






Evaluación del riesgo de exposición a la radiación por ^{137}Cs ambiental Environmental ^{137}Cs radiation exposure risk assessment

S. Suárez-Contreras ^{a,*}, B. Hernández-Méndez ^a, V. Sánchez-Mendieta ^b, J. C. Sánchez-Meza ^b, M. Balcázar ^{a,*}

^a Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares. Carretera México-Toluca S/N, C.P. 52750, La Marquesa, Ocoyoacac, Estado de México.

^b Universidad Autónoma del Estado de México. Paseo Colón S/N, Residencial Colón y Col Ciprés, 50120 Toluca de Lerdo, Estado de México.

Resumen

Por pruebas nucleares se liberaron 948 PBq de ^{137}Cs entre 1945-1993, además se incorporó ^{137}Cs al ambiente por los accidentes de Fukushima y Chernóbil. El ^{137}Cs se incorpora a la biota, cadena trófica y ser humano; este trabajo utiliza el código RESRAD para determinar la dosis efectiva total anual y exceso de riesgo de cáncer al humano por ^{137}Cs . Los cálculos se realizaron con concentraciones de ^{137}Cs reportadas en Canadá, Estados Unidos de América y México. Los valores máximos reportados de ^{137}Cs en el ambiente son 212 Bq kg⁻¹, 111 Bq kg⁻¹ y 20.4 Bq kg⁻¹ para, Canadá, Estados Unidos de América y México respectivamente. Se tomaron los valores máximos y se consideró un área de suelo de 400 por 400 metros; se ingresaron al código datos de cada sitio. Los resultados fueron: dosis efectiva total anual de 5.7x10⁻⁴ mSv a⁻¹ para Canadá, 3.0x10⁻⁴ mSv a⁻¹ para Estados Unidos de América y 5.4x10⁻⁵ mSv a⁻¹ para México. Estas dosis están muy por debajo de la dosis efectiva total anual 2.4 mSv a⁻¹ a nivel global por fuentes de radiación natural.

Palabras Clave: ^{137}Cs , RESRAD, Dosis, Riesgo.

Abstract

Nuclear tests released 948 PBq of ^{137}Cs between 1945 and 1993; in addition, ^{137}Cs was incorporated to the environment due to Fukushima and Chernobyl accidents. ^{137}Cs enters the biota, the trophic chain, and humans. This study uses the RESRAD code to determine the annual total effective dose and the excess lifetime cancer risk to humans from ^{137}Cs . The calculations were performed using reported ^{137}Cs concentrations in Canada, the United States of America, and Mexico. The maximum reported values of ^{137}Cs to the environment are 212 Bq kg⁻¹, 111 Bq kg⁻¹, and 20.4 Bq kg⁻¹ in Canada, the United States of America, and Mexico, respectively. Maximum concentration values and a soil area of 400 by 400 meters were considered; data from each site were input into the code. The results were: total annual effective doses of 5.7x10⁻⁴ mSv a⁻¹ for Canada, 3.0x10⁻⁴ mSv a⁻¹ for the United States, and 5.4x10⁻⁵ mSv a⁻¹ for Mexico. These doses are well below the global annual effective dose of 2.4 mSv a⁻¹ from natural radiation sources.

Keywords: ^{137}Cs , RESRAD, Dose, Risk.

1. Introducción

1.1. Origen del isótopo radiactivo ^{137}Cs

El ^{133}Cs es el único isótopo natural de cesio estable en el ambiente. El cesio es un elemento natural que se encuentra combinado con otros elementos en pequeñas cantidades en rocas, suelo y polvo.

El isótopo radiactivo más común del cesio es el ^{137}Cs que se genera por fisión nuclear del Uranio, es entonces, un subproducto de la fisión nuclear en reactores y pruebas de armas nucleares (ATDSR, 2004)

En la fisión del uranio en plantas nucleares o en la detonación de armas nucleares, se produce además el isótopo radiactivo ^{134}Cs . Ambos isótopos radiactivos decaen a elementos no radiactivos, emitiendo partículas beta. Los tiempos para que la radiactividad de estos Cs disminuya a la mitad son 2.06 años para ^{134}Cs y 30.08 años para el ^{137}Cs ; a

*Autor para la correspondencia: sergio.suarez@inin.gob.mx

Correo electrónico: sergio.suarez@inin.gob.mx (Sergio Suárez-Contreras), beatriz.hernandez@inin.gob.mx (Beatriz Hernández-Méndez), vsanchezm@uamex.mx (Víctor Sánchez-Mendieta), juancsm58@gmail.com (Juan Carlos Sánchez-Meza), miguel.balcazar@inin.gob.mx (Miguel Balcázar)

este tiempo característico de cada núcleo radiactivo se le denomina vida media del radionúclido (ATDSR, 2004).

El radioisótopo ^{137}Cs inició su concentración en el ambiente hace 80 años, a partir de las pruebas de armamento nuclear y se incrementa por los accidentes nucleares de Chernóbil y Fukushima; además se reportan liberaciones locales de ^{137}Cs por las plantas de reprocesamiento de material nuclear (Blagoeva, y Zikovsky, 1995). Se estima que globalmente se liberaron al ambiente 948 PBq en el periodo de 1945-1993 (UNSCEAR, 2000). La importancia del ^{137}Cs es su incorporación a los vegetales y a los alimentos como la leche a través de pastos contaminados (Martínez y García, 1997).

Como resultado de esta incorporación el ^{137}Cs , está distribuido en todo el mundo, esta distribución global se debe a su volatilidad y solubilidad, permitiéndole dispersarse y transportarse a la atmósfera por el viento y la lluvia, llegando a las zonas más remotas del planeta.

1.2. Deposición del ^{137}Cs en el ambiente.

Ya que el ^{137}Cs , se deposita en suelo, agua y flora en diferentes proporciones en todo el mundo, a través de la denominada lluvia radiactiva; las concentraciones radiactivas del ^{137}Cs , representan riesgos potenciales a la salud pública y actividades económicas, por ser capaces de contaminar la cadena alimentaria y presentar riesgo de exposición a la radiación a largo plazo (Stager *et al.*, 2023).

El ^{137}Cs volátil se dispersa con el viento, a las capas superiores de la atmósfera, se transporta y se deposita en la superficie terrestre mediante precipitación pluvial; se infiltra lentamente en el suelo y puede ser absorbido por las plantas a través de las raíces. Es una fuente de contaminación radiactiva en la cadena alimentaria, afectando a los hongos y a la caza.

La distribución global del ^{137}Cs precipitado no es uniforme, varía respecto con la distancia a la que se encuentre la fuente inicial, con factores climáticos y con la latitud, presentándose concentraciones mayores en el hemisferio norte, que dependieron de la cantidad de lluvia anual y la dirección de los vientos.

El ^{137}Cs disuelto en agua es rápidamente removido y fuertemente adsorbido por superficies de intercambio catiónico, principalmente arcillas y materia orgánica, manteniéndose mucho tiempo después de su precipitación en las capas superficiales del suelo.

El largo tiempo de residencia del radionúclido en el suelo se debe a sus propiedades: 1) fuerte adsorción química en las superficies de intercambio catiónico. 2) poca movilización del ^{137}Cs por las poblaciones de microorganismos del suelo. 3) absorción por plantas y micorrizas. 4) estructura física del suelo. Estas propiedades desempeñan un papel importante al retener al ^{137}Cs inmovilizado, tanto en los microorganismos como en las arcillas, por lo que la erosión del suelo es la única forma de que se desvanezca de un sitio determinado.

Aunque un gran porcentaje del ^{137}Cs está inmovilizado en el suelo, las plantas tienen la capacidad de absorber una fracción, ingresando así el ^{137}Cs a la cadena trófica. Los suelos tropicales suelen tener poca biomasa microbiana o poco contenidos de arcillas, presentando menor capacidad de retención del ^{137}Cs , lo que da lugar a que la planta tenga mayor posibilidad de absorberlo.

La transferencia a las plantas puede ser por dos vías: depósito directo en la superficie de las plantas o por absorción vía las raíces, que se incrementa cuando el potasio está poco disponible, ya que, metabólicamente, el ^{137}Cs sustituye al potasio, proporcionándole gran movilidad dentro de la planta.

Cuando el ganado consume forraje contaminado con ^{137}Cs , éste se incorpora al tejido de los animales. La leche es uno de los productos más vulnerables a la contaminación por este radionúclido (Martínez y García, 1997).

1.3. Las pruebas nucleares y los accidentes nucleares.

Las pruebas nucleares, han sido detonaciones de dispositivos nucleares para el desarrollo de armas, con la finalidad de evaluar su rendimiento y efectos. Estas detonaciones han sido atmosféricas, subterráneas o submarinas, introduciendo isótopos radiactivos al ambiente, cuyas consecuencias a la salud humana es necesario evaluar. Después de las primeras detonaciones nucleares en 1945, y los ensayos nucleares subsecuentes, la comunidad internacional firmó el Tratado de Prohibición Completa de Ensayos Nucleares en 1996, con excepción de algunos países no signatarios (UN, 2025).

Los accidentes de las centrales nucleares contribuyen a radionúclidos en la atmósfera. Una central nuclear es una instalación industrial que genera electricidad a partir de la energía liberada por la fisión del uranio contenido en la vasija del reactor nuclear. La energía térmica liberada calienta el agua hasta convertirla en vapor a alta presión y temperatura. Este vapor hace girar una turbina que está conectada a un generador que transforma la energía mecánica del giro de la turbina en energía eléctrica, lista para su utilización industrial (CSN, 2025). Aunque las centrales nucleares se encuentran entre las instalaciones más seguras de la industria desde el punto de vista tecnológico y físico, se han producido accidentes que liberaron radioisótopos de fisión nuclear al ambiente. Para reducir al mínimo la probabilidad de accidentes, La Organización Internacional de Energía Atómica (OIEA) ayuda a los Estados Miembros a aplicar las normas internacionales de seguridad que refuerzan la seguridad de las centrales nucleares (IAEA, 2025).

Son dos los accidentes nucleares que generaron emisiones de ^{137}Cs al ambiente.

El primero fue el accidente ocurrido en la central nuclear de Chernóbil, Ucrania, el 26 de abril de 1986; como resultado de la explosión química se emitió a la atmósfera 70 PBq de ^{137}Cs , en forma de una nube radiactiva que se expandió en gran parte de Europa. El incremento significativo de ^{137}Cs a la atmósfera, contaminó aire, agua y suelo. La contaminación de ^{137}Cs llegó a la vegetación, el ^{137}Cs se transfirió a la leche de la vaca; Irlanda exportó a México leche contaminada con ^{137}Cs , que se detectó y desechó a tiempo antes de llegar al consumidor (Cunningham *et al.*, 1987).

El segundo accidente fue el del reactor nuclear Fukushima I, en Fukushima Daiichi, Japón, el 11 de marzo de 2011, se estima que se emitió al ambiente 11 PBq de ^{137}Cs . La mayor deposición de ^{137}Cs en el ambiente fue hacia el hemisferio norte con menores concentraciones en el hemisferio sur (Blagoeva, y Zikovsky, 1995; Aoyama *et al.*, 2006).

1.4. El impacto del ^{137}Cs en México

En México se han detectado productos de fisión de los accidentes nucleares acontecidos en otros continentes, como el de Chernóbil.

Los días posteriores al accidente de Chernóbil una nube radiactiva cayó en países del norte de Europa la contaminación en los pastizales transfirió el ^{137}Cs a los animales que comieron de estos pastizales (Gilmore y Cranley et al, 1987; Dodd y Hannan, 1986). Irlanda, exportador de leche, fue de los países más afectados ya que una cantidad apreciable del ^{137}Cs se transfirió a la leche de vaca (Cunningham et al, 1987). México detectó y evitó el consumo en 1987 por la importación de 39,000 t de leche en polvo por la Irish Dairy Board desde la República de Irlanda (Wróbel, 2016). Hasta este hecho, no existía normatividad nacional relativa a niveles de contaminación radioactiva aceptables en alimentos para el consumo humano. En 1988, México publicó en el Diario Oficial la norma técnica 316 emitida por la Secretaría de Salud, fijando el límite máximo de radiactividad en 50 Bqkg⁻¹ para la leche; una de las normas más estrictas ya que en noviembre de ese mismo año, el “Codex Alimentarius” la fijó en 150 Bqkg⁻¹ (Wróbel, 2016).

En México Hernández, 2018 y Garay et al., 2003 (Hernández, 2018; Garay et al., 2003), reportan concentraciones de ^{137}Cs en suelos de Zacatecas y Jalisco cuyas concentraciones están por debajo de otros países de América como Estados Unidos de América y Canadá.

1.5. Impacto a la salud debido al ^{137}Cs

El ^{137}Cs se adhiere al suelo, pero no se desplaza por debajo de la superficie. Las plantas y la vegetación que crecen en suelo contaminado o cerca de él pueden absorber pequeñas cantidades desde el suelo y pasar potencialmente por diferentes vías, para incorporarse al ser humano. Consecuentemente, la estimación de dosis efectiva total anual y exceso de riesgo de cáncer a la salud, son criterios reconocidos por instituciones de regulación, ambos se determinan a través de códigos reconocidos internacionalmente.

La dosis efectiva total anual para trabajadores con radiación se refiere al daño que la radiación ionizante causa a la persona expuesta en un año. Para profesionales expuestos a radiación el límite anual es 50 mSv a⁻¹, aunque también se considera el límite de dosis comprometida de 20 mSv a⁻¹ en promedio durante un período de 5 años. Este límite anual de dosis de exposición es establecido por normativas internacionales, como la ICRP (Comisión Internacional de Protección Radiológica, por sus siglas en inglés). Para el público en general esta dosis es de 1 mSv a⁻¹.

La dosis efectiva es una medida que cuantifica el daño que recibe el humano por la cantidad de energía depositada por la radiación recibida; la dosis está en función del tipo de radiación y la sensibilidad a la ionización que se produce en los órganos expuestos. (McCollough y Schueler, 2000).

El riesgo de cáncer es la probabilidad de que una persona desarrolle cualquier tipo de cáncer. Esta probabilidad puede aumentar por la presencia de factores de riesgo, que pueden influir en el desarrollo del cáncer, como son la edad, la

genética, ingestión de alcohol, afición al tabaco, la exposición a sustancias determinadas como cancerígenas, así como exposiciones a la radiación no controlada de Rayos-X. El estar expuesto a factores de riesgo no garantiza el desarrollo de cáncer (WHO, 2025).

El exceso de riesgo de cáncer, es una evaluación que se realiza mediante el código de computadora RESRAD, para estimar cuánto más de riesgo de cáncer pueden tener los individuos expuestos a la radiación, en un área cercana a un sitio contaminado con radionúclidos. El código modela la dispersión de los radionúclidos desde el suelo contaminado hacia el aire y agua, simulando las vías de exposición, incluyendo la ingesta de alimentos contaminados, la inhalación o el contacto directo con el suelo, para así calcular la dosis de radiación y el consiguiente exceso de riesgo en desarrollar cáncer (USNRC, 2020a).

Con el código RESRAD se calcula la dosis efectiva anual y el exceso de riesgo de cáncer proveniente de un área de suelo con presencia de ^{137}Cs .

1.6. Código RESRAD.

RESRAD fue desarrollado por el Laboratorio Nacional Argonne del Departamento de Energía de Estados Unidos y la NRC (National Regulatory Commission, por sus siglas en inglés) de Estados Unidos.

RESRAD da como resultado la dosis efectiva anual y el exceso del riesgo de cáncer de la población expuesta. Supone que el material radiactivo en el suelo es la fuente de contaminación primaria, la cual se encuentra en una capa de suelo que se erosiona y transporta por el aire, se disemina por escorrentía hasta cuerpos de agua superficial o se filtra al agua subterránea. El ser humano se expone a la radiación en dos formas: Irradiación externa por el mismo suelo e interna por ingestión e inhalación como se puede observar en un esquema gráfico del código presentado en la Figura 1 (USNRC, 2020a).

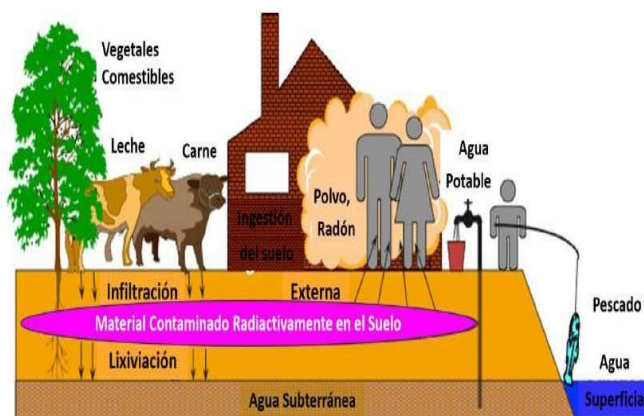


Figura 1. Factores que intervienen en el cálculo con el Modelo RESRAD.

Por lo tanto, el código considera el transporte desde la contaminación primaria (suelo) hacia el aire, agua superficial y agua subterránea.

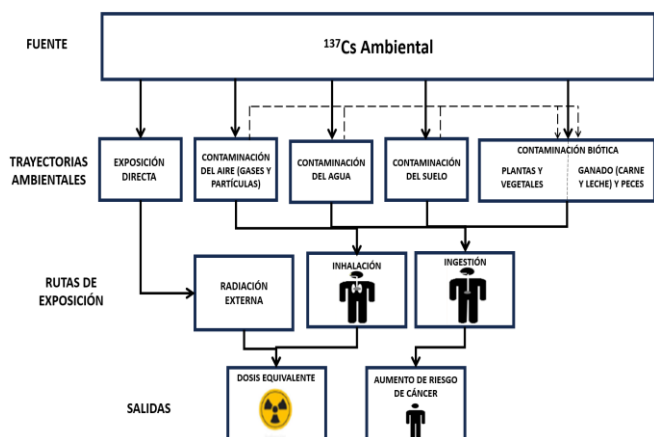


Figura 2. Diagrama de cálculo del Modelo RESRAD.

La Figura 2 muestra el diagrama del modelo RESRAD indicando las trayectorias ambientales y las rutas de exposición, así como las salidas del modelo.

Para el cálculo del exceso de cáncer, se parte de las cantidades del radionúclido ^{137}Cs reportado, para cada una de las áreas analizadas de Canadá, Estados Unidos y México.

El código calcula nueve trayectorias (externa e internas) de exposición a la radiación al ser humano.

Radiación externa directa:

1. Determinar la componente de dosis equivalente directamente desde el suelo contaminado.

Radiación interna debido a:

2. Inhalación de radionúclidos transportados por el aire. La contaminación del aire, incluyendo gases y partículas, considera la re-suspensión del suelo contaminado.

3. Ingestión incidental de tierra. La dispersión del suelo induce la ingestión de partículas contaminadas con el radionúclido.

4. Ingestión de alimentos vegetales cultivados en suelo contaminado. Incorporación del radionúclido a vegetales comestibles por suelo y agua de riego.

5. Ingestión de carne de ganado alimentado con forraje y agua contaminada. Incorporación del radionúclido a los pastizales y agua de riego, que siguiendo la cadena trófica, se incorpora a los animales de pastoreo cuya carne es consumida por el ser humano.

6. Ingestión de leche producida por ganado alimentado con forraje y agua contaminados. El radionúclido es incorporado a la leche de consumo humano, de la misma forma que la carne.

7. Ingestión de agua potable de un pozo o estanque adyacente al área contaminada. Ingesta directa al consumir posible agua contaminada.

8. Ingestión de alimentos acuáticos del agua superficial. Al estar contaminada el agua, los peces y crustáceos que se consuman llevan el radionúclido al humano que los consume.

9. Inhalación de Radón emitido por suelo contaminado. El gas radioactivo natural radón, generado por la desintegración del uranio y el torio en rocas y suelo, puede acumularse en interiores; RESRAD tiene un módulo para activar o desactivar la contribución por radón.

El número de trayectorias que calcula el código RESRAD para cada tipo de radionúclido, involucra un número apreciable de ecuaciones que gobiernan los procesos (USNRC 2020b).

2. Metodología

Se analizaron las concentraciones de ^{137}Cs reportadas en suelo en zonas naturales, en Montreal, Canadá; Fort Calhoun, Estados Unidos de América y en México, en los estados de Zacatecas y Jalisco (Blagoeva y Zikovsky, 1995; OPPD, 2018; Garay et al., 2003; Hernández, 2018). En todos los estudios las muestras de suelo se evaluaron mediante espectroscopia gamma con Germanio hiperpuro de alta resolución. La Tabla 1 muestra los rangos de concentración de actividad del ^{137}Cs en suelo de cada sitio.

Tabla 1. Concentraciones de ^{137}Cs en los sitios de estudio

Sitio	^{137}Cs Bq kg ⁻¹
Zacatecas, Mx. (Hernández, 2018)	0.49 - 5.15
Jalisco, Mx (Garay et al., 2003)	0.5 - 20.4
Canada (Blagoeva y Zikovsky, 1995)	0.2 - 212
USA (OPPD, 2018)	11.1 - 111

Se utilizó el código RESRAD (USNRC, 2020a) para determinar la dosis efectiva total anual y el exceso de riesgo de cáncer, derivados de la concentración de actividad en suelo de ^{137}Cs , en cada sitio de análisis, acorde a la sistemática indicada en la Figura 2. El código parte del ^{137}Cs como material radiactivo en el suelo considerándolo como la fuente de contaminación primaria; éste se transporta por trayectorias ambientales aire, agua (superficial y subterránea) y suelo por procesos físicos como erosión, escorrentía e infiltración. Se consideraron las nueve posibles trayectorias de exposición al ser humano: exposición externa, inhalación de polvos y radón; ingestión de plantas, carne, leche, fauna acuática, agua y suelo. En el código se estima la incorporación en la biota a través de parámetros metabólicos y factores de transferencia, a partir de la concentración del radionúclido en los medios ambientales. La salida del código arroja la dosis efectiva total anual y el exceso de riesgo de cáncer; estas estimaciones consideraron factores de vivienda, consumo y factores de conversión de dosis. El riesgo al ser humano considera además la edad, tiempo de exposición y otros factores de riesgo (USNRC 2020b).

Finalmente empleando el código RESRAD, se simuló la trayectoria en el ambiente hasta su incorporación al ser humano. En todo el proceso, se crearon 3 escenarios de modelación, correspondiente a cada sitio de interés, en donde se consideró como término fuente las concentraciones máximas de ^{137}Cs en suelo; 212 Bq kg⁻¹, 111 Bq kg⁻¹ y 20.4 Bq kg⁻¹ para Canadá, Estados Unidos de América y México respectivamente. En cada escenario, se consideraron los parámetros específicos del sitio, los cuales se analizaron como factores determinantes en la deposición del radionúclido.

3. Resultados y discusión

La Tabla 2 resume los valores máximos de concentración del ^{137}Cs en suelo para Montreal, Canadá; Fort Calhoun, Estados Unidos de América y Jalisco, México. Se muestran los resultados de Dosis efectiva total anual (DETA) y Exceso de riesgo de cáncer (ERC), obtenidos para cada sitio de análisis.

Tabla 2. Valores concentración de ^{137}Cs , dosis efectiva anual (DETA) y exceso de riesgo de cáncer (ERC) obtenidos con RESRAD.

Sitio	^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)	DETA (mSv a ⁻¹)	ERC
Montreal Canadá	212	5.7×10^{-4}	1.0×10^{-6}
Fort Calhoun EUA	111	3.0×10^{-4}	5.1×10^{-7}
Jalisco México	20.4	5.4×10^{-5}	9.5×10^{-8}

La Figura 3 y la Figura 4 muestran los resultados de los cálculos derivados del código RESRAD mostrando la baja dosis efectiva total anual en mSv a⁻¹ y los bajos valores de exceso de riesgo de cáncer, por todas las trayectorias de exposición al ^{137}Cs , para cada uno de los sitios analizados.

La dosis y exceso de riesgo de cáncer son mayores en donde existe mayor concentración de actividad. Se tiene un orden de magnitud menor en dosis para los sitios de México con respecto a los sitios de los países del norte; pero hasta dos órdenes de magnitud menor en el exceso de riesgo de cáncer.

Una dosis de 1 mSv a⁻¹ debido a ^{137}Cs en un hipotético sitio contaminado implicaría acciones de remediación y atención; los resultados aquí obtenidos del código para los 3 sitios están muy por debajo de este valor hipotético. Canadá tuvo el valor más alto de dosis de 5.7×10^{-4} mSv a⁻¹. El valor más alto en el exceso de riesgo de cáncer también fue en Canadá con un valor de 1.0×10^{-6} , este riesgo es debido a la exposición por radiación externa del suelo en un 98%, este comportamiento es semejante al que reporta el Laboratorio de Argonne en un escenario comparable al de este estudio, en el cual el 100% del exceso de riesgo de cáncer corresponde a la trayectoria de exposición externa (Cheng y Yu, 1993).

Las dosis obtenidas para los diferentes sitios de estudio están muy por debajo de la dosis equivalente efectiva anual ambiental a nivel global debida a fuentes de radiación natural que es de 2.4 mSv a⁻¹ (UNSCEAR, 2000).

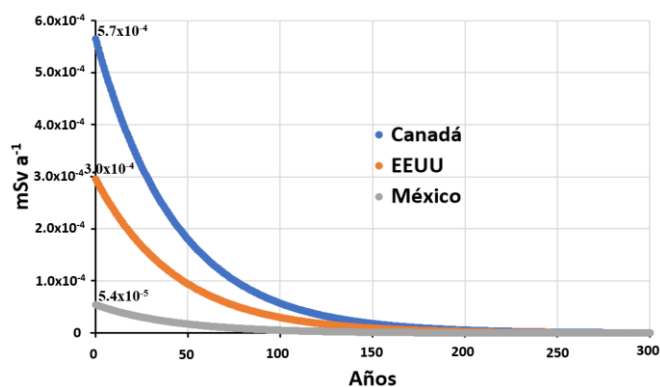


Figura 3. Dosis en mSv a⁻¹ para cada uno de los sitios de estudio.

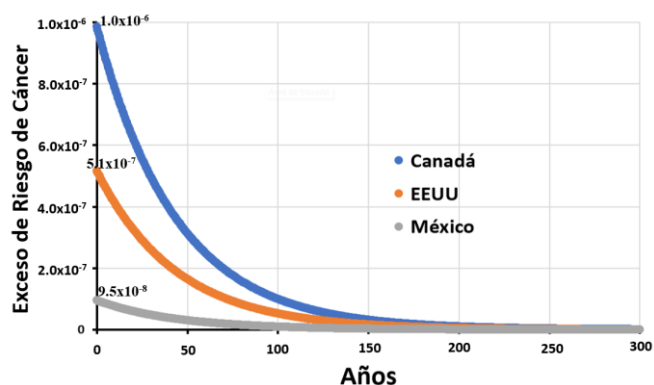


Figura 4. Excesos de Riesgo de Cáncer para los 3 sitios de estudio.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos con RESRAD para las concentraciones usadas, reportan una dosis efectiva total anual muy por debajo de los límites normativos de 1 mSv a⁻¹.

Los resultados del exceso de riesgo de cáncer de 1.0×10^{-6} son muy bajos para las concentraciones de 212 Bq kg⁻¹.

La concentración de ^{137}Cs en el ambiente representa una muy baja dosis efectiva total anual y un muy bajo exceso de riesgo de cáncer. El ^{137}Cs distribuido de manera global por las pruebas y accidentes nucleares, no representa un riesgo para el ser humano.

Las dosis obtenidas para cada sitio de estudio, están muy por debajo de 2.4 mSv a⁻¹ considerada como la dosis efectiva total anual ambiental a nivel global por fuentes de radiación natural.

El OIEA ha sugerido utilizar esta deposición global de ^{137}Cs como un trazador “ambiental” para estudiar la erosión de suelo (FAO/IAEA, 2017).

Agradecimientos

El primer autor agradece al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías CONAHCYT por la beca doctoral para la realización de sus estudios (CVU: 354631).

Referencias

- Aoyama, M.; Hirose, K. and Igarashi, Y. “Re-construction and updating our understanding on the global weapons tests Cs-137 fallout”. *Journal of environmental monitoring: JEM*. 8. 431-8. 10.1039/b512601k. (2006).
- ATSDR. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. “Reseña Toxicológica del Cesio (en inglés)”. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública. (2004).
- Blagoeva, R., & Zikovsky, L. “Geographic and vertical distribution of Cs-137 in soils in Canada”. *Journal of Environmental Radioactivity*, 27(3), 269–274. (1995). doi:10.1016/0265-931x(94)00016-p
- Cheng, J.-J., & Yu, C. “Using the RESRAD computer code to evaluate human health risks from radionuclides and hazardous chemicals”. *Journal of Hazardous Materials*, 35(3), 353–367. (1993). doi:10.1016/0304-3894(93)85042-d

- CSN. Comisión de Seguridad Nuclear. 2025. Monografías/La energía nuclear/Qué es una central nuclear. <https://www.csn.es/que-es-una-central-nuclear#:~:text=Una%20central%20nuclear%20es%20una,lista%20para%20su%20utilizaci%C3%B3n%20industrial>.
- Cunningham, J.D.; MacNeill, G.; Pollard, D. Chernobyl Its Effect on Ireland (INIS-mf--11216); Nuclear Energy Board: Dublin. (1987).
- FAO/IAEA. Food and agriculture Organization of the United Nations. Use of ¹³⁷Cs for soil erosion assessment. Fulajtar, E., Mabit, L., Renschler, C.S., Lee Zhi Yi, A., Rome, Italy. 64 p. (2017).
- Garay A., Míreles, F. Quirino L.L., Dávila, J.I. Rios, C. Lugo, J.F. Soriano, J.M. and Angoli, A. "Radiactividad Gamma Natural y del ¹³⁷Cs en Suelo del Municipio de Chimaltitán, Jalisco, México". *Energía Nuclear y Seguridad Radiológica: Nuevos Retos y Perspectivas XIV Congreso Anual de la SNM/XXI Reunión Anual de la SMSR Guadalajara, Jalisco, México, 10-13 de septiembre, (2003), Memorias en CDROM. (2003).*
- Hernández, R. L. "Estudio de la distribución de ¹³⁷Cs en suelos de Zacatecas". Tesis de Maestría. Unidad Académica de Estudios Nucleares. Universidad Autónoma de Zacatecas "Francisco García Salinas". Octubre de 2018. 60 p.p. (2018).
- IAEA International Atomic Energy Agency. 2025. Nuclear power plant safety. <https://www.iaea.org/es/temas/seguridad-de-las-centrales-nucleares#:~:text=Las%20centrales%20nucleares%20se%20encuentran,seguridad%20de%20las%20centrales%20nucleares>.
- Martínez Lugo, R. García Oliva, "La Contaminación Radioactiva en los Ecosistemas". *F. Ciencias, UNAM. núm. 47, julio-septiembre, pp. 28-32, (1997).*
- McCullough CH, Schueler BA. Calculation of effective dose. *Med Phys. 2000 May;27(5):828-37. doi: 10.1118/1.598948. PMID: 10841384.*
- OPPD (Omaha Public Power District). Evaluation of Cs-137 Global Fallout in Soils at Fort Calhoun Station; FC-18-003 Revision 1; EEUU:Washington, NE, USA, 2018; p. 15.
- Stager, F.; Zok, D.; Schiller, A. K.; Feng, B. and Steinhäuser G. "Disproportionately High Contributions of 60-Year-Old Weapons-¹³⁷Cs Explain the Persistence of Radioactive Contamination in Bavarian Wild Boars". *Environment Science Technology, 57, p.p. 13601–1361. (2023).*
- UN. United Nations. 2025. International Day against Nuclear Tests 29 August. <https://www.un.org/en/observances/end-nuclear-tests-day/history>
- UNSCEAR. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. "Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes Volume I: Sources". p.p. 659. (2000).
- USNRC - United States Nuclear Regulatory Commission. Default Parameter Values and Distribution in RESRAD-ONSITE V7.2, RESRAD-BUILD V3.5, and RESRADOFFSITE V4.0 Computer Codes. Prepared by: S. Kamboj, E. Gnanaprasam, J.-J. Cheng, D. LePoire, C. Wang, B. Biwer, and C. Yu. Argonne National Laboratory. NUREG/CR-7267 ANL/EVS/TM-20/1. Lemont, IL. 729 p.p. (2020a).
- USNRC. United States Nuclear Regulatory Commission. User's Manual for RESRAD- OFFSITE Code Version 4 Vol. 1 – Methodology and Models Used in RESRAD-OFFSITE Code. Prepared by: ANL Team: C. Yu, RESRAD Project Manager E. Gnanaprasam, J.-J. Cheng, D. LePoire, S. Kamboj, and C. Wang. Argonne National Laboratory. NUREG/CR-7268 ANL/EVS/TM- 19/2 Vol. 1. Lemont, IL. 544 p.p. (2020b).
- WHO. World Health Organization. 2025. Cancer. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/cancer>
- Wróbel, Pawo. "Chernobyl in Mexico, the radioactive cloud reaches through the sea. Conference Paper". Universidad Nacional Autónoma de México. México. 7 p. p. May 2016.