

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
FACULTAD DE CIENCIAS FISICO-MATEMATICAS
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSTGRADO



CARACTERIZACION RADIOLOGICA DE AGUA
POTABLE EN LAS CIUDADES DE ZACATECAS Y
GUADALUPE, DEL ESTADO DE
ZACATECAS, MEXICO

TESIS

que como requisito parcial para obtener el grado de Maestría
en Ciencias con Especialidad en Metrología de la Radiación

Presenta

J. IGNACIO DAVILA RANGEL

ASESOR

DR. BERNABE LUIS RODRIGUEZ BUENROSTRO

SAN NICOLAS DE LOS GARZA, N. L.

FEBRERO DE 2001.

TM
Z6651
FCFM
2001
03

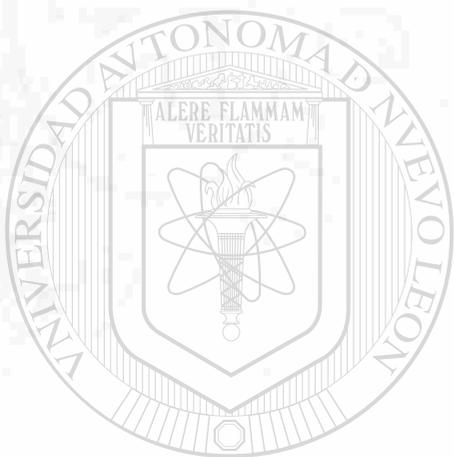
COMUNIDAD DE FAMILIARES Y AMIGOS DE LA
COMUNIDAD DE FAMILIARES Y AMIGOS DE LA

R. POTABLE EN LAS CIUDADES DE ZACATECAS Y
CUATRO VIENTOS MEXICO

2001



1020145645



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICO-MATEMÁTICAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSTGRADO**



**CARACTERIZACIÓN RADIOLÓGICA DE AGUA POTABLE EN LAS
CIUDADES DE ZACATECAS Y GUADALUPE, DEL ESTADO DE
ZACATECAS, MÉXICO**

TESIS

que como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ciencias
con Especialidad en Metrología de la Radiación

presenta

J. IGNACIO DÁVILA RANGEL

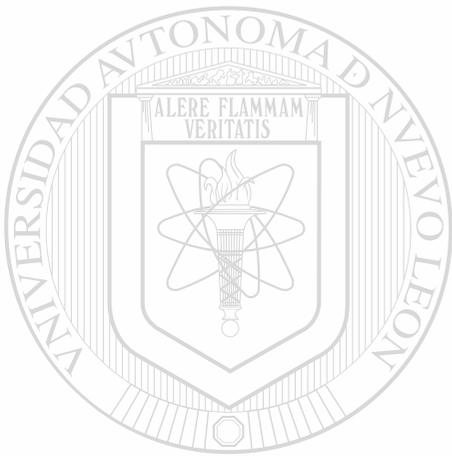
ASESOR

DR. BERNABÉ LUIS RODRÍGUEZ BUENROSTRO

SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, N. L.

FEBRERO DE 2001

TM
Z
F
20
D3



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

®

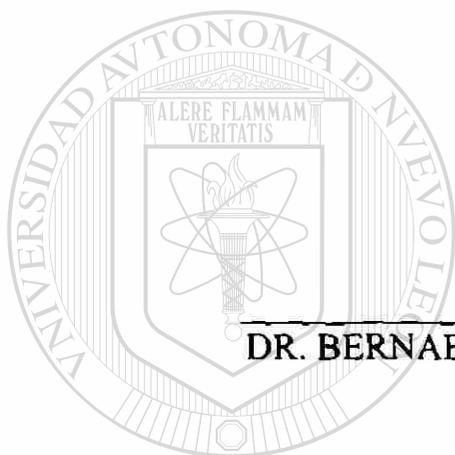
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



FONDO
TESIS

**CARACTERIZACIÓN RADIOLÓGICA DE AGUA POTABLE EN LAS
CIUDADES DE ZACATECAS Y GUADALUPE DEL ESTADO DE
ZACATECAS, MÉXICO**

Tesis presentada por J. Ignacio Dávila Rangel como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ciencias con Especialidad en Metrología de la Radiación, aprobada por el siguiente jurado:



PRESIDENTE:

DR. BERNABÉ LUIS RODRÍGUEZ BUENROSTRO

SECRETARIO:

M.C. CARLOS MARTÍNEZ HERNÁNDEZ

VOCAL:

M.C. DANIEL ANGUIANO GARCÍA



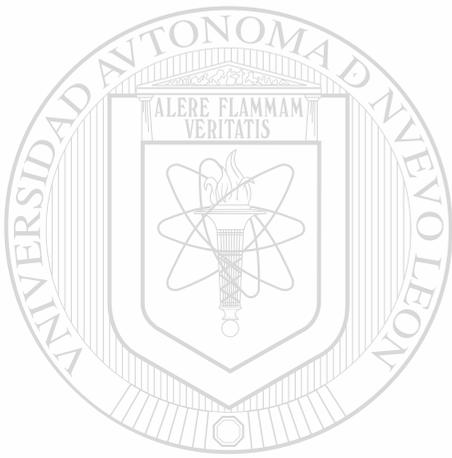
DEDICATORIA

A Esthela, mi esposa y gran compañera de mi vida

A mis Hijas: Carmen Esthela y Samantha Guadalupe

A mi Hijo: Gumaro

Por su amor, cariño, apoyo y motivación constante para alcanzar esta meta



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

®

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

A mis Hermanas y Hermanos

Con amor y cariño

A la Memoria de mis Padres

AGRADECIMIENTOS

Mi sincero agradecimiento al Dr. Bernabé Luis Rodríguez Buenrostro por su gran apoyo durante mi estancia en el programa de maestría y su valiosa asesoría a este trabajo de tesis.

Agradezco al M.C. Carlos Martínez Hernández y M.C. Daniel Anguiano García su revisión y comentarios al presente trabajo.

Un agradecimiento muy especial y mi reconocimiento a la Dra. Silvia Bulbulian Garabedian por su gran trayectoria científica en el campo de las ciencias nucleares, su contribución a la formación de recursos humanos en esta área del conocimiento y su gran calidad humana.

Agradezco a mis compañeros docentes-investigadores del Centro Regional de Estudios Nucleares de la Universidad Autónoma de Zacatecas, sus palabras de aliento para la conclusión de este trabajo y particularmente al Ph. D. Fernando Mireles García quien puso a mi disposición su acervo bibliográfico.

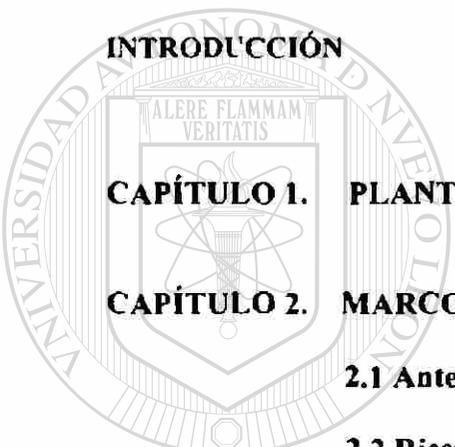
Es mi deseo expresar al I.Q. Hugo López del Río mi agradecimiento por su invaluable apoyo.

Agradezco al CONACYT su apoyo al proyecto "Radiactividad de Emisores Alfa Naturales en Agua Potable", clave 2631-PN cuyo financiamiento fue vital para el desarrollo de esta tesis.

Agradezco a la ANUIES por otorgarme a través del programa SUPERA beca parcial, bajo el convenio B-95/2214, para la elaboración de esta tesis.

CONTENIDO

	<i>Página</i>
LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABLAS	iii
INTRODUCCIÓN	iv
CAPÍTULO 1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	1
CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO	6
2.1 Antecedentes	6
2.2 Riesgos a la salud por el contenido de radiactividad en agua	11
2.3 Normatividad sobre la calidad radiológica del agua	21
CAPÍTULO 3. PROPUESTA DE TESIS	26
CAPÍTULO 4. PROCEDIMIENTO	28
4.1 Equipo y Material	28
4.1.1 Equipo	28
4.1.2 Líquido de centelleo	29
4.1.3 Vial	31
4.1.4 Estándares radiactivos	31



UJANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

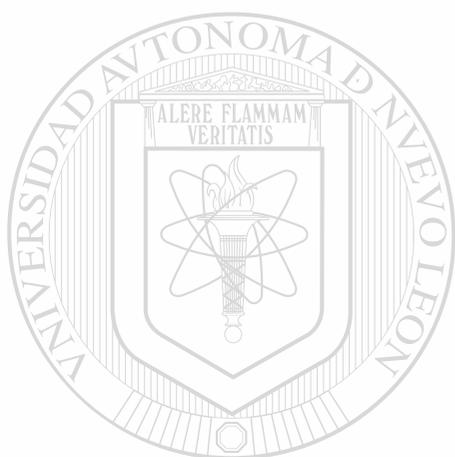


4.2 Diseño Experimental	33
4.2.1 Introducción	33
4.2.2 Calibración del contador de centelleo líquido	34
4.2.2.1 Optimización del parámetro de análisis por forma de pulso	34
4.2.2.2 Soluciones y fondos para la optimización del parámetro de análisis por forma de pulso PSA	37
4.2.2.3 Calibración en energía	38
4.2.2.4 Calibración en eficiencia	39
4.2.3. Muestreo	39
4.2.3.1 Sitio del muestreo	39
4.2.3.2 Toma de muestras	42
4.2.4. Procesamiento y conteo de muestras	43
CAPÍTULO 5. PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	45
5.1 Calibración	45
5.1.1 Optimización del parámetro de análisis por forma de pulsos	45
5.1.2 Calibración en energía	50
5.1.3 Calibración en eficiencia	53
5.1.4 Actividad mínima detectable	54
5.1.5 Análisis de resultados	55
5.2 Concentración de actividad en las muestras	56
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES Y COMENTARIOS	75
APÉNDICE I	77
REFERENCIAS	79

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura</i>	<i>Página</i>
2.1 Evaluación del WHO para la calidad radiológica del agua de consumo	24
4.1 Esquema básico de un contador de centelleo líquido	32
4.2 Pulsos alfa/beta en un material centellador líquido	36
4.3 Sitio del muestreo	41
4.4 Esquema del muestreo	43
5.1 Interferencias en función del PSA (ventana 1-1024 canales)	47
5.2 Interferencias en función del PSA (ventana 400-800 canales)	47
5.3 Interferencias de ^{232}U con ^{90}Sr - ^{90}Y y ^{32}P (ventana 400-800 canales)	48
5.4 Espectro alfa de ^{232}U e interferencias beta	49
5.5 Espectro beta de ^{32}P e interferencias alfa	49
5.6 Espectro alfa del ^{222}Rn y sus descendientes	50
5.7 Curva de calibración para emisores alfa	51
5.8 Espectro beta para ^{90}Sr - ^{90}Y	52
5.9 Espectro beta para ^{32}P	52
5.10 Curva de calibración para emisores beta	53
5.11 Actividad alfa global en relación al LMP y la AMD	61
5.12 Actividad beta global en relación al LMP y la AMD	62

5.13 a 5.18 Espectros beta y alfa: muestreo de Diciembre de 1998	63
5.19 a 5.24 Espectros beta y alfa: muestreo de Abril de 1999	66
5.25 a 5.30 Espectros beta y alfa: muestreo de Agosto de 1999	69
5.31 a 5.36 Espectros beta y alfa: muestreo de Diciembre de 1999	72



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

LISTA DE TABLAS

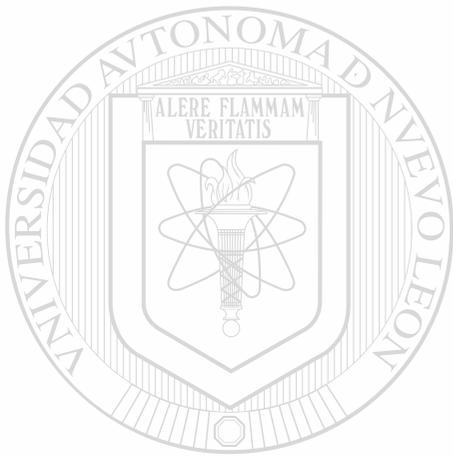
Tabla	Página
4.1 Características del contador de centelleo líquido Wallac-OY®	29
5.1 Interferencias y PSA óptimo	48
5.2 Calibración alfa	51
5.3 Calibración beta	53
5.4 Datos de calibración (ventana 400-800 canales)	55
5.5 Valores de pH de las muestras de agua	57
5.6 Valores de conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) de las muestras de agua	57
5.7 Actividades alfa y beta: muestreo Diciembre de 1998	59
5.8. Actividades alfa y beta: muestreo Abril 1999	59
5.9. Actividades alfa y beta: muestreo Agosto 1999	60
5.10 Actividades alfa y beta: muestreo Diciembre 1999	60

INTRODUCCIÓN

La investigación presentada en esta tesis se enfoca al desarrollo en el laboratorio de radioanalítica del Centro Regional de Estudios Nucleares de la UAZ, de una metodología que permita la evaluación de la calidad radiológica del agua de consumo de acuerdo a la normatividad vigente en el país. Para ello se trabajó en la calibración alfa/beta de un contador de centelleo líquido y en la adecuación de técnicas de centelleo líquido para la determinación de las concentraciones de actividad alfa y beta globales en muestras acuosas. Se analizó el agua potable de las ciudades de Zacatecas, Guadalupe y su zona conurbada, en el Estado de Zacatecas, México. Los resultados indican que el agua suministrada a estas ciudades presenta concordancia con los límites máximos permisibles para el contenido de actividad beta global, pero en algunos puntos del muestreo, la actividad alfa global no es concordante con los límites que señala la norma.

El contenido de este trabajo se ha estructurado de la manera siguiente: El primer capítulo contiene información que enmarca el planteamiento sobre el problema que representan diversos aspectos relacionados con la contaminación del agua de consumo humano, entre ellos, la contaminación radiológica. En el capítulo 2 el marco teórico agrupa datos relevantes respecto a estudios sobre la presencia de radiactividad en el agua, considerando aspectos de riesgos a la salud y la normatividad aplicada para asegurar su calidad radiológica. En el capítulo 3 se presenta la justificación y la propuesta de esta tesis. El trabajo experimental desarrollado para alcanzar el objetivo planteado se detalla

en el capítulo 4, abordando la descripción del equipo utilizado, su calibración, y el procedimiento del muestreo y medición de muestras. En el capítulo 5 se presentan y analizan los resultados en lo referente a la calibración del contador de centelleo líquido y la concentración de radiactividad en las muestras. Finalmente, en el capítulo 6 se dan las conclusiones y se comenta sobre tareas a realizar para la vigilancia de las fuentes de suministro de agua y asegurar que radiológicamente no representen un riesgo a la salud.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPÍTULO 1

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La conservación de las fuentes de suministro y la calidad del agua de consumo humano son motivo de un interés creciente en el mundo entero. Una de las propiedades básicas del agua es su capacidad disolvente, considerándosele como el solvente universal, por lo que es factible la fácil incorporación a los cuerpos de agua de diferentes tipos de contaminantes contenidos en suelos, rocas, aire, desechos animales e inclusive desechos humanos.

Para que el agua sea de calidad aceptable y pueda considerarse segura para su consumo, su contenido de agentes potencialmente contaminantes ya sean biológicos, químicos y radiológicos, debe ajustarse a los niveles recomendados por organismos internacionales de salud como los señalados por la Organización Mundial de la Salud (WHO- World Health Organization) [1], o bien a los estándares y normatividades emitidas en cada país, de acuerdo a sus propias condiciones ambientales, sociales, económicas y culturales .

Según el Banco Mundial y la propia WHO, alrededor de 1.1 billones de personas en el mundo no tienen la posibilidad de consumir agua potable y su contaminación biológica es un problema que ocasiona en los países en desarrollo el deceso del orden de 400

infantes menores de 5 años cada hora [2,3]. En algunas regiones del mundo, entre ellas nuestro país (Durango, Zacatecas, San Luis Potosí y Aguascalientes), el agua contiene naturalmente concentraciones altas de arsénico y flúor, situación que conlleva un riesgo de envenenamiento y desarrollo de fluorosis dental respectivamente, resultando afectadas aproximadamente 100 millones de personas, sobre todo en los países emergentes [4,5,6].

Se ha investigado el riesgo potencial a la salud de los agentes químicos a través de experimentos con animales de laboratorio expuestos a dosis altas por periodos prolongados, involucrando a más de 1300 químicos naturales y sintéticos, encontrando que más de la mitad de ellos son capaces de inducir algún tipo de cáncer [7,8].

Además del estudio de los efectos cancerígenos los experimentos de exposición a dosis altas se aplican para obtener otro tipo de información como: respuesta a una intoxicación aguda o crónica, metabolismo de los agentes químicos y efectos en la reproducción y el desarrollo. De este tipo de estudios se derivan los niveles tolerables a los cuales no se presentan efectos nocivos y estas observaciones se extrapolan a las dosis de exposición relativamente bajas en el ser humano.

La necesidad de evaluar los efectos a la salud originados por una exposición a la radiación ionizante, se remonta al año de 1896 poco después del descubrimiento de los rayos X en 1895; al reportarse casos de dermatitis y alopecia en operadores de equipos generadores de este tipo de radiación. En 1902-1903 se registraron los primeros reportes describiendo carcinomas de piel en manos de radiólogos. En los años de la década de 1920 se asocia la aparición de cáncer de huesos con la actividad de pintores de carátulas

de reloj que utilizaban Radio. De igual manera, se consideró al Radón y sus descendientes como el principal agente en la inducción de cáncer de pulmón en mineros de minas subterráneas de Uranio [9].

A partir del descubrimiento de la fisión nuclear en 1939 y sus usos posteriores, entre ellos, la producción de radioisótopos a gran escala y sus diversas aplicaciones, se incrementó el interés por el estudio de los efectos biológicos de la radiación ionizante en el ser humano y sus efectos en especies animales y plantas [10].

La ingestión y el uso doméstico del agua constituyen rutas hacia una eventual exposición interna a la radiación ionizante debido a que las fuentes de suministro de agua de consumo, ya sea superficiales o de mantos subterráneos contienen en alguna medida elementos radiactivos. La mayoría de ellos son de origen natural y pertenecen principalmente a dos de las tres series naturales radiactivas: del Uranio y del Torio.

Específicamente los elementos de interés son: Radio (Ra), Radón (Rn) y Uranio (U). De la serie de decaimiento de éste último provienen: ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{222}Rn y sus productos de decaimiento (^{218}Po , ^{214}Po y ^{210}Po); de la serie del Torio se desprenden: ^{228}Th , ^{224}Ra , ^{220}Rn y ^{216}Po , todos ellos radioisótopos emisores de radiación alfa con energías altas y gran poder de ionización. También se encuentran emisores de radiación beta de energías bajas como: ^3H , ^{14}C , ^{87}Rb , ^{228}Ra , y ^{210}Pb , además de ^{40}K y la incorporación de ^{90}Sr liberado al medio ambiente en eventos de fisión como la detonación de dispositivos nucleares y en accidentes de la industria nuclear [11].

Las emisiones beta de estos dos últimos son muy energéticas, 1.33 MeV y 0.546 MeV respectivamente, además de la radiación beta de 2.28 MeV emitida por el ^{90}Y , producto de decaimiento del ^{90}Sr , por lo que su incorporación al organismo humano también es potencialmente riesgosa.

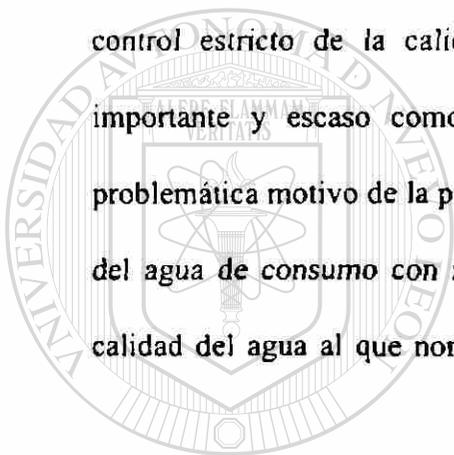
En este sentido, es manifiesto el interés y la preocupación de organismos como el Comité Científico sobre Efectos de la Radiación Atómica de las Naciones Unidas (UNSCEAR- United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation), la Agencia de Protección al Medio Ambiente de los Estados Unidos de América (USEPA- United States Environmental Protection Agency), la propia WHO y entidades vigilantes de actividades relacionadas con la seguridad y protección radiológica en varios países, por evaluar la calidad radiológica del agua de consumo humano y emitir regulaciones sobre su contenido de elementos radiactivos.

En México, la regulación de la calidad radiológica del agua potable se basa en las recomendaciones de la WHO, y se plasman en el acuerdo CE-CCA-001 y en la norma oficial NOM-127 SSA1 [12,13], que establecen como límites máximos permisibles (LMP) de actividad alfa y beta globales en agua potable $0.1 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ y $1.0 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente.

La actividad alfa global se define como la actividad total de todos los emisores alfa (incluyendo al ^{226}Ra) una vez que el Radón ha sido eliminado. La actividad beta global es la actividad de todos los emisores beta excluyendo al ^3H , ^{14}C y otros emisores beta débiles (se supone que esta presente el ^{90}Sr).

Estos valores garantizan recibir una dosis equivalente menor a $0.1 \text{ mSv}\cdot\text{año}^{-1}$ si se considera un consumo promedio de agua de $2 \text{ L}\cdot\text{día}^{-1}$, situación que radiológicamente no representa riesgo a la salud de la población.

Por otra parte, en la última década la ciudad de Zacatecas y en particular la cabecera municipal del municipio de Guadalupe han experimentado un acelerado crecimiento en su población, acompañado de un incipiente desarrollo industrial y comercial que invita a un control estricto de la calidad biológica, química y radiológica de un recurso tan importante y escaso como lo es el agua de consumo. Por lo antes expuesto, la problemática motivo de la presente tesis consiste en llevar a cabo monitoreos radiológicos del agua de consumo con métodos eficientes y confiables, y abordar un aspecto de la calidad del agua al que normalmente en nuestro país se le concede escasa importancia.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes

Desde su origen en nuestro planeta y su atmósfera se ha dado la presencia natural de diferentes elementos radiactivos. Sin embargo, en la historia del hombre el conocimiento de la existencia de la radiactividad es relativamente reciente y data de 1895 con el descubrimiento de los rayos X. La inquietud por conocer acerca de la radiactividad en agua se remonta al año de 1902 en un estudio del contenido de radiactividad en agua de lluvia. En 1904 se da a conocer un estudio de radiactividad en aguas termales y de manantiales de origen mineral reportando contenidos significativos de ^{226}Ra y ^{222}Rn , característica por la cual, desde entonces y hasta la fecha, en algunas regiones del mundo a este tipo de aguas se le atribuyen propiedades terapéuticas en problemas de desorden nervioso, reumatismo, bronquitis y enfermedades de la piel [14].

En los años de 1910 a 1940 se llegó hasta el extremo de comercializar un tónico elaborado con agua de grifo al que se le agregaba ^{226}Ra en cantidades tales que se llegaba a tener una concentración de actividad alfa y beta global del orden de $481 \text{ kBq}\cdot\text{L}^{-1}$. Así una persona que seguía las indicaciones sobre el uso del tónico ingería una actividad neta anual de 1 kBq [9].

En Estados Unidos de América se realizó entre los años de 1960 a 1970 una de las primeras investigaciones a gran escala sobre la evaluación del contenido de Uranio en fuentes públicas de suministro de agua bajo el programa llamado “Evolución de los Recursos Nacionales de Uranio” (NURE-National Uranium Resource Evolution). Durante este programa se colectaron cerca de 89,900 muestras de mantos subterráneos y depósitos superficiales [15].

La concentración de actividad máxima reportada fue $22.2 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ y la concentración de actividad media tomando 20,000 puntos de muestreo fue $0.067 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$.

Un estudio más reciente con 990 muestras de agua subterránea colectadas entre 1983 y 1988 conocido como “Estudio Nacional de Inorgánicos y Radionúclidos” (NIRS-National Inorganics and Radionuclide Survey), consideró; además de Uranio, ^{228}Ra , ^{226}Ra y ^{222}Rn , reportando concentraciones promedio de $0.070 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.025 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.015 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ y $23.97 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente [16].

En 1983 Cothem y Lapenbush [17] publicaron un estudio de la concentración de la actividad de Uranio en agua potable en 22,000 tomas domiciliarias en USA, encontrando una variación en las concentraciones que osciló entre $0.05 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ y $0.124 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$.

M. Asikainen y B. Kahlos [18] reportan un estudio radiológico en agua potable tratada en plantas potabilizadoras que se alimentan de fuentes superficiales y en agua de pozos, con 1217 muestras colectadas en Finlandia de 1974 a 1977, y determinaron que el agua suministrada por las plantas contiene niveles bajos de radiactividad. El contenido

promedio de ^{222}Rn y ^{226}Ra en agua de los pozos fue $629 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ y $0.108 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente.

Entre 1981 y 1987 se continúa con este estudio haciendo énfasis en el análisis del agua de origen subterráneo, colectándose en este periodo alrededor de 3000 muestras, gran parte de ellas en la región sureste de Finlandia. Los resultados arrojaron una concentración promedio de $2.4 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ de actividad alfa global, $2.3 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ para actividad beta global, $1020 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ de ^{222}Rn y $0.44 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ de ^{226}Ra [19].

A.I. Kobal *et al.* [20] analizaron el contenido radiactivo en 700 muestras de aguas superficiales y 500 muestras de aguas subterráneas en Eslovenia, Yugoslavia, reportando un contenido bajo de radiactividad en aguas superficiales, a excepción de la concentración de ^{226}Ra que aumenta en sitios cercanos a minas de Uranio, a plantas de procesamiento de fosfato y en regiones donde existen fuentes de origen termal y mineral.

En aguas subterráneas encontraron valores bajos de actividad alfa global y de concentración de ^{222}Rn , mientras que la actividad beta global y las concentraciones de ^{226}Ra fueron altas sobre todo en agua de pozos de regiones con manantiales de aguas termales y minerales.

K.E. Holbert *et al.* [21] reportaron un análisis radiológico de 667 muestras de fuentes subterráneas colectadas en un periodo de 5 años (1989 a 1993) en el Estado de Arizona (USA) en el que se indica que el agua de un 2% de los suministros no se ajustó a la normatividad vigente en ese país para concentraciones de actividad alfa y beta globales, ^{228}Ra y ^{226}Ra , situación que afecta a un 1% de su población.

S. Akyil *et al.* [22] efectuaron un estudio para determinar la concentración de actividad alfa global en agua subterránea de la región oeste de Anatolia en Turquía, reportando concentraciones de $0.01 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ a $0.63 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, valores que los autores relacionaron con la estructura geológica y la litología del sitio de muestreo.

Por otra parte, M. Jurado *et al.* [23] en un estudio de radiactividad en agua de río en una región granítica en el suroeste de España encontraron una gran variación espacial y temporal de la concentración de Uranio, con valores superiores a las concentraciones comúnmente encontradas en otros ríos, situación atribuible a las características geológicas y a la presencia de dos minas de Uranio en las cercanías. La concentración de ^{226}Ra osciló entre $1.8 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ y $20.7 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$.

M. Herranz *et al.* [24] en un estudio en agua suministrada por plantas de tratamiento que se alimentan de fuentes superficiales (ríos) en el noroeste de España, reportan valores de $2.52 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$, $1.77 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ y $0.11 \text{ mBq}\cdot\text{L}^{-1}$ para ^{234}U , ^{238}U y ^{235}U en

ese orden. Además, concluyen que la concentración de actividad de estos radioisótopos es mayor en verano que en invierno, hecho que atribuyeron al alto grado de evaporación, a una disminución de caudal y al incremento de la solubilidad de las sales como consecuencia del aumento de temperatura en el agua.

En México, es incipiente el estudio radiológico de las fuentes de suministro de agua de consumo, existiendo pocos antecedentes al respecto. H López-G *et al.* [25] realizaron un estudio del contenido radiactivo en agua de mantos subterráneos en sitios cercanos a instalaciones nucleares en el sur de México y sus resultados no indicaron problemas de contaminación radiactiva. Otros estudios en esa misma zona se han

orientado al estudio de ^{226}Ra y ^{222}Rn con fines de determinar alguna correlación con la actividad volcánica latente característica de esa región [26,27,28,29].

En la parte norte de nuestro país, J. Treviño D [30] determinó el contenido de ^{222}Rn en agua potable de la zona metropolitana de la Cd. de Monterrey en el Estado de Nuevo León, reportando una concentración promedio de $31.7 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$.

H. López del Río [31] estudió la concentración de Uranio en agua potable de uno de los sistemas de abastecimiento a la Cd. de Zacatecas, en el Estado de Zacatecas, y reportó una concentración promedio de $1.3 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$.

En general, puede observarse que el contenido radiactivo de las fuentes superficiales de suministro de agua es menor al encontrado en las fuentes subterráneas y que la concentración de radioisótopos de éstas últimas presentan variaciones significativas que dependen de algunas características del manto acuífero como: ubicación geográfica, conformación geológica, presencia de elementos químicos, contenido de agentes complejantes, reacciones químicas de iones en solución, condiciones de oxidación, grado de explotación y patrones de recarga.

De ahí la necesidad y la importancia de efectuar la evaluación radiológica de nuestras fuentes de suministro disponibles en nuestro entorno local, regional y nacional.

2.2. Riesgos a la salud por el contenido de radiactividad en agua

La radiación ionizante es uno de los agentes etiológicos relacionados con enfermedades más ampliamente investigado en el mundo entero. Es conocido que su incidencia sobre una macromolécula biológica (DNA, RNA, proteínas estructurales, proteínas enzimáticas, etc) ocasiona su ionización o excitación cuyo efecto es un cambio en su estructura o en su función [32].

Cuando su acción es sobre el agua, que es el componente mayoritario de las células y del cuerpo humano, da lugar a la formación de iones y radicales libres fuertemente reactivos, de entre los cuales el radical OH^\bullet es particularmente importante debido a que por un lado se puede difundir hacia las moléculas de DNA y desprenderles un átomo de hidrógeno produciendo un sitio reactivo y cambiando la forma de la molécula a un radical de DNA, o bien dos de éstos radicales pueden recombinarse para formar peróxido de hidrógeno (H_2O_2), molécula con cierta estabilidad y gran poder de oxidación, que se difunde fácilmente a puntos distantes de su origen, ejerciendo su acción oxidante sobre células y moléculas que no habían sido directamente dañadas por la radiación.

Si las células afectadas por la radiación ionizante son *germinales* y el daño se transmite hereditariamente, los efectos se conocen como *genéticos*; por otra parte, si el daño es sobre células *somáticas* y por lo tanto no hay posibilidad de que se transmitan a futuras generaciones, los efectos se denominan como *somáticos* [33].

Los efectos son *determinísticos o no estocásticos* cuando existe una dosis umbral por debajo de la cual es muy improbable su ocurrencia y la gravedad del daño en caso de que se presentara es proporcional a la *dosis recibida*, existiendo por lo tanto una relación de causalidad determinista entre *dosis-efecto*.

Aunque, la gravedad del daño varía principalmente con la dosis, también son importantes otros factores como la energía y tipo de la radiación incidente y la sensibilidad del órgano irradiado.

Ahora bien, en condiciones normales, tanto en prácticas vigiladas de manejo y uso de material radiactivo como en una exposición a la radiactividad natural en donde se incluye la aportación de los elementos radiactivos en el agua, las dosis recibidas están muy por debajo de las dosis umbral: 1 a 2 Gy para los síndromes por exposición aguda, 2 a 3 Gy para quemaduras de piel, y del orden de 20 Gy para ulceraciones de la piel. Por esta razón los efectos *determinísticos* no se consideran relevantes en la derivación de

normas para la presencia de radioisótopos en agua.

Se habla de efectos *estocásticos* cuando la probabilidad de su ocurrencia más que la gravedad del daño es proporcional a la dosis, comportamiento que obedece a un modelo lineal de *dosis-efecto*.

Asumiéndose que carecen de una dosis umbral por debajo de la cual no se produzca el efecto, es decir, la interacción de un solo fotón puede dañar la célula, originando una célula alterada; si el daño se produce en una célula cuya función es transmitir información *genética*, cualquier efecto, que podrá variar considerablemente en cuanto a tipo y gravedad, se expresará en la descendencia de la persona expuesta.

Si la célula es *somática* y se afectan las moléculas de DNA y los mecanismos de defensa no reparan adecuadamente el daño, el clon de células resultado de su reproducción pueden, tras un período de retardo prolongado y variable conocido como período de latencia, dar lugar a la aparición de una condición maligna (leucemia, cáncer: de tiroides, pulmón, huesos y senos). La probabilidad de ocurrencia de esta condición (cuya gravedad es independiente de la dosis), aumenta de forma proporcional a la dosis, aunque también son importantes factores como la edad y el estado de salud al momento de la exposición, el sexo, la sensibilidad, y la interacción con otros agentes químicos. En este sentido, por los niveles bajos de radiación involucrados en el medio ambiente a la cual el agua contribuye en alguna medida por la presencia natural de algunos radioisótopos, y por el carácter de una exposición crónica debido a su consumo, la respuesta sería la manifestación de efectos *somáticos*. Sin embargo, a este respecto es importante señalar que si bien los efectos cancerígenos a dosis altas de exposición a la

radiación están perfectamente documentados por estudios epidemiológicos realizados en sobrevivientes de los eventos atómicos de Hiroshima y Nagasaki, en personas ocupacionalmente expuestas y en pacientes tratados con radiación, las evidencias epidemiológicas sobre los efectos de una exposición a dosis bajas no permiten diferenciar en una población determinada, que cánceres son de origen radiactivo y cuales son inducidos por otros factores [34].

De hecho, continúan los estudios en grandes masas poblacionales: trabajadores de la industria nuclear, habitantes de poblaciones cercanas a instalaciones nucleares, pacientes expuestos a diagnóstico con rayos X, participantes y afectados por pruebas

nucleares y pobladores de regiones con un fondo de radiación ambiental elevado, que han sido expuestas a dosis bajas para obtener mayor información de los efectos en la salud resultado de una exposición de estas características [35].

El criterio básico para la regulación del contenido de radioisótopos en agua de consumo es su potencial cancerígeno al que contribuyen por un lado las características químicas del elemento como tal, en cuyo caso se habla de toxicidad química, y por otro lado sus propiedades radiactivas (radiotoxicidad). Centrando la atención en los emisores alfa de las series de decaimiento radiactivo naturales del Uranio y del Thorio, principalmente ^{238}U , ^{234}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra y ^{222}Rn , y en algunos emisores beta de energías altas como ^{90}Sr y ^{40}K .

Uranio. En la naturaleza el Uranio existe en forma metálica siendo el elemento con mayor peso atómico, presentando cinco estados de valencia +2, +3, +4, +5 y +6.

Una vez ingerido, la Comisión Internacional en Protección Radiológica (ICRP-International Commission on Radiological Protection), estima que en promedio un 5% se absorbe en el tracto gastrointestinal. Otros investigadores señalan que esta absorción es de un 1.4 % [36]. Resultados preliminares de estudios más recientes señalan un rango de absorción de entre 0.5 y 1.0% [37], mientras que a través de la piel la absorción de compuestos de uranio solubles en agua es de apenas un 0.1% [38]. La acción tóxica del Uranio se debe principalmente a sus iones hexavalentes y la probabilidad de su acción tóxica depende de la concentración de estos iones. En estado hexavalente se asocia al oxígeno para formar su especie química más soluble en agua, el ión uranilo (UO_2)²⁺, mismo que al combinarse con iones HCO_3 ⁻² forma complejos solubles del tipo

$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2$. También se enlaza a proteínas séricas como la transferrina o la albúmina; ambos complejos (inorgánico y orgánico) son un medio de transporte en el organismo para el Uranio, depositándose preferentemente en tejidos blandos (riñón) y huesos.

En orden creciente de importancia y de dosis administrada, la manifestación de la toxicidad química del Uranio en diversos mamíferos (mono, rata, ratón, cerdo, perro, conejo y humanos) va desde cambios bioquímicos en la orina o sangre hasta la muerte, pasando por retardo en el crecimiento y cambios histopatológicos en el riñón.

El órgano más sensible en el ser humano a la acción tóxica de Uranio es el riñón, aún a pesar que de un 92 a un 95% del Uranio ingerido es eliminado muy rápidamente (2 a 6 días) y el restante 5 a 8% se desecha en un periodo de 30 a 340 días. La ingestión crónica de 1 a 20 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ es el nivel umbral de la acción tóxica del Uranio en el riñón. Se ha mostrado que dosis de 0.1 a 0.3 $\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ no producen lesiones letales al riñón humano [39]. Por otra parte, se piensa que el modelo más apropiado de una intoxicación

aguda por Uranio en el humano, es parecido al que experimenta la rata o el perro y que la dosis letal (LD_{50} 30) en el 50% de los casos en 30 días, estaría en el rango de 1 a 4 $\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ [40].

De los tres radioisótopos del Uranio natural, el ^{238}U es predominante y se lleva la mayor parte de la masa del elemento, además de que es responsable de la mitad de su radiactividad; la otra mitad se atribuye al ^{234}U (un microgramo de Uranio corresponde a una actividad de 0.33 pCi de ^{238}U , 0.33 pCi de ^{234}U y aproximadamente 0.01 pCi de ^{235}U). Los tiempos de vida media tan grandes 4.5 billones de años y 2.47×10^5 años para ^{238}U y ^{234}U respectivamente le confieren a estos radioisótopos una actividad específica

extremadamente baja, aproximadamente un millón de veces mas baja que la de los radioisótopos del Radio. Esto dificulta de sobremanera manejar dosis experimentales de Uranio natural en animales para poder inducir por un lado manifestaciones cancerigenas en huesos y al mismo tiempo evitar la toxicidad química y las reacciones fisiológicas en el riñón; por esta razón algunos investigadores han recurrido a radioisótopos artificiales con una actividad específica alta (^{232}U y ^{233}U) y han demostrado que no existe diferencia en el potencial cancerígeno de las partículas alfa emitidas por los núcleos de Uranio respecto del conocido efecto cancerígeno de las partículas alfa emitidas por los radioisótopos del Radio y el Radón [41]. Lo anterior sugiere el uso de los datos derivados de los efectos a la salud del Radio en humanos como un sustituto para el Uranio dado que ambos se fijan en los huesos y decaen por emisión de partículas alfa. En este sentido, es razonable esperar que al igual que el Radio los radioisótopos de Uranio con actividad específica alta produzcan sarcoma de huesos. Sin embargo, en vista de que no se ha

demostrado un efecto cancerígeno del Uranio natural en animales por su actividad específica baja y que este efecto es observable de la acción de radioisótopos con actividad específica alta, es debatible que criterio debe aplicarse para establecer los estándares normativos del contenido de Uranio en agua: si la demostrada toxicidad química del Uranio o el hipotético riesgo radiológico inferido del comportamiento del Radio.

Radio. El Radio está presente en la naturaleza en cuatro estados isotopicos todos ellos radiactivos. El ^{226}Ra con un tiempo de vida media de 1600 años, se forma directamente del decaimiento alfa del ^{230}Th y es un miembro de la serie natural de decaimiento del ^{238}U . El ^{223}Ra posee un tiempo de vida media de 11.4 días y se forma del

decaimiento alfa del ^{227}Th que a su vez proviene del decaimiento beta del ^{227}Ac y es un miembro de la serie natural de decaimiento del ^{235}U . Ambos radioisótopos decaen por la emisión de partículas alfa. Los otros dos radioisótopos del Radio son miembros de la serie natural de decaimiento del ^{232}Th : ^{228}Ra con un tiempo de vida media de 5.75 años decae por la emisión de partículas beta y ^{224}Ra con un tiempo de vida media de 3.64 días decae mediante la emisión de partículas alfa. En agua el Radio es moderadamente soluble y se le encuentra en forma de catión divalente (Ra^{2+}) que se comporta químicamente de manera similar al Calcio y los demás miembros del grupo IIA de la tabla periódica (Be, Mg, Sr y Ba).

Se estima que en el ser humano, un 80% del Radio ingerido se elimina rápidamente vía heces fecales y un 20% se absorbe en el tracto gastrointestinal. Se metaboliza de igual manera que el Calcio y aproximadamente un 80% del porcentaje absorbido se retiene en los huesos, un pequeño porcentaje se deposita en otros órganos y

el resto se elimina paulatinamente a través de la orina y heces fecales [42].

Los efectos a la salud derivados de la presencia de Radio en el cuerpo humano se manifiestan en orden de importancia, como desarrollo de sarcoma óseo, cáncer en los senos para-nasales, mielomas múltiples, cáncer de senos y daños en los huesos.

Estos efectos están perfectamente documentados en datos epidemiológicos de poblaciones expuestas internamente como lo fue el caso de trabajadoras(es) de la industria del Radio a principios del siglo XX, donde, de una población de 2383 trabajadoras(es) se tienen registrados 64 casos de desarrollo de sarcoma óseo, 61 de ellos en mujeres y 3 en hombres, observándose también que la condición maligna puede

aparecer en cualquier momento posterior a una ingestión de Radio, dado que el primer sarcoma óseo observado se presentó 5 años después de una primer exposición interna, aunque también se dió el caso de un diagnóstico de sarcoma óseo 63 años después de la primer exposición. Sin embargo, una pregunta importante que aun permanece sin resolver es la sorprendente escasez de sarcoma óseo en hombres en relación a los casos presentados en mujeres ya que esto puede ser un indicio de un efecto diferenciado por sexo, para el que hay que encontrar las respuestas [43].

Radón. El Radón es un gas noble radiactivo imperceptible a los sentidos, muy soluble en solventes no polares y moderadamente soluble en agua fría. Presenta tres isótopos todos ellos radiactivos: ^{219}Rn , ^{220}Rn y ^{222}Rn . Éste último es el más abundante e importante por su tiempo de vida media relativamente grande (3.82 días); se produce en la cadena de decaimiento natural del ^{238}U por la emisión alfa del ^{226}Ra . La exposición interna al ^{222}Rn y sus productos de decaimiento ^{218}Po , ^{214}Po , ^{214}Pb y ^{214}Bi tiene un gran

impacto en la salud debido al daño producido en los tejidos pulmonares por las partículas alfa producto de su decaimiento de los dos primeros y por las partículas beta y radiación gamma de los dos últimos. La peligrosidad del ^{222}Rn y sus productos de decaimiento en un sistema biológico está documentada de experimentos en animales expuestos a concentraciones altas del radioisótopo, observándose el desarrollo de cáncer pulmonar, enfisema y fibrosis. Su clasificación como agente cancerígeno por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC- International Agency for Research on Cancer) deriva de estudios epidemiológicos en muestras poblacionales de mineros de minas subterráneas de Uranio, fluonta, arcilla y metales, localizadas en los Estados

Unidos, Canada, Australia, China y Europa. Los resultados de estos estudios documentan inobjetablemente una relación directa entre una exposición interna al ^{222}Rn y sus descendientes y el desarrollo de cáncer pulmonar en los mineros. Un análisis de datos que involucraron a 68,000 trabajadores de minas subterráneas mostró que alrededor de un 40% de los casos de cáncer de pulmón eran atribuibles a la exposición a este gas radiactivo. También se observó que el riesgo de desarrollar cáncer pulmonar es mayor en mineros adictos al cigarro.

Lo anterior sugiere que una exposición interna al ^{222}Rn y sus descendientes y el hábito de fumar resulta en un efecto combinado que aumenta el riesgo de desarrollar cáncer pulmonar. El ingreso del ^{222}Rn al organismo humano se puede dar a través de dos vías principales: por inhalación de aire y por ingestión de agua. El ^{222}Rn en aire proviene en su mayoría de emanaciones del subsuelo; también contribuyen los materiales de construcción de las casas-habitación y en menor medida su liberación del agua de uso

doméstico de origen subterráneo. Existe una gran diferencia entre el riesgo de desarrollar cáncer pulmonar como efecto de la inhalación de ^{222}Rn a través del aire que respiramos y el riesgo de enfermar de cáncer estomacal por el contenido de ^{222}Rn en el agua que incorporamos a nuestro cuerpo. Específicamente, en 1998 en los Estados Unidos de America, según la Academia Nacional de Ciencias (NAS- National Academy of Sciences), se presentaron del orden de 160,000 muertes por cancer de pulmón, la mayoría de ellas por efecto de adición al tabaco, sin embargo, cerca de 19,000 casos se relacionaron con la inhalación de ^{222}Rn en interiores de casas-habitacion coincidiendo en que la mayor parte tambien eran fumadores. De estas 19,000 muertes se estimó que

únicamente 160 fueron resultado de la inhalación de ^{222}Rn liberado del agua de uso doméstico. Como comparación se estima que 700 muertes por cáncer de pulmón son atribuibles a una exposición a los niveles naturales de ^{222}Rn en ambientes externos.

La misma NAS determinó que el riesgo de desarrollar cáncer estomacal por la ingestión de agua que contiene ^{222}Rn disuelto es extremadamente pequeño con un resultado probable de 20 muertes al año que apenas constituye un 0.15% de las 13.000 muertes por cáncer estomacal atribuible a otras causas [44].

Potasio, Rubidio y Estroncio.

De los tres isótopos naturales del Potasio presentes en la naturaleza solamente el ^{40}K es radiactivo; tiene un tiempo de vida media de 1.28×10^9 años y una abundancia isotópica del 0.0118% con una actividad específica de $31.4 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$. El 89% de la veces decae a ^{40}Ca por la emisión de una partícula beta de una energía máxima de 1.314 MeV y se le encuentra en cualquier sistema biológico. Después del Radón y sus productos de

decaimiento el ^{40}K es la principal fuente de dosis interna en el cuerpo humano, principalmente en tejido muscular y gónadas; sin embargo, como la absorción del Potasio elemental por el cuerpo humano está bajo un estricto control homeostático, no es influenciado por variaciones en los niveles ambientales, razón por la cual este radioisotopo no se considera específicamente en las recomendaciones

El Rubidio presenta dos isótopos naturales, de los cuales el ^{87}Rb es radiactivo con un tiempo de vida media de 4.8×10^{10} años y una abundancia del 27.8%. Decae a ^{87}Sr estable por la emisión de una partícula beta de una energía máxima de 0.274 MeV; es un metal alcalinotérreo y químicamente puede reemplazar al Potasio en el cuerpo humano. Se

concentra preferentemente en el hígado y su regulación se contempla, en la correspondiente a la actividad beta global.

El Estroncio tiene cuatro isótopos naturales, sin embargo los radioisótopos de interés ^{89}Sr y ^{90}Sr con tiempos de vida media de 50.2 días y 29 años en ese orden, se producen en eventos de fisión, como la detonación de dispositivos nucleares y en accidentes de la industria nuclear, liberándose al medio ambiente para depositarse en las superficie terrestre, vegetación y cuerpos de agua al aire libre. De hecho, la presencia de estos radioisótopos son mayormente importantes en este tipo de depósitos que en fuentes subterráneas. Su regulación en agua se contempla dentro de los límites para actividad beta global.

2.3. Normatividad sobre la calidad radiológica del agua

Un gran número de países basan su sistema de protección radiológica en las recomendaciones de la ICRP, organismo fundado en 1928, cuyas regulaciones en ese entonces se orientaban sobre aspectos de seguridad de la radiología médica. En sus inicios las recomendaciones de esta entidad se basaron en la prevención de efectos dañinos de la radiación, visibles a simple vista (daños en la piel y alopecias) en población de cierto riesgo como los radiólogos, fijando dosis de tolerancia a esos daños. En su publicación 2, se produjo un cambio en la filosofía de la protección radiológica, señalando que el principal efecto a prevenirse sería el daño genético. En 1977 los estudios epidemiológicos de los efectos de la radiación en sobrevivientes de los acontecimientos

atómicos de Japón, resultaron en una ausencia de efectos genéticos observables, lo que obligó a la ICRP a reconsiderar sus recomendaciones, mismas que se plasmaron en su publicación 26 [45], en la cual se reconoce que el principal efecto a evitarse es la inducción de algún tipo de cáncer y que la susceptibilidad a este daño varía dependiendo del tejido y órgano, lo que llevó a la introducción del concepto de dosis efectiva y a la recomendación de una dosis efectiva máxima expresada como un límite de dosis anual que incluye tanto a la dosis por irradiación externa como la dosis debida a radioisótopos depositados internamente. En su publicación 60 [46] la ICRP recomienda nuevos límites de dosis tanto para personas ocupacionalmente expuestas como para el público en general, fijando para el primer caso $20 \text{ mSv}\cdot\text{año}^{-1}$ en un periodo de cinco años y $1 \text{ mSv}\cdot\text{año}^{-1}$ en el segundo caso.

La WHO estableció en 1963 los primeros estándares internacionales para agua de uso doméstico basándose en las recomendaciones de la ICRP. En 1984 la misma WHO

desarrolló un conjunto de recomendaciones sobre la calidad del agua orientadas primordialmente hacia la protección de la salud del ser humano. Las recomendaciones vigentes de la WHO sobre el contenido de radiactividad en agua de consumo se promulgaron en 1993 [1], tomando en cuenta las últimas recomendaciones de la ICRP en su publicación 60 de 1990.

De este modo, basándose en un consumo de agua de dos litros por día en promedio durante un año, el contenido de radiactividad está limitado a no exceder una dosis efectiva de $0.1 \text{ mSv}\cdot\text{año}^{-1}$, que corresponde a una décima parte del límite de dosis recomendado por la ICRP para el público en general. Es evidente que la regulación refleja

una exposición crónica o acumulada durante un período de un año y se considera la contribución de todos los radioisótopos presentes en la fuente de suministro, independientemente de su origen.

Según la metodología de la WHO para evaluar la calidad radiológica del agua, de inicio, se efectúa la determinación de la radiactividad alfa y beta globales y se decide su concordancia con los límites máximos permisibles de concentraciones de actividad establecidos, correspondientes a $0.1 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ y $1.0 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente. Si no se sobrepasan dichos límites se considera que el agua es de calidad radiológica aceptable debido a que la dosis recibida será menor al límite de $0.1 \text{ mSv}\cdot\text{año}^{-1}$, y por lo tanto no se requieren acciones de saneamiento.

Por el contrario, si se encuentran concentraciones de actividad que sean superiores a alguno de estos límites es necesario determinar la concentración individual de cada radioisótopo presente y evaluar su contribución individual a la dosis total, y si esta es

mayor a $0.1 \text{ mSv}\cdot\text{año}^{-1}$, el agua no es radiológicamente aceptable y habrá que aplicar tratamientos para disminuir la concentración de los radioisótopos de mayor contribución (figura 2.1)

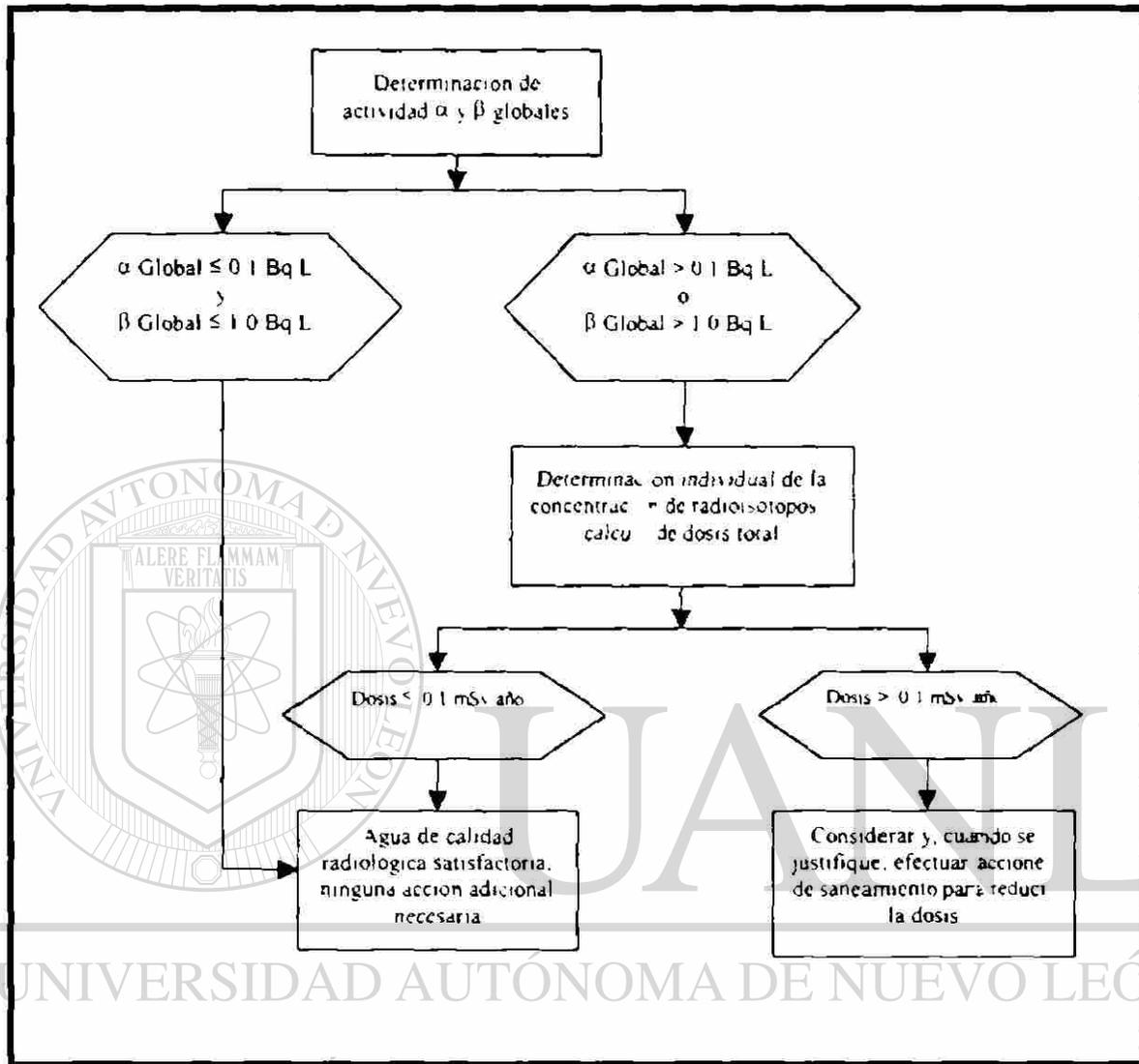
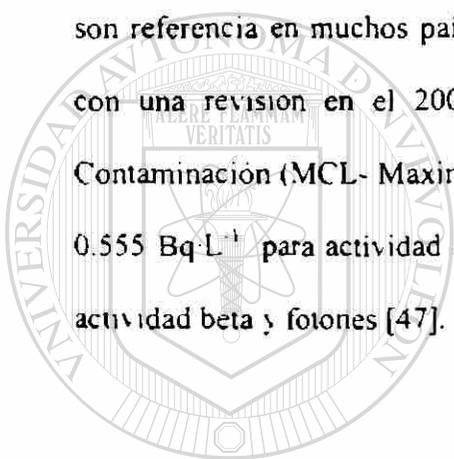


Figura 2.1 Evaluación de la WHO de la calidad radiológica del agua de consumo

Aunque la propia WHO señala que esta metodología y los límites no deben adoptarse automáticamente, y recomienda que cada país debe emitir sus propias metodologías y límites atendiendo a su contexto económico, social, cultural y medioambiental.

Por otra parte, la USEPA también a emitido medidas de protección contra el riesgo de la presencia de radiactividad en fuentes de suministro de agua de consumo que son referencia en muchos países. Las primeras de ellas estuvieron vigentes desde 1976, con una revisión en el 2000, en la que se establecen como Niveles Máximos de Contaminación (MCL- Maximum Contaminant Levels), 0.185 Bq·L⁻¹ para ²²⁶Ra y ²²⁸Ra, 0.555 Bq·L⁻¹ para actividad alfa global, 0.743 Bq L⁻¹ para Uranio y 4 mrem·año⁻¹ para actividad beta y fotones [47].



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPÍTULO 3

PROPUESTA DE TESIS

En México, a diferencia de muchos otros países en el mundo, se da escasa importancia a la calidad radiológica del agua, existiendo pocos estudios que documenten el contenido de elementos radiactivos en las fuentes de suministro, desconociendo si ello representa un riesgo a la salud de la población. La falta de datos en este sentido limita en extremo la emisión de criterios de regulación que sean acordes a nuestra realidad.

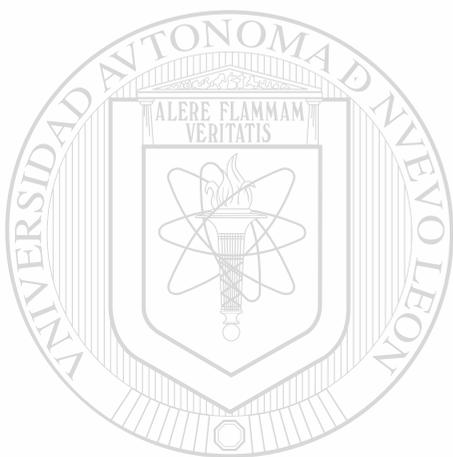
La propuesta de esta tesis se da en torno a desarrollar en nuestro laboratorio una metodología eficiente y confiable, aplicable al monitoreo y la respectiva evaluación radiológica de agua de consumo, abordándose para ello los aspectos:

A. Calibración alfa beta de un contador de centelleo líquido Wallac-Oy 1411-001, optimizando el parametro de analisis por forma de pulsos PSA, utilizando diversos radioisotopos emisores alfa y beta.

B Implementación de tecnicas de análisis por centelleo líquido para la determinacion de la concentración de actividad alfa global y beta global en matrices acuosas

Esta metodología se aplicó a la caracterización radiológica del agua potable suministrada a las ciudades de Zacatecas, Guadalupe y su zona conurbada, en el Estado de Zacatecas, México.

Es importante resaltar que el disponer de una metodología como la desarrollada en este trabajo facilita de sobremanera la caracterización radiológica de las fuentes de suministro de agua factibles para consumo y uso doméstico, y de este modo evaluar el probable riesgo a la salud por su contenido de elementos radiactivos.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPÍTULO 4

PROCEDIMIENTO

4.1. Equipo y material

4.1.1. Equipo

Se utilizó un contador de centelleo líquido Wallac - Oy® 1411 - 001, basado en análisis digital de espectros, que tiene la posibilidad de efectuar análisis por discriminación de forma de pulso (PSA-Pulse Shape Analysis), lo que permite hacer la diferenciación entre pulsos originados por la interacción de partículas beta y pulsos originados por la interacción de partículas alfa con el líquido de centelleo.

Para reducir el fondo, además del sistema electrónico en coincidencia para los tubos foto multiplicadores (TFM), la cámara de conteo que aloja al vial y los TFM está protegida por un blindaje de 48 mm de espesor con 99.9% en composición de plomo. El contador se puede operar manualmente o bien automáticamente a través de una computadora personal, mediante su interconexión vía un puerto RS - 232 y un programa llamado MULTICALC EB [48]. En la tabla 4.1 se muestran las características del contador de centelleo líquido y en la (figura 4.1) se presenta un esquema de un contador de centelleo líquido básico.

Tabla 4 1 Características del contador de centelleo liquido Wallac Oy®

Modelo del Contador de Centelleo Liquido	Wallac- Oy® 1411-001
Modo de Operación	Coincidencia
Tubos foto multiplicadores (TFM)	Hamamatsu® R331-005
Voltaje de Operacion (TFM)	2000-2100 V
Temperatura Ambiente de Operación	15 - 40 °C
Humedad Ambiental Maxima	75%
Tiempo de Resolución en Coincidencia	15 ns
Amplificación	Logaritmica
Capacidad Espectral del Convertidor Analógico Digital	Analizador Multicanal Dual de 1024 canales
Ganancia de Conversion Nominal	Variable (con la energia logaritmica)
Umbral de Detección Nominal	Menor o igual a 1 KeV

4.1.2. Liquido de centelleo

Los líquidos de centelleo (cocteles de centelleo) son una mezcla de compuestos, en la cual el componente mayoritario es un solvente, y en pequeñas concentraciones contiene un centellador primario (soluto primario); frecuentemente también se incorpora un centellador secundario (soluto secundario). El paso de la radiación ionizante a través del liquido de centelleo produce diversos efectos; entre otros, la generación de una gran cantidad de moléculas del solvente en estado excitado, las cuales subsecuentemente transfieren este exceso de energia a las moléculas del centellador primario elevando su nivel energetico al regresar a su estado base; las moléculas pierden su exceso de energia mediante colisiones intermoleculares o por la emision de un foton luminoso. La mayor parte de los centelladores primarios emiten fotones con longitudes de onda de 300 a 400 nm. Por lo general los tubos foto multiplicadores utilizados en los contadores de centelleo liquido son mas eficientes para captar pulsos luminosos cuyas longitudes de onda

corresponden con la región visible (400-500 nm) del espectro electromagnético; por esta razón es conveniente incorporar al líquido de centelleo un centellador secundario (desplazador de longitud de onda) cuya función es absorber el fotón proveniente del centellador primario para posteriormente reemitirlo con una longitud de onda apropiada para su captación por los TFM. Los solventes son compuestos orgánicos de anillos aromáticos, de entre los cuales se cuentan al tolueno, xileno, pseudoecumeno, dioxano y benceno, que se caracterizan por tener bajo punto de ebullición, ser inflamables y extremadamente tóxicos con riesgo potencial de dar origen al desarrollo de algún tipo de cáncer, lo que genera un serio problema de disposición después de su uso.

Los líquidos de centelleo fabricados sobre la base de este tipo de solventes son de respuesta rápida y son ideales para realizar mediciones de radioisótopos emisores beta puros [49]. Recientemente se han desarrollado un nuevo tipo de líquidos de centelleo con solventes a base de derivados de naftaleno como el di-isopropil-naftaleno y el alquil-

naftaleno que son poco inflamables, no tóxicos, con un valor bajo de presión de vapor y biodegradables al medio ambiente, reduciendo el problema de disposición y además de que aceptan hasta un 50% en volumen de carga de agua, lo que los hace ideales para su aplicación en el análisis de muestras ambientales, principalmente acuosas

Este tipo de centelladores tienen respuesta lenta por lo que son los indicados para el análisis de muestras que contienen simultáneamente radioisótopos emisores alfa y beta [50]. En este trabajo se utilizó el líquido de centelleo Opti-Phase H₁-Safe[®] 3 de Wallac-Oy[®], que es adecuado para conseguir una buena separación entre pulsos originados por radiación alfa y pulsos originados por radiación beta.

4.1.3. Vial

Además del líquido de centelleo, otro aspecto relevante en el conteo por centelleo líquido, es el contenedor, que alberga a la muestra y al mismo líquido de centelleo y que se conoce comúnmente como vial. Existen viales fabricados de diversos materiales como: borosilicato con un contenido bajo de ^{40}K , polietileno, nylon y teflón, existiendo ventajas y desventajas de unos respecto a otros. La selección del tipo de vial ha emplearse depende en gran medida de la aplicación específica de la medición y de su respuesta a parámetros como conteo de fondo y eficiencia [51]. Para el estudio aquí realizado se utilizaron viales de polietileno Wallac - Oy® de una capacidad de 20 mL, ya que en combinación con el líquido de centelleo Opti-Phase Hi-Safe® 3, presentan un valor bajo en porcentaje de superposición de pulsos alfa y pulsos beta en muestras que contienen ambos tipos de emisores [52].

4.1.4 Estandares radiactivos

Los estándares radiactivos utilizados en este trabajo fueron los siguientes:

Estandar de referencia de ^{232}U certificado NIST SRM 4324A

Estandar de referencia de ^{226}Ra certificado NIST SRM 4965.

Estandar de referencia de ^{90}Sr ^{90}Y certificado NIST SRM 4234A.

Uranio Natural en forma de reactivo de nitrato de uranilo hexahidratado, "Merck"

^{32}P como ortofosfato, "Amersham International".

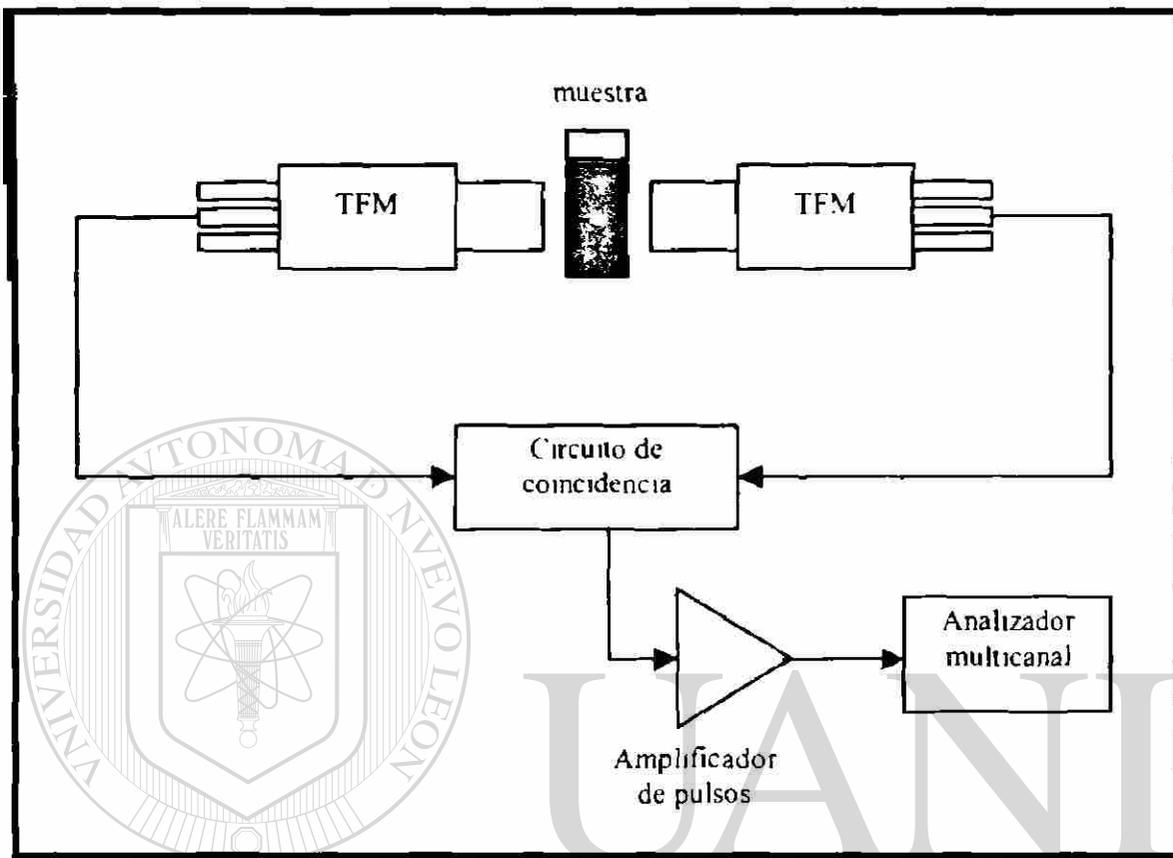


Figura 4.1 Esquema de un contador de centelleo líquido

4.2. Diseño experimental

4.2.1 Introducción

A finales de la década de los ochenta el desarrollo tecnológico alcanzado en los contadores comerciales de centelleo líquido, utilizados tradicionalmente en la medición de actividad beta, amplió su espectro de aplicaciones, de las cuales la cuantificación de actividad alfa en labores de monitoreo radiológico en matrices ambientales, efluentes de plantas de reprocesamiento de combustible nuclear, efluentes de plantas nucleares de potencia y en sitios de disposición de desechos nucleares, ha adquirido gran importancia y es una alternativa elegible a la espectroscopia alfa con detectores de estado sólido.

Adicionalmente, los contadores modernos de centelleo líquido, como el modelo Wallac-Oy® 1411-001, incorporan un parámetro de análisis por forma de pulso PSA controlado por un circuito electrónico de discriminación en tiempo, mediante el cual es

posible distinguir y separar la radiación alfa de la radiación beta y electromagnética [53].

Uno de los métodos convencionales para el monitoreo radiológico de agua potable utiliza contadores alfa beta de bajo fondo que trabajan con detectores proporcionales de flujo gaseoso [54]. Este método presenta algunos inconvenientes como el que la muestra de agua debe evaporarse hasta un pequeño volumen, mismo que se transfiere a un disco de acero inoxidable en donde se seca totalmente con la ayuda de una lámpara de emisión infrarroja, en este proceso se origina la formación de capas de material insoluble sobre el disco, cuyo espesor da lugar a problemas de autoabsorción y dispersión de la radiación emitida por los radioisótopos presentes, situación que limita a aproximadamente 30% la

eficiencia de conteo para radioisótopos emisores alfa y a 40% para radioisótopos emisores beta; además, no proporciona información espectral de los radioisótopos en la muestra

En la determinación de la calidad radiológica del agua para consumo humano la técnica de centelleo líquido presenta grandes ventajas respecto al método convencional descrito: (a) dado que los radioisótopos se encuentran inmersos en el detector (centellador) no hay problemas de autoabsorción de la radiación por la muestra; (b) la eficiencia de conteo para partículas alfa y betas con energía máxima superior a 1.2 MeV es casi del 100%; (c) la preparación de la muestra es simple y rápida; (d) proporciona información espectral que facilita la identificación de radioisótopos.

Uno de los aspectos fundamentales en la calibración de un contador de centelleo líquido para medir simultáneamente actividad alfa y beta en una misma muestra, es la selección del valor del parámetro PSA que optimiza la clasificación de los pulsos producidos en el centellador.

El valor de PSA óptimo se obtiene midiendo separadamente muestras con actividad alfa y beta y cuantificando las interferencias entre ambos espectros para diferentes valores de PSA. El mejor valor es aquel para el cual las interferencias son mínimas [55,56].

4.2.2 Calibración del contador de centelleo líquido

4.2.2.1 Optimización del parámetro de análisis por forma de pulso PSA

El conteo por centelleo líquido involucra la detección de pulsos luminosos (fluorescencia) que se originan por la interacción de la radiación emitida en un decaimiento radiactivo con el centellador. Cada pulso luminoso está formado por una

componente rápida y una componente retardada. Es bien conocido [57] que la baja eficiencia de conversión de fluorescencia para una partícula alfa en un material centellador líquido se debe a que la parte inicial del pulso luminoso (componente rápida) contiene una gran cantidad de apagamiento (quenching) por ionización que no contribuye a la intensidad luminosa del pulso, y la componente retardada o cola del pulso es más grande con respecto a su parte inicial, mientras que en los pulsos producidos por un decaimiento beta la parte inicial del pulso (componente rápida) representa la mayor parte de la intensidad luminosa, y la cola del pulso (componente retardada) es mucho más pequeña con relación a su parte inicial, es decir, las partículas alfa producen pulsos con colas más largas que las colas de los pulsos producidos por un decaimiento beta (figura 4.2). Lo anterior se traduce en que los tiempos de decaimiento de los pulsos resultado de las interacciones de una partícula alfa son mayores respecto a los tiempos de decaimiento de los pulsos provenientes de un evento beta. Entonces, los pulsos con tiempo de

decaimiento grande se clasifican como pulsos largos, mientras que los pulsos con tiempo de decaimiento corto se clasifican como pulsos cortos. Esta diferencia en la forma de los pulsos es la base de la técnica de análisis por forma de pulso PSA de los contadores de centelleo líquido Wallac-Oy® [58]. El circuito electrónico PSA compara el área de la componente retardada de los pulsos con su área total y discrimina los pulsos utilizando un parámetro límite de forma de pulso, fijado por el usuario a través del programa de control automático del contador. De este modo, aquellos pulsos con un parámetro de forma por debajo del límite fijado se clasifican como pulsos cortos originados por eventos beta y se canalizan hacia un multicanal almacenándolos como espectro beta, y los pulsos con un

parámetro de forma por arriba de este límite se clasifican como pulsos largos resultado de la interacción de partículas alfa, y se canalizan hacia un segundo multicanal donde se almacenan como espectro alfa.

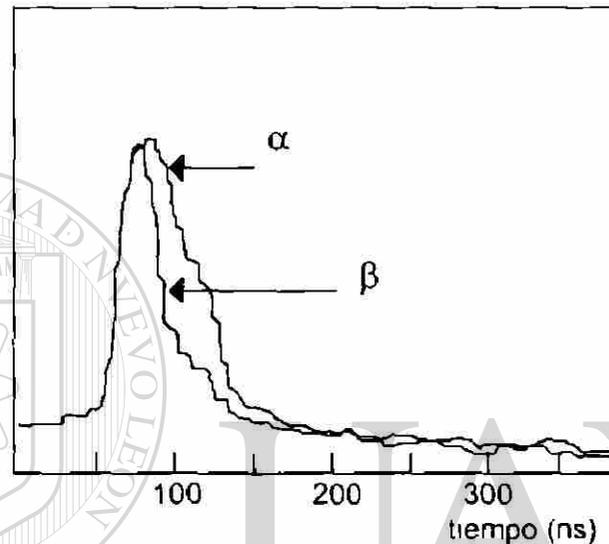


Figura 4.2 Pulsos alfa/beta en un material centellador líquido

El valor de PSA óptimo es aquel que minimiza el error en la clasificación de pulsos alfa como pulsos beta y viceversa; es decir, aquel donde las interferencias de ambos espectros son mínimas. Este valor de PSA varía en función del centellador, del tipo de vial, de los radioisótopos utilizados y del grado de apagamiento, por lo que debe ajustarse para la aplicación específica [59].

Para obtener el valor de PSA óptimo se prepararon soluciones de cada radioisotopo, como se describe en la parte 4.2.2.2 y se contaron durante 10 min., fijándose un barrido de valores de PSA en un rango de 1-240. Se definieron dos ventanas (400-800 canales)

para incluir todos los eventos alfa y betas energeticas de interés en el monitoreo radiologico de agua, y (1-1024 canales) que incluye todos los eventos de decaimiento.

4.2.2.2. Soluciones y fondos para la optimización del parámetro de análisis por forma de pulso PSA

Con el propósito de simular las condiciones de conteo de muestras acuosas, principalmente en el grado de apagamiento, las soluciones para la optimización del parámetro PSA se prepararon mezclando en un vial de polietileno de 20 mL, una actividad conocida de cada radioisótopo con 12 mL de centellador lento miscible en agua (50 %) OptiPhase HiSafe 3[®], y 8 mL de agua desionizada. El fondo se preparo tomando 8 mL de agua desionizada calentada previamente para eliminar el radón disuelto y se agregó a 12 mL de centellador Opti-Phase Hi-Safe[®] 3.

Mediante las ecuaciones 4.1 y 4.2 se obtienen las interferencias $\alpha\beta$, definidas

como la fracción de partículas alfa observadas en la ventana de betas de energías altas cuando se mide un emisor alfa, y las interferencias $\beta\alpha$, definidas como la fracción de pulsos beta observados en la ventana alfa cuando se mide un emisor beta [60].

$$\alpha\beta = \frac{CPM\beta}{CPM\alpha + CPM\beta} \quad 4.1$$

$$\beta\alpha = \frac{CPM\alpha}{CPM\alpha + CPM\beta} \quad 4.2$$

CPM α y CPM β son las cuentas netas (cpm) una vez restadas las cuentas de fondo en las ventanas de interés.

4.2.2.3. Calibración en energía

La determinación simultánea de emisores alfa y beta presentes en una misma muestra obliga a la calibración del contador para un registro apropiado de la respuesta en energía de los radioisótopos que se pretende están presentes en la misma.

Calibración alfa Para este propósito se seleccionaron como puntos de referencia las energías del decaimiento alfa del ^{222}Rn y sus descendientes ^{218}Po y ^{214}Po (5.49 MeV, 6.00 MeV y 7.68 MeV respectivamente). Se mezclaron 12 mL de líquido de centelleo y 8 mL de agua desionizada en un vial de polietileno de 20 mL; con una jeringa de 10 mL se efectuaron dos extracciones de gas ^{222}Rn acumulado en una muestra sellada de pechblenda (mineral de uranio) burbujéandose inmediatamente a la mezcla, agitando

vigorosamente para permitir la migración del ^{222}Rn a la fase orgánica. El vial se contó a un valor de PSA de 49, acumulando el espectro por 5 min para poder registrar perfectamente al ^{222}Rn y sus descendientes en equilibrio radiactivo dado el tiempo de vida media tan corto de estos últimos (3.10 min y 164.3 μs).

Calibración beta En este caso se utilizaron como puntos de referencia las energías máximas (0.54 MeV y 2.28 MeV) del decaimiento beta de ^{90}Sr - ^{90}Y en equilibrio radiactivo y del ^{32}P (1.71 MeV). Se prepararon soluciones de cada radioisótopo por separado, adicionando una actividad conocida a una mezcla de 12 mL de líquido

centellador y 8 mL de agua desionizada en un vial de polietileno de 20 mL; el vial se conto a un valor de PSA de 49 por un tiempo de 6 h.

4.2.2.4. Calibración en eficiencia

Se determinó la eficiencia del contador de centelleo líquido tanto para emisores alfa como para emisores beta preparándose por separado soluciones de una actividad conocida de un emisor alfa ^{232}U NIST-SRM 4324A y de un emisor beta ^{32}P como ortofosfato, en una mezcla de 12 mL de centellador Opti-Phase-Hi-Safe® 3 y 8 mL de agua desionizada en un vial de polietileno de 20 mL, que se contaron por 6 h al valor de PSA óptimo previamente determinado y considerando una región de interés de 400-800 canales.

4.2.3. Muestreo

4.2.3.1. Sitio del muestreo

La zona del muestreo seleccionada para el estudio se delimita a las ciudades conurbadas de Zacatecas, que es la capital del Estado de Zacatecas, y de Guadalupe que es la cabecera municipal del municipio del mismo nombre. El área abarca una extensión territorial de 1,410.66 Km² y está situada entre las coordenadas 22° 45' y 22° 46' de latitud norte y 102° 31' y 102° 34' de longitud oeste, a 2350 m en promedio sobre el nivel del mar, colindando al norte con los municipios de Vetagrande y Morelos, al sur con los municipios de Villanueva y Genaro Codina, y al poniente con el municipio de Jerez (figura 4.3). La temperatura y la precipitación pluvial media anual son 13.5 °C y 310.7 mm respectivamente, con un clima semiseco templado. La geología local corresponde

con la de la provincia geológica de la Sierra Madre Occidental en la cual predominan las rocas ígneas extrusivas ácidas terciarias, que forman un grueso paquete de pseudo-estratos de tobas y molitas que sobreyacen a rocas andesíticas del Terciario Medio. También afloran rocas metamórficas de bajo grado (pizarras, filitas y esquistos). En particular, tomando de referencia la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe, la descripción geológica detallada es: hacia el Norte se ubican afloramientos de rocas ígneas intrusivas que datan del Cretácico; así mismo, observándose en menor superficie afloramientos de Diorita; hacia el Este se observan suelos aluviales de formación reciente que datan del periodo Cuaternario. Se describen igualmente rocas de origen sedimentario del tipo conglomerado; se ubican también rocas de origen ígneo intrusivo del periodo Cretácico, hacia el Sur predominan las rocas de origen ígneo del tipo molita y toba ácida correspondientes al periodo Terciario Superior, hacia el Oeste el afloramiento principal es de rocas del tipo esquisto que datan del periodo Triásico.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN[®]
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

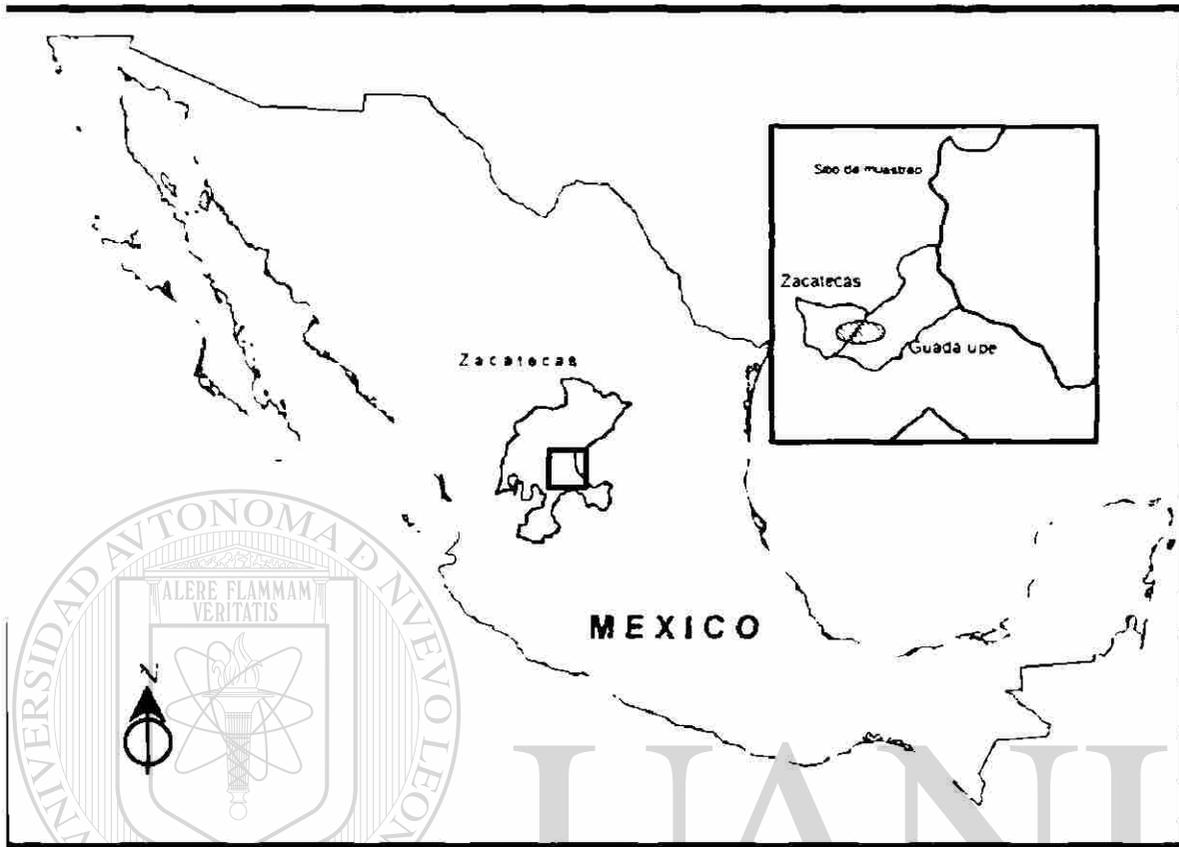


Figura 4.3 Sitio del muestreo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

Las condiciones climáticas y geológicas, además de la escasa precipitación pluvial son factores determinantes para que los recursos hídricos superficiales en el Estado sean muy limitados. Es así que las fuentes subterráneas son la principal vía de suministro de agua para el desarrollo de las actividades agrícolas, ganaderas, industriales y para el consumo de la población. Las ciudades conurbadas de Zacatecas y Guadalupe (con una población en conjunto de aproximadamente 300,000 habitantes), son abastecidas por 6 grandes sistemas de distribución (La Joya, Benito Juárez, La Estación, La Zacatecana, Bañuelos-San Ramón y La Fe-Osiris) que se alimentan de alrededor de 46 pozos, cuya

profundidad varía entre 180 y 200 m, proporcionando un gasto total de 633 Lps. Los mantos subterráneos que alimentan estos pozos forman parte de la cuenca Fresnillo-Yesca, perteneciente a la región hidrológica El Salado (RH37), localizada entre los 21° 48' y 25° 23' de latitud norte y a 99° 21' y 103° 00' de longitud oeste, con una extensión de 29,825.82 Km², que cubre la porción noreste, centroeste y sureste del estado y que está constituida por unidades geohidrológicas del tipo roca con agua, roca sin agua, material granular con agua y material granular sin agua [61].

4.2.3.2. Toma de muestras

Considerando que la vía de ingreso de contaminantes radiológicos más probable en la población se da mediante la ingestión de agua potable, se determinó realizar en el área bajo estudio un muestreo aleatorio simple directamente de los grifos en las tomas domiciliarias, con una periodicidad de cuatro meses con el fin de conocer la variación

temporal de las concentraciones de actividad (figura 4.4). Es así que la zona se dividió en cinco sub-zonas que se denominaron: Norte-Zac (N-Z), Centro-Zac (C-Z), SurOeste-Zac (SO-Z), Norte-Gpe (N-G) y Sur-Gpe (S-G)

En cada punto del muestreo se colectaron por quintuplicado muestras de 2 L de agua en recipientes de plástico, purgando previamente la línea por espacio de 3 min. a flujo moderado para la aeración del gas ²²²Rn acumulado en la tubería y para evitar que la muestra lleve algún contenido de incrustaciones depositadas en la línea de suministro.

Se efectuó un etiquetado de cada recipiente con la información siguiente: localización del lugar de muestreo, clave de la muestra, día y hora de la toma de muestra y se elaboró una base de datos para llevar el registro de cada muestra.

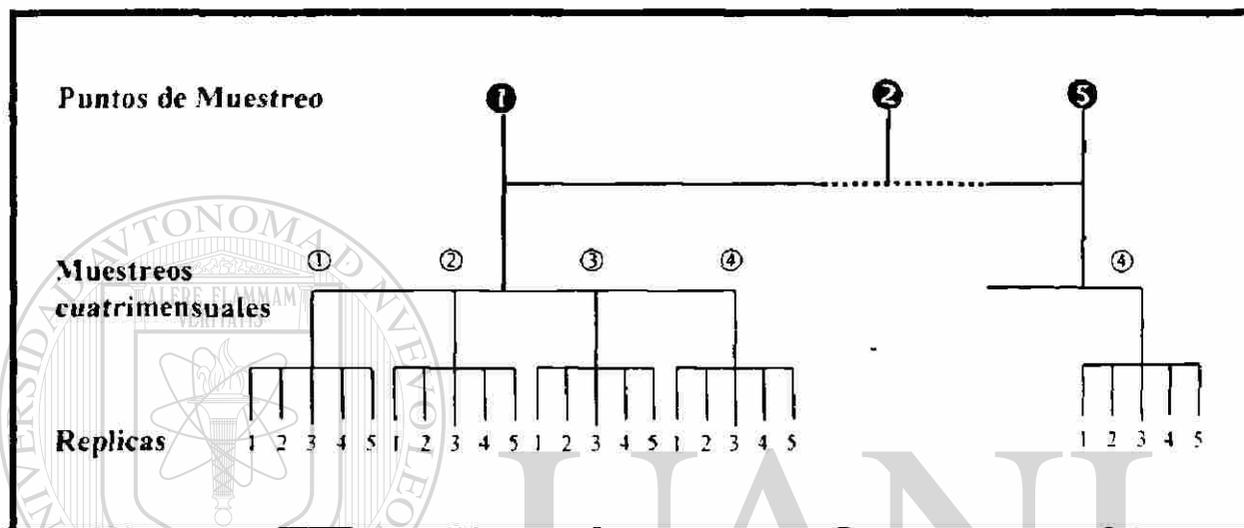


Figura 4.4 Esquema del muestreo

4.2.4. Procesamiento y conteo de muestras

Las muestras se trasladaron inmediatamente al laboratorio para su análisis, por lo que es innecesario aplicar un tratamiento para preservación y homogenización que evita la adsorción de radioisótopos en las paredes de los recipientes de polietileno, que es lo indicado cuando las muestras se almacenan para su análisis posterior [62]. En el laboratorio se hace la medición de parámetros físicoquímicos como pH, conductividad, y temperatura.

A continuación se tomaron por quintuplicado alícuotas de 1 L que se sometieron a un proceso de concentración por evaporación en plato caliente hasta un volumen de 8

mL, lo que permite la eliminación del gas ^{222}Rn , cuya presencia en el agua obedece a que es un producto de decaimiento de la serie natural radioactiva que tiene como precursor al ^{238}U y a que es un gas con una solubilidad moderada en el agua fría [63], misma que decrece notablemente al incrementar la temperatura del agua por lo que un proceso de evaporación asegura la total eliminación del ^{222}Rn en las muestras. Una de las razones para eliminar el ^{222}Rn reside en el hecho de que la normatividad oficial en el país [12,13] y de la WHO [1], no consideran al ^{222}Rn como un contribuyente a la radiación alfa global en agua potable; por otra parte, su decaimiento da lugar a la formación de ^{218}Po , ^{214}Po y ^{210}Po por la emisión de partículas alfa con energías de 5.49 MeV, 6.00 MeV, 7.68 MeV y 5.30 MeV, respectivamente. Estas energías son de valores muy cercanos a las energías de los radioisótopos de Uranio y de Radio que son los que contribuyen en mayor medida a la radiación alfa global del agua potable, por lo que pueden interferir en su medición, dado que es conocido que una desventaja del análisis

por centelleo líquido es su resolución de energía, que es más baja comparada con otro tipo de detectores, p.e. los detectores de estado sólido que se utilizan con el mismo fin [64]. Los 8 mL de muestra concentrada se mezclaron en un vial de polietileno con 12 mL de líquido centellador Opti-Hi-Safe® 3, se agitaron vigorosamente por 3 min y se colocaron en el contador de centelleo líquido. Se procedió al conteo mediante el protocolo adecuado (Apendice I).

CAPÍTULO 5

PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

5.1. Calibración

5.1.1 Optimización del parámetro de análisis por forma de pulso PSA

A una primer medición a intervalos de PSA gruesos, en las (figuras 5.1 y 5.2) se presenta el comportamiento de las interferencias para cada emisor. En la tabla 5.1 se resumen los valores óptimos de PSA para cada par de emisores alfa beta y sus interferencias.

Para los radioisotopos ^{32}P y ^{90}Sr - ^{90}Y cuyo decaimiento se compone en 100% de partículas beta, las interferencias tienen un comportamiento similar con el PSA, tanto a ventana abierta (1-1024 canales) como a ventana cerrada (400-800 canales). Las curvas para los emisores alfa presentan diferencias significativas, especialmente en la ventana de (1-1024 canales) en donde las interferencias son mayores para uranio natural y ^{226}Ra . La diferencia en las curvas se puede explicar considerando la cantidad de emisores β y γ secundarios presentes durante el conteo. La presencia de emisores beta en la solución alfa aumenta la cantidad de pulsos presentes en el multicanal beta y por lo tanto aumentan también los valores de interferencias calculados mediante la relación 4.1. Al cerrar la

ventana del multicanal (400-800 canales), se discriminan los pulsos de las partículas beta poco energéticas y por lo tanto, también se reducen los valores de las interferencias obtenidos considerando la relación 4.1.

Entonces, de los tres emisores alfa utilizados para evaluar el PSA óptimo, los valores menores de interferencias a ventana cerrada son para el ^{232}U . Lo anterior se debe a que a partir de la fecha de preparación del estándar hay poco crecimiento de ^{212}Pb y ^{212}Bi que son emisores β y γ , razón por la cual a diferencia de los otros dos emisores alfa utilizados, el registro de pulsos en el multicanal beta es menor, disminuyendo con ello el valor de la relación 4.1. En el caso de ^{239}Pu y ^{241}Am , otros emisores alfa utilizados en la calibración de contadores de centelleo líquido para propósitos de monitoreo radiológico alfa beta, sus tiempos de vida media tan grandes (2.41×10^4 años y 432 años, respectivamente) impiden el rápido crecimiento de descendientes emisores β y γ que

puedan aumentar el valor de interferencias y por esta razón, para este fin, se les considera como emisores alfa puros. Se determinó más detalladamente el valor óptimo de PSA

contando las soluciones de ^{232}U , ^{232}P y ^{90}Sr - ^{90}Y en un rango más fino de valores de PSA

En la (figura 5.3) se muestran las curvas de interferencia y se corrobora que efectivamente a ventana cerrada el par ^{232}U - ^{212}P presentó las interferencias de menor valor (14% a PSA 49), siendo la mejor elección para la calibración del contador de centelleo por representar con mejor aproximación a emisores alfa y beta puros. Sus espectros al valor de PSA óptimo se muestran en las (figuras 5.4 y 5.5).

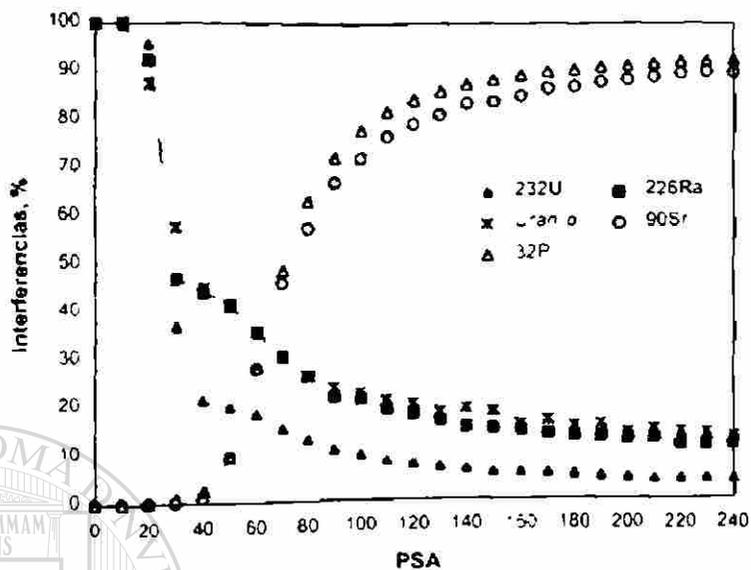


Figura 5.1 Interferencias en función del PSA
(ventana 1-1024 canales)

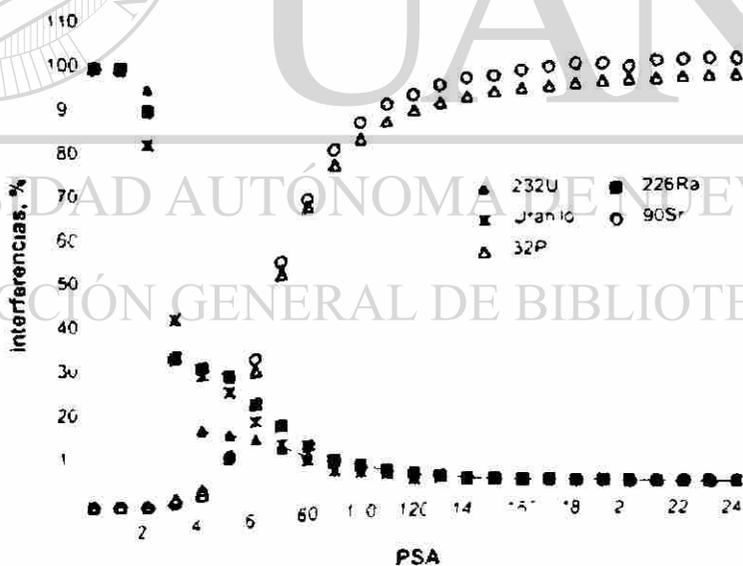


Figura 5.2 Interferencias en función del PSA
(ventana 400-800 canales)

Tabla 5.1 Interferencias y PSA óptimo

Par de emisores α β	PSA 1-1024 canales	Interf. (%) 1-1024 canales	PSA 400-800 canales	Interf. (%) 400-800 canales
Uranilo- ^{90}Sr - ^{90}Y	63	34	57	21
Uranilo- ^{32}P	63	34	57	21
^{226}Ra - ^{90}Sr - ^{90}Y	63	34	56	24
^{226}Ra - ^{32}P	63	34	57	23
^{235}U - ^{90}Sr - ^{90}Y	55	19	52	14
^{235}U - ^{32}P	55	19	52	14

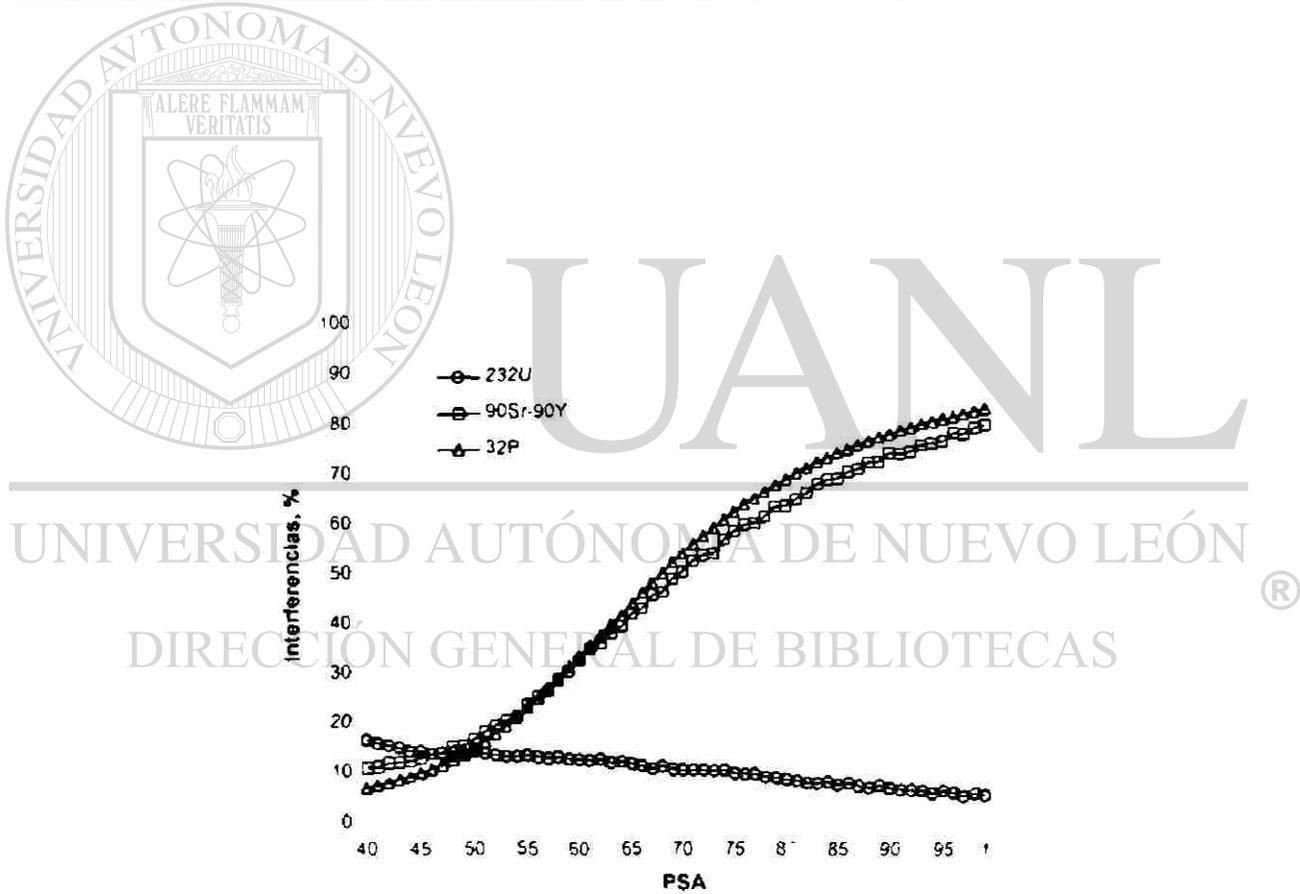


Figura 5.3 Interferencias de ^{232}U con ^{90}Sr - ^{90}Y y ^{32}P (ventana 400-800 canales)

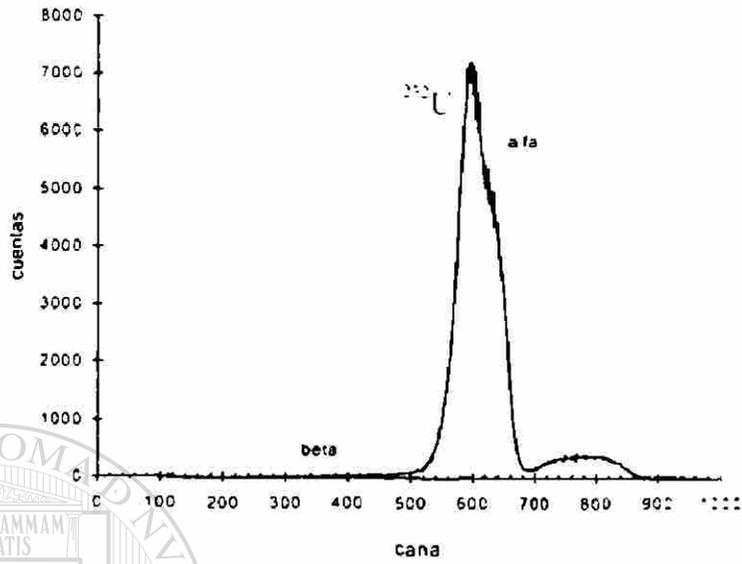


Figura 5.4 Espectro alfa de ^{210}Po e interferencias beta

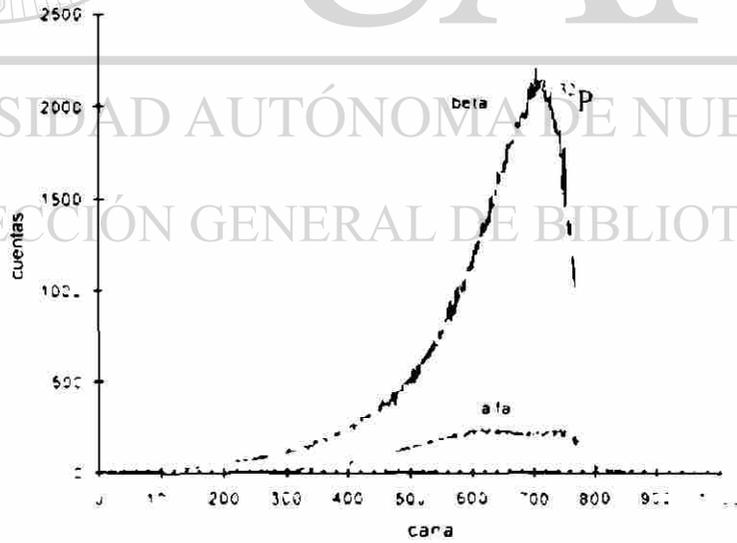


Figura 5.5 Espectro beta de ^{32}P e interferencias alfa

5.1.2. Calibración en energía

En este tipo de contadores que manejan una escala de amplificación logarítmica, la relación de la intensidad del pulso con la energía tiene un comportamiento logarítmico y la curva de calibración para el contador se expresa como:

$$\text{Canal} = M \cdot \log(\text{Energía}) + B \quad 5.1$$

La (figura 5.6) muestra el espectro de la solución de ^{222}Rn en equilibrio radiactivo con sus descendientes, de donde, para cada pico se determina el centroide. Con estos datos y su energía correspondiente al decaimiento alfa, se elabora la tabla 5.2 y se aplica una regresión lineal para encontrar la expresión de la curva de calibración en energía para emisores alfa, misma que se muestra en la (figura 5.7).

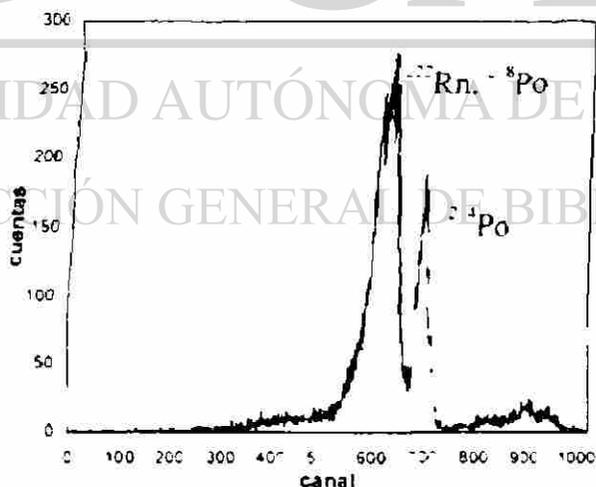


Figura 5.6 | espectro alfa del ^{222}Rn y sus descendientes

Tabla 5.2 Calibración alfa

Pico	Energía, MeV	Centroide, canal
^{222}Rn	5.49	610
^{210}Po	6.00	635
^{210}Po	7.69	700

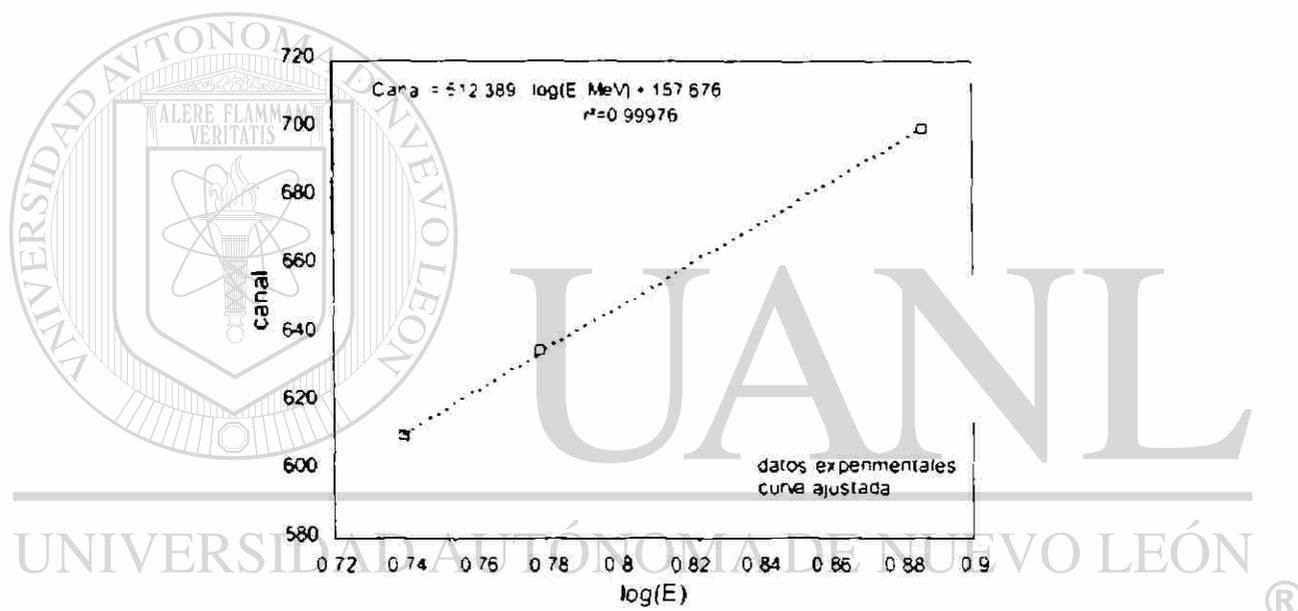


Figura 5.7 Curva de calibración para emisores alfa

Por otra parte, las (figuras 5.8 y 5.9) muestran el espectro de la solución de ^{90}Sr y ^{90}Y en equilibrio radiactivo y de ^{137}P , respectivamente. De ellas se determina el canal correspondiente a la energía máxima de la emisión beta para cada radioisotopo y con estos datos se elabora la tabla 5.3. Igualmente, se aplicó una regresión lineal para

encontrar la expresión de la curva de calibración en energía para emisores beta (figura 5.10).

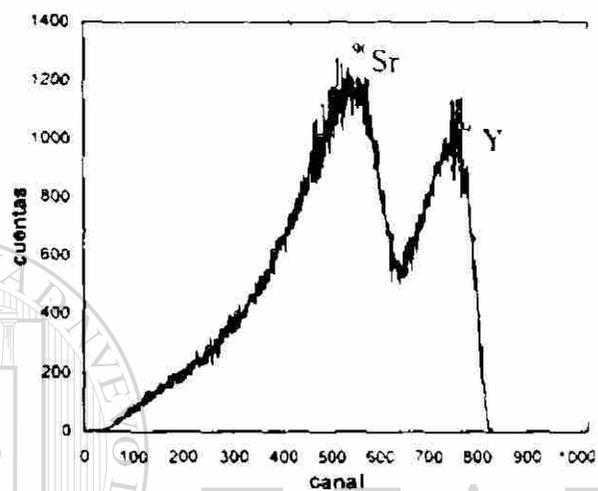


Figura 5.8 Espectro beta para ^{90}Sr - ^{90}Y

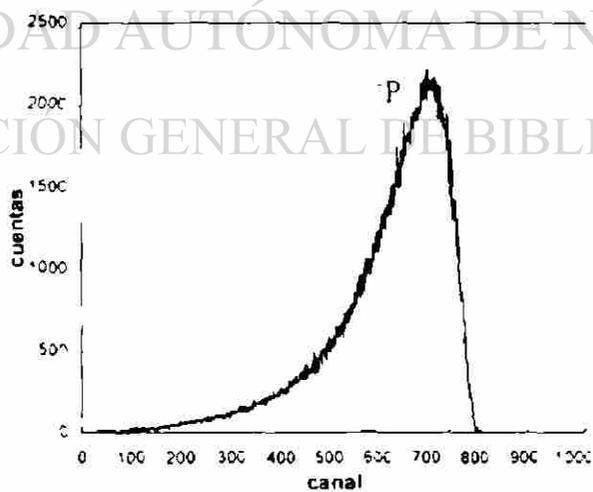


Figura 5.9 Espectro beta para ^{32}P

Tabla 5.3 Calibración beta

Pico	Energía, keV	canal
⁹⁰ Sr	546.0	640
³² P	1710.4	810
⁹⁰ Y	2283.9	830

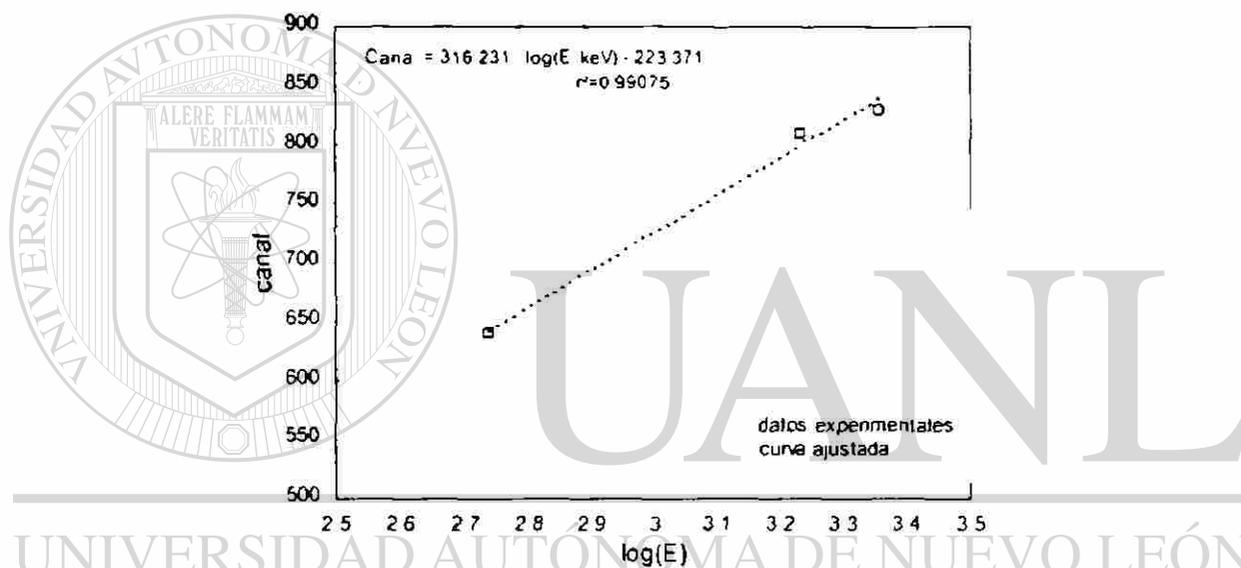


Figura 5.10 Curva de calibración para emisores beta

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

5.1.3 Calibración en eficiencia

Las eficiencias de conteo para ²³⁵U y ¹³⁷P en la ventana de interés (400-800 canales) se calcularon con la ecuación 5.2, a un valor de PSA óptimo de 49 y 6 h de conteo

$$E = \frac{R - b}{A} \cdot 100 \% \quad 5.2$$

donde R es la razón individual de conteo (cps) para las soluciones de ^{235}U y ^{239}Pu , b la razón de conteo (cps) para el fondo, y A la actividad agregada (Bq)

5.1.4 Actividad mínima detectable

El límite de detección o la actividad mínima detectable (AMD) [65], se calcula con la ecuación 5.3, a un valor de PSA de 49 sobre un tiempo de conteo de 6 h y un volumen de muestra de 1 L y considerando las eficiencias de conteo para emisores alfa y emisores beta determinadas previamente mediante la ecuación 5.2.

$$AMD = \frac{2.71 + 4.65 \cdot b}{t \cdot E \cdot V \cdot 2.22} \cdot 3.7 \times 10^7 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1} \quad 5.3$$

donde: E es la eficiencia de conteo, V (L) el volumen de muestra, b las cuentas del fondo (cpm), y t (min) el tiempo de conteo.

Finalmente se determina la figura de mérito FM ($E \cdot b$) que expresa la sensibilidad (señal ruido) del contador de centelleo líquido. En la tabla 5.4 se muestran los resultados de los parámetros de calibración del contador de centelleo líquido en la ventana de interés (400-800 canales) para esta aplicación en particular.

Tabla 5.4 Datos de calibración
ventana de 400-800 canales

	Alfa	Beta
Fondo (cpm)	6.520 ± 0.185	34.335 ± 0.409
Eficiencia (%)	88.96 ± 0.34	82.2 ± 0.4
AMD (Bq·L ⁻¹)	0.0118 ± 0.0002	0.0293 ± 0.0002
FM (cpm ⁻¹)	1213.7 ± 0.1	196.8 ± 6.4

5.1.5. Análisis de resultados

El comportamiento de las interferencias para los emisores beta utilizados son muy similares, con tendencia a valores bajos cuando los valores de PSA oscilan en un rango de 40 a 60. Sin embargo, en el caso de los emisores alfa el comportamiento de las interferencias es muy irregular, con valores altos, sobre todo en un rango de valores de

PSA de 30 a 60, afectando el valor del PSA óptimo, lo que muestra claramente la influencia de los tipos de radioisótopos empleados. De aquí la recomendación de los fabricantes de este tipo de contadores de utilizar emisores alfa beta puros en la obtención del PSA óptimo, aunque en realidad, comercialmente, es difícil disponer en particular de emisores alfa totalmente puros.

Bajo las condiciones de calibración del contador de centelleo líquido Wallac Oy® 1411-001 determinadas, es posible realizar el monitoreo radiológico en agua, alcanzando 88.96% y 82.20% de eficiencia para emisores alfa y beta respectivamente.

Consiguendo actividades mínimas detectables de 0.0118 Bq·L⁻¹ y 0.0293 Bq·L⁻¹ para actividad alfa y beta en ese orden, valores que están por debajo del límite máximo permisible en agua de consumo para actividad alfa global (0.1 Bq·L⁻¹) y beta global (1.0 Bq·L⁻¹), establecidos en la Normatividad vigente en el país [12,13].

5.2. Concentración de actividad en las muestras

A partir de diciembre de 1998, se inició el monitoreo radiológico del agua potable en la zona de estudio. Se realizaron muestreos con una periodicidad de cuatro meses (Diciembre 1998, Abril 1999, Agosto 1999 y Diciembre 1999) con el objetivo de observar el comportamiento de la concentración de actividad con el tiempo en los puntos de interés.

Las tablas 5.5 y 5.6 presentan los valores de pH y conductividad, respectivamente,

durante el periodo de estudio.

En general, los valores de pH son ligeramente superiores al rango de valores permitidos por la normatividad vigente que van de 6.5 a 8.5 [12,13] y corresponden con las características de aguas con cierta dureza; el rango de valores de conductividad (400-570) indican un contenido moderadamente alto de iones y sólidos disueltos, característica que algunos autores correlacionan con el contenido de radiactividad en el agua, debido a que el Uranio presente se encuentra en estado hexavalente en forma del ion uranilo (UO_2^{2+}), el cual se combina con cierta facilidad con iones Cl^- , $(NO_3)^-$, $(SO_4)^{2-}$ y $(CO_3)^{2-}$.

a condiciones de pH de 7.0 a 10.0 que son propias del agua de consumo, forma complejos solubles de carbonato del tipo $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$ y $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ que tienen cierta estabilidad y son transportados fácilmente por el agua

Tabla 5.5 Valores de pH de las muestras de agua

Punto	Muestreo			
	Diciembre 1998	Abril 1999	Agosto 1999	Diciembre 1999
N-Z	9.3	9.7	9.7	9.2
C-Z	9.7	9.7	9.7	8.5
SO-Z	9.4	9.4	9.6	8.8
N-G	8.7	9.3	9.6	8.9
S-G	8.8	9.4	9.2	8.7

Tabla 5.6 Valores de conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) de las muestras de agua

Punto	Muestreo			
	Diciembre 1998	Abril 1999	Agosto 1999	Diciembre 1999
N-Z	506	506	506	507
C-Z	477	505	449	505
SO-Z	451	448	441	436
N-G	437	447	435	443
S-G	519	500	545	505

Una vez efectuadas las mediciones en el contador de centelleo líquido, las concentraciones de actividad alfa y beta globales se calcularon haciendo uso de las ecuaciones 5.4 y 5.5 [66].

$$A_{\beta} = \frac{(r_{\beta} - b_{\beta}) - \tau_{\alpha\beta}(r_{\alpha} - b_{\alpha})}{(1 - \tau_{\alpha\beta}\tau_{\beta\alpha}) \cdot E_{\beta} \cdot V \cdot 60} \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1} \quad 5.4$$

$$A_{\alpha} = \frac{(r_{\alpha} - b_{\alpha}) - \tau_{\beta\alpha}(r_{\beta} - b_{\beta})}{(1 - \tau_{\alpha\beta}\tau_{\beta\alpha}) \cdot E_{\alpha} \cdot V \cdot 60} \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1} \quad 5.5$$

donde r_{α} y r_{β} son la razón de conteo (CPM) de las muestras en la región de interés; b_{α} y b_{β} son la razón de conteo (CPM) del fondo; E_{α} y E_{β} son las eficiencias de conteo alfa y beta, V (L) volumen de muestra y $\tau_{\alpha\beta}$, $\tau_{\beta\alpha}$ las interferencias $\alpha \rightarrow \beta$ y $\beta \rightarrow \alpha$.

En las tablas 5.7, 5.8, 5.9 y 5.10 se presentan los valores de las concentraciones de actividad alfa y beta globales para los muestreo realizados en el periodo de Diciembre de 1998 a Diciembre de 1999. En dos de los puntos de muestreo que corresponden a la Cd de Zacatecas (N-Z y C-Z) el patron del contenido de radiactividad alfa global y beta global es consistente y presenta valores menores a los de los LMP respectivos, y en general tambien menores a los otros puntos de muestreo. Es importante señalar que estos dos puntos de muestreo se abastecen del sistema de distribución La Joya cuyos pozos se localizan en una region con una composicion geológica de poca probabilidad de

contenido de minerales radiactivos. Los tres puntos de muestreo restantes presentan un patron definido de un contenido de actividad alfa global ligeramente superior al correspondiente LMP. En este caso es de resaltar que el agua colectada en estos puntos no proviene de una sola fuente de abastecimiento debido a que en los tanques de distribución confluye el agua de diferentes sistemas, con pozos ubicados en zonas geológicas formadas por rocas ácidas del tipo riolita y toba ácida, con alguna probabilidad de contenido de elementos radiactivos que pueden incorporarse a los cuerpos de agua

Tabla 5.7 Actividades alfa y beta: muestreo diciembre 1998

Punto	Alfa, Bq L	Beta, Bq L
N-Z	0.021 ± 0.003	0.162 ± 0.006
C-Z	0.096 ± 0.003	0.139 ± 0.006
SO-Z	0.098 ± 0.003	0.180 ± 0.006
N-G	0.198 ± 0.003	0.204 ± 0.006
S-G	0.103 ± 0.003	0.187 ± 0.006

Tabla 5.8 Actividades alfa y beta. muestreo abril 1999

Punto	Alfa, Bq L	Beta, Bq L
N-Z	0.043 ± 0.003	0.378 ± 0.006
C-Z	0.030 ± 0.003	0.169 ± 0.006
SO-Z	0.318 ± 0.003	0.277 ± 0.005
N-G	0.266 ± 0.003	0.209 ± 0.006
S-G	0.208 ± 0.003	0.262 ± 0.006

Tabla 5.9 Actividades alfa y beta. muestreo agosto 1999

Punto	Alfa, Bq·L ⁻¹	Beta, Bq·L ⁻¹
N-Z	0.012 ± 0.003	0.290 ± 0.006
C-Z	0.204 ± 0.003	0.323 ± 0.006
SO-Z	0.252 ± 0.004	0.293 ± 0.006
N-G	0.265 ± 0.004	0.319 ± 0.006
S-G	0.160 ± 0.003	0.261 ± 0.006

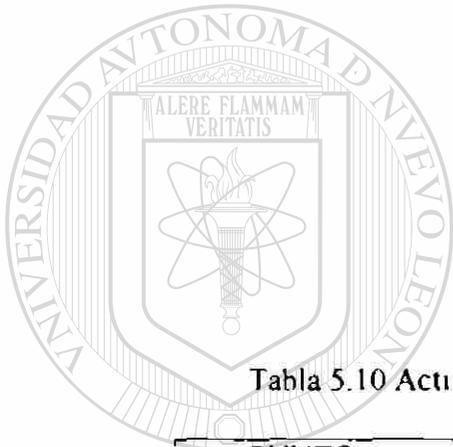


Tabla 5.10 Actividades alfa y beta: muestreo diciembre 1999

PUNTO	Alfa, Bq·L ⁻¹	Beta, Bq·L ⁻¹
N-Z	0.008 ± 0.003	0.242 ± 0.006
C-Z	0.027 ± 0.003	0.258 ± 0.005
SO-Z	0.366 ± 0.004	0.275 ± 0.006
N-G	0.339 ± 0.004	0.285 ± 0.006
S-G	0.297 ± 0.004	0.316 ± 0.006

Las figuras (5.11 y 5.12) muestran los valores de las concentraciones de actividad alfa global y beta global en los dos muestreos, respectivamente, y su relación con respecto a los límites máximos permisibles (LMP) y la actividad mínima detectable (AMD).

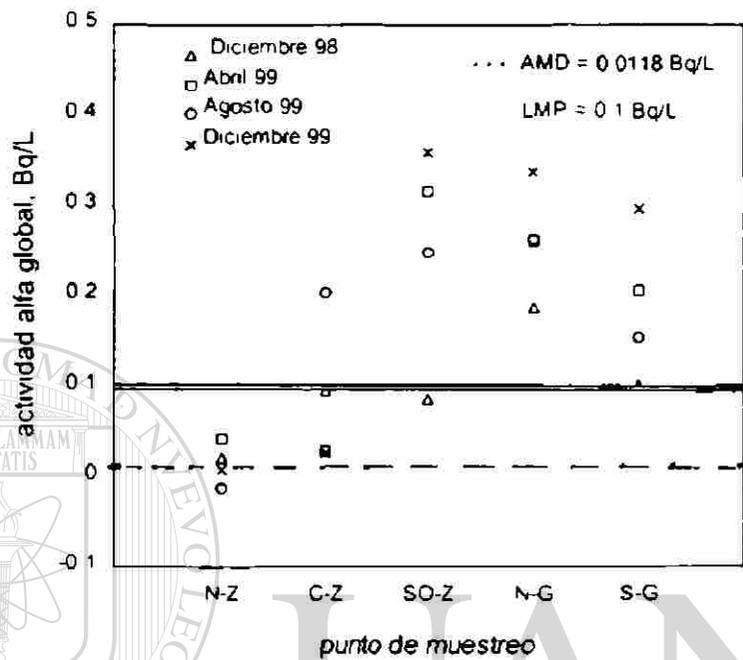


Figura 5.11 Actividad alfa global en relación al límite máximo permisible (LMP) y la actividad mínima detectable (AMD)

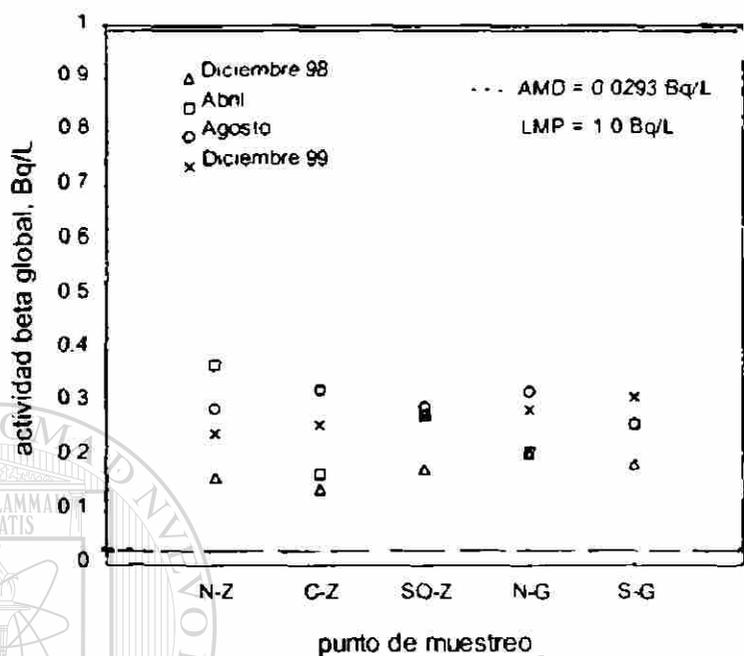


Figura 5.12 Actividad beta global en relación al límite máximo permisible (LMP) y la actividad mínima detectable (AMD)

Por otra parte en las (figuras 5.13 a 5.36) se presentan los espectros de la actividad alfa y beta global correspondientes a los puntos de muestreo N-G, SO-Z y S-G, cuyas concentraciones de actividad alfa global en los cuatro muestreos fueron ligeramente superiores al LMP. En general, se observa que la actividad beta presente se origina por la presencia de ^4K , mientras que la actividad alfa presenta la contribución mayoritaria de Uranio y Radio, con los radioisótopos ^{238}U , ^{234}U y ^{226}Ra , que se agrupan en un solo pico debido a que el contador de centelleo líquido no resuelve apropiadamente las energías correspondientes a cada radioisótopo.

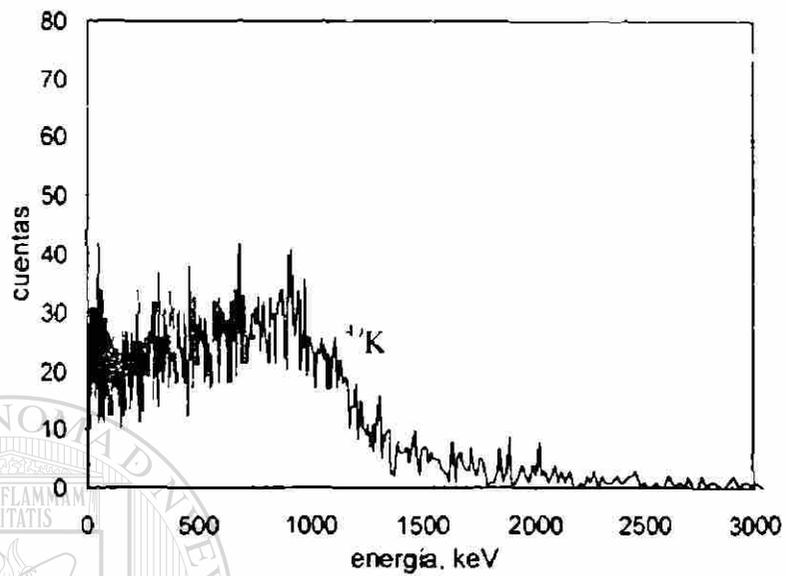


Figura 5.13 Espectro beta: muestra N-G, Diciembre 1998

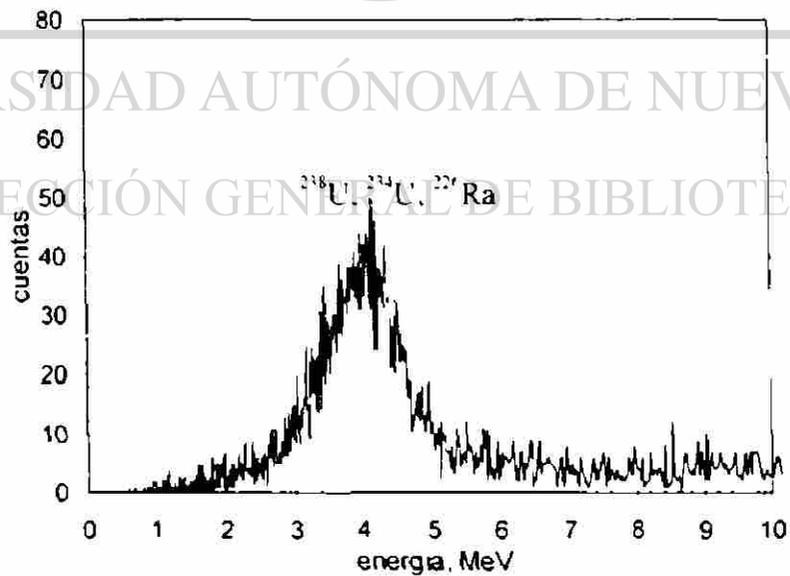


Figura 5.14 Espectro alfa: muestra N-G, Diciembre 1998

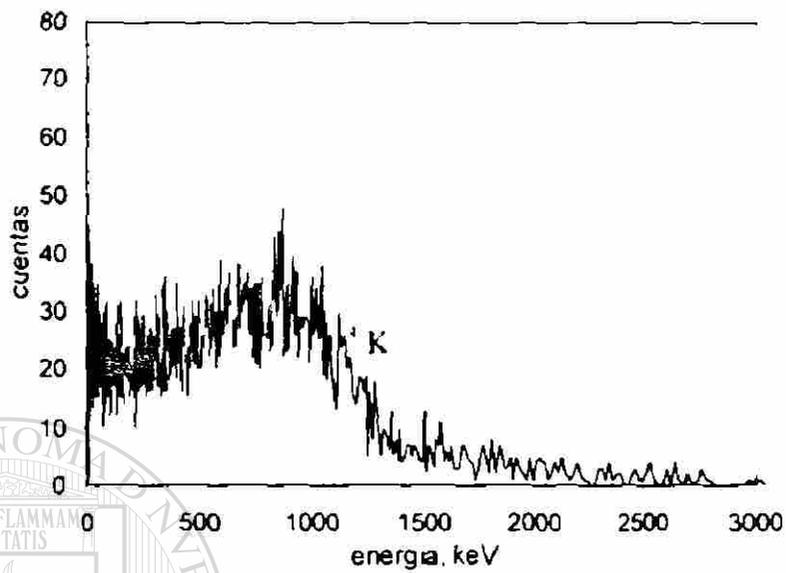


Figura 5.15 Espectro beta: muestra SO-Z, Diciembre 1998

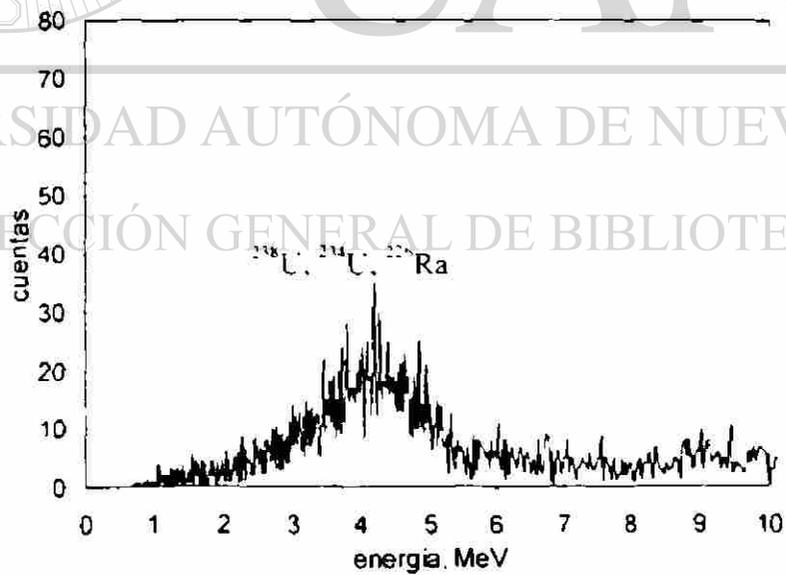


Figura 5.16 Espectro alfa: muestra SO-Z, Diciembre 1998

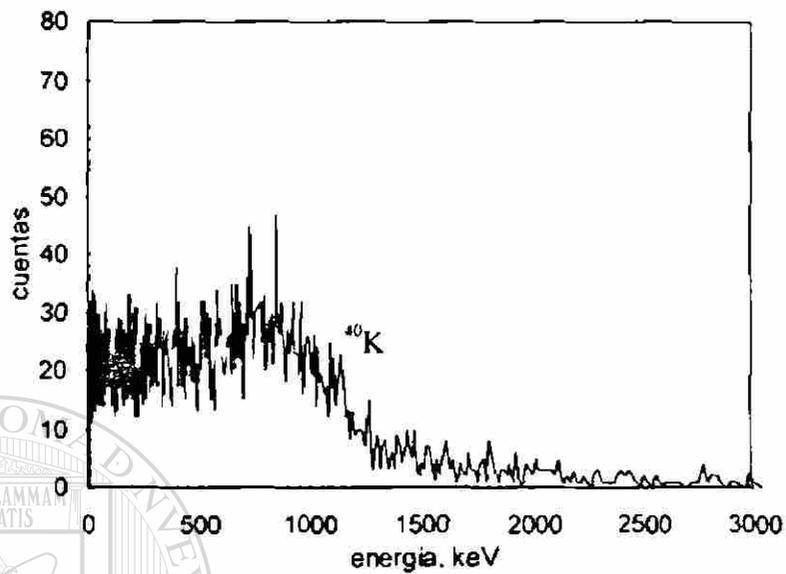


Figura 5.17 Espectro beta: muestra S-G, Diciembre 1998

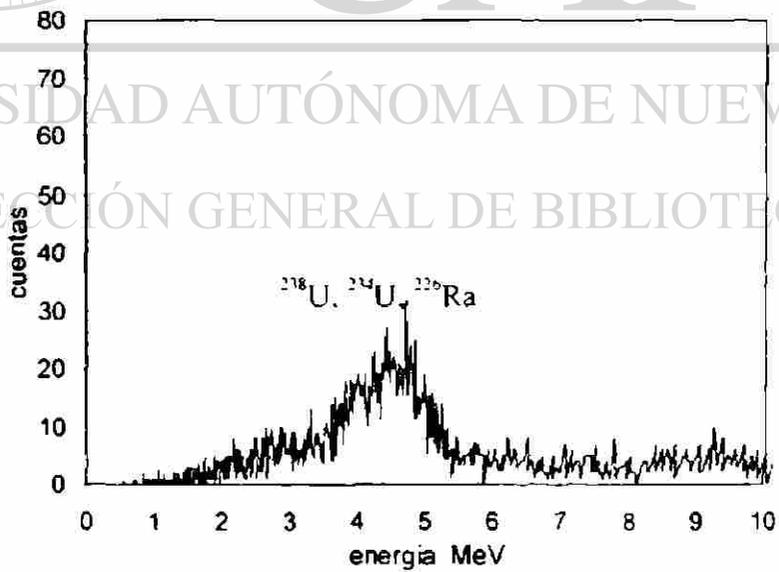


Figura 5.18 Espectro alfa: muestra S-G, Diciembre 1998

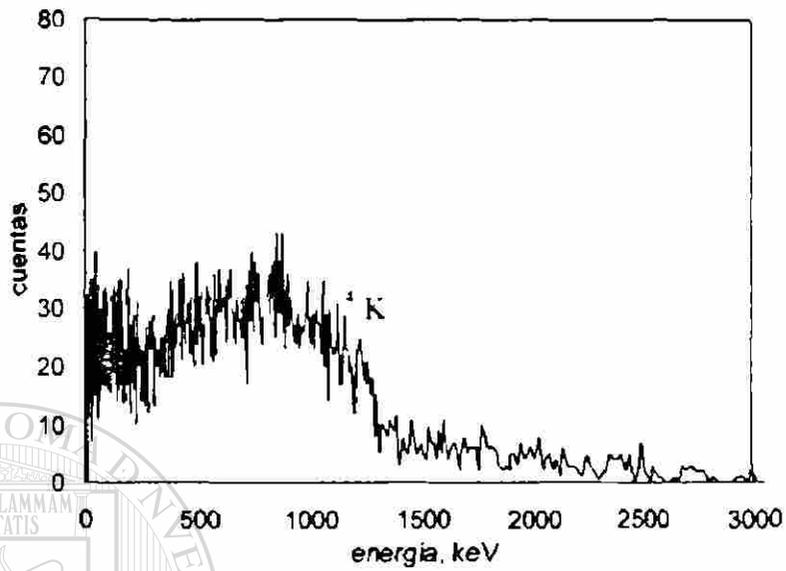


Figura 5.19 Espectro beta: muestra N-G. Abril 1999

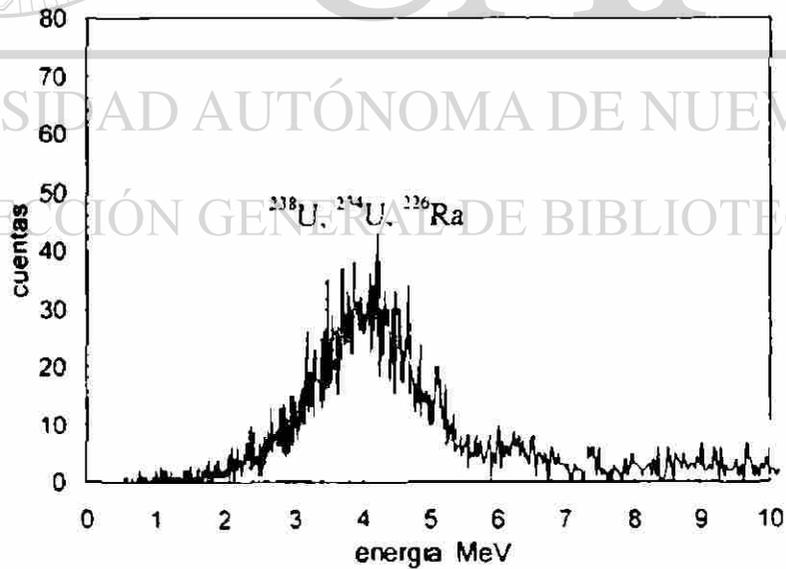


Figura 5.20 Espectro alfa: muestra N-G. Abril 1999

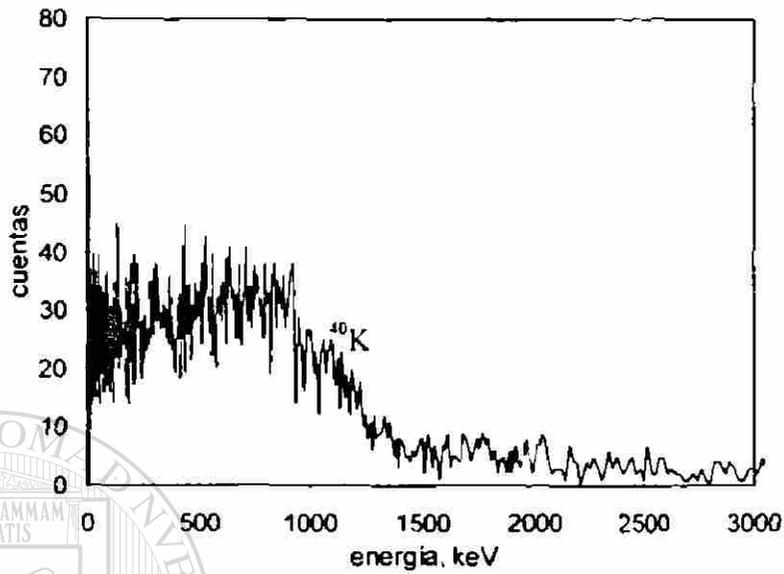


Figura 5.21 Espectro beta: muestra SO-Z. Abril 1999

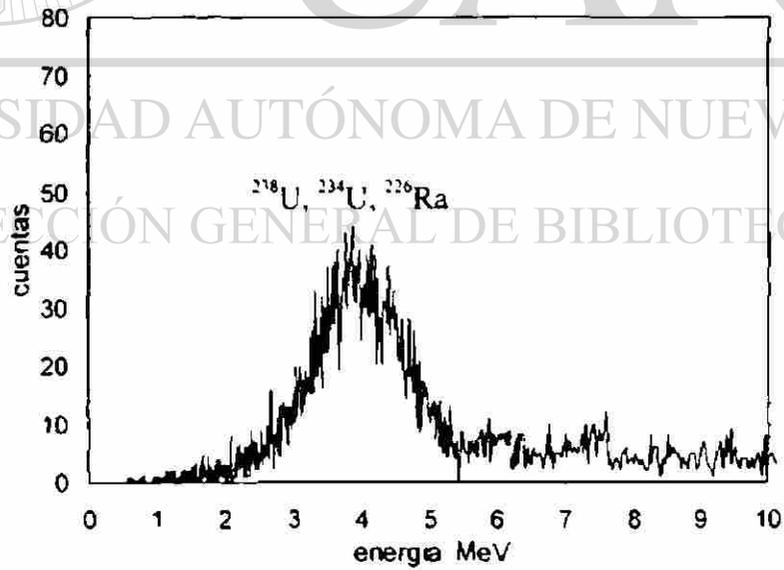


Figura 5.22 Espectro alfa: muestra SO-Z. Abril 1999

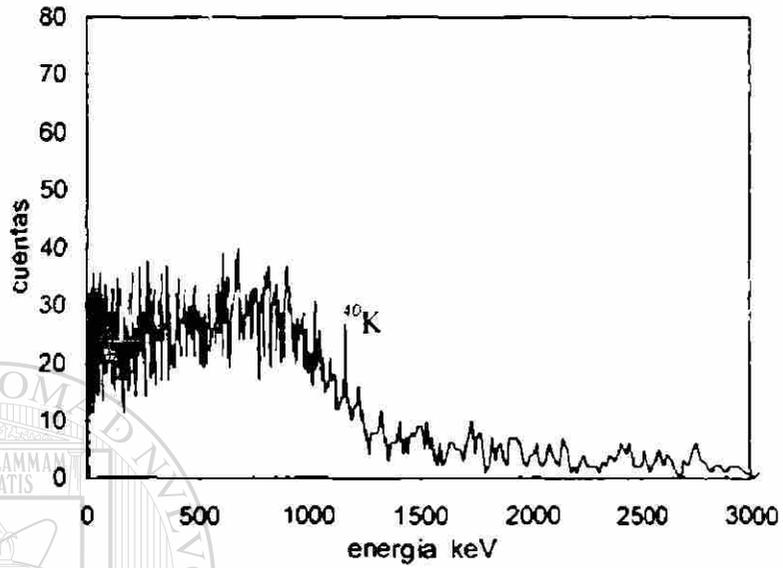


Figura 5.23 Espectro beta: muestra S-G. Abril 1999

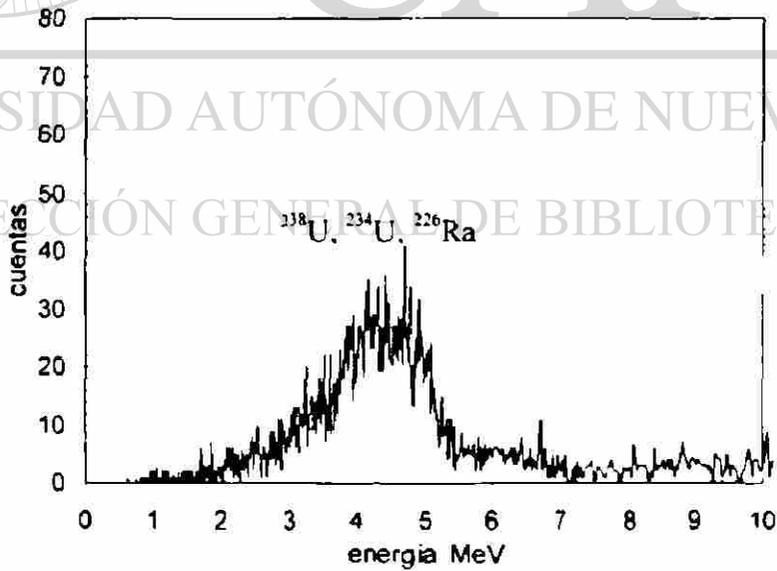


Figura 5.24 Espectro alfa: muestra S-G. Abril 1999

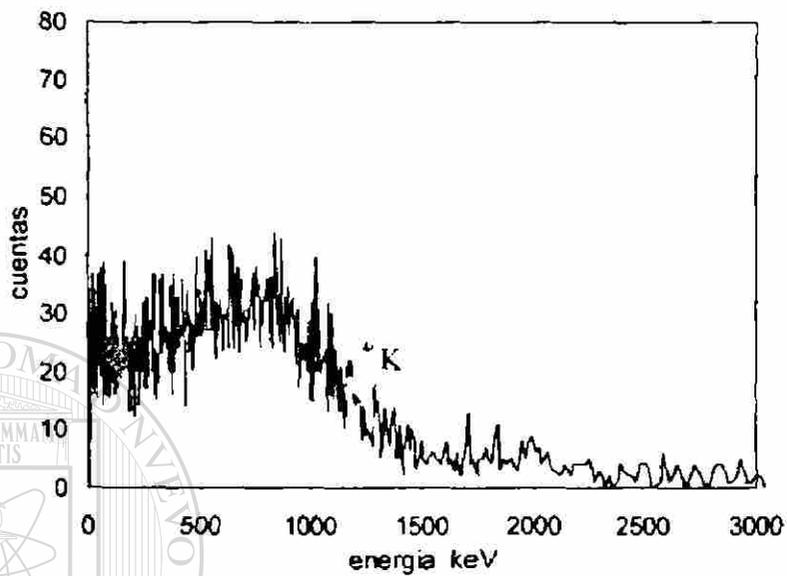


Figura 5.25 Espectro beta: muestra N-G. Agosto 1999

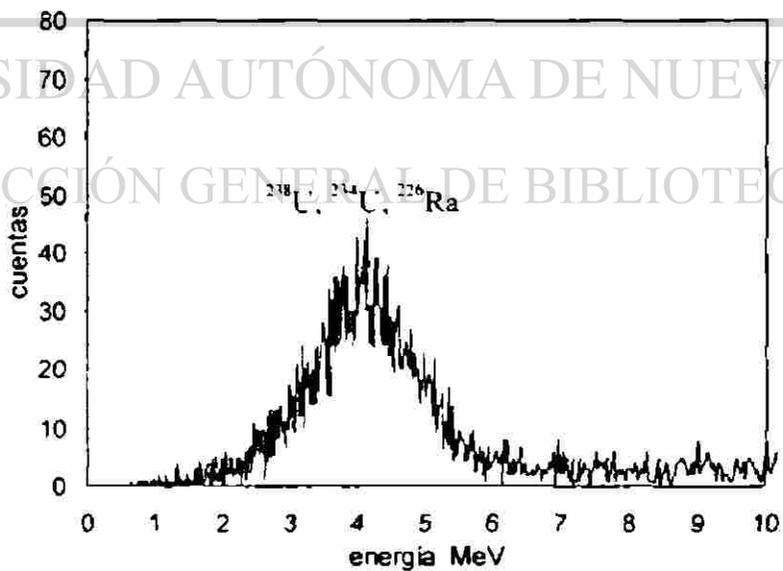


Figura 5.26 Espectro alfa: muestra N-G. Agosto 1999

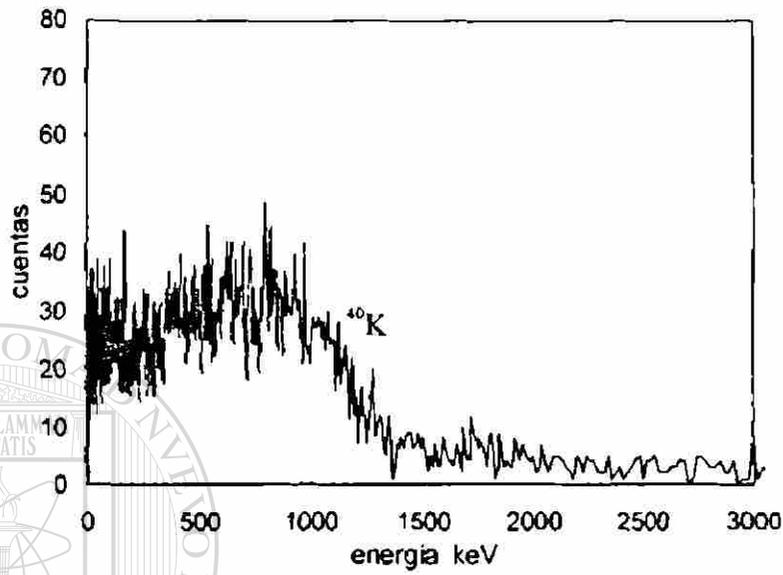


Figura 5.27 Espectro beta: muestra SO-Z. Agosto 1999

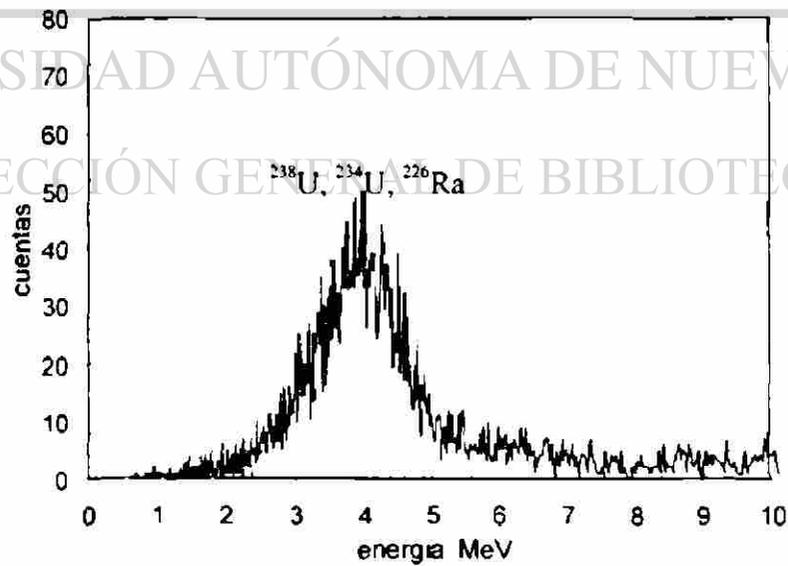


Figura 5.28 Espectro alfa: muestra SO-Z. Agosto 1999

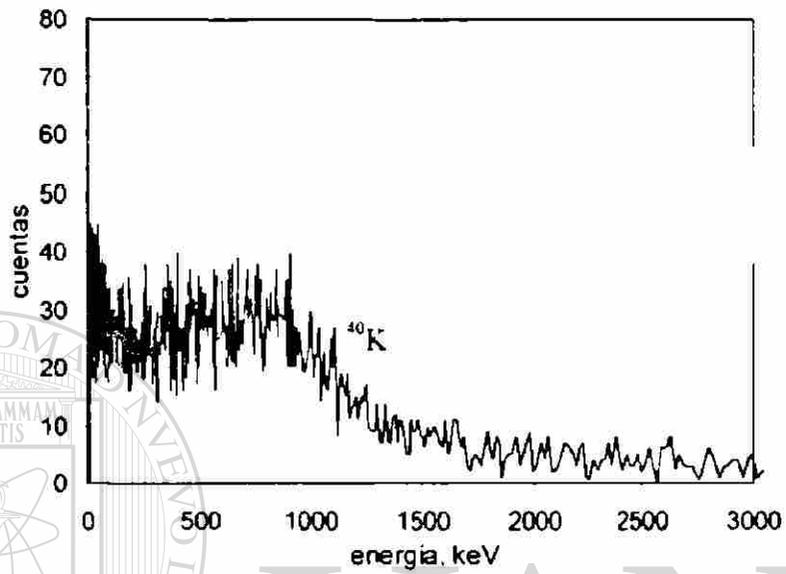


Figura 5.29 Espectro beta: muestra S-G, Agosto 1999

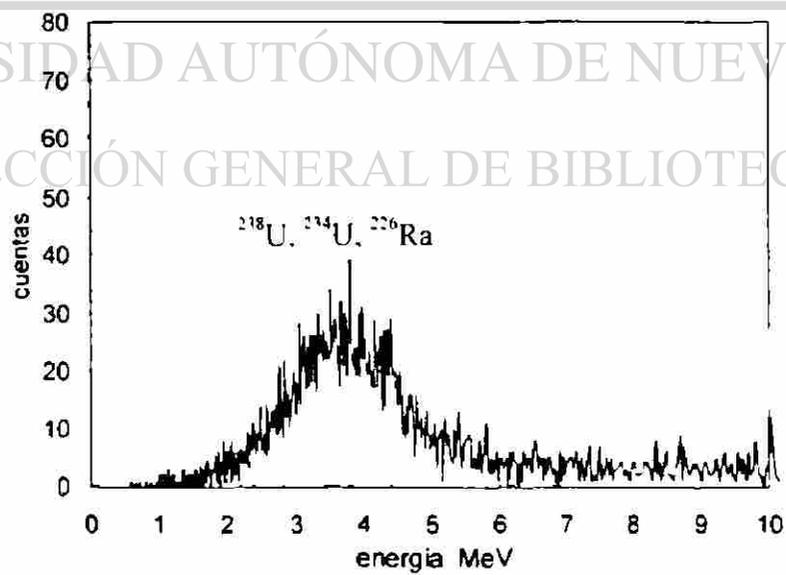


Figura 5.30 Espectro alfa: muestra S-G, Agosto 1999

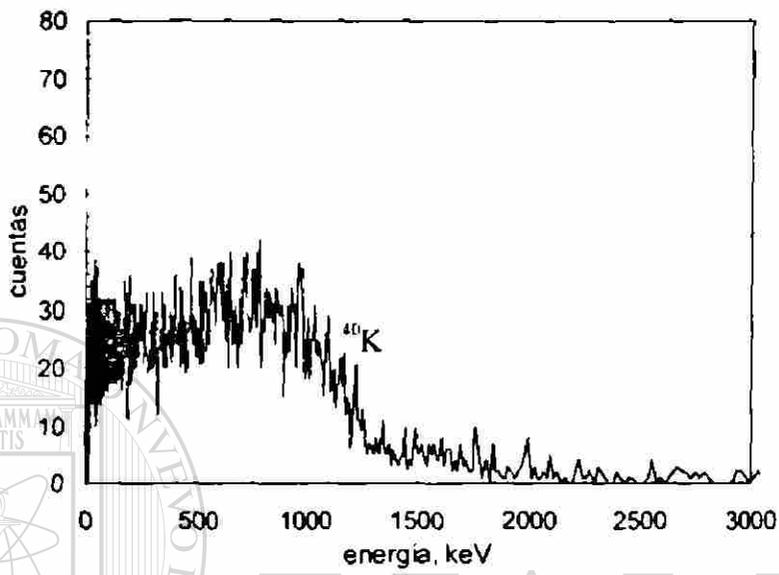


Figura 5.31 Espectro beta: muestra N-G, Diciembre 1999

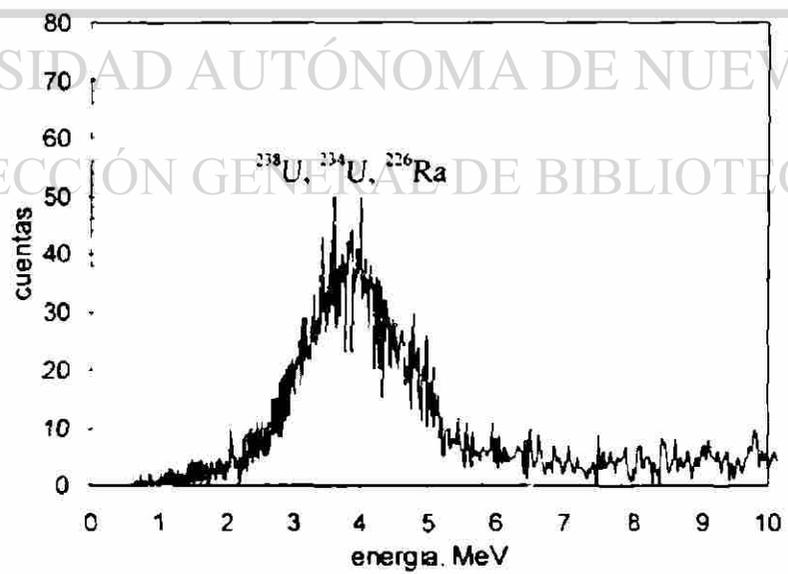


Figura 5.32 Espectro alfa: muestra N-G, Diciembre 1999

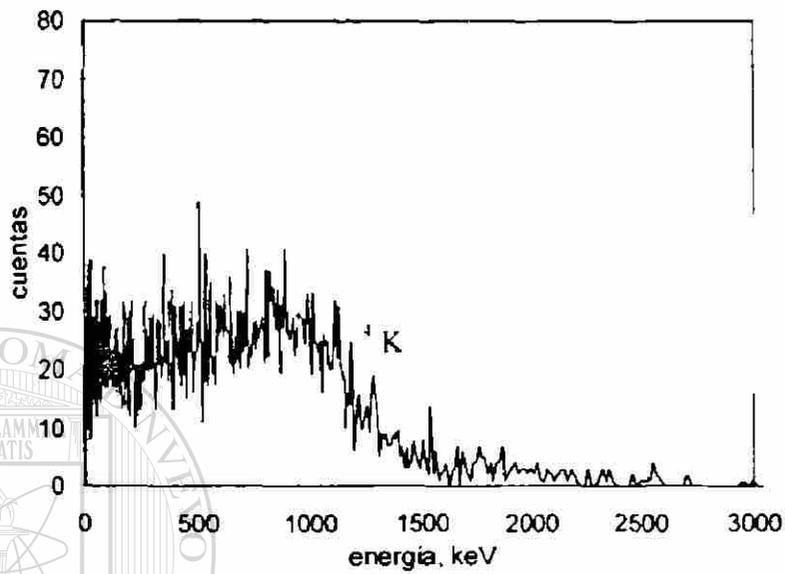


Figura 5.33 Espectro beta: muestra SO-Z, Diciembre 1999

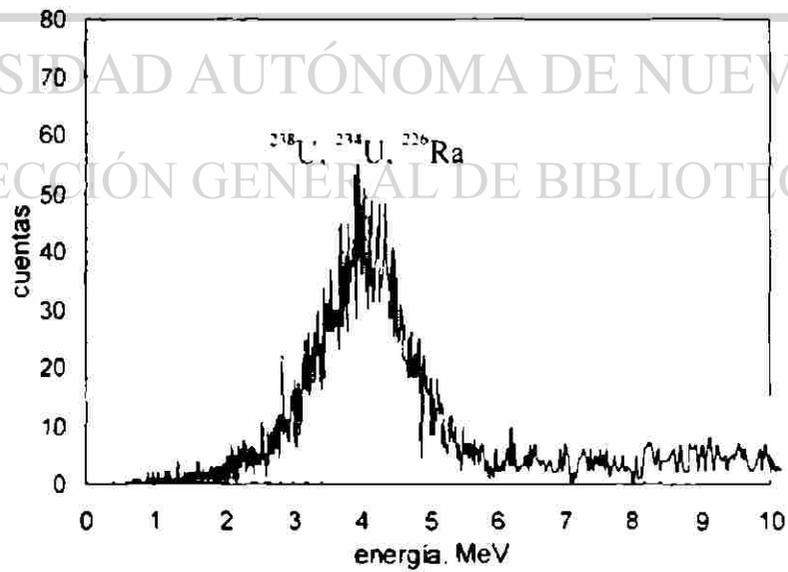


Figura 5.34 Espectro alfa: muestra SO-Z, Diciembre 1999

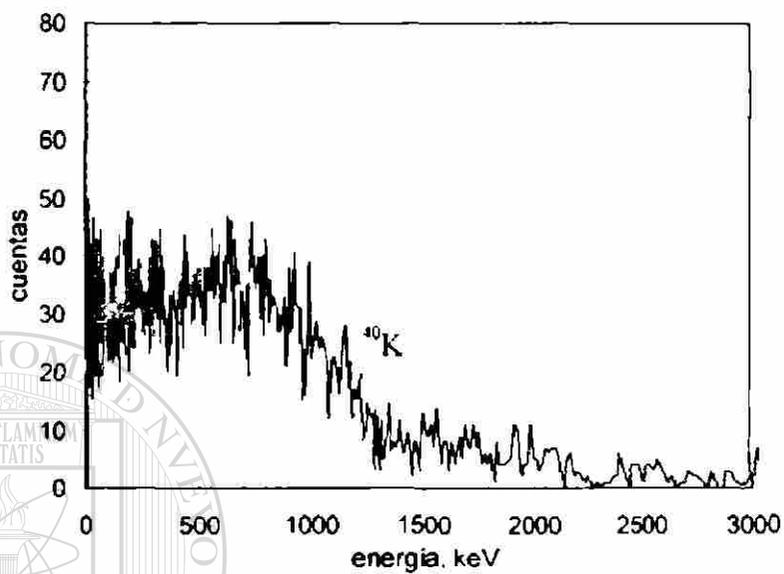


Figura 5.35 Espectro beta: muestra S-G. Diciembre 1999

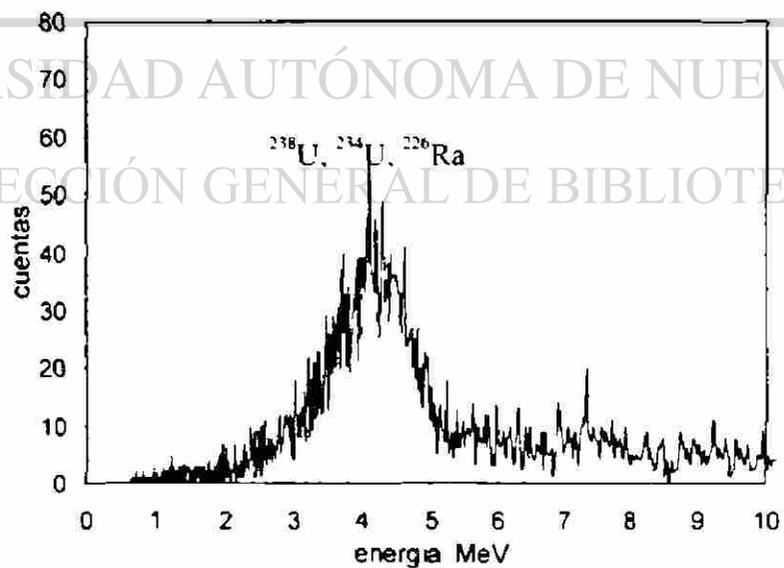


Figura 5.36 Espectro alfa: muestra S-G. Diciembre 1999

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES Y COMENTARIOS

* Se muestra que la metodología aplicada nos permite en principio conocer de manera simple y rápida la calidad radiológica del agua y decidir en consecuencia la necesidad de aplicar métodos de análisis radioquímicos combinados con espectroscopia alfa o gamma que son más elaborados y complicados.

* Las concentraciones de actividad alfa y beta globales determinadas, son en general de valores bajos, y proceden principalmente del ^{238}U , ^{214}U y ^{226}Ra , y del ^{40}K , respectivamente.

* En algunos puntos del muestreo no hay concordancia de la concentración de actividad alfa global con el LMP fijado en la normatividad, por lo que es recomendable extender por un periodo prolongado el monitoreo radiológico para observar la tendencia y si es el caso, sugerir acciones correctivas

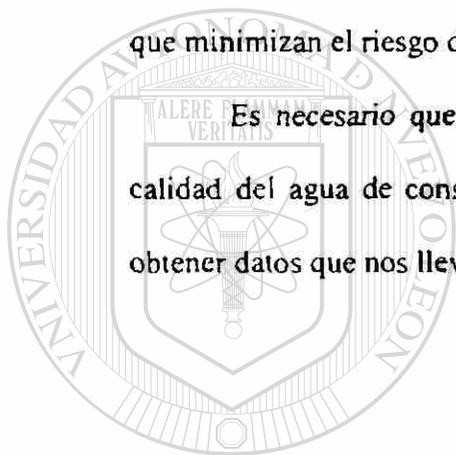
* En todos los puntos del muestreo la concentración de actividad beta global se ajusto perfectamente al LMP normado.

* Los datos obtenidos en este trabajo son la base de futuras evaluaciones radiologicas del agua que nos permitan conocer la evolucion del contenido de elementos radiactivos en las fuentes de suministro analizadas.

* Por otro lado, como anteriormente se señaló, la investigación en nuestro país sobre el contenido de elementos radiactivos en los cuerpos de agua y las fuentes de suministro es incipiente por lo que el trabajo a desarrollar en este sentido es enorme y representa un verdadero reto.

La experiencia de otros países al respecto nos muestra la utilidad de realizar este tipo de investigación, ya que de los datos obtenidos se establecen los criterios normativos que minimizan el riesgo de una exposición interna y el consecuente daño a la salud.

Es necesario que en México se dé la importancia debida a este aspecto de la calidad del agua de consumo y se desarrolle un programa nacional de monitoreo para obtener datos que nos lleven a emitir normas de acuerdo a nuestra realidad.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

♦

♦ Esta investigación fue aceptada y publicada en el "Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry", Vol 247, No. 2. 2001. Publicación con Arbitraje Internacional.

APÉNDICE I

PROTOCOLO DE CONTEO DE MUESTRAS, DEL CONTADOR DE CENTELLEO LIQUIDO WALLAC-OY 1411-001

PROTOCOL : 42 Muestras Agua
DATE : 1999 12 20
TIME : 22:56
FILE : C:\ESPCERK1\P42AS026.TXT
FILE : C:\ESPCERK1\P42AS026 WKS
ID : P42AS026

Wallac 1409 11 LSC version 1.6

Counting mode : CPM

Isotope(s) : P32

Protocol name : Muestras Agua

Counting time : 21600

Repeats : 1

Cycles : 1

Replicates : 1

2 sigma % : 0.30

Minimum cpm : 0.00 Checking time: 10

Advanced modes : PSA

PSA level : 49

Output to Display : POS,CTIME,SQPE,CPMw1,CPMw2,FXCT1

PSALEVFL,CPMw3,CPMw4

Additions to Display : Listing,Header

Path of File : C:\ESPCERK1

Output to File: : TEXT.POS,CTIME,SQPE.CPMw1.CPMw2.FNCT1
 PSALEVEL.CPMw3.CPMw4
 Additions to File : Listing,Header,Spectrum
 Path of WKSfile : CAESPCERK1

Output to WKSfile : POS,CTIME,SQPE.CPMw1.CPMw2.FNCT1
 PSALEVEL.CPMw3.CPMw4

Header : 12mL HiSafe en Polietileno

Spectrum : Beta.Alpha

Window 1 : 1-1024 /Beta

Window 2 : 1-1024 Alpha

Window 3 : 400- 800 /Beta

Window 4 : 400- 800 Alpha

FNCT1 = A->B : (100*CPMW3 (CPMW3-CPMW4))

Unknown samples:

Text	Pos	CTime	SQPE	CPMw1	CPMw2	A->B	PSA	CPMw3	CPMw4
1-J-5HE-00	1	21600	728.14	89.7	22.6	81.10	49	48.4	11.3
2-J-5HE-00	2	21600	731.01	86.3	23.0	81.08	49	46.5	10.8
3-J-5HE-00	3	21600	728.58	84.5	23.2	79.41	49	44.9	11.6
4-J-5HE-00	4	21600	731.63	84.6	24.2	78.55	49	45.2	12.3
5-J-5HE-00	5	21600	769.37	70.9	20.1	80.77	49	37.8	9.0

Total count rate: P32 1247.2 CPM

REFERENCIAS

1. World Health Organization. *Guidelines for Drinking Water Quality* Vols 1-3. Geneva, Switz: WHO; 1993.
2. World Bank. *Development and Environment-World Development Indicators* New York: Oxford Univ. Press. 1992.
3. World Health Organization. *Water and Sanitation Fact Sheet*. N112. 1996a.
4. National Academy of Sciences. *Drinking Water and Health*. Washington, D.C.: National Academy Press; 1977.
5. Felsenfeld, J.A. *et al.* *A Report of Fluorosis in the United States Secondary to Drinking Well Water*. JAMA. Vol 265, No 4. 1991.
6. Grimaldo, M. *et al.* *Endemic Fluorosis in San Luis Potosi, México*. Environmental Research. Vol 66, pp. 25-30.1995.
7. Gold, L.S *et al.* *Overview of Analyses of the Carcinogenic Potency Database*. In [®] Handbook of Carcinogenic Potency and Genotoxicity Databases. L.S. Gold and E. Zeiger, eds., Boca Raton, Florida, CRC Press Inc. 1997.
8. Ames, B.N. *et al.* *Chemical Carcinogenesis: Too Many Rodent Carcinogens* Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 87, pp. 7772-7776 1990.
9. Kathren, R. L. *NORM Sources and Their Origins*. Appl. Radiat. Isot. Vol 49, No 3, pp. 149-168. 1998.

10. William J. Bair. *Radionuclides in the Body: Meeting The Challenge Lauriston S. Taylor Lecture*. Health Physics. Vol 73, No 3. pp. 423-432. 1997.
11. Eisenbud, M., Gesell, T. *Environmental Radioactivity*. 4th ed. Academic Press. CA. 1977.
12. ACUERDO CE-CCA-001 89. *Criterios Ecológicos de Calidad de Agua*. Diario Oficial de la Federación. 13 de Diciembre. 1989.
13. NORMA Oficial Mexicana NOM-127-SSA1. *Salud Ambiental. Agua para uso y Consumo Humano-Limites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. Diario Oficial de la Federación. 18 de Enero. 1994.
14. Frame, P.W. *Natural radioactivity in curative devices and spas*. Health Physics. Vol 62 (Suppl.), S80-S82. 1992.
15. Milvy, P and Cothem, C.R. *Scientific Background for the Development of Regulations for Radionuclides in Drinking Water*. In: Cothem, C.R.; Rebers, P.A., eds. *Radon, Radium and Uranium in Drinking Water*. Chelsea, MI: Lewis Publishers. pp. 1-16. 1990.
16. Longtin, J. *Occurrence of Radionuclides in Drinking Water, a National Study*. In: Cothem, C.R.; Rebers, P.A., eds. *Radon, Radium and Uranium in Drinking Water*. Chelsea, MI Lewis Publishers, pp 97-139 1990.
17. Cothem, C.R. and Lappenbusch, W.L. *Occurrence of Uranium in Drinking Water in the U.S.* Health Physics. Vol 45. pp. 89-93. 1983.

18. Asikainen, M. and Kahlos, H. *Natural Radioactivity of Drinking Water in Finland*. Health Physics. Vol 39, pp. 77-83. 1980.
19. L. Salonen. *Natural Radionuclides in Ground Water in Finland*. Fourth International Symposium on the Natural Radiation Environmental. Lisboa, Portugal. 1987
20. Kobal, I, et al. *Natural Radioactivity of Fresh Waters in Slovenia, Yugoslavia*. Environmental International. Vol 16, pp. 141-154. 1990.
21. Holbert, E.K, et al. *Measurement of Radioactivity in Arizona Groundwater using Improved Analytical Techniques for Samples with High Dissolved Solids*. Health Physics. Vol 68, No 2, pp. 185-194. 1995.
22. Akyl, S. et al. *Gross Alpha Particle Activities in the Ground Waters in Western Anatolia*. Appl. Radiat. Isot. Vol. 47, No. 7, pp. 709-711. 1996.
23. Jurado, M.V, et al. *Behaviour of Uranium, Thorium and ^{226}Ra in Surface Waters from a River Passing Through a Granitic Region in the Southwest of Spain*. Nucl. Geophys. Vol 9, No 6, pp. 567-578. 1995.
24. Herranz, M. et al. *Uranium contents in raw waters from Biscay (Spain)*. Applied Radiation and Isotopes. Vol 51, pp. 203-208. 1999.
25. López-González, E. et al. *Gross alpha and gross beta radioactivity of water samples from ININ and Maquixco in the State of Mexico*. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. Vol. 230, Nos 1-2, pp. 285-288. 1998

26. Segovia, N. *et al.* Groundwater flow system in the valley of Toluca, México: an assay of natural radionuclide specific activities. *Applied Radiation and Isotopes*. Vol 50, pp. 589-598. 1999.
27. Hernández, A. *et al.* Determinación de ^{222}Rn y características físicoquímicas y biológicas en acuíferos del valle de Toluca. VII Congreso Científico ININ-SUTIN. Memorias. p.62-64. Diciembre. 1997.
28. Baca Gómez, *et al.* Calidad del agua de manantiales y pozos que se utilizan para consumo humano, en la región del volcán Jocotlán, Estado de México. VIII Congreso Científico ININ-SUTIN. Memorias, pp. 234-238. Diciembre 1998.
29. Segovia, N. *et al.* Radon and Radium Determination in Groundwater from a Volcanic zone in Central Mexico. *Environmental Radiochemical Analysis*. Chap. 4. Royal Society of Chemistry, U.K. 1999.
30. Treviño Díaz, J. Determinación de la actividad alfa debida al Radon-222 y a sus descendientes, existente en el agua potable de la Ciudad de Monterrey, Nuevo León, y su área metropolitana. Tesis Maestría, Facultad de Ciencias Físico-Matemáticas. UANL. 1993.
31. López-del Río H. *Estudio de la concentración del Uranio en Agua Potable*. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias Químicas. UAZ. 1993
32. United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. United Nations, New York, NY. 1993.
33. Cember, H., *Introduction to Health Physics*. Third Edition., McGraw-Hill. 1996.

34. Biological Effects of Ionizing Radiation Committee (BEIR III). *The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation*. U.S. National Academy Press, Washington, D.C. 1980.

35. Biological Effects of Ionizing Radiation Committee (BEIR V). *Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation*. U.S. National Academy Press, Washington, D.C. 1990.

36. International Commission on Radiological Protection. *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*. ICRP Publication 30, Part I. Oxford: Pergamon Press. 1979.

37. Wrenn, M.E., et al. *Metabolism of Ingested U and Ra*. Health Physics. Vol 48, pp. 601-633. 1985.

38. Health Canada. Subcommittee on Drinking Water. *Uranium in Drinking Water* Document for Public Comment. Comment Period Ends. August 1ST. 1999.

39. Spoor, N.L. and Hursh, J.B. *Protection Criteria for Uranium*. Handbook of Experimental Pharmacology: Uranium, Plutonium and the Transplutonic Elements. Springer-Verlag, New York. 1973.

40. Wrenn, M.E., et al. *The Potential Toxicity of Uranium in Water*. Journal AWWA. Vol 79, pp. 177-184. 1987.

41. Mays, C.W., et al. *Cancer Risk From the Lifetime Intake of Ra and U Isotopes*. Health Physics. Vol 48, pp. 635-647. 1985.

42. Evans, R.D. *Radium in Man*. Health Physics. Vol 27, pp. 497-510. 1974

43. Rowland, R.E. *Radium in Humans: A Review of U.S. Studies*. Argonne National Laboratory. ANL/ER-3/UC-408.1994.

44. Biological Effects of Ionizing Radiation Committee (BEIR IV). *Health Effects of Radon and other Internally Deposited Alpha-Emitters*. U.S. National Academy Press, Washington, D.C. 1988.

45. International Commission on Radiological Protection. *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. Publication 26. Pergamon Press. 1977.

46. International Commission on Radiological Protection. *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. Publication 60. Pergamon Press. 1991.

47. Environmental Protection Agency. *40 CFR Parts 9, 141, and 142. National Primary Drinking Water Regulations: Radionuclides, Final Rule*. Federal Register. USA. Vol 65, No 236, pp. 76708-76753. 2000.

48. Instrument Manual. *Wallac 1409/1411 DSA-based Liquid Scintillation Counters*®
Wallac-Oy®. 1992.

49. LSC Counting Solutions. *Environmental Sample Preparation for LSC* Packard Instrument Company. CS-004.1996.

50. LSC Counting Solutions. *Counting Aqueous Samples by LSC* Packard Instrument Company. CS-005. 1998.

51. Kaihola, L and Oikan, T. *Some Factors Affecting Alpha Particle Detection in Liquid Scintillation Spectrometry* In Ross, H., Noakes, J.E., and Spaulding, J D .

eds., *Liquid Scintillation Counting and Organic Scintillators*. Lewis Publishers. pp. 211-218. 1991.

52. Suontasta, J., Oikarn, T., and Kaihola, L. *Liquid Scintillation Counting with High Water Content Cocktails*. INT. Conf. On Advances in Liquid Scintillation Spectrometry, LSC 94. Glasgow, Scotland. 1994.

53. Products News Letters. *Pulse Shape Analysis*. Wallac-Oy. 1987.

54. Alpha/Beta Application Note. *High Throughput Screening of Samples Containing Alpha and Beta Radionuclides: an Overview of Methods*. Packard Instrument Company. ABA-005. 1998.

55. Alpha/Beta Application Note. *A New Approach to Gross Alpha Measurements in Aqueous Samples Using Extraction Chromatography and Liquid Scintillation Counting*. Packard Instrument Company. ABA-008. 1998.

56. Alpha/Beta Application Note. *A Rapid Procedure for Screening Transuranium Nuclides in Urine Using Actinide Resin and Low Level $\alpha\beta$ -LSC*. Packard Instrument Company. ABA-009. 1998.

57. Birks, J.B. *The Scintillation Process in Organic Systems*. IRE Trans. on Nucl. Sci. Vol 7, pp. 2-11. 1960.

58. Products News Letters. *Pulse Shape Analysis*. Wallac-Oy. 1991.

59. Yang, D., et al. *Simultaneous Determination of Alpha and Beta-emitting Nuclides by Liquid Scintillation Counting*. J. Radioanal. Nucl. Chem Articles. Vol 147, No. 1, pp.177-189. 1991.

60. DeVol, T.A. *et al.* *A Comparison of Four Aqueous-Miscible Liquid Scintillation Cocktails with an Alpha/Beta Discriminating Wallac 1415 Liquid Scintillation Counter.* Health Physics. Vol 70, No. 1, pp. 41-46. 1996.
61. Instituto Nacional de Geografía e Informática. *Anuario Estadístico del Estado de Zacatecas.* INEGI, México. 1998.
62. International Atomic Energy Agency. Technical Reports Series. *Measurement of Radionuclides in Food and the Environment.* No. 295. IAEA, Vienna. 1989.
63. Parks, N.J. and Tsuboi, K.K. *Emulsion Scintillation Counting of Radium and Radon.* Applied Radiation and Isotopes. Vol 29, pp.77-80. 1978.
64. Environmental Protection Agency. *Prescribed Procedures for Measurement of Radioactivity in Drinking Water.* U.S. EPA-600/4-80-032. 1980.
65. Currie, L.A. *Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination.* Analytical Chemistry. Vol 40, No. 3, pp. 586-593. 1968.
-
66. Sánchez-Cabeza, J.A. and Pujol LI. *A Rapid Method for the Simultaneous Determination of Gross Alpha and Beta Activities in Water Samples using a Low Background Liquid Scintillation Counter.* Health Physics. Vol, 68, No. 5, pp. 674-682. 1995.

