulos, P., Brebbia, C.A. (Eds.), Water Pollution V: Modelling, Measuring and Prediction. WIT Press, Southampton, p. 503-512.

PHILIPP, R.P. 1998. A evolução geológica e tectônica do Batólito Pelotas no Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 225p.

PHILIPP, R.P., CAMPOS, R.S. 2004. Geologia, petrografia e litogoquímica dos Gnaisses Porto Alegre, RS, Brasil. Revista Pesquisas em Geociências, v31, n2, p.79-94.

PHILIPP, R.P., MACHADO, R., NARDI, L.V.S., LAFON, J.M. 2002. O magmatismo granítico neoproterozóico do Batólito Pelotas no sul do Brasil: novos dados e revisão da geocronologia regional. Revista Brasileira de Geociências, v32, n2, p.277-290.

PRICHARD, H.M. 1987. The transfer of radon from domestic water indoor air. J. Am. Water Works Assoc. 79, 159-161.

RAMAGE, L. 2005. Hidrogeoquímica do sistema aquífero granular cenozóico do município de Porto Alegre, R.S. Dissertação (Mestrado), Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 111p.

REBELO, A.M.A.; BITTENCOURT, A.V.L.; MANTOVANI, L.E. 2003. Modelos de exalação de radônio em paisagens tropicais úmidas sobre granitos. Boletim Paranaense de Geologia. UFPR. 52, 61-76.

REIMER, G.M., 1995. Simple techniques for soil-gas and water sampling for radon analysis. In: Field Studies of Radon in Rocks, Soil and Water. U.S. Geological Survey Bulletin, pp.19-22.

ROISENBERG, C. 2001. Hidroquímica do Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano e Qualidade das Águas Subterrâneas do Município de Porto Alegre, RS. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. UFRGS. 174 p.

ROISENBERG, C., VIERO, A.P., SCHWARZBACH, M.S.R., ROISENBERG, A., MORANTE, I.C. 2003. Caracterização geoquímica e gênese dos principais íons das águas subterrâneas de Porto Alegre, RS. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v8, n 4, p.137-147.

SCHNEIDER, A.W., LOSS, E.L., PINTO, J.F. 1974. Mapa geológico da folha de Porto Alegre – RS. Pesquisas Série Mapas (7). Porto Alegre, UFRGS. Instituto de Geociências.

SCHNEIDER, P., KLAMT, E., KAMPF, N., GIASSON, E., NACCI, D. 2008. Solos. In: HASENACK, H., WEBER, E.J., MARCUZZO, S.F. 2008. Diagnóstico Ambiental de Porto Alegre. 84p.

SIGRID, A.B.; OWEN, D.E.; SCHUMANN, R.R., 1995. A preliminary evaluation of environmental factor influencing day-to-day and seasonal soil-gas radon concentrations. In: Field Studies of Radon in Rocks, Soil and Water. U.S. Geological Survey Bulletin, pp.23-31.

TOMAZELLI, L.J., VILLWOCK, J.A., LOSSE, E.L. 1987. Aspectos de geomorfologia costeira de região de Osório-Tramandaí, Rio Grande do Sul. In: Iº Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário. Publicação Especial nº 2. Porto Alegre. 21p.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1999. Radon in drinking water health risk reduction and cost analysis. Washington, Federal Register 64, pp. 9559-9599.

VEIGA, L.H.S.; KOIFMAN, S.; MELO, V.P.; SACHET, I.; AMARAL, E.C.S. 2003. Preliminary indoor radon risk assessment at the Poços de Caldas Plateau, MG, Brazil. Journal of Environmental Radioactivity. v.70, pp.161-176.

VIERO, A.P., ROISENBERG, C.,ROISENBERG, A. 2009. The origin of fluoride in the granitic aquifer of Porto Alegre, Southern Brazil. Environmental Geology. 56, 1707-1719.

YOUNG HD. 1962. Statistical treatment of experimental data. McGraw Hill, New York, 172 pp.

WHO (World Health Organization). 2004. Guidelines for drinking water quality: radiological aspects. Disponível em:
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf.

WILKENING, M.M. 1990. Radon in the environment: studies in environmental science 40. New York: Elsevier Science Publishing Company Inc. 137p.

ARTIGO CIENTÍFICO

2.1 CARTA DE SUBMISSÃO DE ARTIGO

ARTIGO SUBMETIDO À REVISTA APPLIED RADIATION AND ISOTOPES.

AUTORES: ANA CLARA BUTELLI FIANCO, ARI ROISENBERG E DANIEL BONOTTO.

Dear Ana Clara,

Your submission entitled "[222Rn] in groundwaters, rocks and soils occurring at Porto Alegre (RS), Brazil." has been received by Applied Radiation and Isotopes

You may check on the progress of your paper by logging on to the Elsevier Editorial System as an author. The URL is <http://ees.elsevier.com/ari/>.

Your username is: anaclara

If you need to retrieve password details, please go to:

http://ees.elsevier.com/ari/automail_query.asp

Your manuscript will be given a reference number once an Editor has been assigned.

Thank you for submitting your work to this journal.

Kind regards,

Elsevier Editorial System
Applied Radiation and Isotopes

For further assistance, please visit our customer support site at <http://support.elsevier.com>. Here you can search for solutions on a range of topics, find answers to frequently asked questions and learn more about EES via interactive tutorials. You will also find our 24/7 support contact details should you need any further assistance from one of our customer support representatives.

^{222}Rn in groundwaters, rocks and soils occurring at Porto Alegre (RS), Brazil.

A.C.B. Fianco^{1*}, A. Roisenberg¹ and D. M. Bonotto²

¹Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Av. Bento Gonçalves N°. 9500, CEP 90650-000, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil.

²Departamento de Petrologia e Metalogenia, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Av. 24-A N°. 1515, C.P. 178, CEP 13506-900, Rio Claro, São Paulo, Brazil.

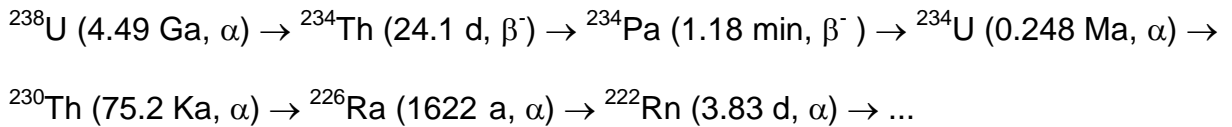
*Corresponding author. Tel.: +55-51-33087295 *E-mail address:* clara.fianco@ufrgs.br

Abstract

^{222}Rn analyzes of groundwater and soil samples were performed at several sites in Porto Alegre, southern Brazil. Several samples exhibited dissolved ^{222}Rn activity concentration exceeding the WHO maximum limit (100 Bq/L). The dissolved radon content in groundwaters providing from the Fractured Pre Cambrian Aquifer System exhibited direct significant correlation with the equivalent uranium in the rock matrices, as a typical result of water-rock interactions. The lack of correlations between radon in rocks and soils is related to aeration, promoting radon release.

1. Introduction

Radon (^{222}Rn , half-life 3.84 days) is a naturally occurring noble gas formed from the normal radioactive decay series of ^{238}U , according to the following decay sequence:



It is colorless, odorless, tasteless, chemically inert and radioactive gas produced continuously in rocks and soils through α -decay of ^{226}Ra , with some atoms escaping to the surrounding fluid phase, such as groundwater and air. It is subjected to recoil at “birth”, with the emanated fraction relative to that produced in the solid phase being dependent on factors such as total surface area of solids and concentration/distribution of ^{238}U (^{226}Ra) in the minerals (Flügge and Zimens, 1939).

High ^{222}Rn concentrations occur in groundwaters in many areas where wells are used for domestic water supply, including small rural water supplies (Petrie and Cram, 1999). Some natural processes related to high concentrations of Rn in groundwater are: low transmissivity zones (Lawrence *et al.* 1991), U content of the source rock, severe chemical weathering, hydrothermal solution, deposition, or extensive fracturing (Nelson *et al.* 1983), and variations in stress in rocks associated with seismicity (Shishkevich, 1971; Smith *et al.* 1976).

Exposure to Rn and its progeny is believed to be associated with increased risks of several kinds of cancer (USEPA, 1999). When Rn or its progeny are inhaled, lung cancer accounts for most of the total incremental cancer risk, while ingestion of Rn in water is suspected of being associated with increased risk of tumors of several internal organs, primarily the stomach (USEPA, 1999). Inhalation of Rn accounts for about 89% of the individual risk associated with domestic water use, with almost 11%

resulting from directly ingesting Rn in drinking water (USEPA, 1999). Gesell and Prichard (1975, 1980), Partridge *et al.* (1979), Bruno (1983), Prichard (1987), Nazaroff and Nero (1988) and Nazaroff *et al.* (1988) have also pointed out that although Rn in water is not a well-documented health risk, it does contribute to Rn in indoor air, which has been established as a health threat. Furthermore, high concentrations of ^{222}Rn in groundwaters also indicate the presence of the parent nuclides, ^{238}U and ^{226}Ra , in the water-rock system, which are known health risks when ingested in drinking water (Aieta *et al.* 1987).

Potential health hazards from Rn in potable water have been considered worldwide, with many countries adopting the guideline activity concentration of 100 Bq/L for drinking water quality recommended by WHO (2004). In general, the recommendations apply to routine operational conditions of water supply systems, however, special attention must be given when groundwaters are utilized for public water supplies, because ^{222}Rn concentrations in surface waters are in general less than 3.7 Bq/L, while ground water ^{222}Rn concentrations commonly are 10-100 times higher (Wanty and Nordstrom, 1993).

Thus, water-supply systems utilizing groundwater in urban areas may have increased Rn levels, so that the maximum recommended guideline value of 100 Bq/L (WHO, 2004) may be exceeded, and, consequently, it is necessary to remove/reduce Rn before water distribution for end-users. Knowledge of the physical and chemical properties of ^{222}Rn , as well as the geochemical and hydrogeological mechanisms that control ^{222}Rn movement through the groundwater system has allowed several effective methods for reducing or eliminating Rn in water-supply systems and homes to be established in the most developed countries.

The rocks containing uranium continuously emit radon, which can be transferred into groundwater. Granitic and feldspathoid alkaline rocks constitute the

main sources of uranium ores due to its geochemical properties of enrichment in the more differentiated magmatic series. The major part of the uranium present in igneous rocks is primarily concentrated in accessory minerals like zircon, titanite and apatite. Rocks with alkaline affinity generally contain high contents of radioactive minerals.

The uranium concentration in sedimentary rocks and soils is mainly conditioned by its geochemical behavior in the superficial environments. The radon accumulation and circulation mainly depends of the physical properties of the soils like porosity and permeability. In general, clayey soils restrict the migration and diffusion of the gas to the atmosphere through sorption or confinement processes. Sandy soils promote the radon transfer, whereas clayey compacted and humid soils can operate as sealing layers that avoid the radon escape, concentrating it in the subsoil. However, variations in the moisture cause the swelling and cracking of the soils, contributing to the opening or closing of the ways of transport of radon.

Groundwater occurring in alkali-calcic to alkaline Pre Cambrian granitoid rocks of the Porto Alegre city, Rio Grande do Sul State, Brazil, has been utilized for human consumption. Because high ^{222}Rn activities exceeding the WHO guideline value of 100 Bq/L may occur, the purpose of this paper is to report its concentration in waters, soils and rocks in the area for addressing possible factors responsible by its presence in the liquid phase.

2. Geological and hydrogeological settings

The geology of the Porto Alegre region includes two main domains: The Pre Cambrian Shield, represented by granitoid rocks, forming hills and elevations up to 300m above sea level; and the Cenozoic sediments, covering the lowlands, formed by alluvial, colluvial and eluvial sequences (Fig.1).

The granitoid rocks, as a part of the Pelotas Batholith (Fragoso Cesar *et al.* 1986), form multiple granitic injections, which are distinguished in six lithostratigraphic units (Philipp, 1998): Porto Alegre Gneiss, Canta Galo Granite, Ponta Grossa Granite, Santana Granite, Viamão Granite and Independencia Granite, the last two representing the oldest units.

The Porto Alegre Gneiss appears as xenoliths and megaxenoliths in the Independencia and Viamao granites, presenting monzogranitic to granodioritic composition with alkali-calcic affinity. The accessory mineralogy consists of magnetite, apatite, allanite and titanite, with no evidences of significant radioactivity.

The Viamao Granite is the most extensive outcropping plutonic unit in the region. Together with the Canta Galo and Ponta Grossa Granites correspond to syenogranites and monzogranites with alkali-calcic affinity. Accessory minerals are usually represented by apatite, titanite, allanite and zircon, the last one showing clear radioactive effects when included in biotite.

The Independencia Granite corresponds to syenogranitic to monzogranitic compositions with alkali-calcic tending to alkaline affinity, which is reflected in the assembly of accessory minerals that includes apart of tourmaline, apatite, and magnetite, relatively abundant titanite, zircon and allanite. The last two ones show clear radioactivity demonstrated by metamictic characteristics when included in biotite and other mafic minerals.

The Santana Granite is the main tectonic and geomorphologic feature in Porto Alegre, showing in section an elongated hourglass shape, controlled by brittle- ductile shear zone with northeast-southwest direction. The composition corresponds to alkali-feldspar granite to syenogranite with alkaline affinity. Excepting by tourmaline, the accessory mineralogy correspond to the same as the Independencia Granite. Swarms of acid and basic dykes appear preferentially in the vicinity of this unit.

The lower areas of the city are covered by Cenozoic alluvial, lagoon and fluvial-lacustrine sediment sequences with a maximum thickness of 40 meters, resulting from transgressive and regressive marine events. These sediments constitute the so called Guaiba and Graxaim Formations, the first one comprising sandy to conglomeratic deposits, located mainly in the South region. The Graxaim Formation consists of clayey sediments containing variable contents of organic matter being typical in the northern areas of the city. Close to the Lake Guaiba, in the northern and central areas of the city, a thin layer of sandy landfill occurs and overlying the recent sediments and dredged from the adjacent lake.

Two aquifer systems occur in Porto Alegre being hydraulically connected: the Fractured Pre Cambrian Aquifer System (FPAS) and the Cenozoic Porous Aquifer System (CPAS). The FPAS is unconfined and occupies about 65% of the city surface area (Roisenberg, 2001; Roisenberg *et al.* 2003), being considered the most relevant hydrogeological unit terms due to its continuity and hydraulic capacity. Groundwater flow is controlled by NE-SW fracture directions, with scarce influence of N-S directions. The Santana Granite plays a role as a hydraulic barrier, dividing the water flow to the southeast and northwest. The groundwater in the FPAS is classified mainly as sodium-calcium-bicarbonate presenting high fluoride contents, which a positive correlation with the bicarbonate and calcium, probably related to the dissolution of fluorite and calcite along fractures (Roisenberg, 2001). Transitional sodium-calcium-bicarbonate-chlorinated compositions are considered as a result of mixing with the CPAS. Aquifer recharge is mainly atmospheric and the water table in average 4 m is above sea level.

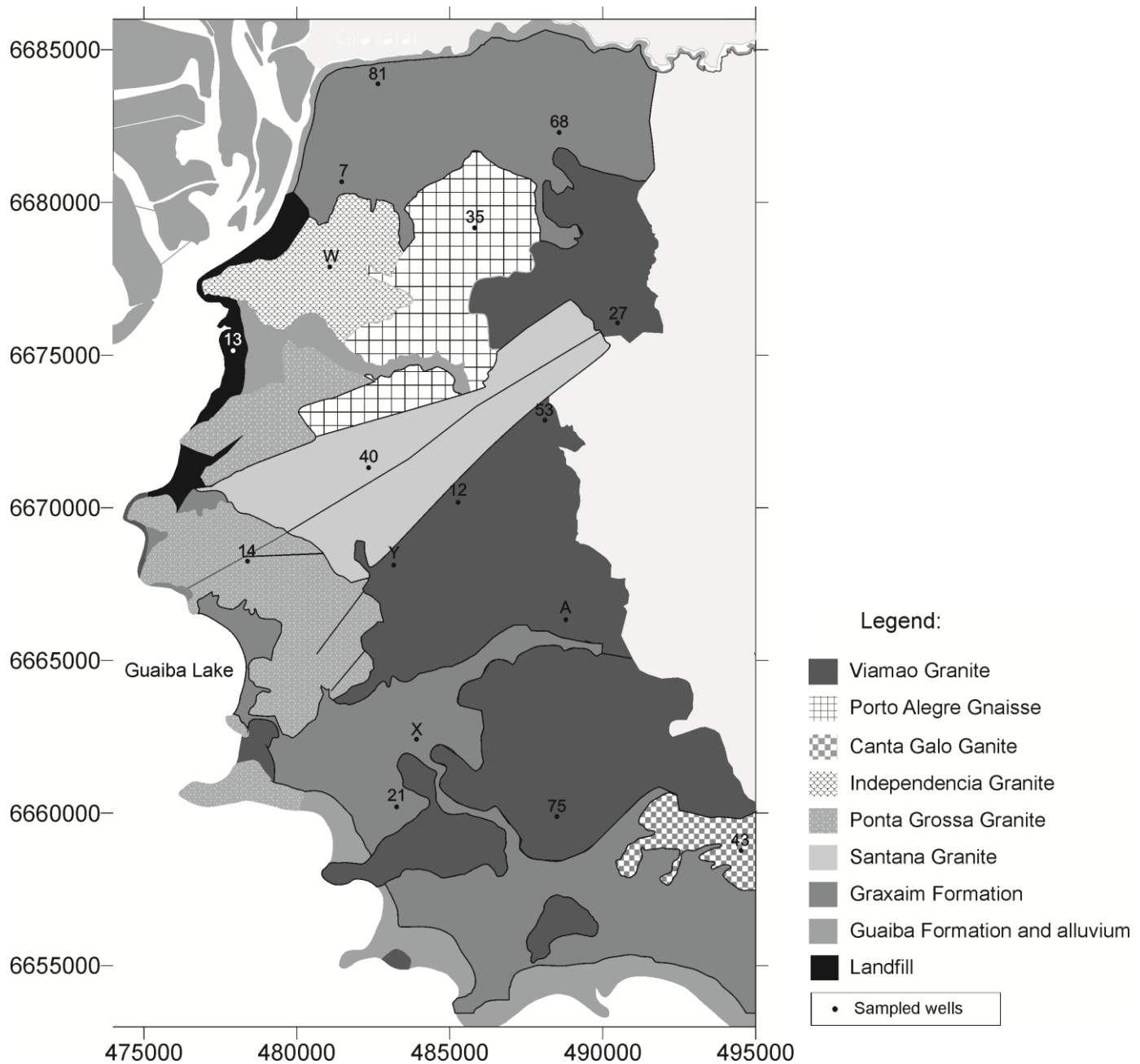


Figure 1. A simplified geological map of Porto Alegre city with the sampling points for groundwater, rocks and weathered materials (Modified from Schneider *et al.* 1974 and Ramage, 2005).

3. Experimental

Samples of groundwaters, rocks and soils were collected in this study for radon analysis at 17 sites in Porto Alegre city (Fig. 1). The groundwater samples provided from tubular wells and had already been analyzed for physical and chemical parameters by Roisenberg, 2001. The rocks and soils samples were collected close

to the wells exploiting groundwater. Additionally, some sampling was realized in landfills as there was no soil present, mainly in lowlands.

The ^{222}Rn activity concentration in water was measured using an Alpha Guard PQ2000PRO (Genitron GmbH) equipped with an appropriate unit (Aquakit), following a protocol proposed by the manufacturer (Genitron, 2000). Alpha Guard is an ionizing chamber which measures radon via alpha spectrometric techniques. For measurement with Aquakit, the water samples were forced to degas their radon content within a radon tight assembly, which consists of two glass vessels and the Alpha Guard unit.

The determination of the radon concentration in the water samples through the Aquakit unit was based on the Rn concentration indicated on the Alpha Guard radon monitor and on the use of the following equation:

$$1000 c_w = c_a \times [k + (V_{sy} - V_{sa})/V_{sa}] - c_0$$

where: c_w = Rn concentration in water sample (Bq/L); c_a = radon concentration (Bq/m³) in the measuring set-up after expelling the radon (indicated by Alpha Guard); c_0 = radon concentration (Bq/m³) in the measuring set-up before sampling (zero level, i.e. 0 Bq/m³); V_{sy} = interior volume of the measurement set-up (1122 mL); V_{sa} = volume of the water sample (100 mL); k = radon distribution coefficient between a watery phase and the air volume existing above (0.26 for temperature of 20°C).

Another analytical protocol proposed by the manufacturer (Genitron, 2000) was utilized for obtaining the radon activity concentration (Bq/m³) in the soil and landfill samples. One 1m long probe was utilized for such purpose, which was inserted into the weathered covers for receiving the gas stored in the pores and coupled to Alpha Guard PQ2000PRO for acquiring the data. The measurements were realized 10 minutes after switching on the equipment. Table 1 reports all results obtained by the Alpha Guard readings.

Table 1. Measurements of ^{222}Rn in groundwaters, soils and landfills occurring at Porto Alegre city, Rio Grande do Sul State, Brazil.

Sampling Point PDU	^{222}Rn in groundwater (Bq/L)	^{222}Rn in soils and landfills (Bq/m ³)
Fractured Pre Cambrian Aquifer System (FPAS)		
A	Na ¹	950 ± 212
Y	194.7 ± 10.3	652 ± 116
W	Na ¹	Na ¹
12	342.8 ± 13.9	9750 ± 800
14	154.2 ± 9.1	2150 ± 441
27	32.8 ± 2.4	82 ± 7
35	304.3 ± 12.5	3100 ± 506
40	85.9 ± 5.2	30600 ± 1160
43	27.4 ± 1.3	5620 ± 500
53	320.8 ± 13.2	2990 ± 347
75	24.5 ± 1.8	827 ± 151
Mean	165.3 ± 7.7	5672 ± 424
Fractured Pre Cambrian Aquifer System (FPAS) and Cenozoic Porous Aquifer System (CPAS)		
X	Na ¹	34 ± 141
7	47.5 ± 3.2	2030 ± 503
13	155.3 ± 8.9	1850 ± 253
21	Na ¹	539 ± 125
68	4.9 ± 1.1	165 ± 107
81	508.5 ± 16.5	765 ± 288
Mean	178.8 ± 7.4	897 ± 236

¹NA = Not analyzed.

To obtain information about the ^{222}Rn supported by its parent ^{226}Ra in the rock matrices, measurements of equivalent uranium, eU ($^{214}\text{Bi} = ^{226}\text{Ra}$), were performed on portions of the rock samples that were crushed and sieved up to 200 mesh (0.074 mm). Aliquots of about 70 g were submitted to γ -ray spectrometry with a 2"×2" NaI(Tl) scintillation detector and a 2,048 channels multichannel analyzer provided by Ortec Ace 2K hardware controlled by MAESTRO software. ^{137}Cs and ^{60}Co radioactive sources plus a pitchblende standard (1% uranium) calibrated the system in energy through the equation $E = 2.15 \times 10^{-5} + 0.00169 Ch$ (E - energy, in MeV; Ch - channel). The γ -spectrometer was also calibrated for readings of the 1.76 MeV ^{214}Bi photopeak

through pitchblende standards from New Brunswick Laboratory, U.S. Department of Energy, Argonne, Illinois, USA, after waiting for ^{222}Rn to reach secular radioactive equilibrium with ^{226}Ra (at least 25 days) (Duarte and Bonotto, 2000). The calibration curve is $\log C_U = 1.057 \times \log I_U + 2.578$ (C_U - eU concentration, in ppm or $\mu\text{g/g}$; I_U - effective intensity, in cpm/g). The eU concentration data in ppm were converted to Bq/Kg, as $1 \mu\text{g U} = 0.746 \text{ dpm}$. The analytical precision was often between 10 and 20% at 1σ standard deviation (95% confidence level). Table 2 reports all data obtained in the gamma ray readings.

Table 2. Measurements of eU ($= ^{226}\text{Ra}$) in rocks, soils and landfills occurring at Porto Alegre city, Rio Grande do Sul State, Brazil.

Sampling Point PDU	Type of sample	Remark	eU ($= ^{226}\text{Ra}$) (Bq/Kg)
Fractured Pre Cambrian Aquifer System (FPAS)			
A	Rock	Viamão Granite	55.84
Y	Rock	Viamão Granite	81.43
W	Rock	Independencia Granite	263.83
12	Rock	Viamão Granite	146.74
14	Rock	Ponta Grossa Granite	123.86
27	Rock	Viamão Granite	121.89
35	Rock	Porto Alegre Gneiss	169.25
40	Rock	Santana Granite	111.44
43	Rock	Canta Galo Granite	78.97
53	Rock	Viamão Granite	207.99
75	Rock	Viamão Granite	29.15
Mean			126.40
Fractured Pre Cambrian Aquifer System (FPAS) and Cenozoic Porous Aquifer System (CPAS)			
X	Soil	Graxaim Formation	Na ¹
7	Rock	Viamão Granite	81.43
13	Soil	Guaiba Formation	73.43
21	Soil	Graxaim Formation	20.29
68	Landfill	5-cm depth	6.40
68	Soil	Graxaim Formation	9.10
81	Landfill	5 cm depth	90.90
81	Landfill	70 cm depth	53.01
Mean			47.79

¹NA = Not analyzed. Analytical uncertainty $\pm 10\text{-}20\%$ (1σ standard deviation).

4. Discussion

4.1. Dissolved radon in groundwaters

The mean dissolved radon content in groundwaters of the Fractured Pre Cambrian Aquifer System (FPAS) is 165.3 ± 7.7 Bq/L, whereas it is 178.8 ± 7.4 Bq/L in groundwaters linked to this aquifer and to the Cenozoic Porous Aquifer System (CPAS) (Table 1). These values are equivalent, within experimental errors, and this may be due to the occurrence of mixing processes between these aquifers. However, one important aspect is that both mean values exceed the maximum guideline value of 100 Bq/L established by WHO (2004) for water-supply systems. Inclusive, in one case (sample PDU 81), the radon activity concentration was 5 times higher than the WHO guideline value.

In general, the concentration of radon in the water that flows in fractured aquifers arises from the content of radioactive minerals rich in uranium in the rock. Thus, it is expected that other granites or alkaline lithologies have more affinity with higher concentrations of uranium and therefore radon. The water circulating through the rocks dissolve the uranium decay products, and radon is the more easily incorporated into water by diffusion. Factors such as degree of fracturing and primary porosity of the rock control the transmission of gas for water and soil. Furthermore, the uranium may become available during weathering, being dissolved in water in the form of uraninite (UO_2) in oxidizing conditions. Uranium in solution can be transported underground to the surface and release its decay products, such as radon. As the only gaseous radionuclides coming from uranium, radon occupies the intergranular spaces and between the fracture planes of the rock, unlike all other radionuclides, which are incorporated into the structure of minerals. Once on the soil, radon is

accumulated adsorbed on oxides, clay minerals and organic matter. Because it contains unconsolidated material, soil easily releases radon into the atmosphere.

4.2. Radiometric analysis of the rocks, soils and landfills

Table 2 reports the results obtained for the analysis of rocks, soils and landfills. The concentration of uranium equivalent (^{226}Ra) in Porto Alegre granites ranges from 29.15 Bq/Kg (PDU 75) and 263.83 Bq/Kg (PDU W), reflecting different local lithologies.

The Viamao Granite is the lithology which occupies the largest area of the municipality. The concentrations recorded in this granite vary widely, being higher in the vicinity of contact with the Santana Granite (PDU Y, 27, 12 and 53).

The levels of radon in soil, measured with AlphaGUARD, range between 34 Bq/m³ (PDU X) and 30600 Bq/m³ (PDU 40). In general, the highest values are found in the residual soils of granite and the lower correspond to Quaternary sediments and soils from landfills, in this case, due to the small amount of radioactive minerals. The comparison between the concentrations obtained in soil and landfills by the two methods (alpha spectrometry with ionization chamber and gamma spectrometry) showed positive correlation ($r = 0.45$), despite differences in values, justified in the first case, to be a determination *in situ*.

The radon concentrations in soils are related to the levels recorded in the rocks, but also depend heavily on the characteristics of residual soil. The escape of radon from the soil to the surface can be affected by factors such as changes in barometric pressure, humidity and temperature, but mainly, porosity and permeability of soils (Sigrid *et al.* 1995; Reimer, 1995). In the case of well PDU 81, which corresponds to the highest concentration of radon dissolved in water (~ 508 Bq / L),

the low value recorded in the soil may be related to the clayey nature and low permeability of the sediment superimposed on the granite, confining gas in the subsurface.

In lands of granite rocks, the transfer of radon to the surface is controlled by the degree of fracturing of the terrain and the thickness and soil permeability (Otton *et al.* 1995; Hiodo *et al.* 2003). Thus, little thick and high permeable soils near fracture zones favor percolation and radon emanation. These relationships can be used in the exploration and mapping of groundwater reservoirs (Pereira, 2009).

In the studied wells, the highest levels of radon in the soil are seen in shallow residual soils of Santana, Canta Galo and Viamao Granites, samples PDU40, PDU43 and PDU12, respectively, located in areas with high density of tectonic lineaments (Fig . 2).

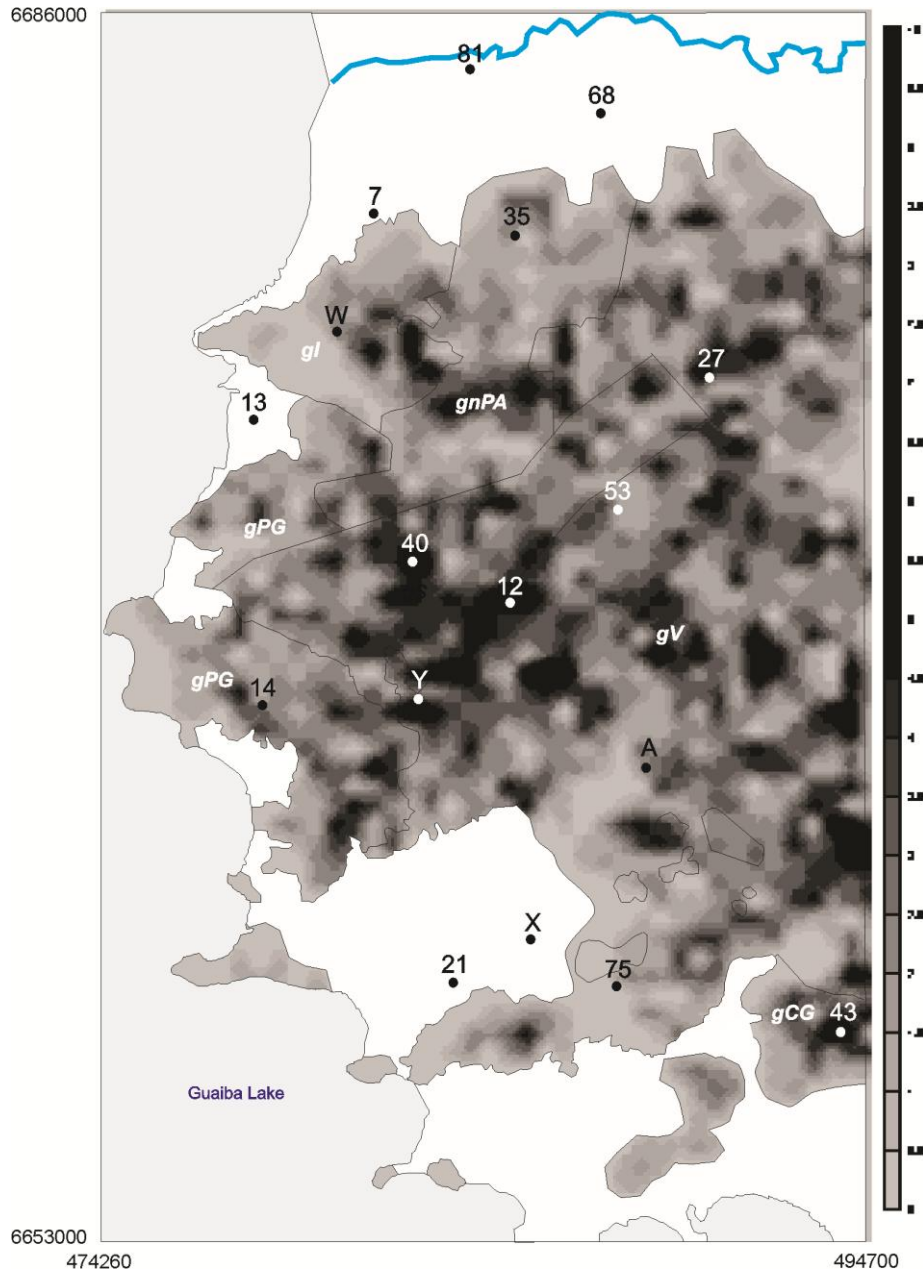


Figure 2. Frequency map of morpho-structural lineaments (tectonic) at 1:60000 scale in the city of Porto Alegre. White area corresponds to the sedimentary cover. gS = Santana Granite, gV = Viamão Granite; gPG = Ponta Grossa Granite, gI = Independencia Granite; gnPA = Porto Alegre gneisses (Modified from Roisenberg, 2001).

4.3. Radon release during water-rock-soil interactions

The dissolved radon content in groundwaters providing from the Fractured Pre Cambrian Aquifer System exhibited direct significant correlation with the equivalent uranium concentration in the rock matrices, as a typical result of water-rock

interactions (Fig. 3a). A comparison of concentrations in rock and residual soils resulted in no significant correlation, which may be related to the variability of soil characteristics, influencing the distribution of this gas in the upper layers. In the case of soils and landfills, the radon escapes into the atmosphere more easily than on the rocks because, in this case, after their generation, it would be transferred to the liquid phase filling the fractures.

Table 3 reports some results obtained in the chemical analysis of the groundwaters studied in this investigation. The dissolved fluoride content in groundwaters providing from the Fractured Pre Cambrian Aquifer System exhibited direct significant correlation with the equivalent uranium concentration in the rock matrices (Fig. 3b). The relationship is compatible with the fact that granites with alkaline affinity are in general more enriched in fluoride and uranium.

Table 3. Concentrations of chemical constituents (mg / L) and electrical conductivity (E.C) (S / cm) in groundwaters (Roisenberg, 2001).

PDU	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺²	F ⁻	Ba ⁺²	Cl ⁻	Zn ⁺²	HCO ₃ ⁻	E.C
A	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹
X	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹
W	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹	Na ¹
Y	12.84	2.95	6.37	0.11	Na ¹	13.75	Na ¹	40	Na ¹
7	45.30	1.89	55.80	3.91	0.07	39.30	0.02	178.99	646
12	34.60	2.71	22.30	3.49	0.04	11.5	0.80	176.27	361
13	62.90	3.89	98.60	2.33	0.70	372	0.08	142.65	1175
14	16.50	1.68	27.10	4.06	0.03	5.5	0.16	154.63	284
21	191	9.34	96.20	1.19	0.21	781	0.05	152.32	2810
27	190	2.17	19.60	4.65	0.04	4.7	0.08	16.82	333
35	17.60	1.37	5.93	1.15	0.02	24.2	0.52	73.8	186
40	17.30	2.33	13.95	1.5	0.04	11	0.15	107.58	238
43	13.81	2.83	1.58	<0.2	0.06	10.6	0.05	24.03	84
53	19.90	1.38	13.20	5.38	0.04	11.7	0.13	113.07	200
68	97.50	3.23	7.76	4.43	0.05	38.6	0.69	133.9	480
75	35.30	1.19	4.79	1.47	0.05	20	0.35	89.89	219
81	378	3.07	38.60	5.39	0.07	445.6	0.02	140.23	2240

¹NA: Not analyzed

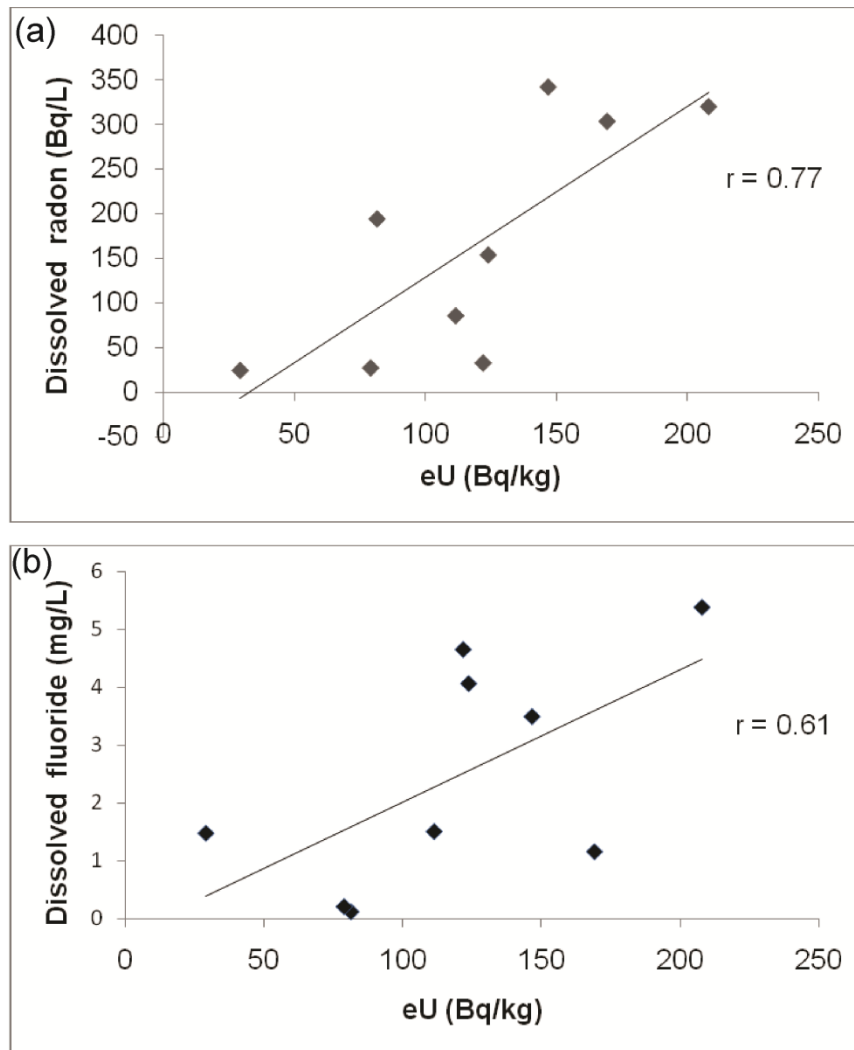


Figure 3. The relationships between (a) dissolved radon content vs. equivalent uranium and (b) dissolved fluoride content vs. equivalent uranium in the rock matrices of the Fractured Pre Cambrian Aquifer System, Porto Alegre city, Brazil.

Statistical tests of correlation were also realized among all data reported in Tables 1, 2 and 3 dissolved radon, but in most of the cases it was not identified any significant relationship, that is a typical finding involving radon. This is because this noble gas is easily lost to atmosphere, causing difficulties for yielding positive correlations with others chemical data. However, a significant direct relationship was found between zinc and radon ($r = 0.63$) in groundwaters providing from the Fractured Pre Cambrian Aquifer System, as well an inverse significant correlation between dissolved barium and equivalent uranium concentration ($r = -0.60$) in the

rock matrices of the Fractured Pre Cambrian Aquifer System. Despite the available data do not allow properly interpret such correlations, however, they are promising for the development of future investigations in the area, taking into account more specific characteristics of the rock matrices occurring there.

5. Conclusion

Analyzes of groundwater performed in Porto Alegre, southern Brazil exhibited dissolved ^{222}Rn activity concentration in levels up to 508 Bq/L, exceeding the World Health Organization maximum limit of 100 Bq/L. The dissolved radon content in groundwater providing from the Fractured Pre Cambrian Aquifer System shows a direct significant correlation with the equivalent uranium (^{226}Ra) in the rock matrices, as a typical result of water-rock interaction. In general, the highest concentrations of radon in soils are found in granite residual soils, and lower at Quaternary sediments and landfills. Thus, granitoid rocks are important reservoirs for groundwater, releasing high amounts of radon to the liquid phase.

Aeration was confirmed as an important factor for radon release, as expected due to its gaseous nature. This process was responsible for the lack of correlation between radon produced by rocks and its presence in soils. Clay layers in subsurface as a part of the sedimentary sequence can take a relevant role to the accumulation of radon by inhibiting the gas release to atmosphere.

Many water-supply systems in Brazil utilize groundwater at least as part of their networks. Despite the economic importance of groundwater there is little present knowledge in Brazil of the factors affecting radon presence in the water supplied for end-users. Local authorities must take attention to the radon content in groundwater, since this element may responsible for fatal cancers.

6. Acknowledgments

The authors thank to CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) for financial support of this investigation.

7. References

Aieta, E.M., Singley, J.E., Trussel, A.R., Thorbjarnarson, K.W., McGuire, M.J., 1987. Radionuclides in drinking water: an overview. *J. Am. Water Works Assoc.* 79, 144-152.

Bruno, R.C., 1983. Sources of indoor radon in houses: a review. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 33, 105-109.

Duarte, C.R., Bonotto, D.M., 2000. Calibração em energia e concentração de espectrômetro gama para análise de U, Th e K. *Geociências*, 19, 313 – 319.

Flügge, S., Zimens, K.E., 1939. Die bestimmung Von korngrossen und diffusionkonstanten aus dem emaniervermogen (Die theorie der emanier-methode). *Zeitschrift fur Physikalische Chemie B42*, 179-220.

Fragoso Cesar, A.R.S., Figueiredo, M.C.H., Soliani Jr., E., Faccini, U.F., 1986. O Batólito de Pelotas (Proterozóico Superior/Eo-Paleozóico) no Escudo do Rio Grande do Sul. in: *Congresso Brasileiro de Geologia*, 34. Anais... Goiânia: SBG, 1986. 3, pp. 1322-1343.

Gesell, T.F., Prichard, H.M., 1975. The technologically enhanced natural radiation environment. *Health Phys.* 28,361.

Gesell, T.F., Prichard, H.M. 1980. The contribution of radon in tap water to indoor radon concentrations. In: Gesell, T.F., Lowder, W.M. (Eds.), *Proceedings of the Symposium, The Nature Radiation Environment III*, USDOE, Houston, Report Conference 780422, 1, pp. 5-56.

Hiodo, F.Y.; Porsani, J.L.; Alis, V.R., 2003. Técnicas nucleares usadas na localização de zonas fraturadas nos granitos de Itu. In *Revista Brasileira de Geofísica*, 20 (2), 129 -134.

Lawrence, E.P., Poeter, E., Wanty, R.B., 1991. Geohydrologic, geochemical, and geologic controls on the occurrence of radon in ground water near Conifer, Colorado, USA. *J. Hydrol.* 127, 367-386.

Nazaroff, W.W., Nero JR., A.V., 1988. Radon and its decay products in indoor air. Wiley, New York.

Nazaroff, W.W., Doyle, S.M., Nero JR., A.V., Sextro, R.G., 1988. Radon entry via portable water. In: Nazaroff, W.W., Nero JR., A.V. (Eds.), Radon and its decay products in indoor air. Wiley, New York.

Nelson, P.H., Rachiele, R., Smith, A., 1983. Transport of radon in flowing boreholes at Stripa, Sweden. *J. Geophys. Res.* 88, 2395-2405.

Otton J.K., Gundersen L.C.S., Schumann R.R., Reimer G.M., Duval J.S., 1995. Uranium resource assessment and exploration data for geologic radon potential assessments in the United States, Application of Uranium Exploration Data and Techniques in Environmental Studies, TECDOC-827, International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 135–137.

Partridge, J.E., Horton, T.R., Sensintaffer, E.L., 1979. A study of radon-222 released from water during typical household activities. US Environmental Protection Agency Technical Note, ORP/EERF – 79 -1.

Pereira, C.M.A., 2009. Mapeamento de aquíferos fraturados empregando métodos geoeletricos e emanação natural de radônio. Dissertação (Mestrado), Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 72p.

Petrie, A.S., Cram, A.G., 1999. Design implications of the distribution of pollutants in collection and storage systems used in small rural water supplies. In: Anagnostopoulos, P., Brebbia, C.A. (Eds.), Water Pollution V: Modelling, Measuring and Prediction. WIT Press, Southampton, pp. 503-512.

Philipp, R.P., 1998. A evolução geológica e tectônica do Batólito Pelotas no Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 225p.

Prichard, H.M., 1987. The transfer of radon from domestic water indoor air. *J. Am. Water Works Assoc.* 79, 159-161.

Ramage, L., 2005. Hidrogeoquímica do Sistema Aquífero Granular Cenozóico do Município de Porto Alegre, RS. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 111p.

Reimer, G.M., 1995. Simple techniques for soil-gas and water sampling for radon analysis. In: Field Studies of Radon in Rocks, Soil and Water. U.S. Geological Survey Bulletin, pp.19-22.

Roisenberg, C., 2001. Hidroquímica do Sistema Aquífero Fraturado Pré Cambriano e qualidade das águas subterrâneas do Município de Porto Alegre, RS. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. UFRGS. 174 p.

Roisenberg, C., Viero, A.P., Schwarzbach, M.S.R., Roisenberg, A., Morante, I.C., 2003. Caracterização geoquímica e gênese dos principais íons das águas subterrâneas de Porto Alegre, RS. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 8 (4), 137-147.

Shishkevich, C., 1971. Earthquake related variation of microcomponents in thermal water of the Tashkent aquifer. Geosci. Bull. Ser. A 2, 69-91.

Schneider, A.W., Loss, E.L., Pinto, J.F., 1974. Mapa geológico da folha de Porto Alegre – RS. Pesquisas Série Mapas (7). Porto Alegre, UFRGS. Instituto de Geociências.

Sigrid, A.B.; Owen, D.E.; Schumann, R.R., 1995. A preliminary evaluation of environmental factor influencing day-to-day and seasonal soil-gas radon concentrations. In: Field Studies of Radon in Rocks, Soil and Water. U.S. Geological Survey Bulletin, pp.23-31.

Smith, A.R., Bowman, H.R., Mosies, D.F., King, C.Y., 1976. Investigation of radon-222 in subsurface waters as an earthquake predictor. IEEE Trans. Nucl. Sci. NS-23, 694-698.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1999. Radon in drinking water health risk reduction and cost analysis. Washington, Federal Register, Vol. 64, pp. 9559-9599.

Wanty, R.B., Nordstrom, D.K., 1993. Natural radionuclides. In: Alley, W.M. (Ed.), Regional Groundwater Quality. Van Nostr and Reinhold, New York, pp. 423-441.

WHO, 2004. Guidelines for drinking water quality: radiological aspects. Vol. 1: Recommendations. third ed. Geneva: World Health Organization.

ANEXOS

ANEXO A – ANÁLISES QUÍMICAS

Unidades utilizadas: m^3/h ; cátions e ânions: mg/L ; alcalinidade: mg/L de CaCO_3 ; condutividade elétrica (C.E): $\mu\text{S/cm}$; dureza: mg/L de Ca e Mg como CaCO_3 ; Capacidade específica: $\text{m}^3\text{h}^{-1}\text{m}^{-1}$; turbidez: UNT. Coliformes totais e fecais e CBH: contagem em 100ml de água.

Siglas utilizadas: E.A profundidade (m) da 1ª e última entradas de água; RT 105: resíduo sólido total a 105º ; RF105: resíduo sólido a 105º de amostra filtrada; RF550: resíduo sólido 550º de amostra filtrada; RV550: resíduo volátil a 550ºC; NK: total de nitrogênio orgânico e amoniacal; CBH: contagem de bactérias heterotróficas.

Poço	PDU 7*	PDU 12	PDU 13*	PDU 14	PDU 21*	PDU 27	PDU 35	PDU 40
Data	5/8/99	12/8/99	26/8/99	26/8/99	9/9/99	30/9/99	21/10/99	27/10/99
UTM E	480490	485217	478067	478320	482659	490276	485112	482195
UTM N	6680215	6670531	6674974	6668052	6660549	6675967	6678859	6671379
Profundidade do poço (m)	97	87	83	100	50	190	115	126
Vazão	3	5	11,7	2	0,80	6,5	2,5	1,9
Nível estático	3,27		2,97			16,0	0	
Nível dinâmico	17,37		19,18			129,0	17	
Capacidade específica	0,21		0,72			0,06	0,15	
E.A	19		32	78		73	32	
Temperatura	26	19,5	22,0	22	21	23	20	21,50
RT 105	412	242	766	202	1460	224	198	191
RF 550	387	191	548	166	1439	166	56	154
RV 50	25	51	218	36	21	58	42	37
RF 105	412	241	766	202	1452	224	198	191
pH	7,7	7,5	7,4	7,9	7,2	7,6	6,6	7
Condutividade	646	361	1175	284	2810	333	186	238
Alcalinidade	146,9	144,6	117	127	124,90	13,80	60,5	88,2
HCO ₃ ⁻	178,99	176,27	142,65	154,63	152,32	16,82	73,8	107,58
CO ₃ ⁻	0,4406	0,2741	0,1763	0,6019	0,1189	0,0329	0,0145	0,0530
CL ⁻	39,3	11,5	372	5,5	781	4,7	24,2	11
Dureza	168	106	321	94	451	80	31	54
SiO ₂ ⁻	41	33	25	33	53	35	65	39
SO ₄ ⁻²	74	<10	20	<10	62	<10	<10	<10
CO ₂	17	24,5	17,5	9	26	16,00	50	33,5
NK	0,25	1,28	0,82	0,59	1,67	0,48	0,14	0,82
Turbidez	3,01	3,48	3,91	0,25	5,64	0,18	0,42	0,81
F ⁻	3,91	3,49	2,33	4,06	1,19	4,65	1,15	1,5
PO ₄ ⁻	0,33	0,10	0,30	0,01	0,01	0,05	0,32	0,15
NO ₂ ⁻	0,02	<0,003	<0,003	<0,003	0,03	<0,003	<0,003	0,013
NO ₃ ⁻	0,04	0,96	0,18	0,15	0,18	0,37	14,83	2,66
Al ³⁺	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,10	<0,1	<0,1	0,2
Ba ²⁺	0,07	0,04	0,70	0,03	0,21	0,04	0,02	0,04
Ca ²⁺	55,80	22,30	98,60	27,10	96,20	19,60	5,93	13,95
Pb _t	0,02	0,01	0,03	0,02	0,06	0,02	0,01	<0,01
Co ²⁺	0,01	0,01	<0,004	<0,004	0,01	0,01	0,004	<0,004
Cu ²⁺	0,01	<0,004	<0,004	<0,004	0,02	<0,004	<0,004	0,013
Fe _t	0,24	0,18	0,09	0,12	0,63	0,09	0,12	0,09
Li ²⁺	0,09	0,02	0,04	0,03	0,06	0,03	0,02	0,01
Mg ²⁺	7,17	6,67	20,39	3,87	33	5,01	3,46	3,81
Mn _t	0,11	0,06	0,98	0,11	0,16	0,13	<0,003	0,04
Ni ²⁺	<0,007	<0,007	0,010	<0,007	0,047	0,013	0,010	0,011
K ⁺	1,89	2,71	3,89	1,68	9,34	2,17	1,37	2,33
Na ⁺	45,3	34,60	62,90	16,50	191	190,00	17,60	17,30
Zn ²⁺	0,02	0,80	0,08	0,16	0,05	0,08	0,52	0,15
Coliformes totais	<1	10	<1	<1	19	<1	5	9
Coliformes fecais	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
CBH	10	530	3	340	290	65	10	455
Cn	<0,01		<0,01		0,01			
S	<0,1		<0,01		<0,1			

As	<0,03		<0,03		<0,03		
Be	0,001		0,001		0,001		

Poço	PDU 43	PDU 53	PDU 68*	PDU 75	PDU 81*	PDU Y
Data	11/11/99	2/12/99	18/05/00	1/6/00	15/06/00	
UTM E	494409	488611	488153	487354	483066	483015
UTM N	6658202	667240	6681948	6660426	6683977	6668043
Profundidade do poço (m)	44	44	80	90	202	86
Vazão	1,5	4	2,2	5	4	
Nível estático			2,5		19,8	
Nível dinâmico			22		95	
Capacidade específica			0,01		0	
E.A			20		44/167	
Temperatura	21	19,5	22	20	24,3	
RT 105	158	177	404	223	1169	79
RF 550	131	148	343	182	1140	
RV 50	27	29	61	41	29	
RF 105	141	176	355	218	1167	
pH	6,3	7	7,2	7	8,2	5,82
Condutividade	84	200	480	219	2240	
Alcalinidade	19,7	92,7	109,8	73,7	115,4	
HCO ₃ ⁻	24,03	113,07	133,9	89,89	140,23	40
CO ₃ ⁻	0,0024	0,0557	0,1045	0,0443	1,0828	
Cl ⁻	10,6	11,7	38,6	20	445,6	13,75
Dureza	15	53	51	22	126	
SiO ₂ ⁻	24	37	81	83	<20	13,46
SO ₄ ⁻²	<10	<10	56	<10	129	
CO ₂	29	33				
NK	0,76	1,34	0,67	0,81	0,77	
Turbidez	1,38	9,92	22,4	5,79	1,18	
F ⁻	<0,2	5,38	4,43	1,47	5,39	0,11
PO ₄ ⁻	0,04	0,34	0,58	1,06	0,02	
NO ₂ ⁻	<0,003	<0,003				
NO ₃ ⁻	6,45	0,06	1,39	1,27	<0,05	
Al ³⁺	0,6	<0,1	3,8	1,2	<0,1	
Ba ²⁺	0,06	0,04	0,05	0,05	0,07	
Ca ²⁺	1,58	13,20	7,76	4,79	38,60	6,37
Pb _t	0,02	<0,01				
Co ²⁺	<0,004	<0,004				
Cu ²⁺	0,005	<0,004				
Fe _t	0,15	1,95	1,69	0,78	0,18	
Li ²⁺	0,005	0,017	0,036	0,019	0,117	0,014
Mg ²⁺	1,7	2,39	5,1	1,85	10,1	1,55
Mn _t	0,03	0,02	0,13	0,03	0,02	
Ni ²⁺	0,007	0,022	<0,007	<0,007	<0,007	
K ⁺	2,83	1,38	3,23	1,19	3,07	2,95
Na ⁺	13,81	19,90	97,50	35,30	378	12,84
Zn ²⁺	0,05	0,13	0,69	0,35	0,02	
Sr						0,51
Coliformes totais	<1	<1	<1	120	5	
Coliformes fecais	<1	<1	<1	<1	<1	
CBH	45	8	340	550	2900	

Cn			-		-	
S			-		-	
As			-		-	
Be			-		-	

* Poços localizados no Sistema Aquífero Poroso Cenozóico.

ANEXO B – PERFIS DE SOLOS

PDU 7

O ponto PDU 7 corresponde a posto de gasolina localizado na porção noroeste do Município de Porto Alegre, no bairro Navegantes. A área tem densa ocupação humana, alta pavimentação e relevo baixo. Frequentemente ocorrem alagamentos provocados pela baixa permeabilidade do solo e pela falta de escoamento. O subsolo é composto por camada de aterro, composto por diferentes materiais, seguido de solo e rocha (Tabela 7). O poço para captação de água possui profundidade de 97 metros e corta os gnaisses. A composição das águas subterrâneas reflete a mistura de águas dos Aquíferos Fraturado e Poroso.

Tabela 7 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 7 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-12	Argila arenosa
12-14	Argila Siltosa arenosa
14-16	Areia Quartzosa fina
16-18	Cascalho arenoso
18-60	Granito de cor rosa e creme
60-97	Gnaisse

PDU 12

O ponto PDU 12 está localizado na parte central de Porto Alegre, em área rural com agricultura, e corresponde á pedreira. Está no limite entre os Granitos Santana e Viamão e a descrição geológica do subsolo é apresentada na tabela 8. O poço possui 87 metros de profundidade e a composição da água subterrânea reflete as características do Aquífero Fraturado.

Tabela 8 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 12 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-3	Sedimento arenoso de cor castanho
3-12	Sedimento arenoso quartzo feldspático de cor rosada
12-16	Sedimento quartzo feldspático com pedregulhos de cor cinza claro
16-56	Granito porfirítico de cor rosada
56-84	Granito porfirítico de cor cinza a rosada
84-113	Granito porfirítico de cor cinza a branca
113-120	Granito porfirítico de cor cinza a rosada
120-132	Diabásio de cor cinza esverdeado
132-147	Granito porfirítico de cor cinza claro

PDU 13

O ponto PDU 13 está localizado na parte noroeste do Município de Porto Alegre e constitui clube de recreação. O ponto está sobre camada de aterro com aproximadamente 1 metro, de acordo com funcionários do local. Abaixo do aterro o solo é argilo-arenoso e está sobre sedimentos da Formação Guaíba. As águas subterrâneas constituem mistura entre o Aquífero Poroso e o Fraturado. O poço de coleta da água possui 83 metros de profundidade e corta rochas gnáissicas do embasamento. A tabela 9 apresenta a descrição geológica deste ponto.

Tabela 9 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 13 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-4	Argila pouco arenosa de cor marrom médio a escuro
4-6	Areia grossa pouco argilosa
6-8	Argila de cor cinza clara a creme
8-14	Argila pouco arenosa de cor marrom médio a claro com fragmentos de quartzo e feldspato alcalino
14-18	Areia quartzo feldspática grossa pouco argilosa de cor creme
18-20	Argila de cor marrom claro pouco arenosa
20-28	Granito alterado de cor cinza a cinza rosado, com veios pegmatíticos de quartzo e feldspato alcalino
28-30	Granito muito alterado de cor cinza
30-34	Granito alterado e fraturado de cor cinza com veios quartzo feldspáticos
34-36	Granito fraturado de cor cinza
36-40	Granito maciço de cor cinza a creme
40-46	Gnaisse/Migmatito
46-52	Granito de cor cinza com predomínio de bandas félsicas
52-54	Granito maciço de cor cinza com predomínio de bandas félsicas
54-70	Gnaisse pouco fraturado a maciço de cor cinza escuro com plagioclásio, biotita, anfibólio, quartzo, muscovita e minerais opacos oxidados
70-78	Granito maciço a pouco fraturado de cor marrom composto por quartzo, plagioclásio, feldspato potássico e biotita muito oxidada
78-83	Gnaisse de cor cinza escuro com plagioclásio, biotita, quartzo e opacos

PDU 14

O ponto PDU 14 está localizado na região oeste de Porto Alegre, em área residencial com ocupação urbana de média densidade convivendo em harmonia com ambientes naturais (Diagnóstico Ambiental de Porto Alegre). A área apresenta vegetação com matas e campos rupestres, matacões de granitos e solos jovens, rasos e rochosos. A geologia local é composta por 30 metros de alteração de rocha seguida do Granito Ponta Grossa (Tabela 10). Os solos são Neossolos (solos novos, pouco desenvolvidos e com pedregosidade) e litólicos (solos formados logo acima da rocha). O relevo é fortemente ondulado e montanhoso. A água subterrânea foi coletada em poço com profundidade de 100 metros, porém a entrada de água se dá a 78 metros.

Tabela 10 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 14 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-30	Rocha alterada
30-100	Granito

PDU 21 e PDU X

Estes pontos estão localizados sobre sedimentos da Formação Graxaim, em área plana mal drenada e alagadiça. Os solos são pouco profundos com intensa redução do ferro. Ocorre mudança abrupta no perfil do solo, de camadas mais arenosas para camadas mais argilosas, responsável pela retenção de água e conseqüente encharcamento do solo (Diagnostico Ambiental de Porto Alegre).

PDU 27 e PDU Z

Estes pontos estão localizados na porção noroeste do município, próximo à encosta norte do Morro Santana. A geologia local é composta por solo pouco profundo seguido do Granito Viamão (Tabela 11). A água subterrânea foi coletada apenas para o ponto PDU 27, em poço com 190 metros de profundidade. Os solos são desenvolvidos de granitos, possuem textura argilo-arenosa, de coloração avermelhada e com boa drenagem. O horizonte C tem características equivalentes aos solos litólicos (formados logo acima da rocha).

Tabela 11 Descrição dos perfis dos poços nos pontos PDU 27 e PDU Z (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
--	--

Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-5	Solo
5-9	Sedimento argiloso quartzo feldspático de cor vermelha
9-12	Rocha alterada – sedimento quartzo feldspático micáceo de cor cinza a creme
12-17	Granito de cor cinza a branco composto por quartzo, plagioclásio e biotita
17-85	Monzogranito de cor cinza a rosada. No intervalo de 19 a 28m ocorre granito de cor branca a cinza
85-103	Granito de cor branca a cinza, composto por quartzo, plagioclásio e mica, intercalado com monzogranito de cor rosada.
103-114	Monzogranito de cor rosada composto por quartzo, feldspato, mica e máficos
114-136	Granito de cor cinza a branca
136-178	Monzogranito de cor rosada composto por quartzo e feldspato
178-190	Granito de cor cinza a branca composto por quartzo, plagioclásio, mica e máficos

PDU 35

O ponto PDU 35 está localizado na parte norte do município sobre o Gnaisse Porto Alegre, em área com alta taxa de edificação de residências e comércio. Os solos são profundos, bem drenados, apresentam horizonte argiloso com baixa CTC (com caulinita) e possuem cores avermelhadas a amareladas (associação de Argissolos Vermelhos e Argissolos Vermelho Amarelo). A entrada de água subterrânea no poço ocorre em 30 e 90 metros. O perfil do poço é descrito na tabela 12.

Tabela 12 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 35 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0 - 30	Regolito
30-32	Entrada d'água
30 - 46	Granito de cor cinza escuro composto por quartzo, biotita, plágio
46 - 61	Granito de cor cinza claro composto por quartzo, plagioclásio e feldspato potássico
61 - 84	Granito de cor cinza escuro composto por biotita, quartzo e plagioclásio
84 - 90	Granito de cor cinza claro inalterado
90 - 115	Granito de cor cinza escuro rosado pouco fraturado composto por plagioclásio, biotita, quartzo e feldspato potássico

PDU 40

Este ponto está localizado na parte central de Porto Alegre, sobre o Granito Santana. A região apresenta matacões e áreas bastante íngremes. A vegetação foi suprimida e substituída por construções devido à crescente ocupação irregular, causando aumento da impermeabilização do solo.

O solo é arenoso com pouca argila e classificado como associação de Cambissolos Háplicos (solos em processo incipiente de formação, onde fragmentos de rochas são comuns e são pobres em matéria orgânica) e Neossolos Litólicos (solos novos, pouco desenvolvidos, pouco espessos, em ambiente frágil e que exige práticas intensivas de conservação / horizonte do solo está logo acima da rocha). A água subterrânea foi coletada em poço com profundidade de 126 metros. A geologia local é apresentada na tabela 13.

Tabela 13 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 40 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-2	Litossolo arenoso
2-8	Sedimento saprolítico de cor rosada
8-18	Granito homogêneo de cor rosada
18-21	Granito muito fraturado de cor rosada
21-60	Granito homogêneo de cor rosada
60-84	Granito homogêneo de cor cinza rosada
84-90	Granito de cor cinza
90-126	Granito homogêneo de cor cinza a rosado

PDU 43

Este ponto está localizado na parte sudeste de Porto Alegre, próximo a encosta sul do Morro da Extrema. A área possui baixa taxa de urbanização e é ocupada por pequenos sítios. Está sobre o Granito Canta Galo, muito alterado e de afinidade cálcio alcalina. Os solos possuem elevados teores de matéria orgânica e de umidade e são classificados como associação de Planossolos Hidromórficos (solos localizado em áreas planas, mal drenadas, com mudança textural abrupta e desenvolvidos em condições de excesso de água, sob influencia do lençol freático, apresentando ferro reduzido) e Gleissolos Háplicos (apresentam processo de gleização, ou seja, redução do ferro em ambiente alagadiço. São pouco profundos e são mal drenados). A água subterrânea foi coletada em poço com 44 metros de profundidade.

PDU 53

Este ponto está na área central do Município de Porto Alegre, próximo a encosta sul do Morro Santana. Muito próximo ao ponto de coleta existe um corpo de água que recebe grandes quantidades de esgoto sanitário proveniente das residências ao redor. Está sobre o Granito Viamão e o solo é classificado com Argissolo, ou seja, são solos profundos, bem drenados e com horizonte bastante argiloso de baixa CTC. A água subterrânea foi coletada em poço com 44 metros de profundidade. O perfil do poço é descrito na tabela 14.

Tabela 14 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 53 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-4	Solo silto-argiloso
4-12	Sedimento silto-argiloso de cor amarelada
12-16	Sedimento aluvionar - Fragmentos de rocha em matriz quartzo feldspática de cor rosada
16-23	Rocha alterada - Sedimento quartzo feldspático de cor rosada
23-29	Granito pouco alterado de cor rosada composto por quartzo, feldspato potássico e plagioclásio
29-46	Granito homogêneo de cor cinza a rosada
46-78	Granito pouco alterado de cor cinza a rosada
78-92	Granito de cor rosada a cinza

PDU 68

Este ponto está localizado na região norte de Porto Alegre, próximo ao rio Gravataí, caracterizando ambiente de banhado. A geologia local é composta por sedimentos argilo-arenosos da Formação Graxaim subjacentes a camada de aterro (Tabela 15). Os solos são Hidromórficos do tipo Planossolos (localizado em áreas planas, mal drenadas, com mudança textural abrupta. São solos desenvolvidos em condições de excesso de água, sob influencia do lençol freático e que apresentam ferro reduzido). Ocorrem espessas camadas de “argila mole” entre 5 e 10m de profundidade. A água subterrânea foi coletada em poço de 80 metros de profundidade.

Tabela 15 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 68 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-14	Sedimento argilo-arenoso médio a fino
14-18	Sedimento areno-argiloso médio a grosso
18-20	Veio feldspático fraturado de cor rosada
20-80	Gnaisse maciço a pouco fraturado de cor cinza

PDU 75

Este ponto está localizado na região sul de Porto Alegre, em área rural com campos de várzea. Tem baixo grau de ocupação urbana, o que favorece a manutenção de suas características naturais. Está sobre as rochas do Granito Viamão que formam o Alterito Serra de Tapes. São paleossolos ferratizados, arenosíltico-argilosos com clastos muitas vezes cimentados por óxidos de ferro. A argila presente é a caulinita. Os solos são formados por associações de Planossolos Hidromórficos e Gleissolos Háplicos. O perfil do poço é descrito na tabela 16.

Tabela 16 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 75 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0 - 1,50	Solo argilo-arenoso
1,50 - 11	Regolito argilo-arenoso de cor ocre
11 - 15,50	Areia argilosa
15,50 - 19,50	Rocha pouco alterada de cor sepia clara
19,50 - 47,00	Granito cinza fraturado com mica biotita
47 - 49,80	Granito de cor rosada
49,80 - 62,30	Granito cinza pouco fraturado com mica biotita
62,30 - 65,60	Granito cinza fraturado com injeções secundárias e cataclastos alterados
65,60 - 70,50	Granito fraturado de cor roxo terra com injeções de quartzo nas juntas
70,50 - 71,50	Granito maciço de cor cinza pardo

PDU 81

Este ponto está localizado na região norte de Porto Alegre, muito próximo ao Rio Gravataí e à BR 290. A área é caracterizada por grande quantidade de indústrias e estradas. A subsuperfície apresenta espessa camada de aterro seguida de sedimentos da Formação Graxaim (argilo-arenosos com ocorrências de espessas camadas de “argila mole” entre 5 e 10m de profundidade). O ambiente é de banhado, com solos hidromórficos do tipo Planossolos recobertos pelo aterro. A água subterrânea foi coletada em poço com 202 metros de profundidade (Tabela 17).

Tabela 17 Descrição do perfil do poço no ponto PDU 81 (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0 - 3	Argila
3 - 11	Argila de cor marrom

11 - 16	Argila de cor parda
16 - 22	Argila arenosa de cor cinza
22 - 28	Argila de cor cinza escura
28 - 30	Argila arenosa de cor ocre
30 - 34	Granito de cor cinza claro
34 - 42	Granito de cor rosa
42 - 60	Granito de cor cinza
60 - 70	Granito de cor rosa escuro
70 - 90	Granito de cor rosa claro
90 - 108	Granito de cor rosa

PDU A

Ponto localizado na região centro leste de Porto Alegre, em área rural de campos com afloramentos rochosos (matacões de granitos). Os solos são rasos, com baixa infiltração de água, e favorecem o escoamento superficial. São classificados como associação de Argissolos (presença de horizonte argiloso) com Cambissolos Háplicos (solos em processo incipiente de formação, comum a presença de fragmentos de rochas com baixo grau de alteração). A geologia local é representada pelo Granito Viamão. A água subterrânea foi coletada no aquífero fraturado. O perfil do poço é descrito na tabela 18.

Tabela 18 Descrição do perfil do poço no ponto PDU A (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0 - 26	Sedimentos
26 - 46	Rocha Alterada
46 - 80	Rocha Granítica

PDU Y

Este ponto está localizado próximo a encosta sul do Morro Santana, na região central de Porto Alegre. Está sobre área rural e há ocupações irregulares ao longo das principais vias. Os solos são representados por associação de Planossolos Hidromórficos, Gleissolos Háplicos e Plintossolos Argilúvicos, ou seja, estão em área plana, mal drenada, em ambiente alagadiço e ocorre forte concentração de argila no horizonte B. Por vezes ocorre plintita, decorrente do acúmulo de ferro oxidado devido à variação do lençol freático. A água subterrânea foi coletada em poço de 106 metros de profundidade e circula pelas rochas do Granito Viamão. A tabela 19 apresenta a descrição geológica do ponto.

Tabela 19 Descrição do perfil do poço no ponto PDU Y (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-10	Solo regolítico com argila, quartzo e mica
10-40	Migmatito homogêneo
40-51	Fragmentos de rochas intermediárias a básicas cloritizadas
51-57	Granito de cor rosada
57-106	Clorito com fenocristais de feldspatos

PDU W

Este ponto está localizado na região noroeste de Porto Alegre sobre as rochas do Granito Independência. Está localizado em topos e encostas de elevações em relevo ondulado, sobre associação de Argissolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos com Cambissolos Háplicos. A tabela 20 apresenta a descrição do perfil do poço.

Tabela 20 Descrição do perfil do poço no ponto PDU W (DMAE).

Tabela de descrição do perfil do poço	
Profundidade (m)	Descrição do perfil
0-6	Solo areno-argiloso de cor rosada
6-12	Litossolo - sedimento argilo-arenoso de cor Amarelada
12-16	Sedimento arenoso pouco argiloso de cor cinza
16-31	Granito inalterado de cor cinza rosado
31-33	Granito pouco fraturado de cor rosado
33-48	Granito inalterado de cor cinza
48-79	Granito inalterado de cor rosada
79-83	Granito pouco fraturado de cor cinza
83-88	Granito inalterado de cor rosada