



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

**AVALIAÇÃO DA RADIOATIVIDADE NATURAL EM ÁGUAS POTÁVEIS, DE
SUPERFÍCIE E SUBTERRÂNEAS DA REGIÃO DE CAETITÉ, BA**

LUCIANA SOUSA SILVA

**Dissertação apresentada como
parte dos requisitos para a
obtenção do grau de Mestre em
Tecnologia Nuclear – Aplicações.**

Orientadora:

**Profa. Dra. Brigitte Roxana
Soreanu Pecequilo.**

SÃO PAULO 2011

**Este trabalho é dedicado ao meu filho Andrei
e a Norma minha mãe, com todo o meu amor.**

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado força, coragem e serenidade para enfrentar e superar todas os obstáculos, pessoais e profissionais, que surgiram durante o desenvolvimento desse trabalho.

A Dra. Brigitte Pecequillo, pelo carinho, paciência, confiança, aprendizado enfim, por tudo o que fez por mim durante esse período em que tive a honra de tê-la ao meu lado como orientadora.

A Universidade do Estado da Bahia, por ter concedido a minha liberação para a realização do mestrado e pelo auxílio financeiro através do PAC.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN pelo uso dos laboratórios, em especial ao Laboratório de Radiometria Ambiental, sob a direção da Dra. Bárbara Mazzili e ao Centro de Laser e Aplicações.

Ao Diretor do Sindicato dos Agricultores Rurais de Caetité, Sr. Genilton Xavier por disponibilizar o transporte e o guia que nos auxiliou na localização dos pontos de coleta.

Ao Dr. Jorge Sarkis, por ter me acolhido como ele mesmo diz, como “enteada” em seu laboratório (CLA) e por me instigar a ir sempre além.

A Dra. Sandra Damatto, pelas contribuições e reflexões a cerca do tema em questão e que foram de suma importância para a realização dessa pesquisa.

A Dra. Ana Cláudia pelas nossas conversas sempre divertidas e pelos ensinamentos a cerca do Alfa e Beta total. Peço a Deus pela sua total recuperação.

A Marcos Hortelani pelas boas risadas e pelo aprendizado em relação aos cálculos efetuados pelo ICP-MS, graças a você, agora sei como eles são executados.

A Talita, grande amiga, pelo auxílio com o ICP-MS e por tantas outras coisas, sendo uma delas por ter ficado até altas horas da noite no laboratório revezando comigo, para que a leitura das quase 90 amostras fossem efetuadas.

A Marcelo Bessa, pelas sugestões sempre interessantes em todas as etapas do meu trabalho, e pelas longas discussões a cerca das incertezas.

A Lucas Costa grande amigo e colega, meu “vizinho de mesa”. Obrigada pelo grande auxílio em várias situações.

A Raquel, por sempre encontrar um tempinho no Berthold, para que eu pudesse analisar as minhas amostras.

A Dona Donilda minha conterrânea, pela alegria contagiante e pelo carinho.

Aos bolsistas e ex-bolsistas do LRA, Lúcia Helena, Sueli Carvalho, Ademar, Simone pelas conversas, brincadeiras e pelo excelente convívio, ficou a saudade.

A todos os pesquisadores e funcionários do Laboratório de Radiometria Ambiental, pela convivência durante o período em que trabalhamos juntos.

Aos bolsistas do Centro de Laser e Aplicações, Dani, Gustavo, Ernesto, Juliana, Patrícia e Isabela, por ter me acolhido de braços abertos e com muito carinho durante o período em que estivemos juntos no laboratório.

A todos os amigos que fiz no período em que estive no IPEN/USP durante as disciplinas, nas rodas de conversa, nos laboratórios, enfim, e que de alguma forma ajudaram a tornar as minhas idas diárias a Universidade ainda mais prazerosas e divertidas.

A Glória Branco, anjo que Deus colocou ao meu lado aqui na Terra, no momento mais difícil da minha vida pessoal, e que me mostrou que somos sempre mais fortes e capazes do que imaginamos.

A minha mãe Norma, por ter me dado a vida e por ter dado a sua vida para que eu chegasse até aqui, não há palavras para agradecer. Agradeço a Deus por ter me feito nascer sua filha.

A minha irmã Joseane pelas longas conversas que aliviavam a saudade da Bahia e me davam força para continuar a pesquisa.

A minha avó Yayá (in memoriam) pelo amor incondicional que me dedicou. O que sou hoje, devo e muito a você.

Ao meu filho Andrei, a vida da minha vida. Se hoje esse trabalho está concluído, devo a força do amor que sinto por você. Esse sim é pra sempre.

“A mente que se abre a uma nova idéia jamais voltará ao seu tamanho original.”

Albert Einstein

AVALIAÇÃO DA RADIOATIVIDADE NATURAL EM ÁGUAS POTÁVEIS, DE SUPERFÍCIE E SUBTERRÂNEAS DA REGIÃO DE CAETITÉ, BA

Luciana Sousa Silva

RESUMO

O Brasil possui a sétima maior reserva geológica de urânio do mundo, com aproximadamente 310 mil toneladas. A Província Uranífera de Lagoa Real, na região de Caetité e Lagoa Real, situado no centro sul da Bahia, é considerada a mais importante província monominerálica do Brasil. A população urbana que vive no distrito uranífero nas cidades de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora usa água potável oriunda do abastecimento público. Na área rural, caracterizada por freqüentes secas, os moradores recebem água de poços escavados e perfurados como também, de pequenas barragens e reservatórios abastecidos pelas chuvas. Este trabalho determinou os níveis de radioatividade alfa e beta total e as concentrações de urânio em diversos tipos de água consumidas pela população urbana e rural da Província Uranífera de Lagoa Real. As atividades α e β total foram determinadas com detector proporcional de fluxo gasoso e baixa radiação de fundo. As concentrações de urânio foram determinadas com o Espectrômetro de Massa com Fonte de Plasma Indutivo (ICP-MS). Os resultados obtidos foram comparados com as recomendações recentes de 2011 da Organização Mundial da Saúde, a portaria nº 2914 de 12/12/2011 do Ministério da Saúde e as resoluções do CONAMA. Os níveis de radiação natural variaram de $0,0041 \pm 0,0004 \text{ Bq.L}^{-1}$ a $0,80 \pm 0,04 \text{ Bq.L}^{-1}$ para a atividade alfa total e de $0,045 \pm 0,003$ a $3,0 \pm 0,2 \text{ Bq.L}^{-1}$ para a atividade beta total. Tendo como parâmetro a OMS e o MS, apenas duas amostras de água subterrânea, uma localizada na cidade de Lagoa Real e outra na cidade de Caetité apresentaram concentrações alfa total acima do valor de $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$ descrito em suas recomendações, $0,80 \pm 0,04 \text{ Bq.L}^{-1}$ e $0,57 \pm 0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$ respectivamente. Para beta total, três amostras apresentaram

níveis de radioatividade acima do limite de 1 Bq.L^{-1} recomendado pela Organização Mundial de Saúde e estabelecido pelo Ministério da Saúde; $3,0 \pm 0,2 \text{ Bq.L}^{-1}$; $1,63 \pm 0,13 \text{ Bq.L}^{-1}$ e $1,19 \pm 0,07 \text{ Bq.L}^{-1}$ todos situados no município de Lagoa Real. Duas amostras de água subterrânea no município de Caetité apresentaram concentrações de urânio acima do valor de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ determinado pelo CONAMA, $20,3 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $17,1 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$. Em Lagoa Real, uma amostra apresentou níveis de urânio seis vezes superior ao limite estabelecido pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente, $89,5 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. A Organização Mundial da Saúde em 2004 estabeleceu em suas recomendações o limite de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ como a concentração máxima de urânio na água potável. Em 2011 a OMS aumentou este limite para $30 \mu\text{g.L}^{-1}$. Levando-se em consideração as atuais recomendações da OMS, apenas a concentração de uma amostra de água apresentou níveis de urânio acima do recomendado, $89,5 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ no município de Lagoa Real.

EVALUATION OF NATURAL RADIOACTIVITY IN SUPERFICIAL AND UNDERGROUND DRINKING WATER, FROM THE CAETITÉ REGION, BA

Luciana Sousa Silva

ABSTRACT

Brazil has the seventh greatest geological uranium reserve in the world with approximately 310 thousand tons. The Lagoa Real Uranium Province, in the region of Caetité and Lagoa Real, situated in South Center Bahia, is considered the most important monomineralic province in Brazil. Urban population who lives in the uranium district in the cities of Caetité, Lagoa Real and Livramento de Nossa Senhora uses drinking water originated from public supply. In the rural area, characterized by frequent draughts, residents receive water from digged and drilled wells and from small dams and reservoirs, as well, which are supplied by the rains. This work determined the levels of total alpha and beta radioactivity and the uranium concentrations in several kinds of water consumed by urban and rural population from the Lagoa Real Uranium Province. Total α e β activities were determined with a low-level gas flow proportional detector. The uranium concentrations were determined with an inductive coupled plasma-mass spectrometer (ICP-MS). The results obtained were confronted with the latest World Health Organization's recommendations from 2011, the ordinance number 2914 of December 12 2011 from the Health Ministry and CONAMA's resolutions. Natural radiation levels varied from $0,0041 \pm 0,0004 \text{ Bq.L}^{-1}$ to $0,80 \pm 0,04 \text{ Bq.L}^{-1}$ for total alpha activity and from $0,045 \pm 0,003$ to $3,00 \pm 0,2 \text{ Bq.L}^{-1}$ for total beta activity. Having the WHO and the HM as parameter, just two underground water samples, one located in the city of Lagoa Real and the other in the city of Caetité presented total alpha concentration above the value of $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$ described in its recommendations, $0,80 \pm 0,040 \text{ Bq.L}^{-1}$ and $0,57 \pm 0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$ respectively. For total beta three samples presented radioactivity levels above the 1 Bq.L^{-1} limit recommended by the WHO and established by the Health Ministry; $3,00 \pm 0,2 \text{ Bq.L}^{-1}$; $1,63 \pm 0,13 \text{ Bq.L}^{-1}$ and $1,19 \pm 0,07 \text{ Bq.L}^{-1}$, all of them situated in

the Lagoa Real town. Two samples of underground water from Caetité presented uranium concentrations above the value of $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ determined by CONAMA, $20,3 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ and $17,1 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$. In Lagoa Real one sample presented uranium levels six times over the limit established by the Environment National Council $89,5 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. In 2004 the World Health Organization established in its recommendations the $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ limit as the maximum uranium concentration in drinking water. In 2011 the WHO increased that limit to $30 \mu\text{g.L}^{-1}$. Taking into account the current WHO recommendations only the concentration of one water sample presented uranium levels above the recommended, $89,5 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ in Lagoa Real.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	20
1.1 Objetivo.....	24
2. RADIOATIVIDADE NATURAL.....	25
2.1 A presença dos radionuclídeos naturais na água potável.....	27
2.2.1 Emissores alfa e emissores beta na água potável.....	29
2.3 Considerações gerais sobre o urânio.....	30
2.3.1. Distribuição do urânio na crosta terrestre.....	31
2.3.2 Distribuição do urânio em minerais e rochas.....	31
2.3.3. O comportamento do urânio nas águas.....	33
2.3.4. Urânio na água potável.....	35
2.3.5. Absorção e toxicidade.....	37
3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	41
3.1 Localização e vias de acesso.....	41
3.2 Aspectos Fisiográficos	42
3.2.1 Clima e Vegetação	42
3.2.2 Relevo	42
3.2.3 Hidrografia.....	43
3.2.4 Geologia	45
4. METODOLOGIA.....	51
4.1 Coleta das águas superficiais, subterrâneas e do abastecimento público da região em estudo.....	51
4.2 Metodologia para a determinação das concentrações alfa e beta total na água com detector proporcional.....	51
4.2.1 O detector proporcional.....	52
4.2.2 As concentrações da radioatividade alfa e beta total	53
4.2.3 A incerteza nas concentrações alfa e beta total.....	54
4.2.4. As eficiências dos detectores proporcionais.....	55

4.3 Metodologia para a determinação das concentrações de urânio na água com o Espectrômetro de Massas com Fonte de Plasma Indutivo ICP-MS.....	55
4.3.1 O Espectrômetro de Massas com Fonte de Plasma Indutivo ICP-MS.....	58
4.3.2 Pré- tratamento das amostras.....	58
4.3.3 Curva de calibração do espectrômetro de massa.....	58
4.3.4 As concentrações elementares nas amostras	59
5. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	60
5.1 Pontos de amostragem.....	60
5.2 Determinação das concentrações de radioatividade alfa e beta total nas amostras de água.....	65
5.3 Determinação das concentrações de urânio	67
5.3.1 Preparo das soluções padrão.de calibração.....	67
5.3.2 Preparo das amostras.....	69
5.3.3 Preparo dos brancos.....	70
5.3.4 Verificação do método.....	71
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	73
6.1 Eficiência de contagem alfa e beta total dos equipamentos utilizados.....	73
6.2 Concentrações da radioatividade alfa e beta total nas águas da região em estudo.....	74
6.2.1 Período das chuvas.....	74
6.2.2 Período seco.....	77
6.3 Curvas de calibração do espectrômetro de massa.....	81
6.4 Concentrações de urânio nas águas da região em estudo.....	85
6.4.1 Período das chuvas.....	85
6.4.2 Período seco.....	91
6.4.3 Resultado da validação do método.....	98
6.5 Dados da precipitação pluviométrica.....	101
7. CONCLUSÕES.....	104
8. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	107

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	108
--	------------

LISTA DE TABELAS

Página

TABELA 1 - Localidade, município e coordenadas geográficas dos pontos de coleta de água.....	61
TABELA 2 - Município, localidade e respectiva fonte de suprimento de água analisada.....	63
TABELA 3 - Eficiência média alfa e beta das 10 câmaras contadoras para cada detector utilizado.	
TABELA 4 - Atividade alfa e beta total nas amostras de água no período de chuva com as incertezas.....	75
TABELA 5 - Atividade alfa e beta total nas amostras de água no período seco com as incertezas.....	78
TABELA 6 - Alíquota da solução padrão de urânio intermediária com concentração de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ utilizada para a obtenção das soluções padrão de calibração	82
TABELA 7 - Alíquota da solução padrão de urânio intermediária com concentração de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ utilizada para a obtenção das soluções padrão de calibração.....	82
TABELA 8 - Alíquota da solução padrão elementar Spex® de urânio com concentração de $1000 \mu\text{g.L}^{-1}$ utilizada para a obtenção das soluções padrão de calibração	83
TABELA 9 - Concentração de urânio em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água coletadas no período chuvoso da região em estudo com incertezas (filtrada e/ou não filtrada).....	86
TABELA 10 - Temperatura e pH das amostras de água no período chuvoso.....	90

TABELA 11 - Concentração de urânio em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água coletadas no período seco da região em estudo com incertezas (filtrada e/ou não filtrada).

..... 92

TABELA 12 – Temperatura e pH das amostras de água no período seco..... 96

TABELA 13 – Concentração real da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a concentração da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$) obtida através da leitura do aparelho..... 99

LISTA DE FIGURAS

Página

FIGURA 1 - Localização da área do levantamento aerogeofísico Projeto São Timóteo, Bahia (gamaespectrometria e magnetometria), na imagem Landsat – 5TM.....	21
FIGURA 2 - As séries naturais de decaimento do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U	26
FIGURA 3 - Representação esquemática das fases de migração do urânio e enriquecimento geoquímico por adsorção em ácidos húmicos.....	34
FIGURA 4 - Região de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora com alguns distritos e povoados.....	41
FIGURA 5 - Mapa da hidrologia da Província Uranífera de Lagoa Real modificado de Oliveira.....	45
FIGURA 6 - Mapa geológico da Província Uranífera de Lagoa Real, indicando os pontos de amostragem.....	46
FIGURA 7 - Vista aérea da INB de Caetité.....	47
FIGURA 8 - Mapa com as anomalias uraníferas enumeradas e integradas do Complexo Lagoa Real.....	48
FIGURA 9 - Albitito uranífero - Mina Cachoeira - (Município de Caetité –BA).....	49
FIGURA 10 - Seção geológica vertical da Jazida Cachoeira, anomalia 13.....	50
FIGURA 11 - Representação dos principais constituintes do ICP-MS.....	57
FIGURA 12 - Pontos de amostragem de água no presente trabalho.....	60

FIGURA 13 - Amostragem de água superficial (Barragem Águas Claras) pontos 12 e 13 (a), Cisterna ponto 15 (b), poço tubular ponto 10 (c) e do filtro utilizado para armazenar a água de chuva ponto 11 (d).....	64
FIGURA 14 - Preparação e contagem das amostras, (a) plaquetas sob as lâmpadas de infravermelho (b) e disposição das amostras nas câmaras contadoras do detector (c).....	66
FIGURA 15 - Detector proporcional Berthold LB 775-PC 10 canais com as gavetas abertas para colocação das amostras (LB/770-5).....	66
FIGURA 16 - Preparo das soluções padrão de calibração para o ICP-MS.....	69
FIGURA 17 - Espectrômetro de massas Finnigan MAT, ELEMENT, (Bremen, Germany) com fonte de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS).....	70
FIGURA 18 - O ICP-MS em funcionamento durante a leitura de uma das amostras	71
FIGURA 19 – Concentração da radioatividade alfa e beta total em Bq.L ⁻¹ nas amostras de água de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora (período seco) com os limites da OMS e do MS em destaque.....	76
FIGURA 20 - Concentração da radioatividade alfa e beta total em Bq.L ⁻¹ nas amostras de água de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora (período das chuvas) com os limites da OMS e do MS em destaque.....	79
FIGURA 21 - Concentração da radioatividade alfa e beta total em Bq.L ⁻¹ nas amostras de água de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora nos dois períodos pesquisados com os limites da OMS e do MS em destaque.....	81
FIGURA 22 – Curva de calibração utilizada para a leitura das amostras de água com concentrações de urânio menores que 1 µg.L ⁻¹	83
FIGURA 23 – Curva de calibração utilizada para a leitura das amostras de água com concentrações de urânio no intervalo de 1 a 10 µg.L ⁻¹	84

FIGURA 24 – Curva de calibração utilizada para a leitura das amostras de água com concentrações de urânio no intervalo de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$	84
FIGURA 25 – Curva de calibração utilizada para a leitura das amostras de água com concentrações de urânio maiores que 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$	85
FIGURA 26 - Concentração de urânio em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água coletadas no período chuvoso da região em estudo com os limites da OMS/2011 e do CONAMA em destaque (filtrada e/ou não filtrada).....	87
FIGURA 27 – Correlação entre a concentração de urânio e a concentração alfa total apresentada durante o período das chuvas.....	88
FIGURA 28 – Correlação entre a concentração de urânio e a concentração beta total apresentada durante o período das chuvas.....	89
FIGURA 29 – Correlação entre o pH e as concentrações de urânio apresentada durante o período das chuvas	91
FIGURA 30 - Concentração de U em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água não filtrada e/ou filtrada coletadas na região em estudo no período seco com os limites da OMS/2011 e do CONAMA em destaque(filtrada e/ou não filtrada).....	93
FIGURA 31 – Correlação entre a concentração de urânio e a concentração alfa total apresentada durante o período seco.....	94
FIGURA 32 – Correlação entre a concentração de urânio e a concentração beta total apresentada durante o período seco.....	95
FIGURA 33 – Correlação entre o pH e as concentrações de urânio no período seco.....	97
FIGURA 34 - Concentração de U em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água filtrada e/ou não filtrada coletadas na região em estudo nos dois períodos pesquisados com os limites da Organização Mundial da Saúde-OMS/2011 e do CONAMA em destaque.....	98

FIGURA 35 - Concentração real da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a concentração da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$), obtida a partir da leitura do ICP-MS.....	100
FIGURA 36 – Chuva acumulada 24 horas durante o mês de janeiro de 2010 do município de Caetité.....	101
FIGURA 37 – Chuva acumulada 24 horas durante o mês de julho de 2010 do município de Caetité.....	102
FIGURA 38 – Precipitação pluviométrica e número de dias com chuva durante o ano de 2010 em Caetité.....	103

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

Os radionuclídeos naturais como o ^{40}K e os das séries do ^{238}U e ^{232}Th são a maior fonte da exposição interna e externa nos seres humanos. A radiação externa é oriunda de raios cósmicos e radiação terrestre, enquanto que a ingestão e a inalação de radionuclídeos naturais e/ou artificiais levam a dose por radiação interna. Dentre os radionuclídeos de origem terrestre, o ^{40}K e os constituintes das séries do ^{238}U e ^{232}Th entram no corpo humano primordialmente por ingestão de alimentos e de água (UNSCEAR, 2000), sendo a exposição total por pessoa resultante da ingestão de radioisótopos de origem terrestre 0,29 mSv, dos quais 0,17 mSv devidos ao ^{40}K e 0,12 mSv devido aos radionuclídeos das séries do ^{238}U e ^{232}Th (UNSCEAR, 2010). Os principais emissores alfa que podem estar presentes na água potável são ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{226}Ra e ^{210}Po e beta ^{40}K , ^{228}Ra e ^{210}Pb , em diferentes concentrações (JOBÁGY et al, 2010), como consequência de vários processos naturais como a absorção desses radionuclídeos pelo solo ou ainda processos tecnológicos que envolvam o manuseio de materiais radioativos naturais, como a mineração e processamento de areias minerais ou a produção de fertilizantes fosfatados (JOBÁGY et al, 2010; WHO 2, 2011).

O ^{238}U representa 99,28% do urânio natural que é encontrado em toda a crosta terrestre na forma de minérios de urânio e em quantidades traço em todos os tipos de rochas e solos (EISENBUD, 1987; TZORTZIS et al., 2004; BOLCA et al., 2007), enquanto que o tório é encontrado em diversas rochas e solos numa concentração que varia de 8,1 a 33 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (EISENBUD, 1987). Fatores geográficos e geológicos podem causar diferenças entre as concentrações dos radionuclídeos naturais nas amostras ambientais (BOLCA et al., 2007). As concentrações de urânio no solo variam de 1 a 5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (BONOTO, 2004) e, para ser considerada jazida, essa concentração deve ser 400 a 2500 vezes maior que a concentração média (TEIXEIRA et al., 2000).

O Brasil é dono da sétima maior reserva geológica de urânio do mundo, de aproximadamente 310 mil toneladas. Essa reserva está distribuída entre jazidas maiores como as de Itataia, Ceará (142.500 mil toneladas), onde o mineral está associado ao fosfato e a rochas ornamentais economicamente exploráveis e Lagoa Real, na Bahia (100.770 toneladas) e outras jazidas menores, como

Gandarela, Minas Gerais, onde há ouro associado ao urânio; Rio Cristalino, no Pará; e Figueira, Paraná (AMBIENTE BRASIL, 2011; INB, 2011).

A província uranífica de Lagoa Real, situada no centro-sul do Estado da Bahia, na região de Caetité e Lagoa Real, constitui o principal local de extração do minério de urânio, atualmente em atividade na América do Sul e, é considerada a mais importante província monominerálica do Brasil, descoberta na década de 70 a partir de levantamentos por aerogamametria, na porção central do Crato do São Francisco, na Região do Espinhaço Setentrional (FIG.1) (GUIMARÃES & HAMZA, 2009).

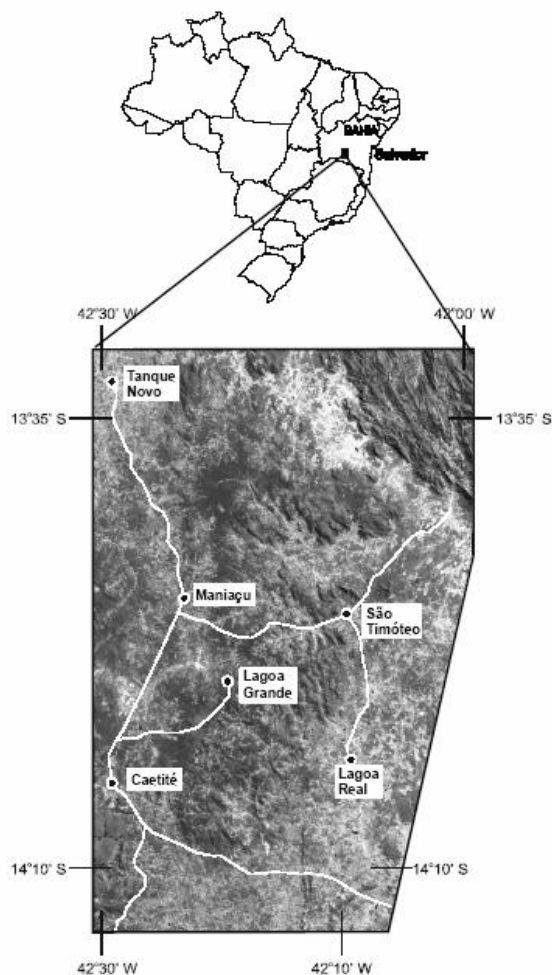


FIGURA 1 - Localização da área do levantamento aerogeofísico Projeto São Timóteo, Bahia (gamaespectrometria e magnetometria), na imagem Landsat – 5TM (PASCHOLATI et al, 2003).

Geomorfologicamente, a região está situada no maciço de Caetité (altiplano), delimitado ao norte e ao sul, respectivamente, pelas superfícies aplainadas de Paramirim e Caculé, totalizando uma área de 1200 km² contendo 34 depósitos uraníferos. Neste local, o urânio está associado a rochas metamórficas do embasamento cristalino, notadamente granitóides, microclina-plagioclásio, augen-gnaisses e albitos (INB, 1997).

A população urbana que vive nas proximidades da província uranífera nas cidades de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora, utiliza-se da água do abastecimento público que é tratada e distribuída. Na zona rural, o tratamento de água para uso da população inexistente e, devido aos longos períodos de estiagem e da intermitência dos rios da região, os meios utilizados pela população para a obtenção da água são a abertura de poços e cisternas para o aproveitamento das águas subterrâneas do cristalino e de pequenas represas, reservatórios e barragens que são abastecidos durante a ocorrência das chuvas que na região, possuem elevada variabilidade na distribuição espacial e temporal (INB, 1997; LAMEGO et al, 2003). A água oriunda desses locais é consumida, em sua maioria, sem qualquer tratamento ou verificação radiométrica, mesmo tratando-se de uma região de elevada radiação de fundo.

A Organização Mundial da Saúde (WHO 1, 2011) recomenda que os níveis de radioatividade alfa e beta total que devem ser observados para água potável para os quais não são necessárias novas medidas sejam de 0,5 Bq.L⁻¹ para alfa total e 1 Bq.L⁻¹ para beta total. No Brasil, a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde (PORTARIA MS, 2005) estabelecia, entre outros parâmetros, para os níveis de radioatividade alfa total e beta total, respectivamente, as concentrações de 0,1 Bq.L⁻¹ e 1 Bq.L⁻¹. Em dezembro de 2011, o Ministério da Saúde, na portaria nº 2914 de 12/12/2011, alterou o limite, isto é, o nível de triagem que confere potabilidade da água do ponto de vista radiológico, para 0,5 Bq.L⁻¹ para alfa total, mantendo inalterados os limites beta total. Essa mesma portaria determina que, se os limites estabelecidos forem ultrapassados, deve ser realizada análise específica para radionuclídeos possivelmente presentes (PORTARIA MS, 2011).

Recentemente, a Organização Mundial da Saúde (WHO 1, 2011; WHO 2, 2011) reavaliou o limite anteriormente estabelecido de 15 µg.L⁻¹ como a

concentração máxima de Urânio permitida nas águas para consumo humano e recomendou um novo valor, $30 \mu\text{g.L}^{-1}$. No Brasil, a resolução 396/08 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2008), recomenda o limite de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ para águas subterrâneas e $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ para águas doces (CONAMA, 2005).

Neste trabalho, foram determinados os níveis de radioatividade alfa e beta global e as concentrações de urânio nas águas utilizadas pela população que reside nas proximidades da Província Uranífera de Lagoa Real. O presente estudo se fez pertinente devido ao fato de ser a água potável uma das principais vias de entrada de radionuclídeos no corpo humano e por se tratar de uma região rica em minério de urânio onde os recursos hídricos são utilizados, sem nenhuma análise ou monitoramento radiométrico prévio.

1.1 Objetivo

Sabe-se que a água é parte integrante da biosfera e como tal, recurso natural essencial a vida. O volume de água existente em nosso planeta é avaliado em cerca de $1,4 \times 10^9 \text{ km}^3$, mas apenas 6% são de água doce. Desse total, 80% é de água subterrânea que é uma importante fonte de abastecimento de água em todo o mundo (LAMEGO et al, 2003). A quantidade, e acima de tudo, a qualidade dos recursos hídricos disponíveis a população, deverá ser alvo de avaliações e monitoramentos periódicos. Essas avaliações tem como objetivo principal, garantir que a água consumida, não trará riscos a saúde humana. Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo determinar as atividades alfa e beta total e as concentrações de urânio, em águas de abastecimento público, superficiais e subterrâneas da região de Caetité, Lagoa Real e parte de Livramento de Nossa Senhora.

CAPÍTULO 2 - RADIOATIVIDADE NATURAL

Os seres vivos que habitam a Terra desde os primórdios de sua origem, têm sido expostos constantemente a fontes naturais de radioatividade, estando, por isso, em sua maioria, aptos a tolerar certos níveis de atividade, sem maiores consequências. Um exemplo são os raios cósmicos ou radiação galáctica, originada do Sol e da Via Láctea, constituída principalmente de prótons de alta energia (cerca de 85%), partículas alfa (cerca de 14%) e núcleos atômicos mais pesados (cerca de 1%) (BONOTO & SILVEIRA, 2004).

A interação da radiação cósmica com os núcleos presentes na atmosfera produz partículas elementares, e também elementos radioativos, mais conhecidos, como radionuclídeos naturais. Esses radionuclídeos conforme a sua origem podem ser subdivididos em três grupos: o primeiro está relacionado com processo de síntese durante a criação do sistema solar, esses radionuclídeos possuem meia-vida da ordem da idade da Terra, cerca de 4 500 milhões de anos; neste grupo estão incluídos o ^{238}U , ^{232}Th , ^{235}U e os radionuclídeos que decaem diretamente num elemento estável, como ^{40}K , ^{87}Rb , ^{124}Sn , ^{50}V e outros menos abundantes. No segundo grupo estão incluídos os radionuclídeos de meias-vidas variando de frações de segundos a milhões de anos e oriundos do decaimento radioativo ou da fissão dos núcleos do primeiro grupo (LIMA, 1996; BONOTO, 2006). No terceiro grupo estão os produtos da interação da radiação cósmica com os núcleos presentes na atmosfera, chamados de radionuclídeos cosmogênicos. Fatores como a altitude, longitude e ciclo solar interferem diretamente na produção desses radionuclídeos.

Dos quatorze radionuclídeos cosmogênicos existentes, com exceção do ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , que desempenham papel no metabolismo do corpo humano, a dose por radiação causada pela presença desses radionuclídeos é muito pequena, sendo sua principal relevância, a utilização dos mesmos, como traçadores atmosféricos e dos sistemas hidrológicos (UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 2010). O ^3H e o ^{14}C são muito utilizados na datação de águas subterrâneas, sendo o primeiro para estabelecer se a origem é recente, e o segundo numa escala de tempo de até 40 mil anos atrás (BONOTO, 2004).

As séries naturais de decaimento radioativo do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U são apresentadas na FIG.2.

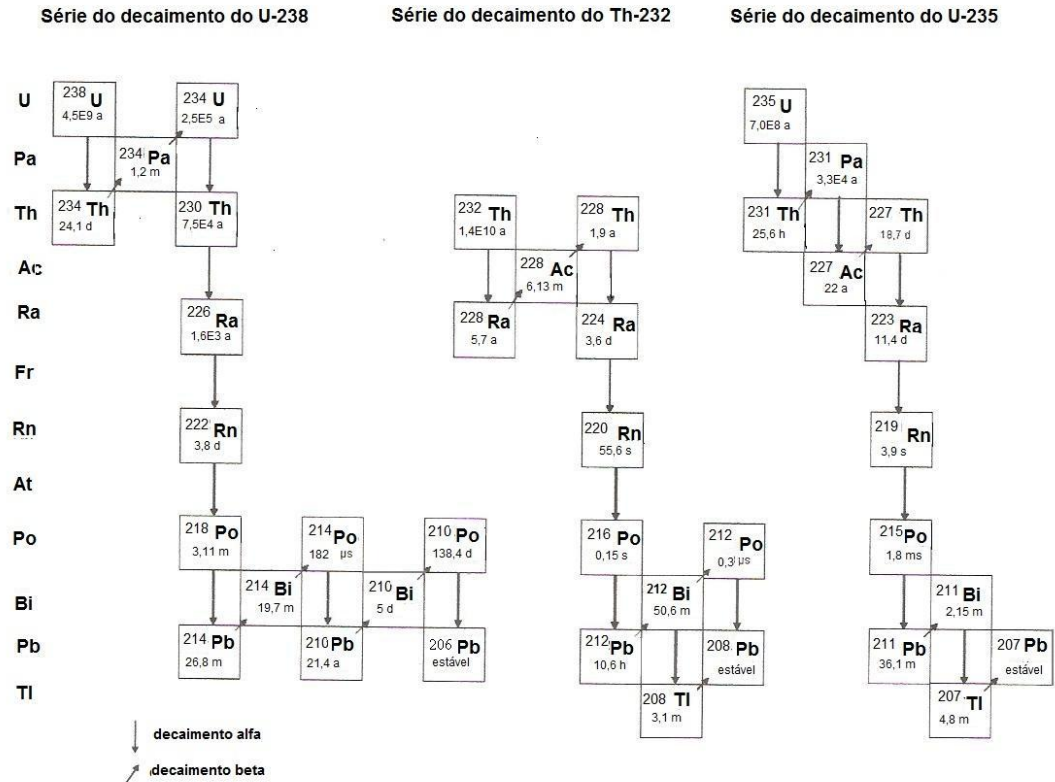


FIGURA 2 – As séries naturais de decaimento do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U , modificado de BONOTO (BONOTO, 2004)

As fontes naturais de radiação são responsáveis por cerca de 80% de toda a dose causada por exposição a radiação nos seres humanos, isso equivale a uma dose anual de 2,4 mSv/a. Sendo que deste total, apenas 10% é atribuída a radiação cósmica e o restante é resultado da exposição aos radionuclídeos terrestres (UNSCEAR, 2010).

Os radionuclídeos terrestres estão presentes em diferentes compartimentos do meio ambiente, inclusive no interior do nosso corpo. Somente os radionuclídeos com meias-vidas comparadas a idade da Terra e seus produtos de decaimento existem em quantidades suficientes para contribuir de forma significativa para a exposição da população.

A exposição a radiação causada pelos radionuclídeos de origem terrestre pode ocorrer de duas maneiras. A primeira é pela exposição externa causada pela presença dos radionuclídeos, em quantidades traço, em todos os tipos de solo e rochas. A grande parte da exposição é devido a presença do ^{40}K e dos radionuclídeos das séries do ^{238}U e ^{232}Th no meio ambiente, que juntos são responsáveis por uma dose anual de 0,48 mSv/a. A segunda é pela exposição interna causada pela entrada desses mesmos radionuclídeos no corpo humano, através da inalação ou ingestão de água e alimentos. A dose efetiva anual causada pela ingestão desses radionuclídeos, é de 0,29 mSv/a, sendo 0,17 mSv/a referente ao ^{40}K e 0,12 mSv/a das séries do ^{238}U e ^{232}Th (UNSCEAR, 2010).

No mundo existem várias áreas com altos níveis de radiação natural, como Ramsar na República Islâmica do Iran, região rica em águas termais, Kerala e Madras na Índia e no Brasil, Guarapari e Meaipe no estado do Espírito Santo. Tanto na Índia como no Brasil, os locais citados evidenciam a ocorrência de areia monazítica (UNSCEAR, 2010).

Assim como algumas regiões uraníferas espalhadas pelo mundo, Caetité na Bahia, também é citada pela UNSCEAR (UNSCEAR, 2010), como uma região de alta radioatividade natural. A cidade pertence a Província Uranífera de Lagoa Real, assim como Livramento de Nossa Senhora e Lagoa Real. Diante desse fato, a avaliação da radioatividade natural nos recursos hídricos utilizados pela população é justificado.

2.1 A presença dos radionuclídeos naturais na água potável

A água tem recebido atenção especial nos estudos ambientais por ser essencial a vida dos humanos e por servir como transporte de poluentes para o meio ambiente e conseqüentemente para o homem. A ocorrência dos radionuclídeos naturais na água potável costuma resultar em doses de radiação superiores aos previstos oficialmente para radionuclídeos produzidos artificialmente e, portanto, geram uma maior preocupação por parte das

autoridades (DEGERLIER & KARAHAN, 2010; GORUR et al, 2011; WHO 1, 2011).

Em termos de avaliação do risco a saúde, as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO 1, 2011) não diferenciam os radionuclídeos de ocorrência natural daqueles que são oriundos das atividades humanas. Entretanto, em termos de gestão de risco, a diferenciação é feita. A princípio, os radionuclídeos de ocorrência natural podem atingir os suprimentos de água subterrânea ou superficial em qualquer ponto ou em vários pontos antes de ser consumida. Enquanto que a entrada dos radionuclídeos oriundos das atividades humanas é, frequentemente controlada no ponto em que entram em contato com o meio ambiente, no caso em particular, a água. Por esta razão, os radionuclídeos de ocorrência natural, são menos passíveis de controle (WHO 1, 2011)

Os radionuclídeos de origem natural podem ser encontrados na água como resultado de qualquer processo natural. Um exemplo disso é quando a água entra em contato com a rocha matriz, e, a partir daí, ocorrem reações químicas como oxidação e lixiviação que, através do intemperismo químico e físico mudam a composição da rocha, resultando em seu fraturamento. No caso dos isótopos radioativos, numa escala de micro-fraturamento, ocorre um tipo de intemperismo físico, conhecido como *deslocamento de recuo alfa* (LAURIA et al, 2007).

O decaimento alfa resulta no recuo do produto de decaimento por uma distância média de 10-20 nm, no meio cristalino. Este deslocamento aumenta a vulnerabilidade ao ataque químico do novo radionuclídeo produzido e em consequência a possibilidade de que este seja lixiviado e passe da fase sólida para a fase aquosa. A lixiviação seletiva é um processo comum de diferenciação patrocinada pela água. Alguns fatores como, concentração de matéria orgânica, pH, ânions entre outros, podem aumentar a mobilidade dos radionuclídeos naturais na água e, a associação destes com essas substâncias, também será um facilitador para a passagem do isótopo da fase sólida para a líquida. Um exemplo de que as características de cada elemento interferem em seu comportamento no ambiente, nas águas naturais, as concentrações de Th são menores do que a do U, mesmo sendo o Th três vezes mais abundante na crosta terrestre, do que o U (LAURIA et al, 2007).

2.2.1 Emissores alfa e emissores beta na água potável

A água pode conter radionuclídeos de ocorrência natural em concentrações bastante variadas como o ^{40}K e os radionuclídeos das séries do ^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U . Os principais emissores alfa que poderão estar presente na água são ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{226}Ra e ^{210}Po e beta, ^{40}K , ^{228}Ra e ^{210}Pb (JOBÁGY et al, 2010). O processo para promover a identificação e concentração de cada radionuclídeo presente na água, requer análises caras, demoradas e muitas vezes desnecessárias. A realização de “Screening”, que consiste em determinar primeiramente, a radioatividade total originada pela presença de emissores alfa e beta na água potável, é um método rápido, seguro e de baixo custo (WHO 1, 2011).

O princípio da proteção radiológica baseia-se na suposição de que qualquer exposição a radiação envolve algum grau de risco. Por isso, a exposição prolongada por ingestão de água contaminada por radionuclídeos poderá aumentar o risco em desenvolver câncer em humanos, se a dose recebida for maior que 100 mSv. O critério de dose individual (IDC) de 0,1 mSv/a é apresentado como limite de dose associada com a ingestão de radionuclídeos na água potável. Nas Diretrizes para a qualidade da água potável da OMS – Organização Mundial da Saúde de 2003 (WHO, 1993) foi atribuído o limite de atividade alfa total na água de $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$ e da atividade beta total de 1 Bq.L^{-1} , tendo como base o IDC de 0,1 mSv/a; mais tarde observou-se, que na prática, uma concentração alfa total menor ou igual a $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$ também não excedia o IDC de 0,1 mSv/a. Com isso foi estipulada a recomendação de $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$ para alfa total (WHO 1, 2011).

A metodologia de avaliação recomendada para controlar os riscos à saúde, causados pela presença dos radionuclídeos na água, envolve algumas etapas importantes. A adoção do IDC de 0,1 mSv/a para o consumo de água durante um ano é uma delas. Tendo como base o IDC, a análise inicial da água deverá ser feita levando-se em consideração os limites recomendados de radioatividade $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$ para alfa total e 1 Bq.L^{-1} para beta total. Se os níveis estiverem abaixo desses valores, nenhuma ação deverá ser tomada. Se um dos níveis for ultrapassado, em especial o beta total, deve-se ter o cuidado de subtrair a contribuição do ^{40}K , elemento que ocorre naturalmente e essencial para os seres

humanos. Se, após esse processo, um dos valores de triagem alfa ou beta total permanecer ultrapassado, a análise de radionuclídeos específicos deverá ser determinada e em seguida comparada com os níveis de orientação. No caso das concentrações dos radionuclídeos específicos apresentarem-se dentro dos níveis recomendados, nenhuma ação será necessária, do contrário, deve-se tomar medidas para promover a redução da dose causada pela presença do elemento na água e conseqüentemente do dano a saúde da população (WHO 1, 2011).

Além dos riscos causados pela radioatividade, como o urânio é quimicamente tóxico, a avaliação dos danos causados a população deve considerar também a toxicidade do mesmo (WHO 2, 2011).

2.3 Considerações gerais sobre o Urânio

O elemento químico urânio foi descoberto pelo químico M. H. Klaproth em 1789 a partir do mineral pechblenda, que inicialmente foi nomeado *uranit*, em homenagem a descoberta do planeta Uranus que ocorrera oito anos antes. Um ano depois o nome foi modificado para *uranium*, pelo próprio Klaproth.

O urânio está localizado no grupo 3B, na série dos actínídeos da Tabela Periódica e possui número atômico 92. É elemento instável possuidor de dois isótopos naturais ^{235}U e ^{238}U que, por sua vez, dão origem a séries de decaimento radioativo. O ^{238}U torna-se estável após 14 transformações, sendo oito do tipo alfa e seis do tipo beta, até atingir o estável ^{206}Pb . Na série de decaimento do actínio ^{235}U , ocorrem 11 transformações, sendo sete do tipo alfa e quatro do tipo beta, quando finalmente atinge o seu produto final, ^{207}Pb . O isótopo ^{234}U é radiogênico, ou seja, é produto do decaimento de dois nuclídeos: ^{234}Th (meia vida de 24,1 dias) e ^{234}Pa (meia vida de 1,18 minutos), que fazem parte da série do ^{238}U (BONOTO & SILVEIRA 2006).

O urânio natural é o resultado da mistura dos três isótopos ^{238}U , ^{235}U e ^{234}U nas proporções 99,28%, 0,72% e 0,0054% respectivamente (BONOTO & SILVEIRA 2006). Todos os três são emissores alfa com meia-vida de

4,468 X 10⁹ anos para o ²³⁸U, 7,038 X 10⁸ anos para o ²³⁵U, e 2,455 X 10⁵ anos para o ²³⁴U (LAURIA et al, 2007; MUIKKU et al, 2009).

2.3.1 Distribuição do urânio na crosta terrestre

A atividade magmática foi a principal responsável pela distribuição de urânio na crosta terrestre, pois causou a sua mobilização desde a formação da Terra primordial; o processo de transferência é global ao invés de local, estando em atividade mesmo nos dias atuais.

O urânio é um elemento litófilo que migra para crosta terrestre com outros silicatos leves em vez de se dirigir para o núcleo, sob a ação da gravidade. Tal comportamento diferenciado deve-se ao fato de possuir um grande raio iônico, tendência de volatilizar ou formar combinações voláteis a temperaturas menores que de outros metais do núcleo e à forte tendência de combinar com o flúor, cloro e oxigênio. Foi observado que o urânio sofre grande fraturamento em direção a superfície, local onde atinge as mais altas concentrações. No granito, o urânio atinge enriquecimento máximo de 500 vezes e no sienito de 650 vezes. Outros fatores não menos importantes também são responsáveis pelas concentrações do urânio na crosta terrestre como: profundidade; condições de cristalização dos magmas; intensidade dos fenômenos metassomáticos e hidrotermais; existência de rochas hospedeiras permeáveis ou condições de percolação de fluidos; estrutura favorável do arcabouço tectônico; e condições físico-químicas favoráveis, associadas aos processos de intemperismo (BONOTO & SILVEIRA 2006).

2.3.2 Distribuição do urânio em minerais e rochas.

O urânio é constituinte essencial em quase 100 minerais, ocorrendo principalmente em uraninita, UO₂, e a sua variedade não cristalina pechblenda. O urânio ocorre na natureza nos estados de valência 2+, 3+,4+,5+ e 6+, sendo que surge com maior frequência nos estados 4+ e 6+. Em minerais ígneos primários e em condições redutoras, está presente no estado 4+, constituindo o íon uranoso

(U⁴⁺). Neste estado de valência o U forma soluções sólidas com elementos como Ce, Zr e Th nos minerais acessórios cerianita, zircão e uranotorianita. Nos minerais mais solúveis de urânio como uraninita ou pechblenda e cofinita, sob condições de intemperismo, o U se oxida para o estado de valência 6+, formando o íon uranila (UO₂²⁺). O íon uranila ocorre em minerais secundários como autunita e carnotita, formados principalmente nos climas áridos onde a evaporação concentra o urânio e precipita ligantes como vanadatos e fosfatos, entre outros. Os depósitos de origem secundários estão localizados bem próximos a superfície e um pouco acima dos lençóis freáticos, onde o urânio poderá estar associado a laterita ferruginosa (BONOTO, 2004 ; BONOTO & SILVEIRA 2006).

O urânio é encontrado em várias rochas em concentrações que variam de 2 a 4 µg.kg⁻¹. As concentrações de urânio nas rochas ígneas ocorre preferencialmente em minerais acessórios, entretanto nos contornos dos grãos e defeitos nos retículos cristalinos a sua presença também foi verificada. Nos sedimentos arenosos, os níveis de U encontrados são geralmente menores que 1 µg.g⁻¹, devido a facilidade de como é lixiviado em ambiente oxidante. Contudo, caso esses sedimentos sejam originados de rochas ígneas contendo resistatos enriquecidos em U e Th, concentrações anômalas poderão ser encontradas. Em casos extremos, onde alguma forma de segregação acontece, altos teores de U e Th podem ser gerados, constituindo acumulação de importância econômica. Os teores de U₃O₈ presentes nas jazidas de urânio, excedem em cerca de 50 vezes ou mais a concentração média das rochas crustais, ou seja ,100 µg.g⁻¹.

Nos solos autóctones, aquele que foi desenvolvido no próprio local, tendo como origem a rocha mãe que se encontra abaixo, as concentrações de urânio refletem os teores do elemento da rocha de origem, que podem ser empobrecidos ou enriquecidos em U, a depender das condições óxido-redução e pH das água circulantes (BONOTO, 2004).

2.3.3 O comportamento do Urânio nas águas

Como foi apresentado anteriormente, o urânio possui vários estados de valência, mas apenas os estados 4+ e 6+ são encontrados no ambiente em quantidades significativas. Para os valores de pH entre 4 e 9, mais comumente encontrados na superfície terrestre, a uraninita é extremamente insolúvel em águas naturais e o U^{4+} permanece praticamente imóvel em solução. Em condições oxidantes U^{6+} forma o íon uranila UO_2^{2+} que é altamente solúvel e se comporta de forma semelhante aos íons metálicos divalentes de pequeno tamanho e forma complexos estáveis com os ânions comuns dissolvidos em águas superficiais e subterrâneas. Em condições ácidas, os principais complexos de uranila são formados com o fosfato e em condições alcalinas são formados os carbonatos. No meio neutro ou ácido o íon uranila (6+) é suscetível a adsorção, pela matéria orgânica e oxihidróxidos de Fe.

Com relação à importância da matéria orgânica na adsorção de urânio, um estudo feito em laboratório mostrou que o íon uranila se combina com o composto húmico em maior proporção e muito mais rapidamente que os demais íons metálicos (Pb, Cu, Zn, Ni, Cd e Mo) estudados. A acumulação da matéria orgânica dar-se-á após a decomposição das plantas, quando a lignina se transforma parcialmente em ácido húmico insolúvel, durante o processo de humificação. Com isso foi sugerido que o mecanismo de adsorção onde os ácidos húmicos concentram o urânio dissolvido nas águas naturais, é resultante do processo de troca de cátions (BONOTO & SILVEIRA, 2006). Esta representada na FIG.3 um esquema onde são mostradas as quatro fases sugeridas para o processo de enriquecimento geoquímico de urânio em material orgânico.

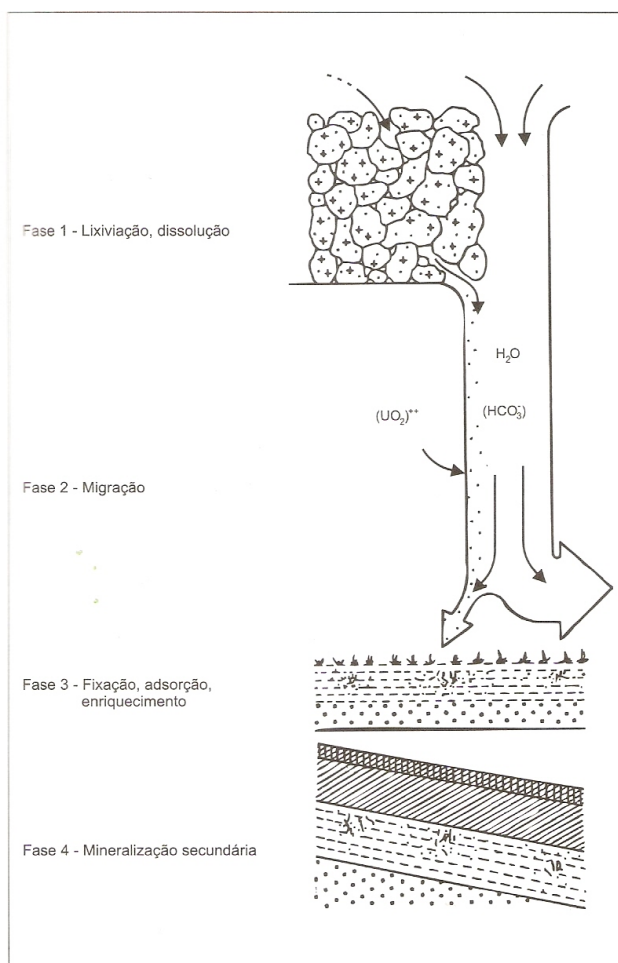


FIGURA 3 – Representação esquemática das fases de migração do urânio e enriquecimento geoquímico por adsorção em ácidos húmicos (BONOTO & SILVEIRA, 2006).

Fase 1 - lixiviação dos detritos finalmente granulados de granitos, riolito, tufos vulcânicos entre outros, pela água rica em bicarbonato. O teor de U^{4+} no material é de cerca de 4 g.ton^{-1} e o urânio é solubilizado na forma UO_2^{2+} ;

Fase 2 - águas naturais contendo cerca de $100 \text{ mg } UO_2^{2+}$ por tonelada transportam o urânio para os sedimentos contendo ácidos húmicos;

Fase 3 – o íon UO_2^{+2} é adsorvido pelos ácidos húmicos, ocorrendo um enriquecimento de urânio na matéria orgânica de $100 \text{ a } 1000 \text{ g.ton}^{-1}$;

Fase 4 – o material uranífero rico em ácido húmico é coberto por outros estratos sedimentares e sofre diagênese; o urânio pode sofrer alguma mobilização secundária sob a influência do ambiente geológico e químico local.

Como o urânio tem uma forte tendência a associar-se a substâncias húmicas e, quando essas substâncias se acumulam e a migração do meio se mantém, o U poderá ser enriquecido por um fator de 10 mil a partir da água contendo valores não elevados desse elemento.

É observado que nas águas superficiais e subterrâneas oxidantes, o transporte do urânio como íon uranila UO_2^{+2} ocorre sob a forma de vários complexos solúveis com ânions dissolvidos. Concentrações moderadas de íons complexantes impedem a adsorção do radionuclídeo e facilitam a sua movimentação no meio aquoso.

De uma forma geral, a mobilização do urânio em águas superficiais e de subsuperfície está relacionada com os processos intempéricos, dissoluções químicas e processos físicos de transporte. Os fatores que afetam a distribuição do urânio nas águas naturais são: teor de urânio na rocha matriz, tempo de residência do urânio no ambiente, variação climática, variação sazonal, pH, estado de oxidação e a presença de matéria orgânica.

As concentrações de urânio nas água subterrâneas variam bastante e dependem da litologia e/ou proximidade a jazidas, sendo considerados anômalos os valores acima de $4 \mu\text{g.g}^{-1}$. Foi relatado que, em condições continentais áridas, teores acima de várias centenas de $\mu\text{g.L}^{-1}$ de U têm sido registrados, chegando a atingir $2\ 000 \text{ mg.L}^{-1}$ ou mais nas proximidades de jazidas de urânio (BONOTO, 2004; BONOTO & SILVEIRA, 2006; LAURIA et al, 2007).

2.3.4. Urânio na água potável

Numa pesquisa realizada em Ontario no Canadá entre 1990 e 1995 foram encontradas concentrações de urânio na água potável de $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $4,21 \mu\text{g.L}^{-1}$ e nas águas submetidas a tratamento convencional a concentração foi de $0,40 \mu\text{g.L}^{-1}$. Os teores médios de urânio encontrados na cidade de Nova York, nos

Estados Unidos apresentados em 1986, variaram entre 0,03 a 0,08 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A concentração média de 2,55 $\mu\text{g.L}^{-1}$ foi relatada em água potável em 978 localidades nos Estados Unidos nos anos 80 (WHO 2, 2011).

No entanto altas concentrações de urânio tem sido encontradas frequentemente em suprimentos de água, como poços privados, entre outros. Teores de urânio de até 700 $\mu\text{g.L}^{-1}$ foram encontrados em suprimentos privados no Canadá. Um estudo realizado na Finlândia, investigou uma população que consome água potável com teores médios de urânio acima de 28 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (KURTTIO et al., 2002). Concentrações ainda mais altas de urânio tem sido encontradas em poços privados localizados em áreas graníticas também no Sul da Finlândia, uma média de 150 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Na Noruega amostras de água subterrânea apresentaram concentrações de urânio superiores a 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Concentrações acima de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ têm sido relatadas em águas subterrâneas do Novo México, EUA e no centro da Austrália (WHO 2, 2011).

A ingestão diária de urânio pelo consumo de água na Finlândia foi estimada em 2,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Em Salt Lake City, EUA, a ingestão diária pelo consumo da água potável é de 1,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Tendo como base, os resultados dos suprimentos de Ontario, a ingestão diária de urânio através da água potável no Canadá é de 0,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (WHO 2, 2011).

No Brasil, nos recursos hídricos utilizados pela população da região Urano-Fosfática de Pernambuco foram encontradas concentrações médias de urânio de 25 mBq.L^{-1} (LIMA, 1996). Na região uranífera de Poços de Caldas, a concentração máxima encontrada foi de $178 \pm 19 \text{mBq.L}^{-1}$ (LAURIA & GODOY, 1988).

Pesquisas muito recentes revelaram que a presença do urânio na água potável torna a sua ingestão a principal via de acesso do radionuclídeo ao interior do nosso corpo. Em segundo lugar a ingestão através dos alimentos, em torno de 1 a 4 $\mu\text{g}/\text{dia}$ seguida do ar com uma contribuição extremamente baixa (WHO 2, 2011).

2.3.5 Absorção e Toxicidade

A absorção do urânio a partir do trato gastrointestinal depende de vários fatores como: solubilidade do composto de urânio e da administração concomitante de agentes oxidantes, tais como o Fe (III) e íon quinidrona. A absorção gastrointestinal do urânio solúvel resultante da ingestão de água potável é de 0,6%. Ao levarmos em consideração a absorção total, incluindo então os alimentos, a absorção gastrointestinal média passa a ser de 1-2% independentemente da idade do indivíduo ou massa de urânio ingerida (WRENN et al, 1985; WRENN et al, 1989; WHO 2, 2011).

Depois da ingestão, o urânio cai rapidamente na corrente sanguínea, onde associa-se com as células vermelhas do sangue (ICRP-69, 1995). Após sua passagem rápida pelo sangue acumula-se principalmente nos rins e no esqueleto. O rim é considerado o principal órgão alvo da toxicidade química do urânio em seres humanos, mas os outros efeitos em tecidos e órgãos são pouco conhecidos. O esqueleto é o principal local de acumulação do urânio no nosso corpo. O íon uranila (UO_2^{2+}) substitui os íons de cálcio nos complexos de cristais hidroxiapatita óssea, mas não participa da formação desses cristais. Aos poucos o urânio é redistribuído no osso e em outros órgãos (WRENN et al, 1985, KURTTIO et al, 2005; WHO 2, 2011).

Segundo pesquisas experimentais com animais, há evidências que a quantidade de urânio solúvel acumulado internamente é proporcional a sua ingestão ou inalação. A concentração total de urânio em humanos é estimada em 40 μ g, sendo que 40% desse total é encontrado nos músculos, 20% no esqueleto, 10% no sangue, 4% nos pulmões, 1% no fígado e 0,3% nos rins. Quando o urânio atinge o equilíbrio no esqueleto, é excretado pela urina ou pelas fezes. Cerca de 1% do urânio ingerido pelos humanos é excretado na urina, isso equivale a 4,4 μ g/dia, mas essa taxa depende diretamente do pH. Em condições alcalinas, onde o pH é alto, propicia a estabilidade do complexo de uranila carbonato de hidrogênio, fato que favorece a saída do complexo pela urina. Quando o pH é baixo o complexo se dissocia em grau variável, e o íon uranila poderá, então ligar-se a proteínas celulares na parede tubular, vindo a prejudicar a função tubular.

Vários estudos envolvendo animais de laboratório foram feitos para estudar a meia vida do urânio nos rins e no esqueleto. Através dessas pesquisas dois modelos foram criados: o de dois compartimentos, que estima a meia vida do urânio no rim e no esqueleto de 15 dias e 300 a 5000 dias respectivamente (WRENN et al, 1985); e o de dez compartimentos onde a meia vida é de 5 a 11 dias para o rim e 93 a 165 dias para o esqueleto (WHO 2, 2011).

Uma pesquisa realizada no Brasil, numa região uranífera situada no centro sul do estado da Bahia com moradores das regiões de Caetité, Lagoa Real e Igarorã utilizou dentes como bioindicadores de acumulação de urânio no osso. O estudo analisou 41 dentes pertencentes aos moradores daquela região com idades entre 5 e 87 anos. Os resultados revelaram concentrações de urânio bastante elevadas presentes nos dentes dos moradores das três cidades. Nos dentes dos moradores de Caetité as concentrações de urânio alcançaram valores que correspondem cerca de 100 vezes a concentração média mundial (PRADO et al, 2007; PRADO, 2007).

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica atualmente sugere o modelo biocinético de três compartimentos para a distribuição do urânio em ossos humanos: a superfície do osso seria o local onde o U ficaria inicialmente depositado, o volume ósseo trocável e em seguida o volume não trocável. O urânio é liberado da superfície óssea de forma mais lenta que o cálcio. O acúmulo de urânio no osso é reflexo de uma exposição a longo prazo, enquanto que na urina reflete exposição recente (ICRP-69, 1995; KURTTIO et al, 2005).

Um estudo realizado por Kurttio (KURTTIO et al, 2005), pioneiro em avaliar os efeitos da ingestão de urânio através da água potável, comprovou que a ingestão do urânio através da água potável pode alterar de forma significativa alguns indicadores bioquímicos de modelação óssea em seres humanos, o que caracterizaria a toxicidade do urânio no osso. Nessa pesquisa foram estudados 146 homens e 142 mulheres com idades entre 26 e 83 anos que, durante cerca de 13 anos ingeriram água potável de poços perfurados em rochas, situados numa área com alta concentração de urânio no Sul da Finlândia. Mais da metade das pessoas pesquisadas consumiram água com concentrações médias de urânio superiores a $15 \mu\text{g.L}^{-1}$. Este estudo encontrou algumas evidências para

uma associação entre o aumento do metabolismo ósseo e a exposição ao urânio na água potável. Esse resultado sugere que além dos rins, o osso pode ser outro alvo para a toxicidade do urânio.

A nefrotoxicidade do urânio foi estabelecida por meio de numerosos estudos com animais e alguns estudos com humanos (ZAMORA et al, 1998; ICRP-69, 1995; KURTTIO et al, 2002; MAGDO et al, 2007). Um estudo no Canadá avaliou os efeitos da ingestão crônica de urânio através da água potável sobre os rins, em dois grupos de indivíduos. O primeiro foi exposto a concentrações inferiores a $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ de urânio, por um período que variou de 1 a 33 anos (baixa exposição) e o segundo, a concentrações mais elevadas de 2 a $781 \mu\text{g.L}^{-1}$ por um período de 3 a 59 anos. Os resultados como, aumento da liberação de glicose pela urina, entre outros, sugeriram que os efeitos observados poderiam representar uma manifestação de toxicidade subclínica que não levará necessariamente a falha ou doença renal, mas poderá ser o primeiro indício de que a ingestão crônica de níveis elevados de U na água, pode levar a uma progressiva ou irreversível lesão renal, onde o túbulo proximal seria o local primeiramente afetado (ZAMORA et al, 1998).

Nos Estados Unidos, famílias expostas a concentrações bastante elevadas de urânio na água de poço ($866 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $1160 \mu\text{g.L}^{-1}$), foram acompanhadas com o objetivo de verificar possível lesão renal causada pela ingestão de urânio. Para isso, os níveis de β -2-micriglobulina foram monitorados. As concentrações apresentadas após a correção pela excreção da creatinina baixaram um pouco, de $120 \mu\text{g.L}^{-1}$ para $40 \mu\text{mmol}$ creatinina, com exceção do filho mais novo de 3 anos que apresentou valores pós correção de $90 \mu\text{mmol}$ de creatinina. Os níveis só baixaram três meses depois da criança ter deixado de ingerir a água oriunda desses poços. Esse estudo evidenciou o possível dano ao túbulo proximal e destacou a vulnerabilidade das crianças a exposições ambientais ressaltando a importância de levar em consideração esse aspecto ao estabelecer os padrões nacionais e internacionais para contaminantes químicos na água (MAGDO et al, 2007).

Uma comunidade indígena foi estudada para avaliar os possíveis riscos de indução ao câncer e toxicidade renal devido ao consumo, por 15 anos, de água

de poços pertencentes a comunidade. As concentrações de urânio na água variaram de 1 a 845 $\mu\text{g.L}^{-1}$. O risco em desenvolver câncer foi de 13 em 100 000, algo difícil de detectar numa população de apenas 1480 pessoas. Nenhum crescimento na taxa de casos de câncer foi detectado, apenas um efeito sobre a reabsorção tubular (ZAMORA et al, 2009).

No Sul da Finlândia, não foi registrado aumento no risco em desenvolver leucemia, câncer de estômago ou câncer no aparelho urinário devido a ingestão de urânio na água dos poços utilizados pela população pesquisada (WHO 2, 2011).

A Organização Mundial da Saúde, em 2011 aumentou o valor de referência provisório para a concentração de urânio na água potável de 15 μL^{-1} (WHO, 2004), para 30 μL^{-1} (WHO 2, 2011). No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) em sua resolução nº 357/2005, estabelece o limite de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ como a concentração máxima de urânio permitida em águas doces e a resolução nº 396/2008, o limite de 15 μL^{-1} para águas subterrâneas (CONAMA, 2008).

Atualmente já são encontrados alguns métodos que poderão ser utilizados para promover a remoção de grande parte do urânio presente em água potável, como:

Coagulação/ Filtração - remove de 80-89% do urânio;

Abrandamento com cal - remove de 85-99% do urânio;

Troca de ânions – remove de 90-100% do urânio;

Osmose reversa - remove de 90-99% do urânio;

Alumina ativada - remove 90% do urânio.

Em regiões onde a água apresenta concentrações de urânio muito elevadas, pode ser difícil alcançar níveis inferiores aos valores de referência, utilizando as tecnologias de tratamento disponíveis (WHO 2, 2011).

No Brasil, até o momento, não há referência sobre o estabelecimento de um limite na concentração em atividade do urânio em água potável.

CAPÍTULO 3 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização e vias de acesso

A província uranífera de Lagoa Real abrange uma área bastante extensa, de aproximadamente 1200 km², por isso, fez-se necessário limitar a região a ser pesquisada, priorizando pontos de coleta nas proximidades das cidades, dos lugarejos, vilas e distritos da região. A área de estudo abrange os municípios de Caetité, Lagoa Real e pequena parte do município de Livramento de Nossa Senhora (FIG.4) e está situada entre as latitudes de 13°45'S e 14°13'S e as longitudes de 42°04' W e 42°32' W. A população das três cidades totaliza 102 544 mil habitantes (IBGE, 2011).

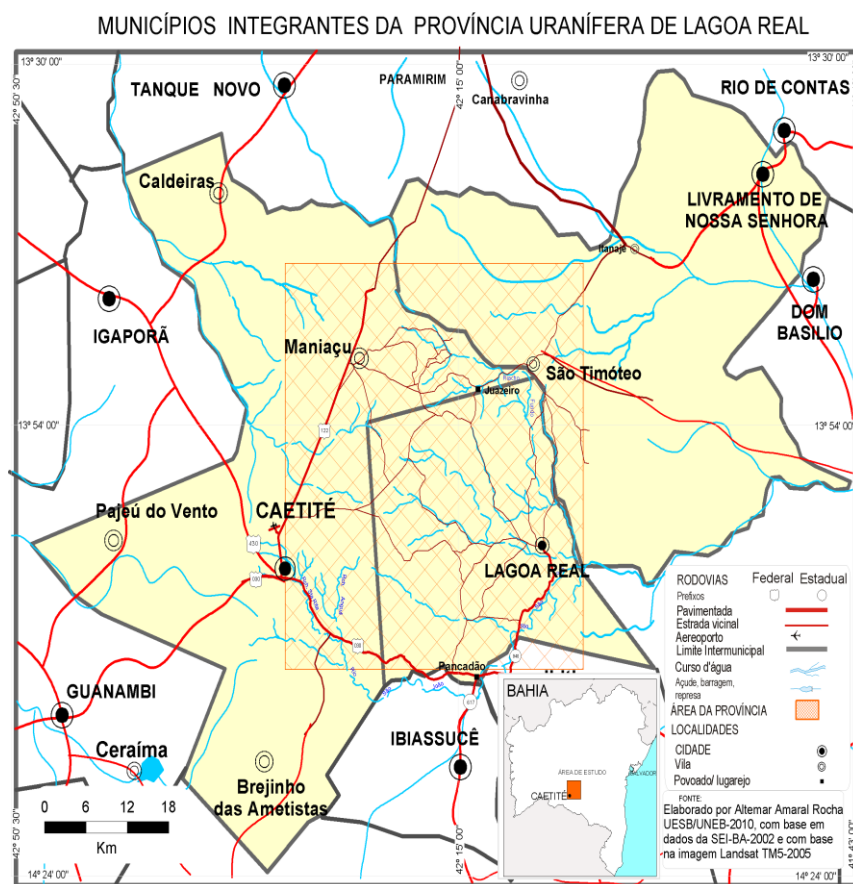


FIGURA 4 - Região de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora com alguns distritos e povoados (ROCHA 1, 2010)

A principal via de acesso a partir da capital baiana Salvador é: Salvador / Vitória da Conquista pela BR – 324 e BR – 116, Vitória da Conquista/ Caetité, pela BR – 030, totalizando 740 km. Por Belo Horizonte são duas as vias de acesso a região: Belo Horizonte/ Montes Claros pela BR - 040 e BR – 135; Montes Claros/Guanambi pela BR – 122 e Ba – 122; Guanambi/ Caetité pela BR – 030, totalizando 840 km e Belo Horizonte/ Vitória da Conquista, pela BA – 262 , BR – 116 e BR – 381, Vitória da Conquista/ Caetité, pela BR – 030, perfazendo 1150 km (INB, 1997).

3.2 Aspectos Fisiográficos

3.2.1 Clima e Vegetação

O clima é tropical, subdividindo-se em semi árido e subúmido a seco de acordo com o município, com temperaturas na faixa de 14,5° a 33°C (SEI, 2011). A precipitação anual é de aproximadamente de 800 mm, com duas estações bem definidas: a estação seca, de maio a setembro e uma estação úmida, de outubro a abril, período onde ocorre 80% das chuvas (INB, 1997).

A vegetação da região caracteriza-se pela presença da Caatinga, Cerrado e Floresta Estacional Decidual (Floresta Tropical Caducifólia). A Floresta Tropical Caducifólia é caracterizada por duas estações climáticas bem definidas, uma chuvosa e outra seguida de um longo período biologicamente seco, ocorrendo na forma de disjunções florestais, com mais de 50% dos indivíduos despídos de folhagem no período seco (IBGE, 1992; SEI, 2011).

3.2.2 Relevo

A região está relacionada ao conjunto de planaltos que constituem o divisor de águas das bacias hidrográficas do São Francisco e do Rio de Contas. As anomalias radiométricas estão localizadas no maciço de Caetité (altiplano) que é delimitado, ao norte e ao sul, respectivamente, pelas superfícies aplainadas de Paramirim e Caculé. Os maciços possuem altitudes que variam de 750 a 1100 m,

colinoso, modelado pela ação erosiva dos rios São João e Paramirim que se deslocam sobre o platô de Maniaçu, correlacionável ao ciclo Sul Americano.

A região possui três unidades principais de relevo: plano, encostas e baixadas aluvionares. A unidade relevo plano ocupa a porção topográfica mais elevada da área, com declividades inferiores a 10% e sustentada por litologias graníticas e álcali-gnáissicas. A cobertura é detrítica-residual com zonas restritas de afloramentos rochosos. A drenagem é incipiente devido ao baixo gradiente topográfico e os processos de infiltração das águas pluviais são acentuados. A unidade encosta ocupa a porção topográfica intermediária entre os topos planos e as baixadas, possuindo declividade variável entre 10 a 20%, e apresentam vertentes desenvolvidas sobre rochas do tipo granítico e gnáissico. Essa unidade é recoberta na maior parte por solos residuais e/ou transportados de composição areno-argiloso a silto-argilosa. As vertentes exibem morfologia do tipo retilínea suave, convexa e raramente côncava. Em função da concentração do escoamento pluvial apresentam, localmente, formas de erosão associada a sulcos e ravinas. A cobertura vegetal predominante é secundária, havendo um revezamento entre antigas pastagens e culturas de subsistências. As baixadas aluvionares ocupam as calhas dos vales e planícies de inundação das principais drenagens da região e são preenchidas por sedimentos aluvio-coluvionares, de composição areno-argilosa de granulometria fina a média (INB 1997; LAMEGO et al, 2003)

3.2.3 Hidrografia

A baixa densidade pluviométrica associada ao déficit hídrico da região faz com que a população local dependa quase que exclusivamente das águas subterrâneas. A ocorrência dessas fontes de água depende de características geológicas e condições climáticas que tornam a distribuição espacial dessas fontes bastante heterogêneas. O domínio das rochas cristalinas, que predomina no semi-árido, apresenta sistemas aquíferos, isto é, rochas com alta porosidade e permeabilidade que as tornam potencialmente adequadas como armazenadoras de água, do tipo fraturado, de baixa produtividade, onde aos poços estão

associadas vazões inferiores a $3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Foi observado que nas áreas desprovidas de cobertura vegetal, os aquíferos fraturados possuem recarga ineficiente. Os locais onde a exploração dos mananciais subterrâneos é mais propícia ficam nas regiões que foram submetidas a esforços tectônicos ou próximas a coberturas aluviais, coluviais ou elevações topográficas, que facilitam a circulação da água subterrânea e a recarga dos aquíferos (LAMEGO et al, 2003; BONOTO, 2004).

A província uranífera de Lagoa Real é drenada pelo riacho das Vacas, tributário do alto curso do riacho Fundo, englobando na margem direita as sub-bacias dos córregos Gameleira, Cachoeira e do Engenho e na esquerda o córrego Varginha, pertencentes a bacia hidrográfica do rio das Contas. Caracterizam-se por regime temporário, seco no inverno e torrencial na estação chuvosa. A densidade é variável e o padrão de drenagem é de forma geral dendrítico, ou seja, lembram a nervura de uma folha vegetal e constituem um padrão onde os talwegues tem variados comprimentos e não possuem nenhuma orientação preferencial ou uma organização sistemática (FIG.5). A vazão média do Rio de Contas é de $106 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

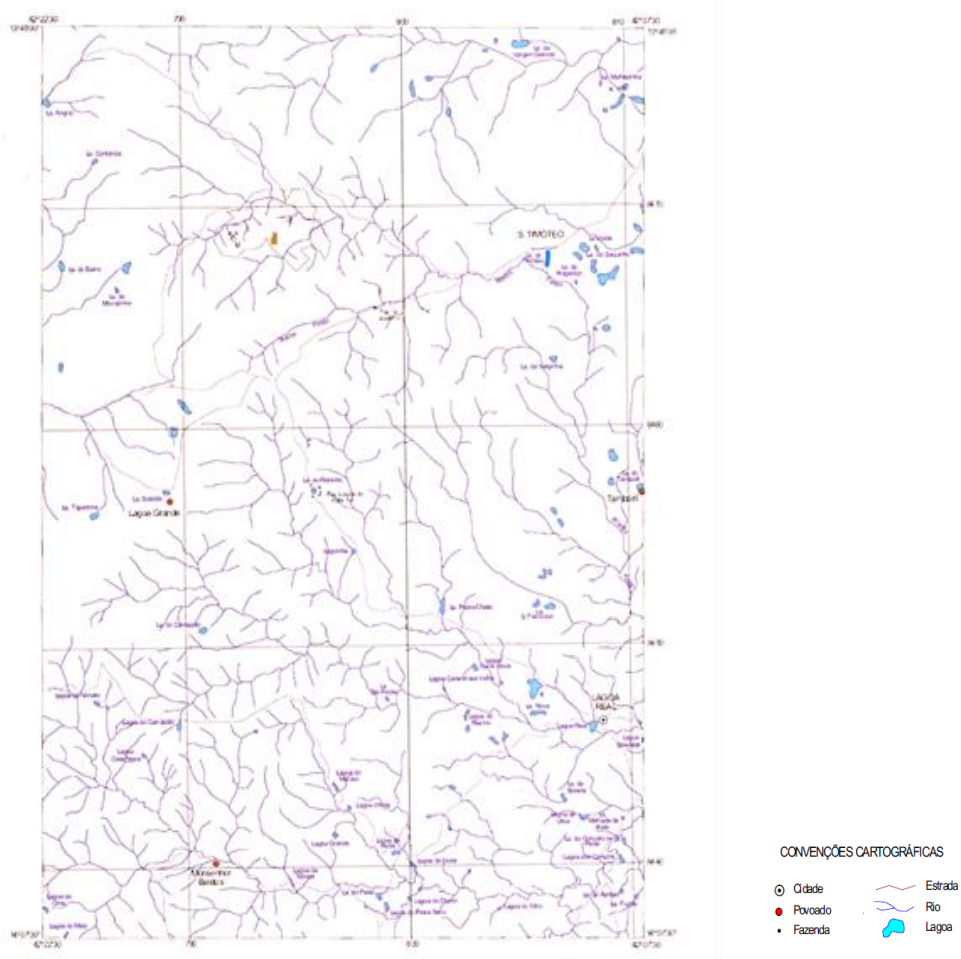


FIGURA 5 – Mapa da hidrologia da Província Uranífera de Lagoa Real modificado de Oliveira (2005).

A região está relacionada ao conjunto de planaltos que constituem o divisor de águas da bacia hidrográfica de São Francisco, situada a uma dezena de quilômetros a oeste das jazidas, e os rios pertencentes a bacia do rio das Contas, que flui de leste em direção ao oceano Atlântico (LAMEGO et al, 2003).

3.2.4 Geologia

O embasamento dessa região é representado por rochas do Arqueano/Paleoproterozóico e corresponde a granulitos, migmatitos e gnaisses os blocos Paramirim e Gavião (FIG.6). A unidade vulcanossedimentar Ibitira-Brumado corresponde a rochas supracrustais, anfíbolitos, formação ferrífera

bandada, gnaisses, metacherts, mármores e xistos, inclusive cinturões granito-greenstones.

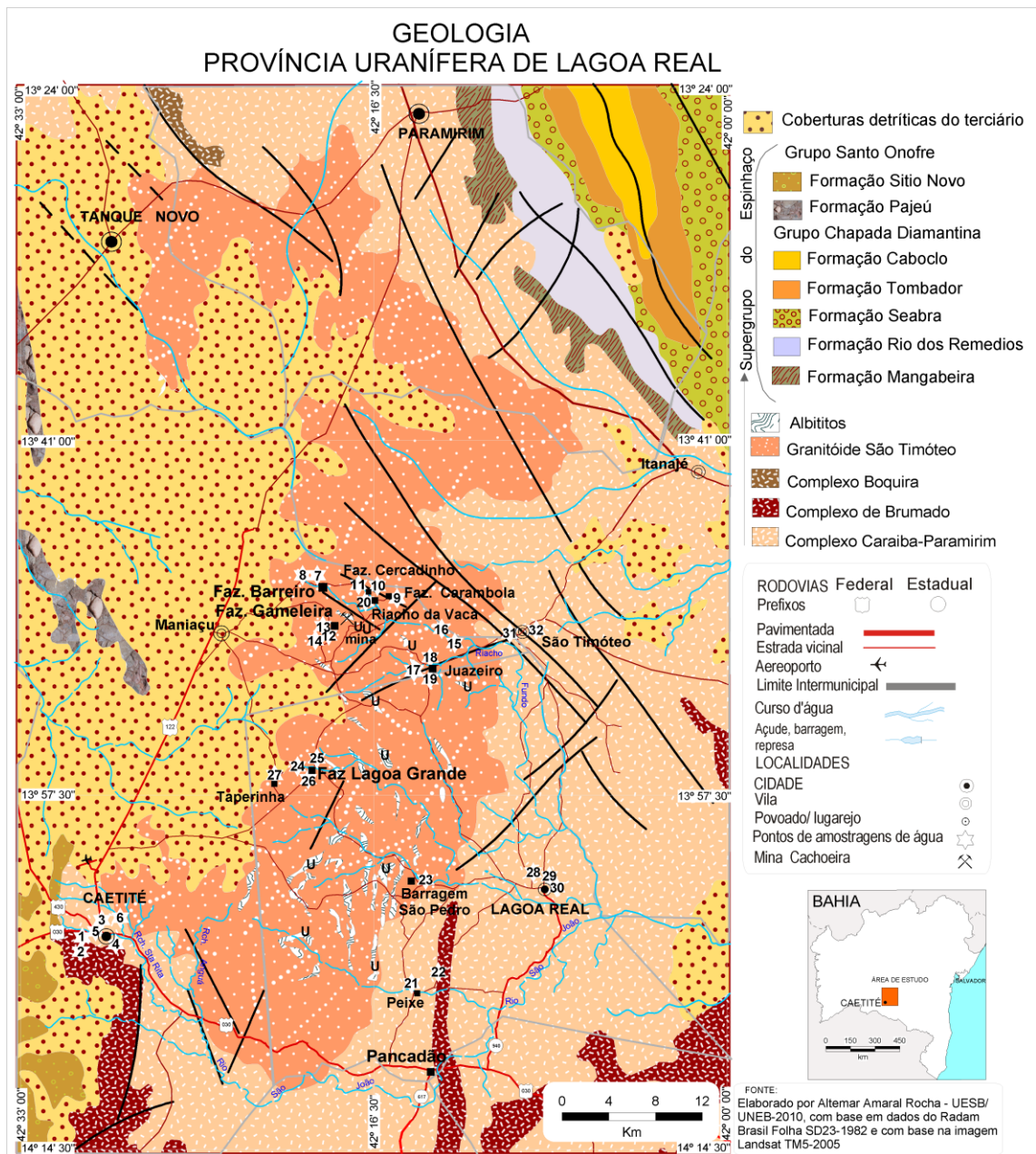


FIGURA 6 - Mapa geológico da Província Uranífera de Lagoa Real, indicando os pontos de amostragem (ROCHA 2, 2010).

O Complexo Granítico-Gnáissico de Lagoa Real abrange uma área superior a 2000 km², estende-se na direção norte-sul (faixa central do mapa geológico) e

apresenta feições estruturais onde são encontrados os albitos, rochas hospedeiras do urânio.

A Unidade de Concentração de Urânio (URA) das Industrias Nucleares do Brasil S.A. (INB) (FIG.7) está localizada na Província Uranífera de Lagoa Real , a cerca de 20 km a nordeste da cidade de Caetité, junto a anomalia 13 (mina Cachoeira) identificada pelo projeto São Timóteo, e com teor médio de 3000 ppm equivalente a U_3O_8 (FIG. 8) A URA desenvolve atividades de pesquisa, lavra e beneficiamento de minérios nucleares, objetivando a produção de concentrado de urânio natural, sob a forma de Diuranato de Amônio (DUA), produto usado como matéria prima para a produção de combustível para usinas nucleares (CARDOSO, 2004; INB, 2011).



FIGURA 7 – Vista aérea da INB de Caetité (INB, 2011).

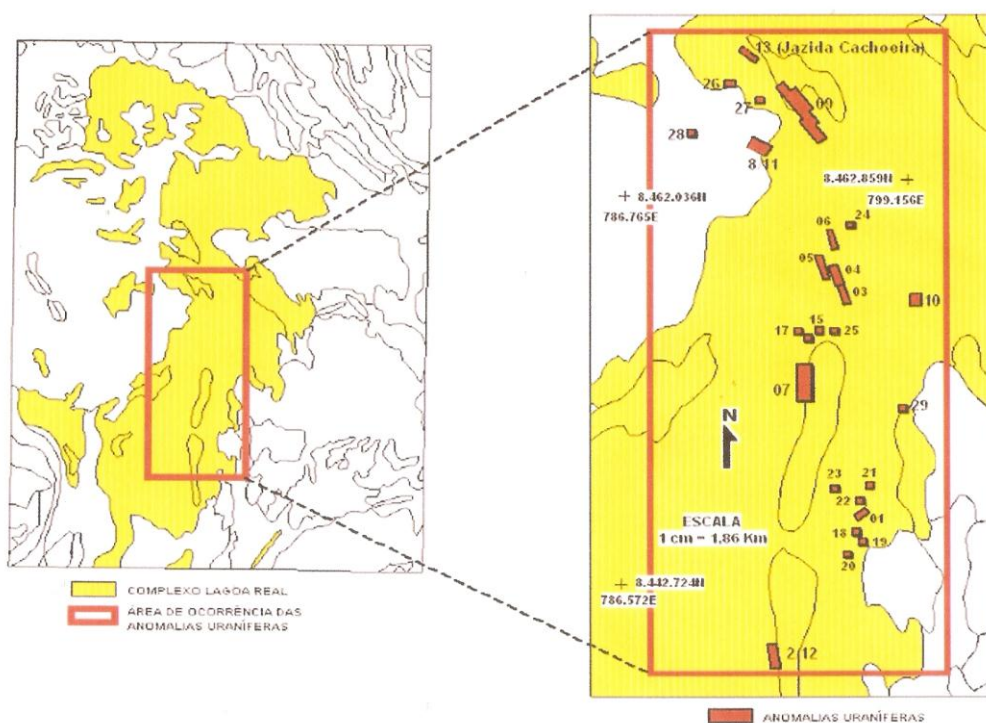


FIGURA 8 - Mapa com as anomalias uraníferas enumeradas e integradas do Complexo Lagoa Real (SANTOS, 2005).

O contexto geológico e tectônico da região de Lagoa Real faz parte da evolução do Cráton São Francisco e dos ciclos e eventos geológicos sucessivos: Jequié, Transamazônico, Espinhaço e Brasileiro. A mineralização de Urânio está relacionada às deformações oriunda da colisão N-S, com transporte tectônico de leste para oeste, durante o evento Brasileiro. Este envolveu a deformação de rochas do Arqueano, Paleoproterozóico e Mesoproterozóico, onde as rochas mais antigas (embasamento arqueano gnáissico) foram sobrepostas aos metassedimentos do Supergrupo Espinhaço. Mecanismos de retrometamorfismo e teração metassomática ao longo das zonas de cisalhamento N-S, possibilitou a formação de corpos de albitos alongados mineralizados (FIG.9) (PASCHOLATI, 2003; GUIMARÃES & HAMZA, 2009).



FIGURA 9 - Albitito uranífero - Mina Cachoeira - (Município de Caetité –BA) (CHAVES, 2005)

No âmbito restrito das anomalias uraníferas da Província Uranífera de Lagoa Real, afloram rochas metamórficas metassomáticas do embasamento cristalino, com estrutura cataclástica, notadamente granitóides, microclina-plagioclásio-augengnaisses e albititos. Essas rochas são parcialmente recobertas com sedimentos detríticos arenoargilosos de origem terciária-quadernária, pouco ou nada consolidados, com espessura não superiores a 50 metros (FIG. 10).

A formação dos ortognáisses, metassomatose cálcico-sódica e a mineralização uranífera associada foi conduzida pelo metamorfismo regional dos granitóides. Esta formação constitui a rocha encaixante dos albititos portadores da mineralização uranífera. A análise mineralógica dos corpos de minério encontrados na região, apresenta: 65-70% de plagioclásio albítico; 10-20% de piroxênio (aegirina-augita, ferro-hastingsita ou hornblenda); 2-5% de granada; 2-5% de epidoto; 1- 5% de magnetita e 1-2% de carbonatos. O quartzo é raro e dificilmente ultrapassa 5% em volume. O urânio apresenta-se na forma de uraninita UO_2 , através de diminutas inclusões ou grânulos intersticiais dos minerais máficos, principalmente aegirina-augita, ou no interior dos cristais de albite (CONCEIÇÃO, 2002).

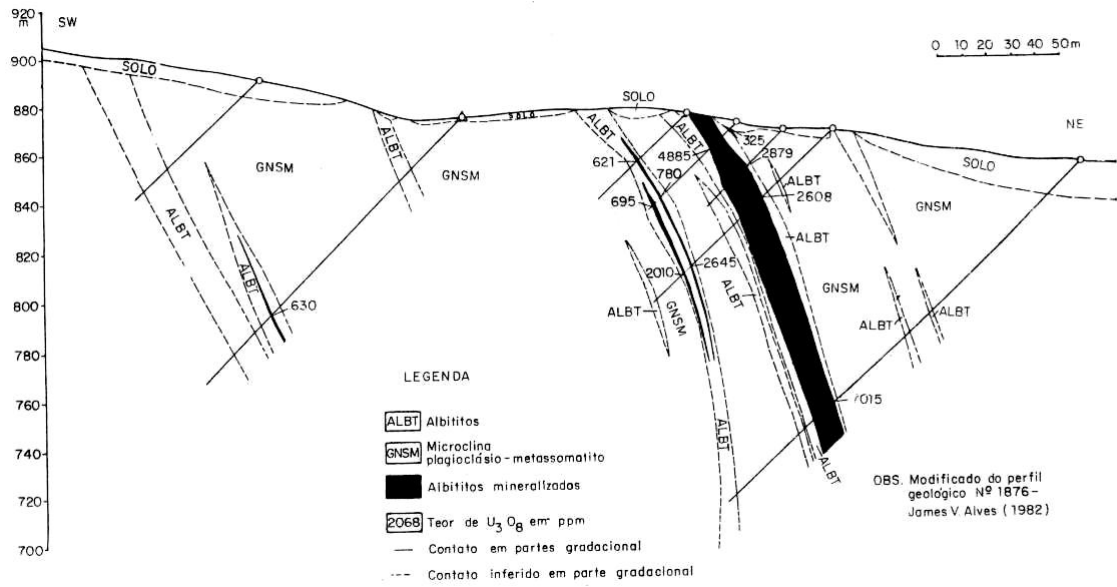


FIGURA 10 - Seção geológica vertical da Jazida Cachoeira, anomalia 13 (CHAVES, 2005).

CAPÍTULO 4 - METODOLOGIA

4.1 Coleta das águas superficiais, subterrâneas e do abastecimento público da região em estudo.

O critério utilizado para a escolha dos pontos de amostragem de água foi a proximidade com pequenas comunidades, vilas ou grupo de famílias que se utilizavam desse recurso hídrico para a sua sobrevivência.

Com base em informações meteorológicas, considerando um período seco e outro chuvoso (item 3.2.1), historicamente estabelecido, janeiro foi considerado um período chuvoso e julho período seco. Os pontos de amostragem foram estabelecidos nos municípios de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora. Em cada período um total de 32 pontos de captação de água superficiais, subterrâneas e do abastecimento público foram avaliados para se obter os níveis de radioatividade alfa e beta total e as concentrações de urânio nas águas consumidas pela população dessas localidades. Em algumas residências também foram coletadas amostras de água dos filtros de barro, oriundas dos poços da região ou da chuva que são filtradas artesanalmente e armazenadas nesses recipientes. A utilização de filtros de barro para a filtração da água é muito comum naquela região.

A escolha da metodologia a ser aplicada na determinação de radionuclídeos nas amostras ambientais, dependerá obrigatoriamente da observação de alguns fatores tais como: os princípios químicos e físicos inerentes ao radionuclídeo, o esforço analítico despendido, a reprodutibilidade do método, nos limites de detecção, a seletividade, o tempo de análise e o custo (LAURIA et al, 2007).

4.2 Metodologia para a determinação das concentrações alfa e beta total na água com detector proporcional

O método alfa e beta total é um dos procedimentos mais simples e amplamente aplicado como técnica de triagem no campo de radioecologia, monitoramento ambiental, assim como em aplicações industriais (JOBÁGY, 2010).

A realização de *Screening*, que consiste em determinar primeiramente, a radioatividade total originada pela presença de emissores alfa e beta na água, é um método rápido, seguro, de baixo custo e que seleciona as amostras a serem submetidas às análises mais específicas (LAURIA et al, 2007; WHO 1, 2011).

A metodologia utilizada no presente trabalho foi escolhida tendo como base as recomendações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, EPA (Environmental Protection Agency) (EPA, 1980), Standard Methods (EATON et al, 1995) e Organização Mundial de Saúde (WHO 1, 2011) que recomenda o método como *Screening* na verificação dos aspectos radiológicos da água potável.

Para a determinação da atividade alfa e beta total, concentra-se o volume inicial de 1 L numa chapa aquecedora até o volume de 50 mL, em seguida é pipetada uma alíquota de 4 mL numa plaqueta de aço inoxidável previamente descontaminada com ácido nítrico, posteriormente colocada sob uma lâmpada de infravermelho até a total evaporação da água presente na amostra. As plaquetas são medidas em um detector proporcional de baixa radiação de fundo e fluxo gasoso, modelo Berthold LB 775-PC 10 canais (PO-LRA-0907, 2008) por três ciclos de 400 minutos.

4.2.1. O Detector proporcional

A radiação, passando pelo gás do detector, produz pares de íons, que podem ter energia suficiente para produzir novos pares de íons. Ocorre então uma multiplicação de pares originais por um fator constante. O número original de pares é proporcional à energia; portanto a carga multiplicada fornece um pulso proporcional a energia da radiação incidente. Estes detectores possuem um tempo morto muito curto, podendo dessa forma detectar altas taxas de contagem, além de discriminar partículas alfa na presença da radiação beta, devido ao alto poder de ionização das partículas alfa (KNOLL, 1999; LAURIA et al 2007).

A radiação de fundo é mantida baixa devido à espessa blindagem de chumbo envelhecido (10 cm) de baixa radiação de fundo ao redor das câmaras contadoras e ao contador de guarda que conta em regime de anticoincidência em

relação às câmaras contadoras para descontar a radiação cósmica ambiental (BERTHOLD, 1988; BERTHOLD, 1996).

O gás utilizado nos contadores é a mistura P-10 (90% argônio e 10% metano) mantida a um fluxo constante de 100 cm³/min (BERTHOLD, 1988; BERTHOLD, 1996). Nos detectores do tipo fluxo, o gás flui através do tubo detector, entrando por um lado e saindo pelo outro e devido a esse fato apresentam algumas vantagens em relação a outros modelos, principalmente no que se refere a durabilidade pois o gás é trocado continuamente, reduzindo bastante o risco de contaminação. O detector é calibrado com uma fonte alfa, geralmente Am-241 e uma fonte beta, Sr-90 (EATON, 1995). Para efetuar a análise, uma pequena quantidade da amostra (água) é evaporada em plaquetas de aço inoxidável e colocada no interior do detector nas câmaras contadoras.

Para a determinação da radioatividade alfa e beta total na água foi utilizado o detector proporcional de baixa radiação de fundo e fluxo gasoso, modelo Berthold LB 775-PC contendo 10 câmaras contadoras, que mede partículas alfa e partículas beta simultaneamente.

4.2.2 As concentrações da radioatividade alfa e beta total

As concentrações da radioatividade alfa e beta total são calculadas utilizando a equação 1 (PO-LRA-0907, 2008)

$$C = \frac{Am - Bg}{Ef \times V \times Fc \times 60} \quad (1)$$

Onde:

C = Concentração (Bq.L⁻¹)

Am = Contagem média da amostra (cpm)

Bg = Contagem média da radiação de fundo registrada no detector (cpm)

Ef = Eficiência do detector

V = Volume da amostra concentrada

F_c = fator de concentração da amostra

60 = fator de conversão de unidades de minutos em segundo

4.2.3 A incerteza nas concentrações alfa e beta total

As incertezas nas concentrações alfa e beta total foram calculadas pela equação 2 (PO-LRA-0907, 2008).

$$\sigma C = \sqrt{\frac{\sigma A_m^2 + \sigma B_g^2}{(A_m - B_g)^2} + \left(\frac{\sigma E_f}{E_f}\right)^2 + \left(\frac{\sigma V}{V}\right)^2 + \left(\frac{\sigma F_c}{F_c}\right)^2} \times C \quad (2)$$

Onde:

C , A_m , B_g , E_f , V e F_c foram definidos para a equação 1 e

σC = incerteza da medida da concentração

σA_m = incerteza da medida da amostra

σB_g = incerteza da medida da radiação de fundo

σE_f = incerteza da eficiência

σV = incerteza do volume

σF_c = incerteza do fator de concentração.

As incertezas da medida da amostra e na radiação de fundo foram calculadas por meio da razão entre a raiz quadrada das contagens médias (cpm) e o tempo utilizado (minutos).

A incerteza da eficiência do detector foi considerada 10%, e as incertezas do volume e do fator de concentração foram consideradas nulas.

4.2.4 As eficiências dos detectores proporcionais

A eficiência do detector foi determinada pela equação 3 (KNOLL, 1999; PO-LRA-0907, 2008).

$$Ef = \frac{Rn - Bg}{A \times 60} \quad (3)$$

Onde:

Ef = Eficiência de contagem

Rn = Contagem média registrada no detector (cpm)

Bg = Radiação de fundo registrada no detector (cpm)

A = Atividade do padrão

60 = fator de multiplicação para a transformação de minutos em segundos.

4.3 Metodologia para determinação das concentrações de urânio na água com o Espectrômetro de Massas com Fonte de Plasma Indutivo (ICP-MS)

Existem várias técnicas e equipamentos que podem ser utilizados para a determinação das concentrações de urânio em amostras ambientais tais como: o ICP-MS (WHO 2, 2011), a análise por ativação com nêutrons (LIMA, 1996; SILVA, 2011), cintilação em meio-líquido (LAURIA et al, 2007), espectrometria alfa (WHO 2, 2011; LAURIA et al, 2007) e fluorimetria (LIMA, 1996; LAURIA et al, 2007). No presente trabalho a determinação do urânio foi realizada com ICP-MS.

O urânio é encontrado em rochas e solos em concentrações bastante variadas, desde quantidades traços a várias centenas de $\mu\text{g.g}^{-1}$. Na água esse comportamento não é diferente, principalmente quando estão sendo analisadas amostras ambientais. Diante deste fato, quanto maior a sensibilidade do equipamento para a detecção de concentrações pequenas do radionuclídeos na amostra, mais conclusivos serão os resultados. Dentre todas as técnicas citadas

anteriormente, a análise por ICP-MS é a que possui menor limite de detecção, em amostras de água, $0,002 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LAURIA et al, 2007).

4.3.1 O Espectrômetro de Massas com Fonte de Plasma Indutivo (ICP-MS)

O ICP-MS é considerado uma das ferramentas analíticas mais potentes e de maior sensibilidade que existe hoje no mercado mundial. A técnica tem a capacidade de determinar um grande número de elementos com alta sensibilidade em um curto espaço de tempo simultaneamente, sendo muito utilizada na determinação do U em amostras de água. Essa técnica possui a grande vantagem de exigir apenas a acidificação como tratamento pré-análise (LAURIA et al, 2007).

O ICP-MS é constituído por cinco partes principais, a saber: sistema de introdução de amostras, fonte de ionização, sistema de focalização, analisador de massas e detector de íons (FIG. 11).

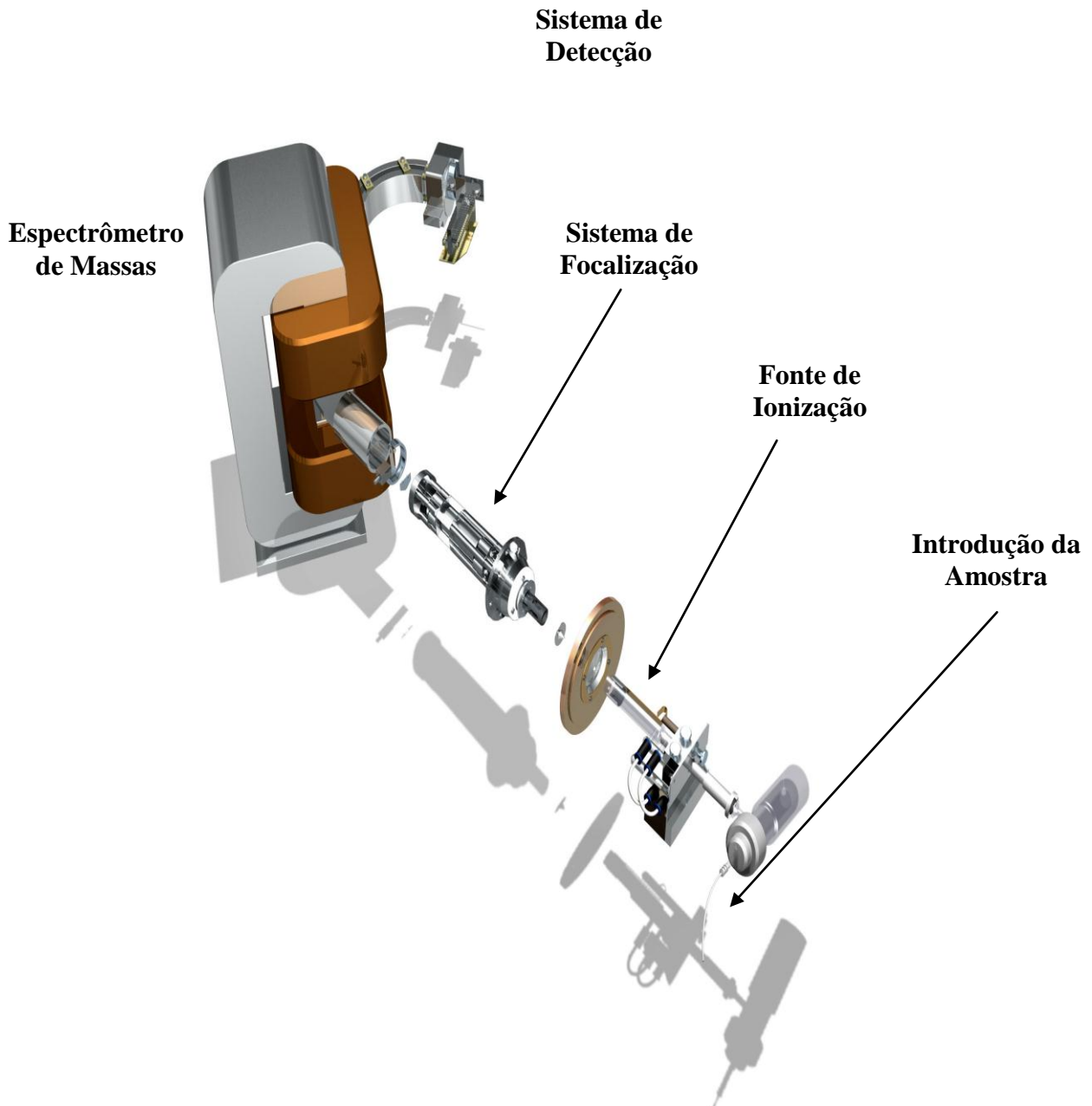


FIGURA 11 – Representação dos principais constituintes do ICP-MS (SARKIS, 2007).

4.3.2 Pré-tratamento das amostras para a determinação das concentrações de urânio na água.

Todas as análises são precedidas de preparação de soluções padrão dos mesmos analitos a serem quantificados. Essas soluções padrão com diferentes concentrações formarão a curva de calibração que será utilizada posteriormente para efetuar a leitura das amostras.

A metodologia utilizada é bem simples e não requer nenhum tratamento prévio da amostra, a não ser a sua acidificação para manter o $\text{Ph} < 2$ e sua conservação sob refrigeração. As amostras a serem analisadas são preparadas transferindo-se 9 g de água para um tubo plástico e adicionando-se em seguida 1 g de padrão interno, que no presente trabalho foi o elemento químico índio. Em seguida as amostras são colocadas no equipamento para que a leitura seja iniciada.

4.3.3 Curva de calibração do espectrômetro de massa

A função da curva de calibração do ICP-MS é expressa pela equação 4 (PRADO, 2007):

$$y = ax + b \quad (4)$$

onde:

y = é a razão intensidade; obtida através do quociente entre a intensidade em cps do analito na solução padrão, pela intensidade em cps do padrão interno utilizado.

x = concentração em $\mu\text{g.L}^{-1}$ do analito na solução padrão.

a = coeficiente angular da função.

b = coeficiente linear da função.

4.3.4 As concentrações elementares nas amostras.

A concentração do analito a ser mensurado é dada pela equação 5 (ULRICH, 2001):

$$C = \frac{I - b}{a} \quad (5)$$

Onde:

C = Concentração na amostra em $\mu\text{g.L}^{-1}$ do analito a ser mensurado;

I = é a razão intensidade; obtida através do quociente entre a intensidade em cps do analito na amostra, e a intensidade em cps do padrão interno utilizado;

a = coeficiente angular da função calibração;

b = coeficiente linear da função calibração.

Durante o cálculo da concentração final, deve-se levar em consideração alguns fatores como: o fator de diluição das amostras e a dedução do branco utilizado no processo da leitura das mesmas.

CAPÍTULO 5 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

5.1 Pontos de amostragem

Em janeiro e julho de 2010 foram coletadas amostras de água do abastecimento público, poços, cisternas, barragens, água de chuva e lagoa nos municípios de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora no centro sul do estado da Bahia, totalizando 32 pontos de amostragem (FIG. 12).

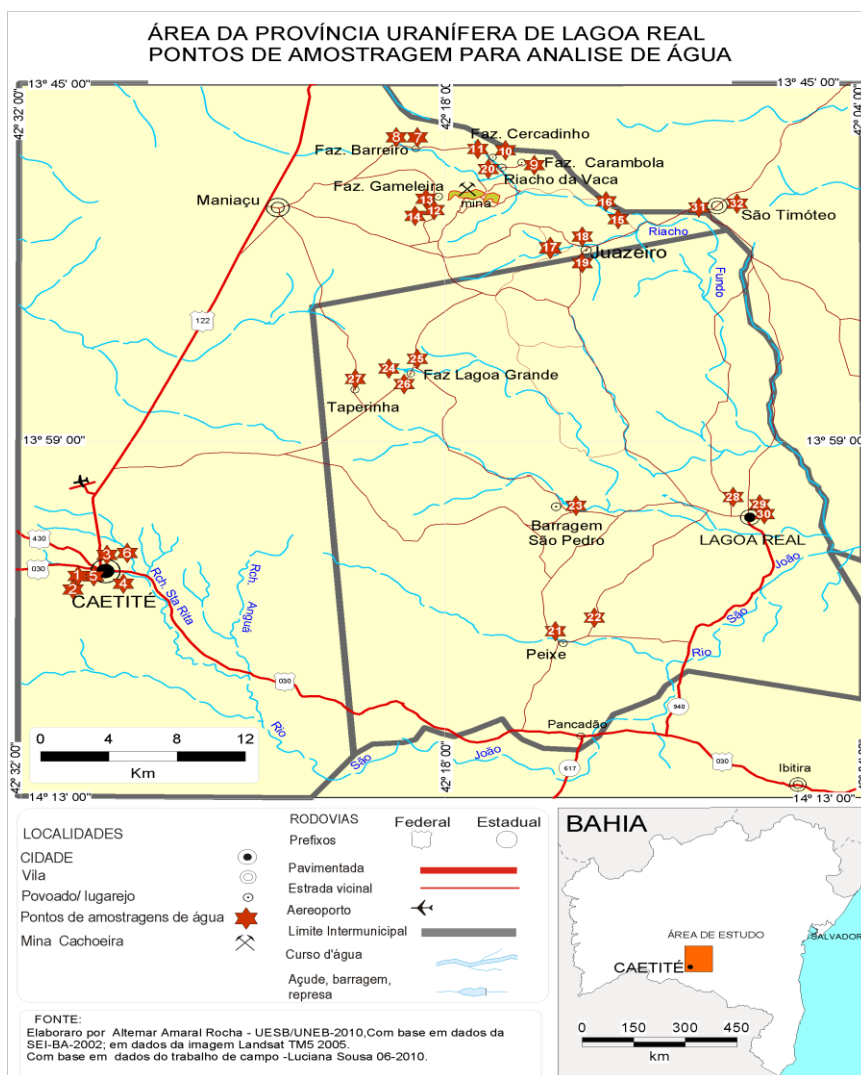


FIGURA 12- Pontos de amostragem de água no presente trabalho (ROCHA 3, 2010)

A localização geográfica dos pontos de amostragem de água é apresentada na TAB 1.

TABELA 1 - Localidade, município e coordenadas geográficas dos pontos de coleta de água.

Ponto	Localidade	Município	Latitude	Longitude
1	Zona Urbana (abastecimento público)	Caetité	14°03'57,8"	42°29'30,4"
2	Zona Urbana (abastecimento público)	Caetité	14°04'08,9"	42°29'35,5"
3	Zona Urbana (abastecimento público)	Caetité	14°03'09"	42°29'7,9"
4	Zona Urbana (abastecimento público)	Caetité	14°04'24"	42°28'54,4"
5	Zona Urbana (abastecimento público)	Caetité	14°03'57,8"	42°29'26,6"
6	Zona Urbana (poço)	Caetité	14°03'29"	42°28'59,1"
7	Zona Rural (Fazenda Barreiro - Maniaçu) poço	Caetité	13°48'04,6"	42°19'21,4"
8	Zona Rural (Fazenda Barreiro - Maniaçu) (cx d' água)	Caetité	13°48'07,2"	42°19'25,7"
9	Zona Rural (Fazenda Carambola - Maniaçu) poço	Caetité	13°48'50,7"	42°15'54,1"
10	Zona Rural (Fazenda Cercadinho-Maniaçu) (poço)	Caetité	13°48'17,0"	42°17'03,0"
11	Zona Rural (Fazenda Cercadinho-Maniaçu)Res.chuv.	Caetité	13°48'13,9"	42°16'58,0"
12	Zona Rural (Fazenda Gameleira-Maniaçu) Barragem	Caetité	13°50'11,8"	42°18'38,7"
13	Zona Rural (Fazenda Gameleira-Maniaçu) Barragem	Caetité	13°50'13,7"	42°18'39,5"
14	Zona Rural (Fazenda Gameleira-Maniaçu) (chuva)	Caetité	13°50'09,4"	42°18'37,4"
15	Zona Rural (cisterna)	Caetité	13°50'56,5"	42°12'56,6"
16	Zona Rural (poço)	Caetité	x	X
17	Zona Rural (Juazeiro) Poço	Caetité	13°51'55,1"	42°15'10,8"
18	Zona Rural (Juazeiro) Poço	Caetité	13°51'11,4"	42°13'26,6"
19	Zona Rural (Juazeiro) (Poço retirada do filtro)	Caetité	13°52'27,4"	42°13'26,1"
20	Zona Rural (Riacho da vaca) (poço)	Caetité	13°48'57,1"	42°16'35,8"
21	Zona Rural (Localidade Peixe) (poço)	Lagoa Real	14°06'26,2"	42°14'08,5"
22	Zona Rural (poço)	Lagoa Real	14°05'54,9"	42°13'01,9"
23	Zona Rural (Barragem de São Pedro)	Lagoa Real	14°01'24,7"	42°14'19,6"
24	Zona Rural (Lagoa Grande) (Lagoa)	Lagoa Real	13°56'32,2"	42°19'25,6"
25	Zona Rural (Lagoa Grande) poço	Lagoa Real	13°56'32,9"	42°19'24,1"
26	Zona Rural (Lagoa Grande) poço retirado do filtro	Lagoa Real	13°56'34,4"	42°19'23,0"
27	Zona Rural (Vila Taperinha de Lagoa Grande) (poço)	Lagoa Real	13°57'14,0"	42°21'08,0"
28	Zona Urbana (água antes de ser tratada)	Lagoa Real	14°08'04,0"	42°09'21,3"
29	Zona Urbana (poço)	Lagoa Real	14°01'57,8"	42°08'28,0"
30	Zona Urbana (abastecimento público)	Lagoa Real	14°01'57,8"	42°08'28,0"
31	Zona Rural (Povoado de São Timóteo) (poço)	Livramento	13°50'48,2"	42°10'22"
32	Zona Rural (Povoado de São Timóteo) Residência	Livramento	13°50'38,6"	42°09'37,9"

X – Latitude e Longitude não determinada.

As amostras para a análise da radioatividade alfa e beta total foram coletadas utilizando-se recipientes de polietileno com 1 L de capacidade, que apesar de novos, foram previamente higienizados com água ultra pura obtida por sistema de purificação Milli-Q, com resistividade de 18,2 M Ω .cm a 25 °C. Em seguida as amostras foram aciduladas com ácido nítrico, mantendo o pH < 2 e mantidas sob refrigeração.

Para a análise de urânio, as amostras foram acondicionadas em recipientes de polietileno novos com capacidade de 1L, e previamente higienizados com água ultra pura Milli-Q sob as mesmas condições citadas anteriormente. As amostras também foram aciduladas com ácido nítrico, para manter o pH < 2 e conservadas sob refrigeração até o momento da análise.

No momento da coleta, os parâmetros temperatura e pH da água foram medidos. Como a coleta foi feita em campo, sob condições inóspitas, para a medida do pH utilizou-se a fita indicadora universal.

Em Caetité os pontos de amostragem de 1 a 5 ficam situados na área urbana da cidade, como mostra a TAB.2. Essa água é originada do abastecimento público, que é tratada e distribuída pela EMBASA (Empresa Baiana de Saneamento) para toda a zona urbana da cidade. Nesses pontos foram incluídos: residências, Mercado Público Municipal (feira livre) e a UNEB (Universidade do Estado da Bahia) por ser um lugar com grande circulação de pessoas.

TABELA 2 - Município, localidade e respectiva fonte de suprimento de água analisada.

Município	Ponto	Localidade	Fonte de suprimento de água
Caetité,BA	1	Zona Urbana	abastecimento público
	2	Zona Urbana	abastecimento público
	3	Zona Urbana	abastecimento público
	4	Zona Urbana	abastecimento público
	5	Zona Urbana	abastecimento público
	6	Zona Urbana	poço
	7	Zona Rural (Fazenda Barreiro - Maniaçu)	poço
	8	Zona Rural (Fazenda Barreiro - Maniaçu)	caixa d'água
	9	Zona Rural (Fazenda Carambola - Maniaçu)	poço
	10	Zona Rural (Fazenda Cercadinho-Maniaçu)	poço
	11	Zona Rural (Fazenda Cercadinho-Maniaçu).	água de chuva residência
	12	Zona Rural (Fazenda Gameleira-Maniaçu)	Barragem
	13	Zona Rural (Fazenda Gameleira-Maniaçu)	Barragem
	14	Zona Rural (Fazenda Gameleira-Maniaçu)	Chuva residência
	15	Zona Rural	cisterna
	16	Zona Rural	poço
	17	Zona Rural (Juazeiro)	poço
	18	Zona Rural (Juazeiro)	poço
	19	Zona Rural (Juazeiro)	água de poço filtrada
	20	Zona Rural (Riacho da vaca)	poço
Lagoa Real, BA	21	Zona Rural (Localidade Peixe)	poço
	22	Zona Rural	poço
	23	Zona Rural (Barragem de São Pedro)	Barragem
	24	Zona Rural (Lagoa Grande)	Lagoa
	25	Zona Rural (Lagoa Grande)	poço
	26	Zona Rural (Lagoa Grande)	água de poço filtrada
	27	Zona Rural (Vila Taperinha de Lagoa Grande)	poço
	28	Zona Urbana	água antes de ser tratada
	29	Zona Urbana	poço
	30	Zona Urbana	abastecimento público
Livramento de Nossa Senhora, BA	31	Zona Rural (Povoado de São Timóteo) (poço)	poço
	32	Zona Rural (Povoado de São Timóteo) Residência	Água de poço torneira da residência

Nos povoados de Juazeiro e Maniaçu foram coletadas amostras de água de poços tubulares (profundidade entre 70 a 92m), cisternas (profundidade até 8 m), em algumas residências água de chuva retirada do filtro de barro e na Barragem Águas Claras (FIG. 13).



(a)

(b)



(c)

(d)

FIGURA 13 – Amostragem de água superficial (Barragem Águas Claras) pontos 12 e 13 (a), Cisterna ponto 15 (b), poço tubular ponto 10 (c) e do filtro utilizado para armazenar a água de chuva ponto 11 (d) (SOUSA SILVA, L., acervo pessoal, 2010).

Em Lagoa Real foram coletadas amostras de água da Barragem de São Pedro ponto 23, local de onde a EMBASA (Empresa Baiana de Saneamento)

capta a água para abastecer o município; da água na chegada da estação de tratamento ponto 28 e na feira livre da cidade, ou seja, água já tratada e distribuída pela EMBASA, ponto 30. Nesta mesma feira livre, foi coletada também, uma amostra da água de um poço muito utilizado pelos feirantes, trata-se do ponto 29. Na zona rural, os poços coletados são também tubulares e possuem as mesmas características já apresentadas anteriormente. O ponto 24 é o de uma lagoa, situada na localidade de Lagoa Grande.

Em Livramento de Nossa Senhora, no Povoado de São Timóteo, foi possível coletar a água do poço que abastece todo o povoado, ponto 31. Em São Timóteo foi coletada uma amostra de água da torneira de uma das residências, ponto 32.

5.2 Determinação das concentrações de radioatividade alfa e beta total nas amostras de água

As amostras foram preparadas segundo a metodologia estabelecida no Standard Methods (EATON et al, 1995) e EPA (EPA, 1980) citada na seção 4.2 do capítulo anterior. Todas as amostras foram medidas em triplicata. As amostras foram dispostas no detector proporcional de fluxo gasoso intercalando câmara com amostra e câmara vazia, para minimizar a influência das contagens de uma determinada amostra na outra (FIG. 14 e 15).

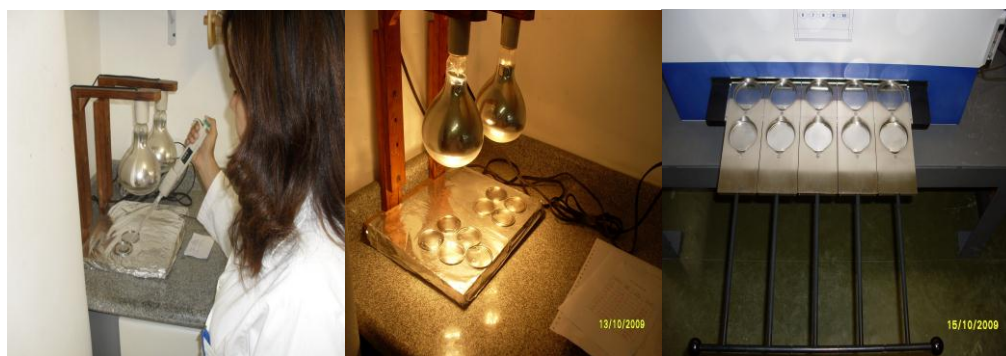
**(a)****(b)****(c)**

FIGURA 14 – Preparação e contagem das amostras, (a) plaquetas sob as lâmpadas de infravermelho (b) e disposição das amostras nas câmaras contadoras do detector (c). (SOUSA SILVA, L. acervo pessoal, 2010)



FIGURA 15 – Detector 1 - Detector proporcional de baixa radiação de fundo e fluxo gasoso Berthold LB 770-PC 10 câmaras contadoras com as gavetas abertas para colocação das amostras (LRA – GMR) (SOUSA SILVA, L., acervo pessoal, 2010).

Por estarmos trabalhando na grande maioria das vezes com níveis de radioatividade muito baixo, e o equipamento utilizado possuir baixa radiação de fundo, fez-se necessário descartar qualquer indício de contaminação das plaquetas utilizadas nas contagens das amostras de água. Todas as plaquetas antes de serem utilizadas no processo foram lavadas com água e sabão e em seguida postas em um bequer numa solução de água ultra pura Milli-Q com ácido nítrico por um período de 24 horas (SANTOS, 2003). Após esse tempo todas as plaquetas foram lavadas com água ultra pura Milli-Q. Mesmo assim, a cada pré-análise as plaquetas a serem utilizadas foram dispostas no detector por um período de 800 minutos, ou 4 ciclos de 200 minutos. Em seguida aquelas que apresentaram atividade alfa total maiores ou iguais a $0,1\text{Bq.L}^{-1}$ e beta total maiores ou iguais a 1Bq.L^{-1} , foram descartadas. As demais foram utilizadas normalmente e suas respectivas atividades apresentadas, consideradas radiação de fundo (BG) e subtraídas das concentrações das amostras.

As concentrações da radioatividade alfa total e beta total e suas incertezas foram calculadas através das equações 1 e 2 respectivamente, já apresentadas no capítulo 4.

5.3 Determinação das concentrações de urânio

5.3.1 Preparo das soluções padrão de calibração.

Todas as análises no ICP-MS foram precedidas de preparação de soluções padrão. O primeiro a ser preparado foi o padrão interno índio com uma concentração de $1\ \mu\text{g.L}^{-1}$. Para se obter a solução de In com a concentração desejada foi necessário diluir uma outra solução padrão de In com concentração de $10\ \mu\text{g.L}^{-1}$, transferindo-se 10 g da solução original para um recipiente plástico e em seguida completando-o com HNO_3 suprapur a 2% até atingir 100 g da solução desejada.

Levando-se em consideração a necessidade em determinar os pontos extremos da curva de calibração, duas amostras foram selecionadas tendo como parâmetro, as concentrações alfa e beta total apresentadas, uma que apresentou

a concentração mais baixa e a outra com a concentração mais elevada. Essas amostras foram preparadas e submetidas a uma leitura rápida no aparelho. As contagens por segundo apresentadas pela intensidade do urânio presente na amostra serviram como parâmetro na determinação dos pontos extremos da curva de calibração.

Para estabelecer a função de calibração por onde serão determinadas as concentrações de urânio foi preparado um conjunto de quatro soluções padrão de urânio nas concentrações de $0,02 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $5 \mu\text{g.L}^{-1}$; $0,02$ a $20 \mu\text{g.L}^{-1}$; $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $80 \mu\text{g.L}^{-1}$ e de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $150 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Para a obtenção desse conjunto de soluções padrão é necessária a diluição da solução original até uma concentração intermediária, evitando, dessa forma, a manipulação de quantidades de material muito pequenas, que resultariam em soluções finais com incertezas associadas muito elevadas. Essas soluções foram preparadas a partir da transferência, com micropipetas calibradas, de alíquotas de solução padrão elemental Spex® de urânio, originalmente com uma concentração de $1000 \pm 0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$.

A solução padrão elemental Spex® foi diluída até uma concentração intermediária de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$, transferindo-se 10 g da solução original para um recipiente plástico e em seguida completando-o com HNO_3 Suprapur a 2% até atingir 100 g da solução desejada. A obtenção de uma outra solução padrão intermediária de urânio, com concentração de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ fez-se necessária, para a obtenção dos pontos da curva de calibração com concentrações mais baixas, e essa foi obtida a partir da solução intermediária de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$, transferindo-se 1g dessa solução para um recipiente plástico e em seguida completando-o com HNO_3 Suprapur a 2% até atingir 100 g.

Para a obtenção das 10 g de cada solução padrão de calibração de urânio, foi transferido para cada um dos tubos plásticos também, 1 g de Indio. Em seguida completou-se com HNO_3 Suprapur a 2% até atingir as 10 g da solução padrão de calibração de urânio final (FIG. 16). A concentração final de Indio obtida, em cada solução padrão de calibração foi de $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$.



FIGURA 16 – Preparo das soluções padrão de calibração para o ICP-MS (SOUSA SILVA, L., acervo pessoal 2010).

5.3.2 Preparo das amostras

As amostras de água foram preparadas, transferindo-se para um tubo plástico 9 g de água e 1 g do Índio. No primeiro momento, todas as 32 amostras de água foram inicialmente preparadas sem qualquer tipo de filtração prévia. Em seguida, 900 g de água de 10 amostras da primeira coleta e 14 amostras da segunda coleta, foram filtradas com um filtro em microfibras de vidro, com retenção nominal de 0,8 a 8 micra e 47 mm de diâmetro da Millipore e preparadas seguindo o mesmo procedimento anteriormente citado.

As concentrações de urânio nas amostras analisadas foram obtidas através da equação 5, apresentada no capítulo 4.

O equipamento utilizado para a determinação das concentrações de urânio na água foi o Espectrômetro de massas Finnigan MAT, ELEMENT, (Bremen, Germany) com fonte de Plasma Indutivamente Acoplado ICP-MS, do Centro de Lasers e Aplicações do IPEN (FIG.17)



FIGURA 17 – Espectrômetro de massas Finnigan MAT, ELEMENT, (Bremen, Germany) com fonte de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS) (SOUSA SILVA, L., acervo pessoal 2010).

5.3.3 Preparo dos brancos

. Os brancos servem de controle para o método de medida utilizado e possuem a finalidade de monitorar as eventuais contaminações das amostras ou dos padrões ocorridas durante a manipulação. Junto com o preparo das soluções padrão de calibração e da amostra foram preparados dois brancos, um referente a curva de calibração e outro a amostra.

O branco da curva de calibração foi preparado transferindo-se 9 g de HNO₃ Suprapur a 2% e 1 g de Índio para um tubo plástico. Para o branco da amostra utilizou-se 9 g do mesmo HNO₃ utilizado na conservação das amostras preparado anteriormente com uma concentração a 2%, com 1 g de Índio.

5.3.4. Verificação do método

A verificação do método foi determinada através da análise de soluções padrão elemental Spex® de urânio, diluídas em concentrações conhecidas, em seguida submetidas a leitura do aparelho ICP-MS, para posterior comparação entre as concentrações reais e as concentrações apresentadas pela leitura do aparelho.

Para a obtenção das soluções de validação com concentrações de $0,02 \mu\text{g.L}^{-1}$, $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$, $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $0,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ foi utilizada a solução padrão de urânio com concentração de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$, oriunda da diluição da solução padrão elemental Spex® de urânio. Todas as soluções de validação foram preparadas em triplicata.

Para a obtenção das 10 g de solução de validação, foi transferido para cada tubo plástico também, 1 g de Índio. Em seguida, completou-se com água de Milli-Q até atingir as 10 g da solução de validação final.

Após a conclusão da preparação dos brancos, da amostra e da curva, soluções padrão de calibração e validação e das amostras, deu-se início à leitura das soluções, seguindo essa mesma ordem, acima citada (FIG. 18)

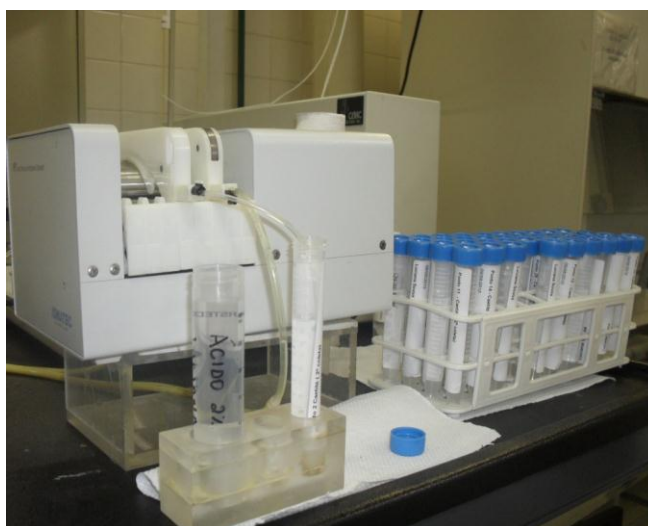


FIGURA 18 – O ICP-MS em funcionamento durante a leitura de uma das amostras (SOUSA SILVA, L., acervo pessoal 2010).

No final da leitura de cada amostra, para evitar as contaminações do aspirador que é introduzido na solução e da amostra subsequente, o mesmo é seco em um papel absorvente, em seguida introduzido rapidamente na água de Milli-Q e finalmente no HNO₃ Suprapur a 2% durante 1 minuto. Esse processo promove toda a descontaminação das partes que entram em contato com as soluções e promovem um resultado confiável. Deve-se atentar a esses cuidados, pois o equipamento possui alta sensibilidade.

CAPÍTULO 6 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

A amostragem foi realizada em dois períodos consecutivos, janeiro e julho de 2010, historicamente considerados como estação chuvosa e estação seca respectivamente (item 3.2.1). Como os pontos de amostragem estão localizados nos municípios de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora, aproximadamente 500 km de estrada de terra foram percorridos, pois a grande maioria dos locais da coleta está situada nas áreas rurais dos municípios pesquisados.

Devido ao grande volume de amostras foram utilizados três detectores proporcionais de fluxo gasoso. Foram 32 pontos de amostragem, cada um analisado em triplicata, por dois períodos consecutivos totalizando 192 análises.

6.1 Eficiência de contagem alfa e beta total dos equipamentos utilizados

Para a eficiência foram utilizados os valores já determinados e rotineiramente utilizados no Laboratório de Radiometria Ambiental do IPEN (PERES, 2010).

A eficiência média alfa e beta das 10 câmaras contadoras para cada detector utilizado está apresentado na TAB. 3.

TABELA 3 - Eficiência média alfa e beta das 10 câmaras contadoras para cada detector utilizado.

	Eficiência alfa	Eficiência beta
Detector 1	19%	37%
Detector 2	18%	45%
Detector 3	19%	45%

Os detectores proporcionais de fluxo gasoso utilizados no presente trabalho são verificados quadrimensalmente, com resultados satisfatórios, por meio do Programa Nacional de Intercomparação conduzido pelo IRD/RJ (PNI-IRD, 2011)

6.2 Concentração da radioatividade alfa e beta total nas águas da região em estudo.

A concentração da radioatividade alfa e beta total para cada ponto de coleta foi determinada a partir da média das concentrações individuais das amostras medidas em triplicata. As incertezas de todos os resultados representam a incerteza propagada na média.

6.2.1 Período das chuvas

Na TAB. 4 são apresentados os dados das atividades alfa e beta global encontrados nas amostras de água coletadas em janeiro de 2010 durante o período das chuvas.

TABELA 4 - Atividade alfa e beta total nas amostras de água no período de chuva com as incertezas.

Município	Ponto		Atividade alfa total (Bq.L ⁻¹)	Atividade beta total (Bq.L ⁻¹)
Caetité, BA	1	abastecimento público	0,043±0,003	0,114±0,007
	2	abastecimento público	0,032±0,002	0,077±0,005
	3	abastecimento público	0,029±0,002	0,108±0,007
	4	abastecimento público	0,027±0,002	0,35±0,02
	5	abastecimento público	0,051±0,003	0,17±0,01
	6	Poço	0,020±0,001	0,090±0,005
	7	Poço	0,32±0,02	0,48±0,03
	8	caixa d'água	0,26±0,01	0,42±0,02
	9	Poço	0,072±0,004	0,28±0,02
	10	Poço	0,31±0,02	0,89±0,05
	11	água de chuva residência	0,019±0,001	0,045±0,003
	12	Barragem	0,085±0,005	0,65±0,04
	13	Barragem	0,078±0,005	0,62±0,04
	14	água de chuva residência	0,055±0,003	0,115±0,007
	15	Cisterna	0,045±0,003	0,40±0,02
	16	Poço	NC	NC
	17	Poço	0,45±0,03	0,64±0,04
	18	Poço	0,084±0,005	0,30±0,02
	19	água de poço do filtro	0,072±0,004	0,22±0,017
	20	Poço	0,064±0,004	0,25±0,01
Lagoa Real, BA	21	Poço	0,107±0,006	0,38±0,02
	22	Poço	0,79±0,04	3,00±0,17
	23	Barragem	ND	0,48±0,03
	24	Lagoa	0,32±0,02	1,19±0,07
	25	Poço	NC	NC
	26	água de poço do filtro	0,19±0,01	0,27±0,02
	27	Poço	0,026±0,002	0,148±0,009
	28	água antes de ser tratada	0,010±0,001	0,17±0,01
	29	Poço	0,083±0,005	1,39±0,08
	30	abastecimento público	0,042±0,004	0,18±0,01
Livramento de Nossa Senhora, BA	31	Poço	0,113±0,007	0,66±0,02
	32	Água de poço torneira da residência	0,077±0,004	0,51±0,03

NC - Não coletado

ND – Não determinado

Na FIG. 19 são apresentadas as concentrações alfa e beta total em Bq.L⁻¹ em cada ponto de amostragem e os limites estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (**OMS**) (WHO 1, 2011) e pelo Ministério da Saúde (**MS**) (PORTARIA MS, 2011), em relação aos níveis de radioatividade total na água potável em janeiro de 2010, período chuvoso na região.

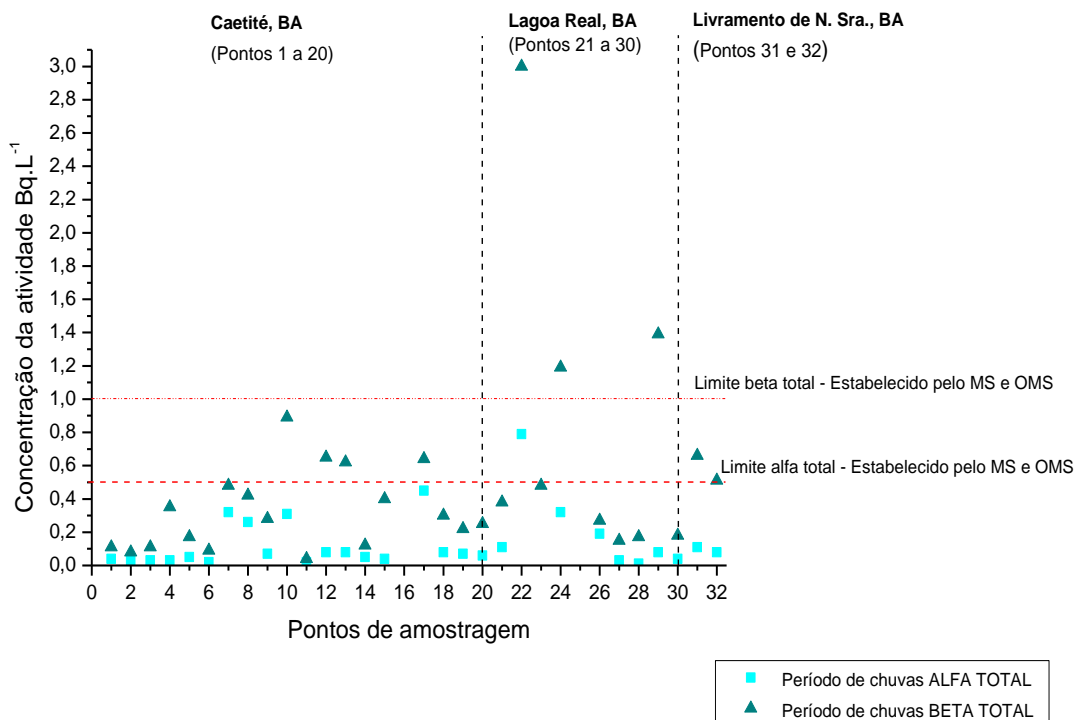


FIGURA 19 – Concentração da radioatividade alfa e beta total em Bq.L⁻¹ nas amostras de água de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora (período chuvoso) com os limites da **OMS** e **MS** em destaque.

Nas águas do abastecimento público os valores da radioatividade alfa total ficaram entre $0,027 \pm 0,002$ Bq.L⁻¹ a $0,051 \pm 0,003$ Bq.L⁻¹ e beta total de $0,077 \pm 0,005$ Bq.L⁻¹ a $0,35 \pm 0,02$ Bq.L⁻¹. Nos poços as atividades encontradas para alfa global variaram entre $0,020 \pm 0,001$ Bq.L⁻¹ num poço da CERB (Companhia de engenharia rural da Bahia) situado no município de Caetité a $0,79 \pm 0,04$ Bq.L⁻¹, valor bastante elevado encontrado em um poço tubular localizado na zona rural no município de Lagoa Real; para beta os níveis máximos encontrados foram de $3,00 \pm 0,17$ Bq.L⁻¹ no mesmo poço, em Lagoa Real onde foi detectada alta concentração de emissores alfa, e mínimo de $0,090 \pm 0,005$ Bq.L⁻¹

no mesmo poço da CERB em Caetité, citado anteriormente. Para as águas superficiais foram observados os valores máximos para alfa de $0,32 \pm 0,02 \text{ Bq.L}^{-1}$ em uma Lagoa situada na localidade de Lagoa Grande município de Lagoa Real e mínimo na Barragem de São Pedro em Lagoa Real onde as concentrações foram tão baixas que não puderam ser determinadas, para beta os níveis oscilaram entre $1,19 \pm 0,07 \text{ Bq.L}^{-1}$ em uma lagoa na localidade de Lagoa Grande no município de Lagoa Real e $0,48 \pm 0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$ na Barragem de São Pedro. Nas águas de chuva, que foram coletas diretamente dos filtros de barro, que por sua vez estavam sendo utilizadas por algumas famílias para beber, em substituição a água de poço, foi encontrado o valor máximo para alfa total de $0,055 \pm 0,003 \text{ Bq.L}^{-1}$ e mínimo de $0,019 \pm 0,001 \text{ Bq.L}^{-1}$ e para beta total as concentrações variaram de $0,115 \pm 0,007 \text{ Bq.L}^{-1}$ a $0,045 \pm 0,003 \text{ Bq.L}^{-1}$.

6.2.2 Período Seco

Na TAB.5 são apresentados os dados das atividades alfa e beta total encontrados nas amostras de água coletadas em julho de 2010 durante o período seco.

TABELA 5 - Atividade alfa e beta total nas amostras de água no período seco com as incertezas.

Município	Ponto		Atividade alfa total (Bq.L ⁻¹)	Atividade beta total (Bq.L ⁻¹)
Caetité,BA	1	abastecimento público	0,087±0,005	0,152±0,009
	2	abastecimento público	0,073±0,004	0,074±0,005
	3	abastecimento público	0,059±0,003	0,057±0,003
	4	abastecimento público	0,018±0,001	0,097±0,006
	5	abastecimento público	0,071±0,003	0,19±0,01
	6	poço	0,162±0,014	0,20±0,02
	7	poço	NC	NC
	8	caixa d'água	0,29±0,02	0,52±0,03
	9	poço	0,089±0,005	0,28±0,02
	10	poço	0,255±0,015	0,67±0,04
	11	água de chuva residência	0,0041±0,0004	0,054±0,003
	12	Barragem	0,105±0,006	0,52±0,03
	13	Barragem	0,136±0,008	0,58±0,03
	14	água de chuva residência	0,032±0,004	0,052±0,007
	15	cisterna	0,084±0,005	0,42±0,02
	16	poço	0,027±0,002	0,65±0,04
	17	poço	0,57±0,03	0,89±0,05
	18	poço	0,079±0,005	0,26±0,01
	19	água de poço do filtro	0,013±0,001	0,129±0,008
	20	poço	0,041±0,005	0,26±0,03
Lagoa Real, BA	21	poço	0,131±0,008	0,52±0,03
	22	poço	0,45±0,03	1,49±0,09
	23	Barragem	0,071±0,004	0,23±0,01
	24	Lagoa	0,43±0,03	1,12±0,06
	25	poço	0,26±0,018	0,31±0,02
	26	água de poço do filtro	0,25±0,01	0,19±0,01
	27	poço	0,07±0,01	0,12±0,01
	28	água antes de ser tratada	0,029±0,004	0,17±0,02
	29	poço	0,16±0,01	1,63±0,13
	30	abastecimento público	0,013±0,001	0,21±0,01
Livramento de Nossa Senhora, BA	31	poço	0,084±0,005	0,47±0,03
	32	Água de poço torneira da residência	0,073±0,009	0,54±0,06

NC - Não coletado

Na FIG. 20 são apresentadas as concentrações alfa e beta total em Bq.L^{-1} em cada ponto de amostragem e os limites estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (**OMS**) (WHO 1, 2011) e Ministério da Saúde (**MS**) (PORTARIA MS, 2011), em relação aos níveis de radioatividade total na água potável em julho de 2010, período seco na região.

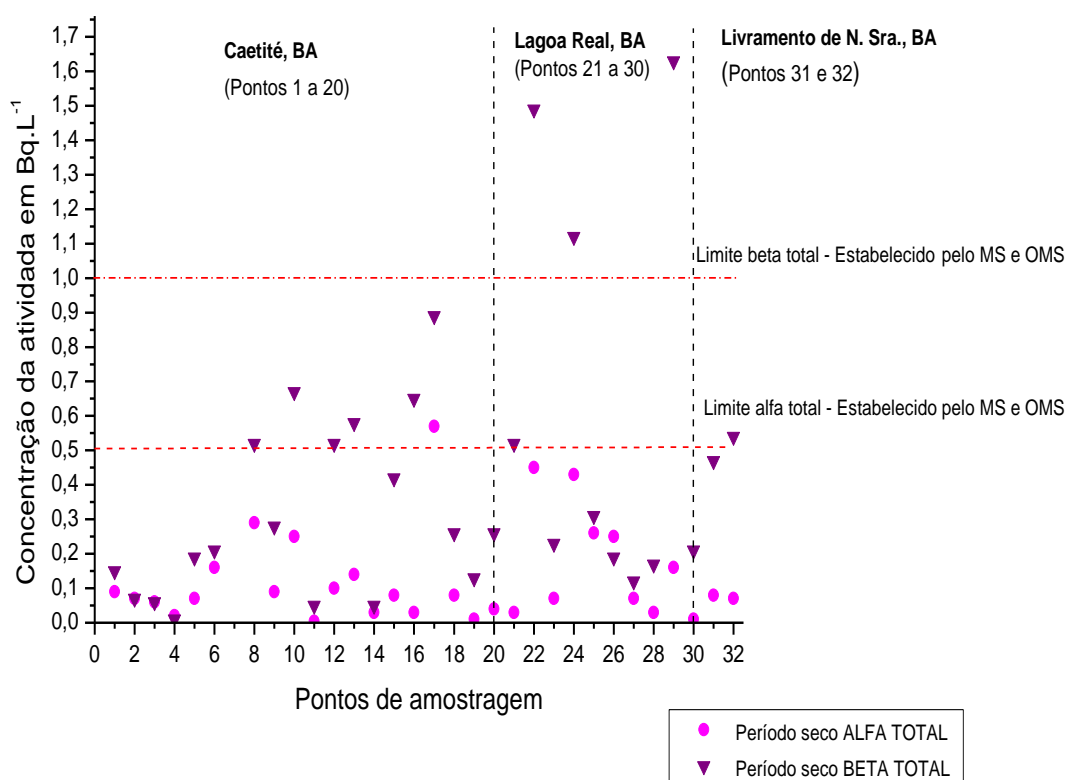


FIGURA 20 - Concentração da radioatividade alfa e beta total em Bq.L^{-1} nas amostras de água de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora (período seco) com os limites da **OMS** e **MS** em destaque.

Nas águas do abastecimento público foram encontradas as atividades alfa total entre $0,087 \pm 0,005 \text{ Bq.L}^{-1}$ e $0,013 \pm 0,001 \text{ Bq.L}^{-1}$, e para beta total entre $0,21 \pm 0,01 \text{ Bq.L}^{-1}$ e $0,057 \pm 0,003 \text{ Bq.L}^{-1}$. Nos poços os níveis encontrados para alfa total variaram de $0,57 \pm 0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$, valor máximo encontrado em um poço

tubular da CERB (Companhia de Engenharia Rural da Bahia) no povoado de Juazeiro em Caetité, e mínimo $0,013 \pm 0,001$ Bq.L⁻¹ água de poço retirada do filtro de barro numa residência em Juazeiro também em Caetité; para beta a atividade máxima encontrada foi de $1,63 \pm 0,13$ Bq.L⁻¹ num poço situado no mercado público no município de Lagoa Real e a mínima $0,12 \pm 0,01$ Bq.L⁻¹, em um poço na Vila Taperinha de Lagoa Grande no município de Lagoa Real . Para as águas superficiais foram encontrados os valores máximos para alfa total de $0,43 \pm 0,03$ Bq.L⁻¹ numa lagoa em Lagoa Grande situada no município de Lagoa Real e mínima $0,071 \pm 0,004$ Bq.L⁻¹ na Barragem de São Pedro também em Lagoa Real. Para beta as atividades máximas foram de $1,12 \pm 0,06$ Bq.L⁻¹ na mesma lagoa citada anteriormente e mínimas de $0,23 \pm 0,01$ Bq.L⁻¹ também na Barragem de São Pedro. Nas águas de chuva utilizadas apenas para beber, que foram coletas diretamente dos filtros de barro, em substituição a água de poço, foi encontrado o valor máximo para alfa total de $0,032 \pm 0,004$ Bq.L⁻¹ e mínimo de $0,0041 \pm 0,0004$ Bq.L⁻¹, para beta total os valores encontrados variaram de $0,054 \pm 0,003$ Bq.L⁻¹ a $0,052 \pm 0,007$ Bq.L⁻¹.

A FIG. 21 mostra os níveis radioatividade alfa e beta total em Bq.L⁻¹ nos dois períodos pesquisados e os limites estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (**OMS**) (WHO 1, 2011) e Ministério da Saúde (**MS**) (PORTARIA MS, 2011).

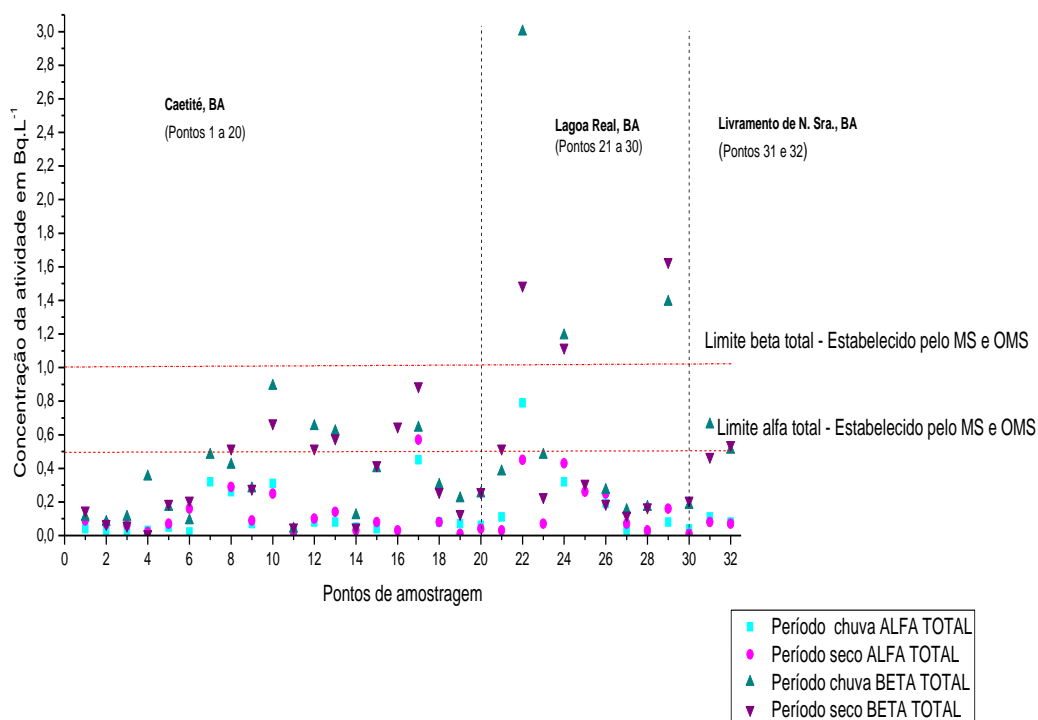


FIGURA 21 - Concentração da radioatividade alfa e beta total em Bq.L^{-1} nas amostras de água de Caetité, Lagoa Real e Livramento de Nossa Senhora nos dois períodos pesquisados com os limites da **OMS** e **MS** em destaque.

6.3 Curvas de Calibração do espectrômetro de massa

Uma curva de calibração deve conter uma quantidade de pontos que cubra de forma satisfatória todo o intervalo da concentração do elemento analisado presente na amostra. É importante ressaltar que em toda curva, o menor ponto deverá estar sempre abaixo da mínima concentração esperada e o ponto mais alto, acima da máxima concentração esperada (PECEQUILO, 2010).

Na TAB.6 são apresentadas as alíquotas utilizadas a partir da solução padrão intermediária de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ de urânio, para a obtenção das soluções padrão de calibração com concentrações de $0,02 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$.

TABELA 6 – Alíquota da solução padrão de urânio intermediária com concentração de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ utilizada para a obtenção das soluções padrão de calibração.

Alíquota da solução padrão de urânio intermediária utilizada(g)	Concentração da solução padrão de calibração obtida ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
0,2	0,02
0,5	0,05
1	0,1
2	0,2
5	0,5

Na TAB.7 são apresentadas as alíquotas necessárias a partir da solução padrão intermediária de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ de urânio, para a obtenção das soluções padrão de calibração com concentrações de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $80 \mu\text{g.L}^{-1}$.

TABELA 7 – Alíquota da solução padrão de urânio intermediária com concentração de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ utilizada para a obtenção das soluções padrão de calibração.

Alíquota da solução padrão de urânio intermediária utilizada(g)	Concentração da solução padrão de calibração obtida ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
0,1	1
0,2	2
0,5	5
1	10
2	20
3	30
5	50
8	80

Na TAB.8 são apresentadas as alíquotas necessárias a partir da solução padrão elementar Spex® de urânio, originalmente com uma concentração de

1000 $\mu\text{g.L}^{-1}$, para a obtenção das soluções padrão de calibração com concentrações de 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 150 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

TABELA 8 – Alíquota da solução padrão elemental Spex® de urânio com concentração de 1000 $\mu\text{g.L}^{-1}$ utilizada para a obtenção das soluções padrão de calibração .

Alíquota da solução padrão elemental Spex® de urânio utilizada(g)	Concentração da solução padrão de calibração obtida ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
1	100
1,5	150

Nas FIG. 22 a 25 são apresentadas as curvas de calibração obtidas a partir das soluções padrão de calibração e da equação 4.

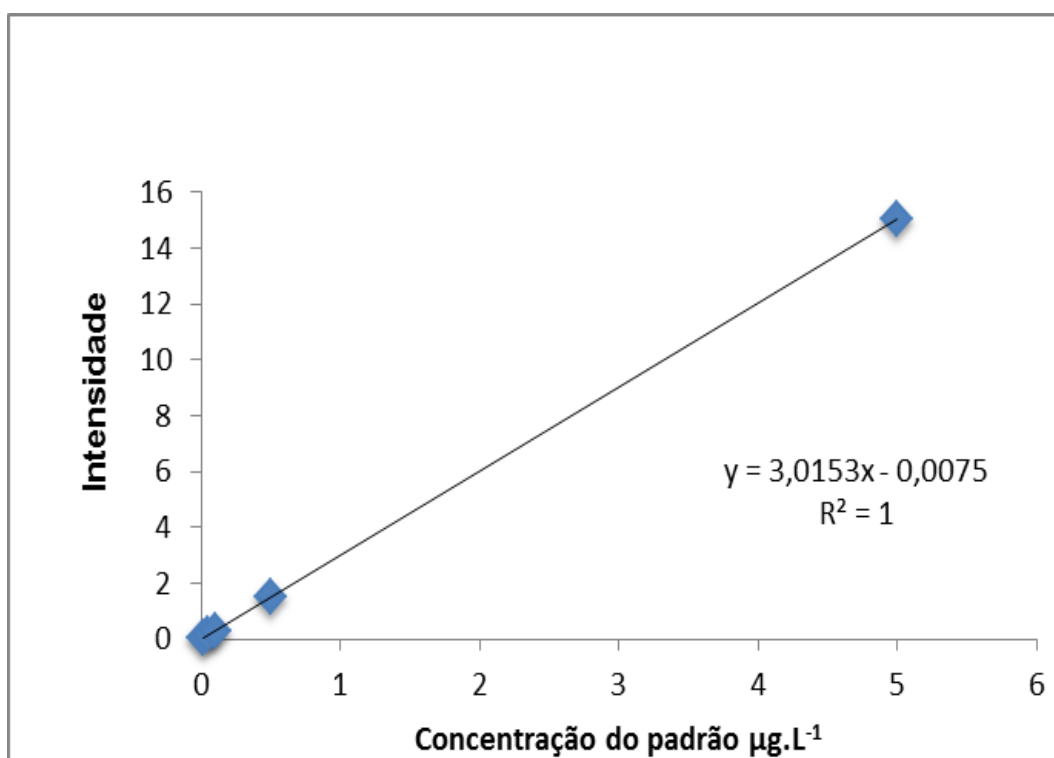


FIGURA 22 – Curva de calibração utilizada para a leitura das amostras de água com concentrações de urânio menores que 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

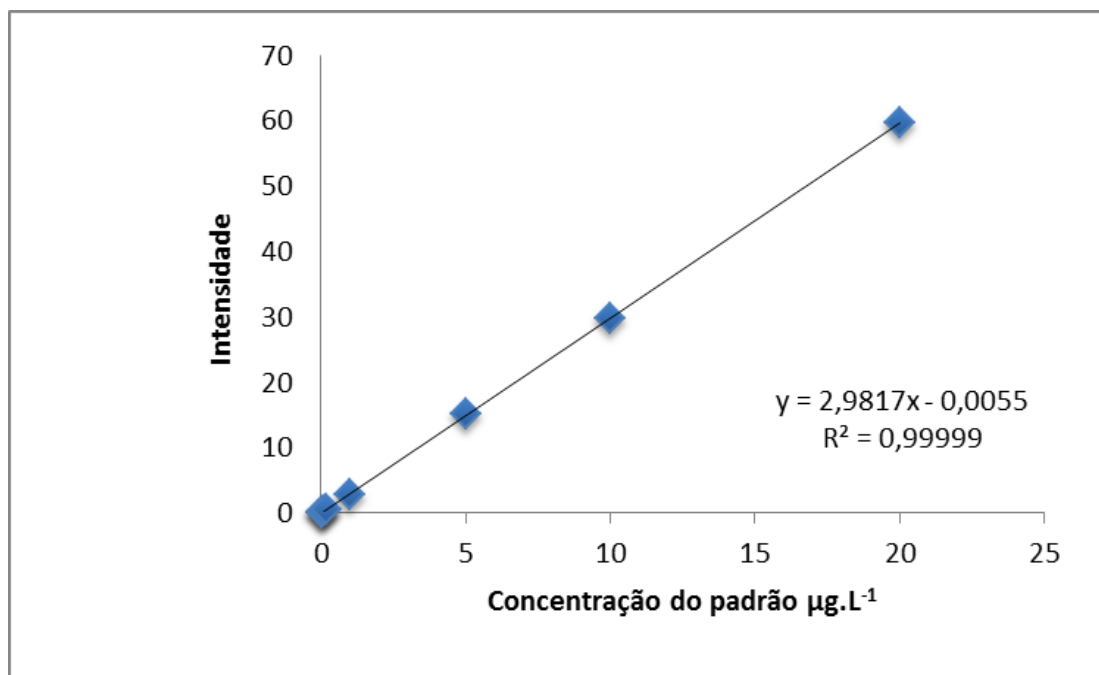


FIGURA 23 – Curva de calibração utilizada para a leitura das amostras de água com concentrações de urânio no intervalo de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$.

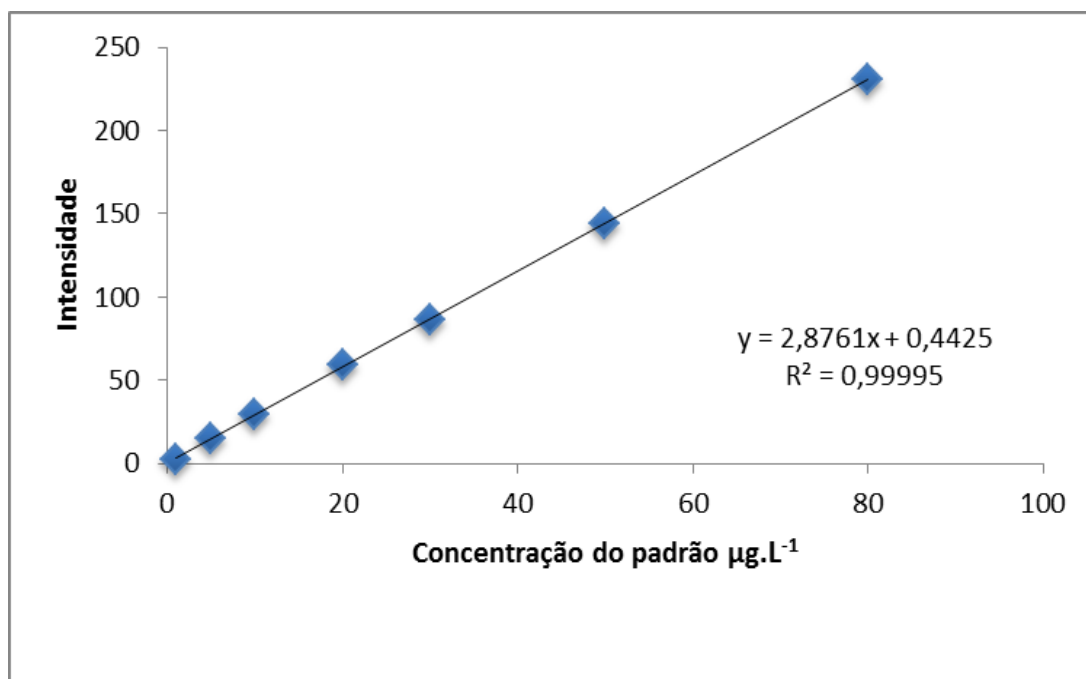


FIGURA 24 – Curva de calibração utilizada para a leitura das amostras de água com concentrações de urânio no intervalo de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $50 \mu\text{g.L}^{-1}$.

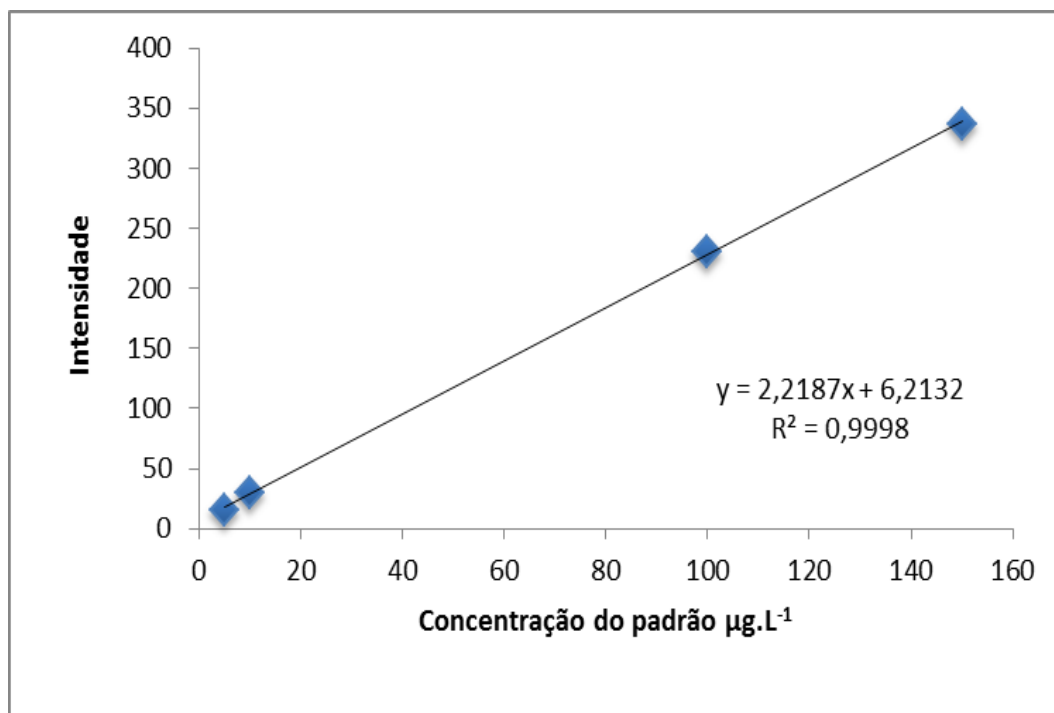


FIGURA 25 – Curva de calibração utilizada para a leitura das amostras de água com concentrações de urânio maiores que 50 µg.L⁻¹.

6.4 Concentração de urânio nas águas da região em estudo

6.4.1 Período das chuvas

Na TAB. 9 são apresentadas as concentrações de urânio encontrados nas amostras de água coletadas em janeiro de 2010 durante o período das chuvas.

TABELA 9 – Concentração de urânio em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água coletadas no período chuvoso da região em estudo com incertezas (filtrada e/ou não filtrada).

Município	Ponto		^{238}U ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	^{238}U ($\mu\text{g.L}^{-1}$)(filtrada)
Caetité, BA	1	abastecimento público	0,077± 0,005	-
	2	abastecimento público	0,076± 0,005	-
	3	abastecimento público	0,074± 0,005	-
	4	abastecimento público	0,073± 0,005	-
	5	abastecimento público	0,327± 0,006	-
	6	poço	0,071± 0,005	-
	7	poço	4,87± 0,03	5,43± 0,03
	8	caixa d'água	5,60± 0,03	5,29± 0,03
	9	poço	1,03± 0,03	-
	10	poço	19,9± 0,3	20,3± 0,3
	11	água de chuva residência	0,094± 0,005	-
	12	Barragem	0,450± 0,006	-
	13	Barragem	0,382± 0,005	-
	14	água de chuva residência	0,127± 0,005	-
	15	cisterna	2,17± 0,03	-
	16	poço	NC	NC
	17	poço	12,7± 0,3	17,1± 0,3
	18	poço	0,170± 0,005	-
	19	água de poço do filtro	0,134± 0,005	-
	20	poço	0,418± 0,006	-
Lagoa Real, BA	21	poço	0,170± 0,005	0,165± 0,005
	22	poço	74,8± 1,5	89,5± 1,5
	23	Barragem	0,107± 0,005	-
	24	Lagoa	0,358± 0,006	0,362± 0,006
	25	poço	NC	NC
	26	água de poço do filtro	1,36± 0,03	1,31± 0,03
	27	poço	0,107± 0,005	-
	28	água antes de ser tratada	0,108± 0,005	-
	29	poço	3,71± 0,03	4,39± 0,03
	30	abastecimento público	0,095± 0,005	-
Livramento de Nossa Senhora, BA	31	poço	4,03± 0,03	4,98± 0,03
	32	Água de poço torneira da residência	4,11± 0,03	-

NC Não coletado

(-) Amostra não filtrada

As 10 amostras de água que apresentaram radioatividade alfa total acima do limite de $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$ e/ou beta total acima de 1 Bq.L^{-1} tiveram uma alíquota filtrada com um filtro em microfibras de vidro, com retenção nominal de 0,8 a 8 micra e 47 mm de diâmetro da Millipore e submetida a análise de urânio juntamente com a não filtrada.

A FIG.26 mostra as concentrações de urânio em cada ponto de amostragem e os limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde - **OMS** (WHO 2, 2011) e pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - **CONAMA** (CONAMA, 2005) e (CONAMA, 2008). Esses resultados são referentes ao mês de janeiro de 2010, período chuvoso na região.

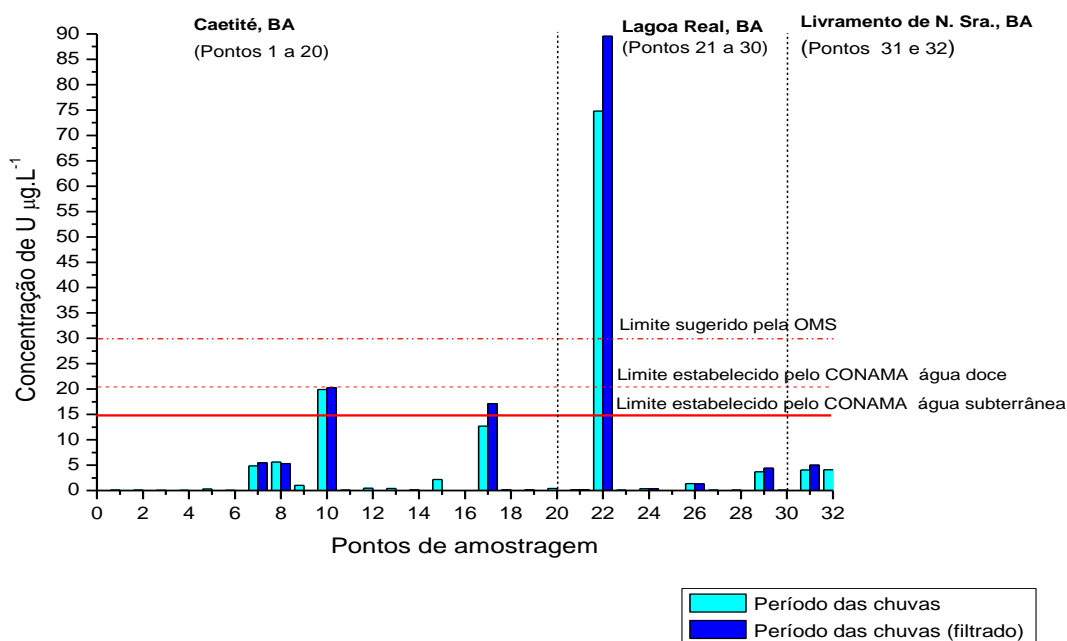


FIGURA 26 - Concentração de urânio em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água coletadas no período chuvoso da região em estudo com os limites da OMS/2011 e do CONAMA em destaque (filtrada e/ou não filtrada).

As concentrações de urânio encontradas nas águas do abastecimento público no período chuvoso atingiram os valores máximos de $0,327 \pm 0,006 \mu\text{g.L}^{-1}$ e mínimos de $0,073 \pm 0,005 \mu\text{g.L}^{-1}$, nas amostras dos poços as concentrações máximas encontradas foram de $74,8 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ e a mesma amostra filtrada atingiu o valor de $90 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$; esse poço está localizado no

município de Lagoa Real, e mínimos de $0,071 \pm 0,005 \mu\text{g.L}^{-1}$. Nas águas superficiais as concentrações máximas encontradas foram de $0,450 \pm 0,006 \mu\text{g.L}^{-1}$ e mínimas de $0,107 \pm 0,005 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Na FIG. 27 é apresentada a correlação entre as concentrações de urânio e a concentração alfa total apresentada pelas amostras durante o período das chuvas.

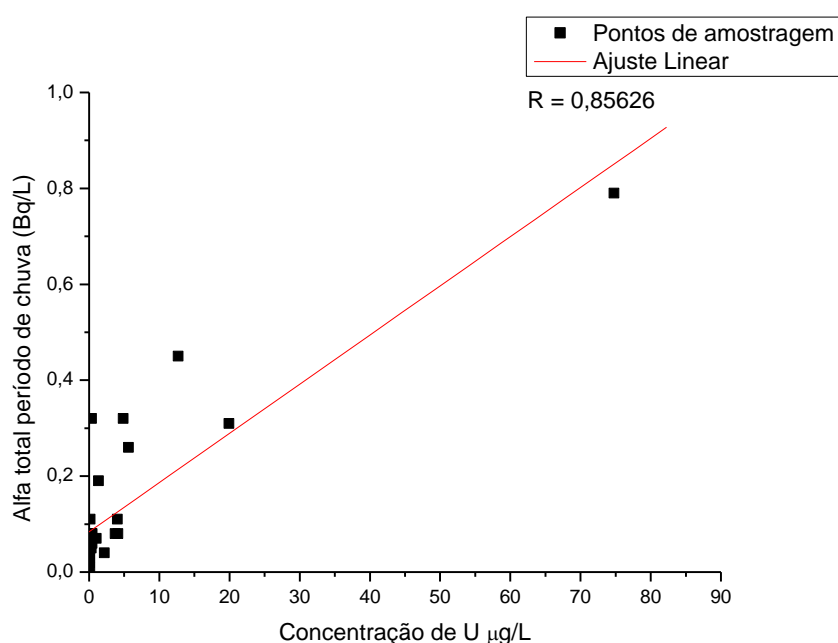


FIGURA 27 – Correlação entre a concentração de urânio e a concentração alfa total apresentada durante o período das chuvas.

O gráfico indica que nas amostras que apresentaram concentração alfa total mais elevada, também foram observada altas concentrações de urânio como o poço 22 que apresentou $89,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ de urânio e $0,79 \text{Bq.L}^{-1}$ de alfa total.

A FIG. 28 mostra a correlação entre as concentrações de urânio e a concentração beta total apresentada pelas amostras durante o período das chuvas.

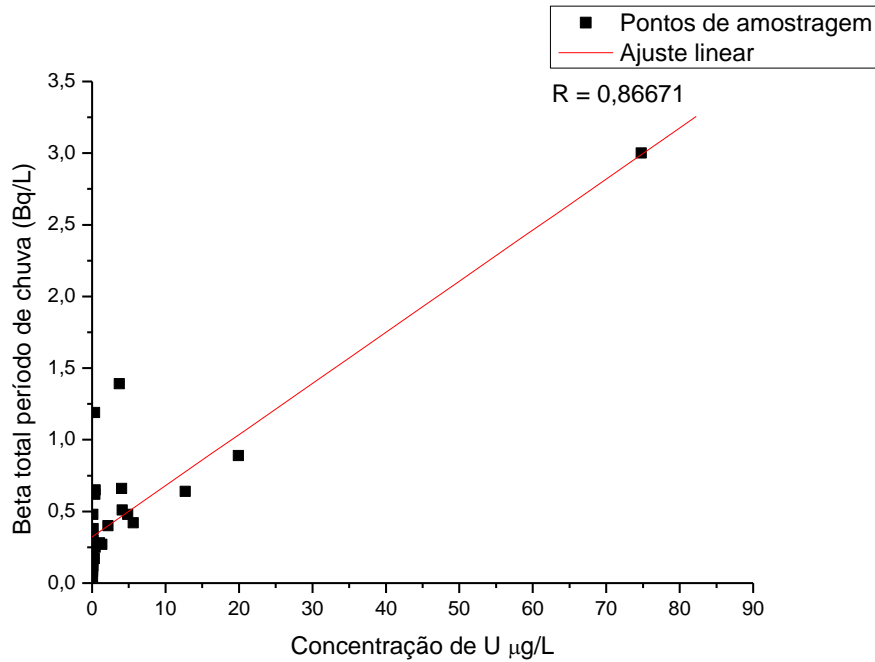


FIGURA 28 – Correlação entre a concentração de urânio e a concentração beta total apresentada durante o período das chuvas.

O gráfico indica que nas amostras que apresentaram concentração beta total mais elevada, também foram observada altas concentrações de urânio como o poço 22 que apresentou $89,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ de urânio e $3,0 \text{Bq.L}^{-1}$ beta total.

Na TAB. 10 são apresentadas a temperatura e o pH das amostras de água analisadas no período das chuvas.

TABELA 10 – Temperatura e pH das amostras de água no período chuvoso.

Município	Ponto		Temperatura	pH
Caetité, BA	1	abastecimento público	34	5.5
	2	abastecimento público	27	5.5
	3	abastecimento público	27	5.5
	4	abastecimento público	27	5.5
	5	abastecimento público	27	6
	6	poço	27	5.5
	7	poço	26	6
	8	caixa d'água	24	7
	9	poço	28	7
	10	poço	21	6
	11	água de chuva residência	23	6
	12	Barragem	27	6
	13	Barragem	26	6
	14	água de chuva residência	20	6
	15	cisterna	24	6
	16	poço	NC	NC
	17	poço	28	6
	18	poço	29	6
	19	água de poço do filtro	-	6
	20	poço	26	6
Lagoa Real, BA	21	poço	27	6
	22	poço	29	6
	23	Barragem	31	6
	24	Lagoa	27	6
	25	poço	NC	NC
	26	água de poço do filtro	24	6
	27	poço	25	6
	28	água antes de ser tratada	30	6
	29	poço	33	6
	30	abastecimento público	31,5	6
Livramento de Nossa Senhora, BA	31	poço	28	6
	32	Água de poço torneira da residência	34	7

NC Não coletado

(-) Não medido

Na FIG. 29 é apresentada a correlação entre o pH e as concentrações de urânio das amostras analisadas no período chuvoso.

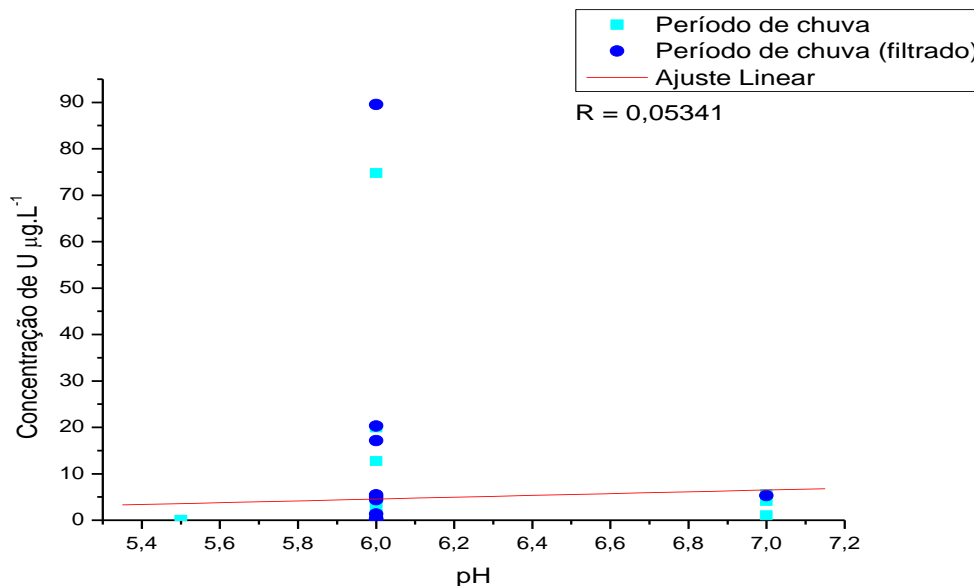


FIGURA 29 – Correlação entre o pH e as concentrações de urânio apresentada durante o período das chuvas .

O gráfico indica que não há correlação aparente entre o pH da amostra e a concentração de urânio, uma vez que para o mesmo pH de 6 foram encontrados valores que variaram de $0,107 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $89,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (poços 27 e 22). Também a temperatura não justifica a variação, pois poços com diferença de temperatura de 5°C apresentaram a mesma concentração de urânio (poços 27 e 28).

6.4.2 Período seco

Na TAB.11 são apresentadas as concentrações de urânio encontrados nas amostras de água coletadas em julho de 2010 durante o período seco.

TABELA 11 – Concentração de urânio em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água coletadas no período seco da região em estudo com incertezas (filtrada e/ou não filtrada).

Município	Ponto		^{238}U ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	^{238}U ($\mu\text{g.L}^{-1}$)(filtrada)
Caetité, BA	1	abastecimento público	0,073± 0,005	-
	2	abastecimento público	0,069± 0,005	-
	3	abastecimento público	0,075± 0,005	-
	4	abastecimento público	0,071± 0,005	-
	5	abastecimento público	0,325± 0,006	-
	6	poço	0,064± 0,005	-
	7	poço	NC	NC
	8	caixa d'água	4,25± 0,03	5,27± 0,03
	9	poço	0,99± 0,03	0,95± 0,03
	10	poço	13,6± 0,3	14,4± 0,3
	11	água de chuva residência	0,161± 0,005	-
	12	Barragem	0,536± 0,006	0,494± 0,006
	13	Barragem	0,57± 0,03	0,56± 0,03
	14	água de chuva residência	0,092± 0,005	-
	15	cisterna	1,20± 0,03	-
	16	poço	4,09± 0,03	-
	17	poço	16,2± 0,3	16,7± 0,3
	18	poço	0,177± 0,006	-
	19	água de poço do filtro	0,158± 0,005	-
	20	poço	0,461± 0,006	-
Lagoa Real, BA	21	poço	0,308± 0,006	0,247± 0,005
	22	poço	24,9± 0,3	26,3± 0,3
	23	Barragem	0,168± 0,005	-
	24	Lagoa	0,57± 0,03	0,55± 0,03
	25	poço	2,01± 0,03	2,24± 0,03
	26	água de poço do filtro	1,33± 0,03	1,36± 0,03
	27	poço	0,10± 0,03	-
	28	água antes de ser tratada	0,11± 0,03	-
	29	poço	3,49± 0,03	3,42± 0,03
	30	abastecimento público	0,093± 0,005	-
Livramento de Nossa Senhora, BA	31	poço	2,91± 0,03	3,14± 0,03
	32	Água de poço torneira da residência	2,85± 0,03	2,96± 0,03

NC Não coletado

(-) Amostra não filtrada

Um total de 14 amostras tiveram uma alíquota filtrada e submetida a análise de urânio juntamente com a não filtrada, sendo os mesmos 10 pontos analisados na primeira amostragem mais 4 que ainda não haviam sido submetidos anteriormente a filtragem.

Na FIG.30 são apresentadas as concentrações de urânio em cada ponto de amostragem e os limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde - **OMS** em 2011 (WHO 2, 2011) e pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – **CONAMA** para água doce (CONAMA, 2005) e para água subterrânea (CONAMA, 2008). Esses resultados são referentes ao mês de julho de 2010, período seco na região.

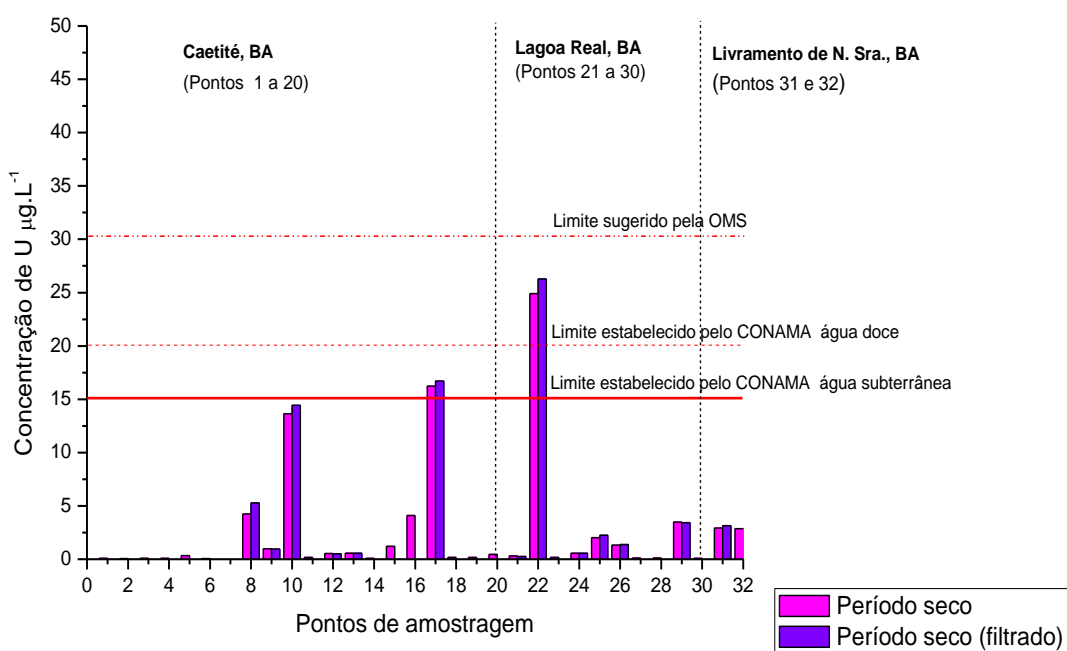


FIGURA 30 - Concentração de U em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água não filtrada e/ou filtrada coletadas na região em estudo no período seco com os limites da **OMS/2011** e do **CONAMA** em destaque(filtrada e/ou não filtrada).

No período seco as concentrações máximas encontradas nas águas do abastecimento público foram de $0,325 \pm 0,006 \mu\text{g.L}^{-1}$ e mínimas de $0,069 \pm 0,005 \mu\text{g.L}^{-1}$. Nos poços o valor máximo foi de $24,9 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ e mínimo de $0,010 \pm 0,03 \mu\text{g.L}^{-1}$. A amostra do poço que apresentou uma concentração mais elevada, filtrada, apresentou concentração de urânio ligeiramente mais alto

$26,3 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$. Nas águas superficiais, os níveis de urânio encontrados foram de $0,57 \pm 0,03 \mu\text{g.L}^{-1}$ valor mais elevado e $0,168 \pm 0,005 \mu\text{g.L}^{-1}$ menor valor encontrado. Nas amostras de água de chuva retiradas dos filtros de algumas residências foi encontrado o valor máximo de $0,161 \pm 0,005 \mu\text{g.L}^{-1}$ e mínimo de $0,092 \pm 0,005 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Na FIG. 31 é apresentada a correlação entre as concentrações de urânio e as concentração alfa total apresentada pelas amostras durante o período seco.

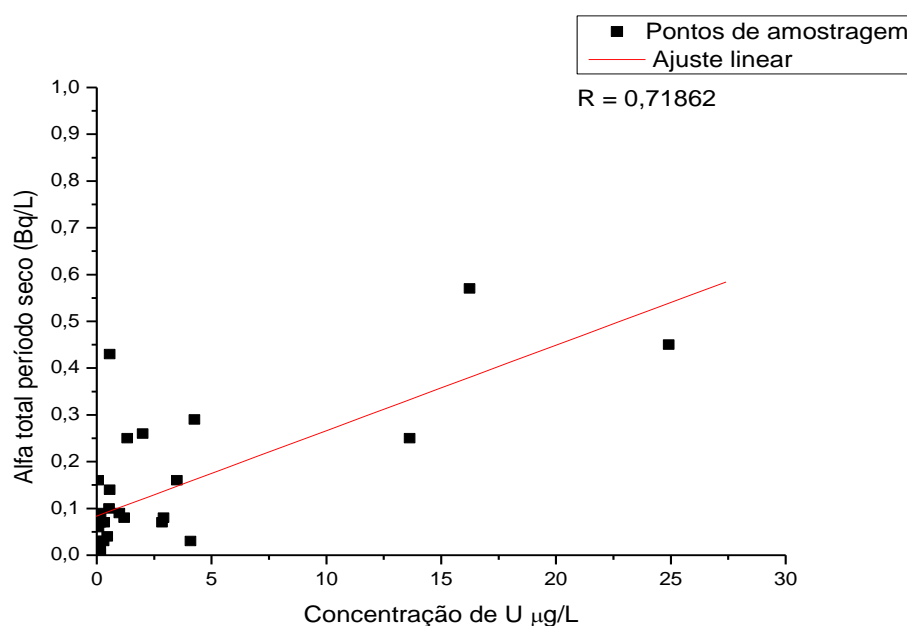


FIGURA 31 – Correlação entre a concentração de urânio e a concentração alfa total apresentada durante o período seco.

O gráfico indica que nas amostras que apresentaram concentração alfa total mais elevada, também foram observada altas concentrações de urânio como o poço 22 que apresentou $24,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ de urânio e $0,454 \text{Bq.L}^{-1}$ de alfa total.

Na FIG. 32 é apresentada a correlação entre as concentrações de urânio e a concentração beta total apresentada pelas amostras durante o período seco.

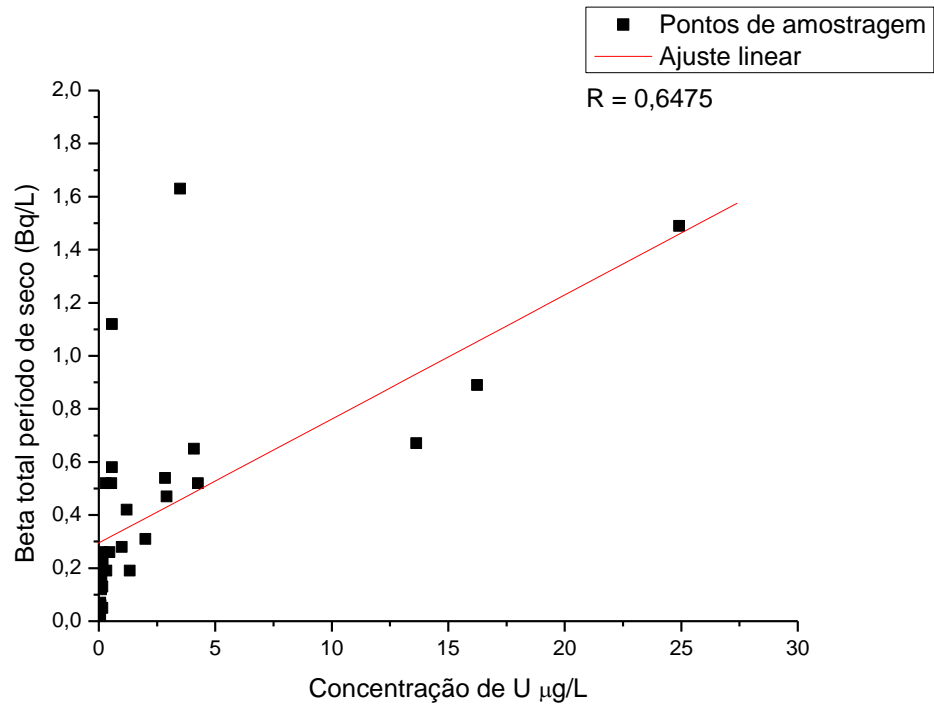


FIGURA 32 – Correlação entre a concentração de urânio e a concentração beta total apresentada durante o período seco.

O gráfico indica que nas amostras que apresentaram concentração beta total mais elevada, também foram observadas altas concentrações de urânio como o poço 22 que apresentou $24,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ de urânio e $1,49 \text{ Bq.L}^{-1}$ de beta total.

Na TAB. 12 são apresentadas a temperatura e o pH das amostras de água analisadas no período seco.

TABELA 12 – Temperatura e pH das amostras de água no período seco.

Município	Ponto		Temperatura	pH
Caetité, BA	1	abastecimento público	20	6.5
	2	abastecimento público	22	7
	3	abastecimento público	26	7
	4	abastecimento público	22	7
	5	abastecimento público	24	6.5
	6	poço	27	5.5
	7	poço	NC	NC
	8	caixa d'água	19	6.5
	9	poço	22	6.5
	10	poço	21	7
	11	água de chuva residência	17	7
	12	Barragem	21	7
	13	Barragem	21	7
	14	água de chuva residência	20	7
	15	cisterna	23	-
	16	poço	22	-
	17	poço	23	7
	18	poço	26	6
	19	água de poço do filtro	20	7
	20	poço	23	7
Lagoa Real, BA	21	poço	20	6,5
	22	poço	22	7
	23	Barragem	22	7,5
	24	Lagoa	22	6,5
	25	poço	23	6,5
	26	água de poço do filtro	19	7
	27	poço	19	7
	28	água antes de ser tratada	22	7
	29	poço	25	7
	30	abastecimento público	24	7
Livramento de Nossa Senhora, BA	31	poço	26	6,5
	32	Água de poço torneira da residência	26	7

NC Não coletado

(-) Não medido

Na FIG. 33 é apresentada a correlação entre o pH e as concentrações de urânio das amostras analisadas no período seco.

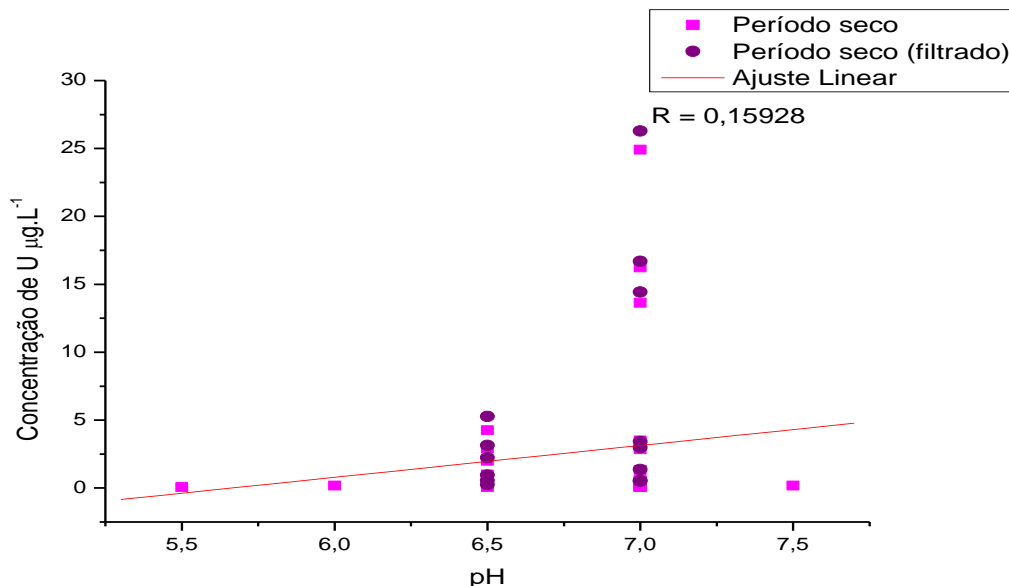


FIGURA 33 – Correlação entre o pH e as concentrações de urânio no período seco.

O gráfico indica que não há correlação aparente entre o pH da amostra e a concentração de urânio, uma vez que para o mesmo pH de 7 foram encontrados valores que variaram de 0,071 µg.L⁻¹ a 26,3 µg.L⁻¹ (pontos 4 e 22). Também a temperatura não justifica a variação, pois poços com diferença de temperatura de 6°C apresentaram a mesma concentração de urânio (pontos 1 e 3).

A FIG.34 mostra as concentrações de urânio nos dois períodos pesquisados e os limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde-**OMS** (WHO 2, 2011) e pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - **CONAMA** para água doce (CONAMA, 2005) e para água subterrânea (CONAMA, 2008).

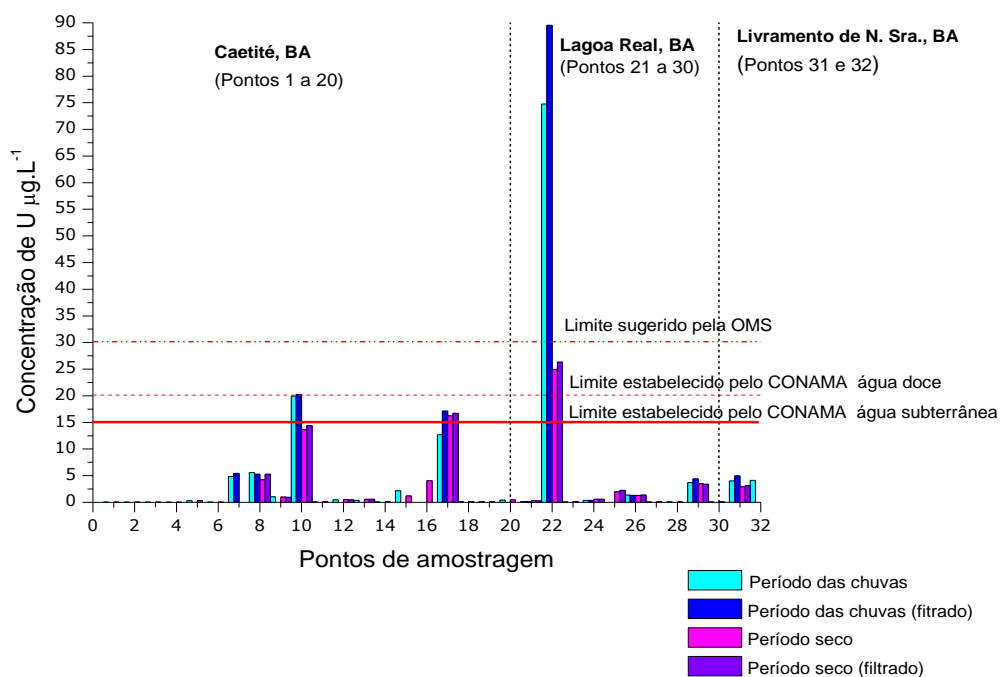


FIGURA 34 - Concentração de U em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas amostras de água filtrada e/ou não filtrada coletadas na região em estudo nos dois períodos pesquisados com os limites da Organização Mundial da Saúde-OMS/2011 e do CONAMA em destaque.

O gráfico mostra que a sazonalidade não interferiu de forma significativa nas concentrações de urânio apresentadas. No período das chuvas as concentrações variaram de $0.071 \pm 0.005 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $90 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ e no período seco as concentrações variaram de $0.064 \pm 0.005 \mu\text{g.L}^{-1}$ de $26.3 \pm 0.3 \mu\text{g.L}^{-1}$.

6.4.3 Resultados da Verificação do Método

A verificação do método foi descrita no item 5.3.4 e os resultados obtidos são apresentados na TAB. 13.

TABELA 13 – Concentração real da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a concentração da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$), obtida a partir da leitura do ICP-MS.

Concentração real da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Concentração da solução padrão de U Spex® obtida através da leitura do aparelho ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
0,020	0,026± 0,005
0,020	0,025± 0,005
0,020	0,024± 0,005
0,050	0,052± 0,005
0,050	0,052± 0,005
0,050	0,049± 0,005
0,100	0,010± 0,005
0,100	0,096± 0,005
0,100	0,095± 0,005
0,200	0,217± 0,005
0,200	0,216± 0,005
0,200	0,209± 0,005

Na FIG. 35 são apresentadas a concentração real da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a concentração da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$), obtida a partir da leitura do ICP-MS.

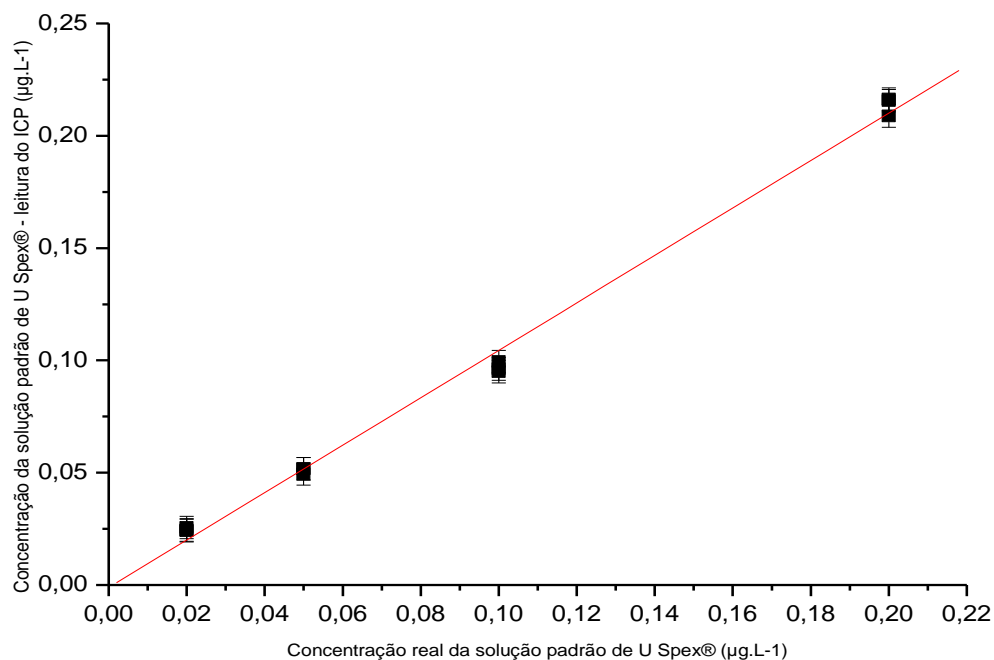


FIGURA 35 - Concentração real da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a concentração da solução padrão de U Spex® ($\mu\text{g.L}^{-1}$), obtida a partir da leitura do ICP-MS.

A tabela e o gráfico mostram que a diferença entre a concentração real do padrão Spex® e a leitura desse mesmo padrão apresentada pelo ICP-MS foi muito pequena, o que nos leva a afirmar que o método utilizado foi satisfatório.

6.5 Dados da precipitação pluviométrica

As FIG. 36 e 37 mostram as concentrações pluviométricas diárias durante o meses de janeiro e julho de 2010, do município de Caetité.

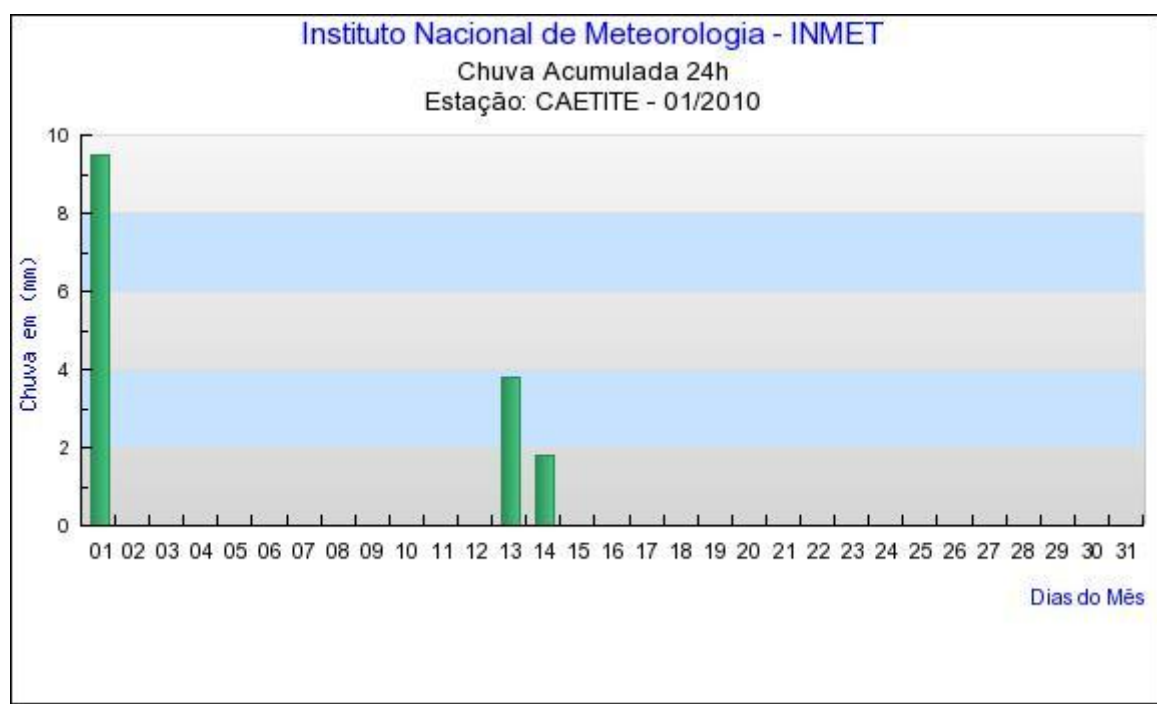


FIGURA 36 – Chuva acumulada 24 horas durante o mês de janeiro de 2010 do município de Caetité. (INMET, 2011).

A coleta foi realizada nos dias 28 a 30 de janeiro de 2011. Apesar do mês de janeiro se encontrar na metade do período chuvoso onde ocorrem cerca de 80%, das chuvas anuais, que na região vai de outubro a abril, em 2010 o mês de janeiro enfrentou um período de grande estiagem.

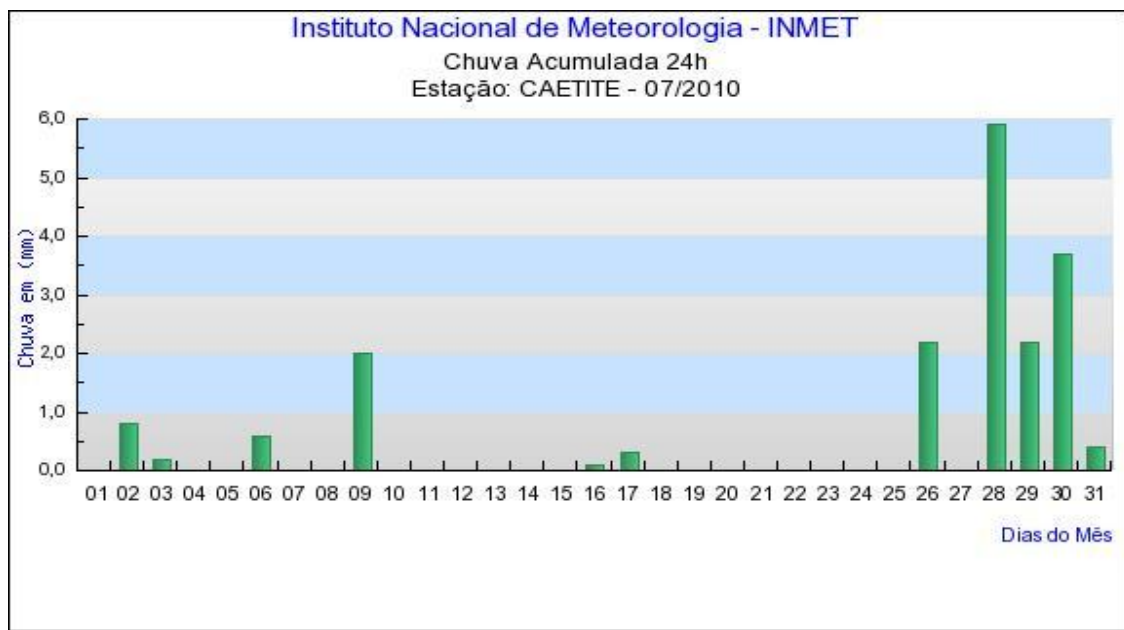


FIGURA 37 – Chuva acumulada 24 horas durante o mês de julho de 2010 do município de Caetité. (INMET, 2011).

A coleta foi realizada nos dias 7 a 9 e 12 de julho de 2011. A figura 33 mostra que durante a coleta ocorreu chuva apenas no dia 9, cerca de 2 mm. O mês de julho está na metade do período de estiagem, que na região vai de maio a setembro.

A FIG. 38 mostra a precipitação pluviométrica mensal e o número de dias com chuva no ano de 2010, para a região de Caetité.

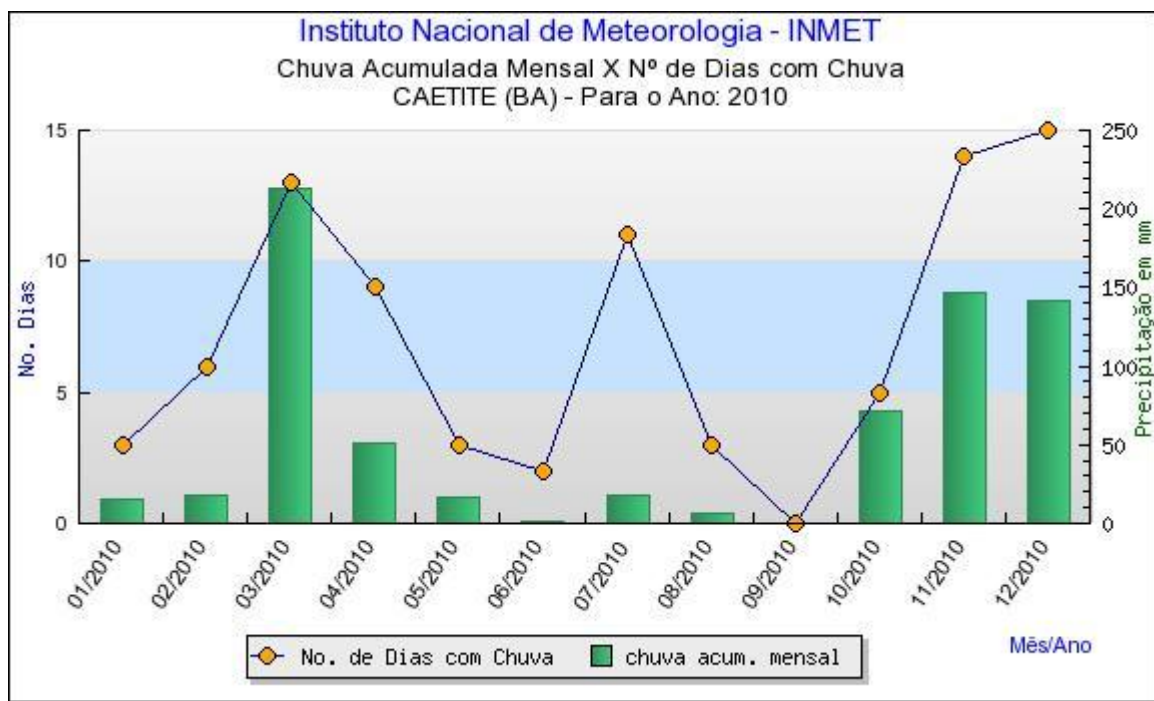


FIGURA 38 – Precipitação pluviométrica e número de dias com chuva durante o ano de 2010 em Caetité.

Tendo como base a precipitação pluviométrica anual, podemos observar que em janeiro (período chuvoso) foi ligeiramente menor e mais concentrada, ocorreram apenas 3 dias com chuva, se comparado com o mês de julho (período seco). Em julho a precipitação foi um pouco maior mas, distribuída em 11 dias.

7. CONCLUSÃO

Tendo como parâmetro as recomendações da Organização Mundial da Saúde e as determinações do Ministério da Saúde, no que se refere aos níveis de radioatividade alfa e beta total para água potável $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$ e 1 Bq.L^{-1} respectivamente, observou-se que, de todas as amostras analisadas no período das chuvas, apenas uma apresentou concentração alfa total acima do recomendado, $0,79 \pm 0,05 \text{ Bq.L}^{-1}$, esse valor foi encontrado numa amostra coletada em janeiro de 2010. Trata-se do ponto 22, um poço tubular com cerca de 93 m de profundidade que está localizado na zona rural do município de Lagoa Real. Para beta total três amostras apresentaram valores superiores aos recomendados pela OMS e MS. O ponto 22, em Lagoa Real que também apresentou atividade alfa total bastante elevada, registrou cerca de três vezes o limite recomendado para emissores beta total presentes na água, $3,00 \pm 0,17 \text{ Bq.L}^{-1}$. Os outros dois pontos foram uma Lagoa (ponto 24) com $1,19 \pm 0,07 \text{ Bq.L}^{-1}$ na zona rural de Lagoa Real e um poço (ponto 29) com $1,39 \pm 0,08 \text{ Bq.L}^{-1}$ localizado no mercado público municipal de Lagoa Real. Todas as amostras de água originadas do abastecimento público se apresentaram dentro dos limites de potabilidade nos dois períodos observados.

No período de estiagem uma das amostras de água subterrânea apresentou níveis de radioatividade alfa total acima dos valores recomendados pela OMS. Trata-se do ponto 17, poço tubular da CERB (Companhia de Engenharia Rural da Bahia) com aproximadamente 70 m de profundidade, situado no povoado de Juazeiro na zona rural de Caetité, que apresentou radioatividade alfa total de $0,57 \pm 0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$. Foi observado que no poço tubular (ponto 22) onde foi registrada a maior concentração de emissores alfa total no período das chuvas, no período seco foi registrada uma pequena redução em seus valores. Mas, ao levarmos em consideração a concentração e as incertezas associadas ao processo, o valor de $0,45 \pm 0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$ período de estiagem, é muito próximo do limite recomendado pela OMS. A mesma observação é válida na avaliação da radioatividade alfa total de uma lagoa (ponto 24) situada no povoado de Lagoa Grande no município de Lagoa Real, onde o valor encontrado foi de $0,43 \pm 0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$. Em relação a atividade beta total, as três amostras que

apresentaram concentrações acima de 1 Bq.L^{-1} foram as mesmas do período chuvoso, dois poços com concentrações de $1,49 \pm 0,09 \text{ Bq.L}^{-1}$ (ponto 22) e $1,63 \pm 0,14 \text{ Bq.L}^{-1}$ (ponto 29) e uma Lagoa com $1,12 \pm 0,07 \text{ Bq.L}^{-1}$ (ponto 24), todos no município de Lagoa Real. A elevada concentração de emissores beta na água poderá estar sendo causada pela presença do ^{40}K , ^{228}Ra e ^{210}Pb .

Os resultados mostraram que a sazonalidade não interferiu significativamente nos resultados dos níveis de radioatividade alfa e beta total e nas concentrações de urânio na região de Caetité, Livramento de Nossa Senhora. O mesmo comportamento foi observado para as amostras submetidas ao processo de filtração, em relação as concentrações de urânio, com exceção do ponto 22, na região de Lagoa Real. Quase todos os resultados estão abaixo do nível de orientação, de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ recomendado pela Organização Mundial de Saúde em 2008 e CONAMA.

Na região de Caetité, os pontos 10 e 17 no período chuvoso, de água subterrânea na zona rural, apresentaram concentrações de urânio $20,3 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $17,1 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ ambos acima dos limites do CONAMA. No ponto 17 durante o período seco além da elevada concentração alfa, já citada anteriormente, também a concentração de urânio $16,7 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ ficou acima dos valores recomendados pela CONAMA, mas não da OMS. Isso pode indicar a presença de outros emissores alfa na água, além do urânio tais como, ^{232}Th , ^{226}Ra e ^{210}Pb . Na região de Lagoa Real, a amostragem do ponto 22, de água subterrânea na zona rural, apresentou concentrações de urânio na estação seca de $24,9 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $26,3 \pm 0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente para a amostra não filtrada e filtrada. Estes resultados são superiores ao nível de orientação, de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ recomendado pela Organização Mundial de Saúde em 2008 e CONAMA. Ainda assim, os resultados são, por agora, inferiores ao nível recente recomendado pela Organização Mundial da Saúde de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ (WHO 2, 2011). Também para o ponto 22, observou-se que, as concentrações de urânio para a temporada de chuva são muito maiores que os da estação seca e também há uma diferença entre as amostras filtradas e não filtradas, $89,5 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $74,8 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Considerando o nível atualmente recomendado pela OMS, apenas um único resultado, a amostragem ponto 22, na região de Lagoa Real mostrou concentrações de urânio muito elevados para ambas as estações seca e chuvosa, o valor máximo registrado de $90 \mu\text{g.L}^{-1}$ em o período de chuva. A mesma amostragem de água subterrânea também apresentou altas concentrações de radioatividade alfa e beta total sendo respectivamente, $0,79 \pm 0,04 \text{ Bq.L}^{-1}$ e $3,00 \pm 0,17 \text{ Bq.L}^{-1}$.

Como a região de Lagoa Real é naturalmente uranífera, podemos supor que estes níveis mais altos são consequência direta da concentração de urânio no solo. Medidas preliminares de solos da região por espectrometria gama de alta resolução indicam níveis de radioatividade compatíveis com valores encontrados em regiões de alta radioatividade natural (PECEQUILO, 2011).

8. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Por se tratar de uma província uranífera bastante extensa, vemos a necessidade em ampliar a área de estudo e incluir na pesquisa a análise dos solos e sedimentos.

A análise alfa e beta total, revelou que outros radionuclídeos podem estar presentes na água da região além do urânio, como o ^{226}Ra e ^{228}Ra que são radionuclídeos naturais que se ingeridos em altas concentrações poderão causar um aumento significativo nos casos de câncer de bexiga, pulmão e tórax(LIMA, 1996). Diante disso, sugere-se a análise de outros radionuclídeos específicos nas águas que apresentaram níveis de radioatividade alfa e beta total elevados.

Num próximo estudo deve-se atentar para a contribuição do ^{40}K , no caso dos emissores beta total. A diferença de sua atividade deverá ser levada em consideração. Também sugere-se a análise dos solos da região próxima aos pontos de coleta de água por espectrometria gama, como também a análise do urânio na água por espectrometria alfa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMBIENTE BRASIL Disponível em <http://ambientes.ambientebrasil.com.br/energia/nuclear/>. acesso em 07/03/2011.

BERTHOLD LB 770, Operating Manual. Germany. 1988.

BERTHOLD LB 770Win-PC, Operating Manual Germany. 1996.

BOLCA, M.; SAÇ, M. M.; COKUYSAL, B.; KARALI, T.; EKDAI, E. Radioactivity in soils and various foodstuffs from the Gediz River Basin of Turkey. **Radiation Measurements**, v. 42, p. 263-270, 2007.

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

BONOTO, D. M.; SILVEIRA, E. G. **Geoquímica do Urânio Aplicada a Águas Minerais**. Editora UNESP, São Paulo. 2006.

CARDOSO, G. V. **Distribuição Geoquímica e Transferência Solo-Planta de Radionuclídeos Naturais em Solos de Fazendas Circunvizinhas a uma Unidade de Mineração e Concentração de Urânio**. 2004. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia, RJ.

CHAVES, A. M. D. V. **Mineralogia e geoquímica supergênicas do urânio - província uranífera de Lagoa Real, Caetité – Bahia**. 2005. CDTN-CNEN/BH. Dissertação (Mestrado). Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte, BH.

CONAMA CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005

CONAMA CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 396, de 03 de abril de 2008

CONCEIÇÃO, E.G.; SOUZA, M.C.B.; FRANKLIN, M.R.; FERNANDES, H.M. Estudo preliminar da lixiviação das pilhas de minério exaurido da Unidade de

Concentração de Urânio (URA/INB), com vistas a avaliação de impacto ambiental. **Proceedings** of International Nuclear Atlantic Conference, CD-Room, Rio de Janeiro. p.6. 2002.

DEGERLIER, M.; KARAHAN, G. Natural radioactivity in various Waters in Adana, Turkey. **Desalination**, v. 261, p. 126-130, 2010.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington: Am. Public Health Ass., 1995

EISENBUD, M. **Environmental Radioactivity**. 2nd ed. Academic Press, Orlando, 1987.

EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - Method 900.0: gross alpha and gross beta radioactivity in drinking water. US, Washington. 1980.

FERNANDES, H. M.; FILHO, F.F.L.; PEREZ, V.; FRANKLIN, M.R.; GOMIERO, L.A. Radioecological characterization of a uranium mining site located in a semi-arid region in Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 88, p. 140-157, 2006.

GORUR, F. K.; KESER, R.; DIZMAN, S.; OKUMUSOGLU, N. T. Annual effective dose and concentration levels of gross alpha and beta in various waters from Samsun, Turkey. **Desalination**, v. 279, p. 135-139, 2011.

GUIMARÃES, S. N. P.; HAMZA, V. M. Avanços na caracterização das estruturas Geológicas em subsuperfície da província uranífera Lagoa Real (BA) a partir de dados Aerogeofísicos, UNESP, **Geociência**, v. 28, n.3, p. 273-286, 2009.

IBGE INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. <http://www.ibge.gov.br/censo2010/>, acesso em 07 mar. 2011.

IBGE INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual Técnico da vegetação brasileira. Serie manuais técnicos em geociência, v. 1, 1992.

ICRP-69 INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 3 Ingestion Dose Coefficients. (ICRP Publication 69) 1995.

INB INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL. Disponível em <http://www.inb.gov.br>, acesso 21 jun. 2011.

INB INDUSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL. **EIA/RIMA Complexo Uranífero Minero Industrial de Lagoa Real**. Caracterização de Empreendimento Tomo III-Anexos, Parte IIIa, 1997.

INMET INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/> acesso em 27 fev. 2011.

JOBÁGY V.; WATJEN U.; MERESOVA. J. Current status of gross alpha/beta activity analysis. in water samples: a short overview of methods. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 286, p. 393-399, 2010.

KNOLL, G. F. **Radiation Detection and Measurement**. 3 ed. New York, N.Y.: Wiley, 1999

KURTTIO, P.; AUVINEN, A.; SALONEN, L.; SAHA, H.; PEKKANEN, J.; MÄKELÄINEN, I.; VÄISÄNEN, S. B.; PENTTILÄ, I. M.; KOMULAINEN H. Renal effects of uranium in drinking water. **Environmental Health Perspectives**, v. 110, n. 4, p. 337–342, 2002.

KURTTIO, P.; KOMULAINEN, H.; LEINO, A.; AUVINEN, A.; SAHA, H. Bone as a possible target of chemical toxicity of natural uranium in drinking water. **Environmental Health Perspectives**, v. 113, n.1, p. 68–72, 2005.

KURTTIO, P.; HARMOINEN, A.; SAHA, H.; SALONEN, L.; KARPAS, Z.; KOMULAINEN, H.; AUVINEN, A. Kidney toxicity of ingested uranium from drinking water American. **Journal of Kidney Diseases**, v. 47, n. 6 (June), p 972-982, American, 2006.

LAMEGO, F. F.; FERNANDES, H. M.; FRANKLIN, M. R.; FLEXOR, J.; FONTES, S. L.; PEREIRA, S. R.; NASCIMENTO, F. M. F. **Impactos de Mineralização e**

Sustentabilidade no Semi-árido. Estudo de caso: Unidade de Concentração de Urânio – URA (Caetité). Comunicação Técnica elaborada para o XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba. Porto Alegre: ABRH, p.18, 2003. (CT2003 – 137-00).

LAURIA, C. D.; GODOY, M. J. Determinação de ^{238}U , ^{239}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{228}Ra e ^{226}Ra em águas minerais do planalto de Poços de Caldas. **Ciência e Cultura**, v. 40, n. 9, p. 906-908, 1988.

LAURIA, D. C.; MARTINS, N. S. F.; ZENARO, R. **Monitoração Radiológica Ambiental.** IRD/CNEN, Rio de Janeiro, 2007.

LIMA, R. A. **Avaliação da dose na população da região urano-fosfática do nordeste que utiliza os recursos hídricos da região.** 1996. Tese (Doutorado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, SP.

MAGDO, H.S.; FORMAN, J.; GRABER, N.; NEWMAN, B.; KLEIN, K.; SATLIN, L.; AMLER, R. W.; WINSTON, J. A.; LANDRIGAN, P. J. Grand rounds: nephrotoxicity in a young child exposed to uranium from contaminated well water. *Environmental Health Perspectives*, v.115, n. 8, p. 1237–1241, 2007.

MUIKKU, M.; PUHAKAINEN, M.; HEIKKINEN, T.; ILUS, T. The mean concentration of uranium in drinking water, urine, and hair of the occupationally unexposed finnish working population. **Health Physics Society**, v. 96, n. 6, p. 646-654, 2009.

OLIVEIRA, J. E. Avaliação dos recursos hídricos visando a saúde humana e a agricultura na Província Uranífera de Lagoa Real, região centro-oeste do estado da Bahia – PGAGEM Lagoa Real. **CPRM – Serviço Geológico do Brasil**, 2005.

PASCHOLATI, E. M; SILVA, C. L.; COSTA, S. S.; SAYURI OSAKO, L.; AMARAL, G.; (In memorian), RODRIGUEZ, I. P. Novas ocorrências de urânio na região de lagoa real, a partir da superposição de dados geofísicos, geológicos e de sensoriamento remoto. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 33, p. 91-98, 2003.

PECEQUILO, B. R. S. Notas de aula, 2010.

PECEQUILO, B. R. S. Comunicação Pessoal. 2011.

PERES, A. C. Comunicação Pessoal. 2010.

PNI – IRD. **Programa Nacional de Intercomparação de Resultados de Análises de Radionuclídeos em Amostras Ambientais**. Rodadas de abril/2009 a agosto/2011.

PO-LRA-0907 Determinação das Atividades Alfa e Beta Total em Amostras de Água, SGI-LRA-2008.

PORTARIA MS MINISTÉRIO DA SAÚDE Portaria n.º518/2004. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Brasília, DF. 2005.

PORTARIA MS MINISTÉRIO DA SAÚDE Portaria n.º2914/2011. Diário Oficial publicado em 14/12/2011.

PRADO G. R.; ARRUDA-NETO J. D. T.; SARKIS, J. E.; GERALDO, L. P.; MULLER, R. M. L.; GARCIA, F.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MANSO GUEVARA, M. V.; RODRIGUES, G.; MESA, J.; RODRIGUES, T. E. Evaluation of uranium incorporation from contaminated areas using teeth as bioindicators—A case study , **Radiation Protection Dosimetry**, v. 130, p. 1–4, 2007.

PRADO, G. R. **Estudo de contaminação ambiental por urânio no município de Caetité-Ba, utilizando dentes humanos como bioindicadores**. 2007. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Santa Cruz.

ROCHA 1, A. A. Mapa dos municípios integrantes da Província Uranífera de Lagoa Real. om base em dados da SEI-BA-2002 e com base na imagem Landsat TM5-2005. UESB/UNEB. 2010.

ROCHA 2, A. A. Mapa geológico da Província Uranífera de Lagoa Real, indicando os pontos de amostragem. Com base em dados do Radam Brasil Folha – SD 23 – 1982 e com base na imagem Landsat TM5-2005. UESB/UNEB 2010.

ROCHA 3, A. A. Mapa da Área da Província Uranífera de Lagoa Real, Pontos de amostragem para análise de água. Com base em dados da SEI-BA-2002, na

imagem Landsat TM5-2005 e com base nos dados do trabalho de campo de Luciana Sousa UESB/UNEB, 2010.

SANTOS, C. **A influência do padrão de calibração e da composição do resíduo de amostras de água na eficiência de um contador proporcional para contagem alfa e beta total. Aplicação no controle radiológico do IPEN/CNEN-SP.** 2003. Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, SP. .

SANTOS, E. F. S. **Espectrometria gama aérea da província uranífera de Lagoa Real (Caetité, Ba): Aspectos geoambientais e distribuição da dose absorvida no ar.** 2005. Dissertação (Mestrado). Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro, RJ.

SARKIS, J. E. S. **Establishment of Procedures and Techniques for Nuclear Forensic Investigations.** Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN); Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, SP, 2007.

SEI SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. Informações Geoambientais. Disponível em: <<http://www.sei.ba.gov.br/geoambientais/> . Acesso em: 08 mar. 2011.

SILVA, P. S. Comunicação Pessoal. 2010.

SOUSA SILVA, I., Acervo pessoal, 2010.

TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M. C. M.; FAIRCHILD, T. R.; TAIOLI, F. Decifrando a Terra. São Paulo: Oficina de Textos., 2000.

TZORTZIS, M.; SVOUKIS, E.; TSETOS, H. A. Comprehensive Study of Natural Gamma Radioactivity Levels and Associated Dose Rates From Surface Soils in Cyprus. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 109, n. 3, p. 217-224, 2004.

ULRICH, J. C. **Determinação de impurezas em compostos de urânio por meio da técnica de espectrometria de massas de alta resolução com fonte de plasma indutivo (HR-ICPMS).** 2001. Dissertação(Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, SP.

UNSCEAR UNITED SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. The 2000 Report to the General Assembly with scientific Annexes. New York: United Nations. 2000.

UNSCEAR UNITED SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, Source and effects of ionizing radiation, Report to the General Assembly with scientific Annexes, v.1, New Yorks, 2010.

WHO WORD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for Drinking-water Quality, 2. ed., 1993.

WHO WORD HEALTH ORGANIZATION. Uranium in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, 2004.

WHO 1 WORD HEALTH ORGANIZATION Guidelines for Drinking-water Quality, 4. ed., 2011.

WHO 2 WORD HEALTH ORGANIZATION. Uranium in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, 2011.

WRENN, M.E.; Durbin P. W; Howard B.; Lipsztein, J.; Rundo, J.; Still ,E. T.; Willis, D. L. Metabolism of ingested U and Ra, **Health Physics**, v. 48, n.5, p. 601-633, 1985.

WRENN, M.E.; Singh, N. P.; Ruth, H.; Rallison, M. L.; Burleigh, D. P. Gastrointestinal Absorption of Soluble Uranium from Drinking Water by Man **Radiation Protection Dosimetry**, v. 26 n. (1-4), p. 119-122, 1989 .

ZAMORA, M. L.; TRACY, B. L.; ZIELINSKI, J. M.; MEYERHOF, D. P.; MOSSF, M. A. Chronic Ingestion of Uranium in Drinking Water: A Study of Kidney Bioeffects in Humans. **Toxicological Sciences**, v. 43, p. 68-77 ,1998.

ZAMORA, M. L; ZIELINSKI, J. M.; MOODIE, B. G.; FALCOMER, R. A. F.; HUNT, W. C.; CAPELLO, K. Uranium in Drinking Water: Renal Effects of Long-Term Ingestion by an Aboriginal Community. **Archives of Environmental & Occupational Health**, v. 64, n. 4, p. 228-241, 2009.