

## **IMPACTO RADIOLÓGICO POR DESCARGAS DE MATERIAL RADIATIVO EN MEDICINA NUCLEAR**

**Arciniegas-Alvarez, M.A.<sup>1</sup>, Emeterio Cruz<sup>2</sup>, Manuel A. Mayorga<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Cancerología E.S.E.

<sup>2</sup>Universidad Escuela Colombiana de Carreras Industriales

<sup>2,3</sup>Grupo de Investigación GINIC-HUS-ECCI

### **RESUMEN**

La medición del impacto radiológico debido a las descargas de material radiactivo que se generan en Medicina Nuclear es un elemento importante de la protección radiológica. Este trabajo muestra los resultados de la evaluación del impacto radiológico generado por los vertimientos de material radiactivo provenientes de dos instituciones de Medicina Nuclear en Bogotá – Colombia. Este trabajo tiene un alcance alto en los países de América Latina ya que la mayoría de centros con bajo flujo de pacientes, vierten estos residuales de manera directa al exterior de las instalaciones, sin la certeza de no ocasionar alguna afectación. Para el estudio del impacto radiológico se consideraron algunas variables internas tales como el flujo de pacientes, los procedimientos realizados, las características de la red de alcantarillado y los caudales en los puntos de descarga del residuo radiactivo; y variables externas como: dinámica del flujo al salir de la instalación, poblaciones críticas y posibles escenarios de exposición, lo que permitió cuantificar el riesgo potencial a partir del cálculo de dosis a personas o poblaciones representativas. Entre los resultados obtenidos se muestran las evaluaciones de dosis y su comparación con el criterio de dispensa adoptando modelos realistas en los diferentes contextos. Se concluye que en la gestión de los vertimientos de material radiactivo, el primer paso para dimensionar un método de control, evaluar los riesgos potenciales bajo un entorno dinámico y definir procedimientos, es la realización de los estudios de impacto radiológico.

### **1. INTRODUCCIÓN**

La evaluación del impacto radiológico cuantifica el riesgo de exposición asociado a descargas de material radiactivo al medio ambiente. El riesgo se evalúa a partir de la valoración de las dosis a personas representativas y se concluyen las medidas a adoptar con el fin de mitigar el riesgo asociado a la práctica. Con el fin de evaluar si la práctica se considera sin riesgo se aplica el criterio de dispensa [1].

El OIEA en la publicación TEC-DOC 1000 [2] presenta de manera detallada el procedimiento para realizar estudios genéricos de impacto radiológico. Avila y cols. [3] realizaron un trabajo en Suecia en el año 2007, del cual realizaron el cribado (screening) en varias instituciones hospitalarias en donde se presentaban vertimientos de material radiactivo, en el cual se aplicaron modelos realista en la evaluación de dosis a personas representativas. Este trabajo cuenta con los fundamentos para la aplicación de los modelos de Avila y cols. en escenarios realistas en Colombia.

En Colombia a través de la Resolución 180005 de Ministerio de Minas y Energía [4] se emitió la norma para la gestión de los residuos radiactivos. La cual adapta valores de límites de vertido incondicionales que deben respetar las instituciones generadoras. La norma establece además que la institución puede realizar la solicitud de descargas condicionales satisfaciendo algunos requisitos entre los cuales se encuentra la evaluación del impacto radiológico por descargas.

---

<sup>1</sup>E-mail: marciniegas@cancer.gov.co

Este trabajo presenta la realización de la evaluación del impacto radiológico en dos instituciones (considerando la aplicación de modelos físico matemáticos realistas para la evaluación de las dosis a personas representativas en dos instituciones de la ciudad de Bogotá que realizan descargas de I-131 al medio ambiente a través de la red de alcantarillado).

Se presenta la metodología del estudio, donde se considera el análisis de la carga de trabajo y el procedimiento para la aplicación de los modelos genéricos y realistas la evaluación de actividad en lodos y en la masa de agua para posteriormente evaluar la dosis a las personas representativas.

Se realiza la evaluación usando la metodología los modelos genéricos del OIEA, donde se presenta la comparación con respecto al criterio de dispensa.

Se realiza la evaluación del impacto radiológico usando también modelos realistas, como los publicados por Avila y cols. aplicados para los casos de estudio. Se presenta también la comparación con respecto al criterio de dispensa.

## **2. METODOLOGÍA**

Para cada institución objeto de evaluación se sigue la siguiente metodología para contar con información suficiente para la aplicación de modelos:

1. Se especifica la cantidad de actividad proyectada a manejar dentro de los tratamientos que requieran I-131.
2. Se estima la cantidad de actividad liberada al sistema de alcantarillado proveniente de los tratamientos terapéuticos que requieran I-131.
3. Se realiza una caracterización del sistema de alcantarillado en la Institución. Que implica conocer el recorrido de los efluentes, medición de caudales y el análisis de los estudios de aguas residuales emitidos por una institución certificada (si se tienen).
4. Se define la población crítica o persona representativa para el estudio de impacto radiológico.
5. Con base en un modelo de alcantarillado en el que se evaluó la dosis recibida por trabajadores de una planta de tratamiento, asumiendo que se exponen a causa de su trabajo [2], se desarrolla el modelo teórico adaptado para condiciones y características reales de la infraestructura tanto de la institución como de de la red de alcantarillado del sector.

### **2.1. Modelos de impacto radiológico conservadores**

El IAEA a través de sus publicaciones [2, 5] presenta dos enfoques para asumir el estudio de las emisiones de radionucleidos a una alcantarilla. En primer lugar, suponiendo que todo el material se retiene en el lodo de aguas residuales, en la planta de tratamiento de aguas residuales, en segundo lugar, se supone que toda la actividad se descarga a un cuerpo de agua. Se abordarán ambas aproximaciones.

El modelo del IAEA [2, 5] considera como fuente de exposición para los cálculos de impacto en el modelo de concentración total de actividad en lodo, una concentración superficial de actividad  $C_{lodo}$  ( $Bq\ m^{-2}$ ) calculada a partir del valor de actividad vertida distribuida uniformemente y tomada como valor de actividad por unidad de superficie para el cálculo de irradiación externa e inhalación.

El modelo presentado por el IAEA es importante en este estudio porque permite cuantificar la exposición de poblaciones críticas o personas representativas en función de la actividad vertida, puesto que proporciona un método para cuantificar exposición debido a la fracción de actividad retenida en lodos, además de establecer herramientas de juicio para incorporar modelos realistas [3].

## 2.2. Descripción del modelo compartimental para análisis realista

$$\frac{dA_k^j}{dt} = F_{fuera-k}^j - F_{k-fuera}^j + \sum_i F_{i-k}^j - \sum_i F_{k-i}^j - \lambda^j A_k^j \quad (1)$$

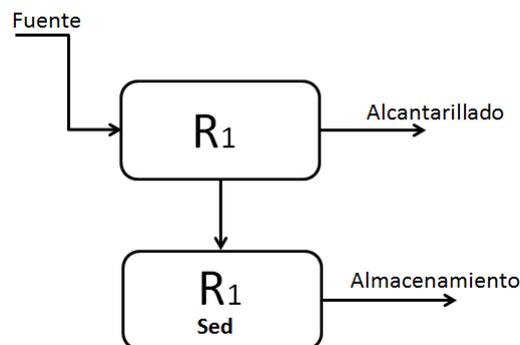
$$F_{i-k}^j = TC_{i-k}^j A_i^j \quad (2)$$

$$F_{k-i}^j = TC_{k-i}^j A_k^j \quad (3)$$

donde  $A_k^i$  =es el inventario del j-ésimo radionucleido en el compartimiento  $k$  (Bq),  $A_i^j$  =es el inventario del j-ésimo radionucleido en el compartimiento  $i$  (Bq),  $F_{fuera-k}^j$  =es el flujo del j-esimo radionucleido desde fuera del sistema al compartimiento  $k$  (Bq/día),  $F_{k-fuera}^j$  =es el flujo del j-esimo radionucleido desde el compartimiento  $k$  a fuera (Bq/día),  $F_{i-k}^j$  =es el flujo del j-esimo radionucleido desde el compartimiento  $i$  al compartimiento  $k$  (Bq/día),  $F_{k-i}^j$  =es el flujo del j-esimo radionucleido desde el compartimiento  $k$  al compartimiento  $k$  (Bq/día),  $TC_{i-k}^j$  =es el coeficiente de tasa de transferencia del j-esimo radionucleido del compartimiento  $i$  al compartimiento  $k$  (1/día).

## 2.3. Modelo compartimental para estudio de dinámica en las instituciones.

El modelo a aplicar en el caso del sistema de alcantarillado de las instituciones evaluadas consiste en un sistema bicompartimental mostrado en la Figura 1.



**Figura 1. Modelo compartimental para un sistema de una alcantarilla**

El coeficiente de tasa de transferencia para el transporte con agua se define como:

$TC_{R_1-fuer} = \frac{Q}{V_{R_1}}$  donde  $Q$  es el flujo de agua desechada al alcantarillado en ( $m^3$ /día) y  $V_{R_1}$  es el volumen total de la alcantarilla de sedimentación. Los coeficientes de tasa de transferencia para el proceso de sedimentación son:

$$TC_{R_1-R_1sed} = \frac{FlujoPrimarioLodos}{V_{R_1}} * \frac{kd_{R_1}}{ConcSS * EssR_1 * kd_{R_1} + 1} \quad (4)$$

$$FlujoPrimarioLodos = Q * (ConcSS * (1 - EssR_1) + ConcCOD * (1 - ECOD_{R_1}) * ConF_{R_1}) \quad (5)$$

donde,  $ConcCOD$  = es la concentración de la demanda química de oxígeno (DQO) en las aguas residuales entrantes ( $KgCOD/m^3$ ),  $ConF_{R_1}$  = es un factor de conversión entre unidades de DQO y SS para R1 [ $kgSS/kgCOD$ ],  $EssR_1$  = es la eficiencia para la reducción de la concentración de SS en R1,  $ECOD_{R_1}$  = es la eficiencia para la reducción de la concentración de COD en R1,  $kd_{R_1}$  = es el coeficiente de distribución del radionúclido en R1 [ $m^3/kg$ ],  $FlujoPrimarioLodos$  = es el flujo de lodo primario para el tratamiento de lodos [ $kg/día$ ].

Las ecuaciones 4 y 5 describen la velocidad de eliminación de radionucleidos absorbido en sólidos suspendidos por sedimentación. La sorción de los radionucleidos a los sólidos en suspensión en  $R_{1sed}$  y  $R_1$  se asume que ocurre instantáneamente. Las proporciones resultantes entre agua y sólidos en suspensión depende de los coeficientes de distribución ( $Kd$ ), cuyos valores dependen de la concentración de sólidos en suspensión y las condiciones químicas.

#### 2.4. Ecuaciones del sistema real

Aplicando la metodología especificada en la sección 2.2, la solución para al sistema de ecuaciones diferencial permite obtener la actividad en función del tiempo en los compartimentos  $R_1$  y  $R_{1sed}$ , que se muestra en las ecuaciones 6 y 7.

$$A_{R_1}(t) = \frac{F_{fuente-R_1}}{\lambda_1} (1 - \exp(-\lambda_1 t)) \quad (6)$$

$$A_{R_{1sed}}(t) = \frac{TC_{R_1-R_{1sed}} \cdot F_{fuente-R_1}}{\lambda_1 \lambda_2} \left\{ 1 - \exp(-\lambda_2 t) + \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} [\exp(-\lambda_2 t) - \exp(-\lambda_1 t)] \right\} \quad (7)$$

con

$$\lambda_1 = [TC_{R_1-fuera} + TC_{R_1-R_1Sed} + \lambda]; \quad (8)$$

$$\lambda_2 = -TC_{R_{1Sed}-fuera} - \lambda \quad (9)$$

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Estimación de la actividad vertida al sistema de alcantarillado

En la Tabla 1 se presenta la proyección de la Institución 1 en cuanto al uso de I-131 en la práctica de medicina nuclear. Para la Institución 2 se tomó como base la autorización actual de manejo de material radiactivo, en la cual se autoriza el manejo de 1200 mCi de I-131 semanales en forma de cápsula. Lo cual es usado para las terapias de cáncer de tiroides e hipertiroidismo de los pacientes.

**Tabla 1. Actividades proyectadas en Institución 1 donde se realiza estudio de impacto.**

Tipo de tratamiento	No. de pacientes / mes	Actividad total (mCi)	Forma
Terapias de cáncer de 30 mCi	24	720	Cápsula
Terapias de cáncer de tiroides de 100 mCi	16	1600	Cápsula
Terapias de hipertiroidismo de 20 mCi	10	200	Cápsula
Dosis de I-131 para rastreo diagnóstico	7	35	Cápsula
<b>Total</b>		<b>2555</b>	

Con los datos de la cantidad de material vertido de las instituciones, se realiza la estimación del material vertido, para ello, Driver y cols. [6] realizaron la estimación de las actividades vertidas a través de la medición directa de las tasas de dosis, en su trabajo se reporta la descarga de actividad de 174 pacientes bajo tratamiento de carcinoma de tiroides con I-131, se tienen en cuenta los porcentajes de actividad descargada en el modelo más conservativo, que es aquel en el que los pacientes cuentan con subsecuentes terapias cuyos porcentajes de descargas se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 2. Porcentaje de actividad descargada por periodo de 24 horas**

Periodo	Actividad administrada excretada (%)
1	55.7
2	22.5
3	6.1
4	2.3
<b>Total</b>	<b>86.7</b>

Teniendo en cuenta la información de la Tabla 1 (proyección de la Institución 1) y la cantidad de material radiactivo usado actualmente en la Institución 2, se puede estimar la actividad vertida

anualmente (Ver Tabla 3 para la Institución 1) considerando los periodos de estancia de los pacientes y aplicando el porcentaje de actividad descargada al tiempo de estancia respectivo. Se ha considerado que un paciente de carcinoma de tiroides tendrá un tiempo de estancia de 24 h y los pacientes de hipertiroidismo 1 h. El nivel de descarga proyectada es del orden del  $10^{11}$  Bq anuales. En el caso de la Institución 2, a partir de la aplicación del modelo de Driver y cols., considerando el caso conservador en el que todas las administraciones de I-131 se realizan paciente de terapia de carcinoma de tiroides, la actividad vertida resulta del orden de  $10^{12}$  Bq anuales. Los valores de actividad de descarga para ambas instituciones excederán a los límites de vertimientos incondicionales que establece la Resolución 180005 de 2010[4].

**Tabla 3. Estimación de actividad vertida para la Institución 1**

<b>Tipo de tratamiento</b>	<b>No. de pacientes / mes</b>	<b>Actividad total (mCi)</b>	<b>Tiempo de estancia por paciente</b>	<b>Actividad descargada mensualmente (mCi)</b>	<b>Actividad descargada anualmente (mCi)</b>
Terapias de cáncer de 30 mCi	24	720	1 h	25	300
Terapias de cáncer de tiroides de 100 mCi	16	1600	24 h	891	10692
Terapias de hipertiroidismo de 20 mCi	10	200	1 h	7	84
<b>Total</b>		<b>2555</b>		<b>923</b>	<b>11076</b>

### 3.2. Aplicación del modelo del IAEA

#### 3.2.1. Consideración de retención total en lodos

Al considerar que toda la actividad descargada se acumula en lodo se tiene una concentración del  $^{131}\text{I}$  dada por la ecuación 10.

$$C_{\text{lodo}} = \frac{Q}{S} \quad (10)$$

donde  $S$  es la producción de lodo en alcantarillado en trabajos relevantes de alcantarillado, de acuerdo al IAEA-TECDOC-1000 [2] se tiene:

$$C_{\text{lodo}} = \frac{1}{4 \times 10^5} = 2.5 \times 10^{-6} \text{Bq kg}^{-1} \text{ por Bq a}^{-1} \text{ liberado}$$

$$E_{ie} = C'_{lodo} DF_{gr} O_f$$

donde  $E_{ie}$  es la dosis de radiación en Sv/año,  $C'_{lodo}$  es la concentración del radionucleido en el lodo del alcantarillado en  $Bq \cdot m^{-2}$ ,  $DF_{gr}$  es el factor de conversión por contaminación en tierra en Sv por  $Bq \cdot m^{-2}$  y  $O_f$  es la fracción de tiempo de la exposición por año.

La dosis evaluada se obtiene con las siguientes consideraciones: La densidad del lodo es  $1103 \text{ kg/m}^3$ , la profundidad de contenedor de lodo es 1 m. La fracción de exposición puede ser de 0.228 basado en un trabajador de  $2000 \text{ h a}^{-1}$ .

Así se obtiene un valor de dosis externa de  $^{131}\text{I}$  en lodos de alcantarillado con un valor de

$$E_{si} = 1.9 \times 10^{-13} \text{ Sv a}^{-1} \text{ por } 1 \text{ Bq a}^{-1} \text{ descargado}$$

Considerando el valor de actividad descargada al sistema de alcantarillado para la Institución 1 de la Tabla 3, se tendrá una estimación de la dosis para la Institución 1 que es

$$\begin{aligned} E_{si} &= 1.9 \times 10^{-13} \frac{\text{Sv a}^{-1}}{\text{Bq a}^{-1}} \cdot 4.1 \times 10^{11} \text{ Bq a}^{-1} \\ &= 7.8 \times 10^{-2} \text{ Sv a}^{-1} \end{aligned}$$

Para el caso de la Institución 2 el valor es de  $0.245 \text{ Sv a}^{-1}$ . En el caso de la Institución 1 el resultado comparado con respecto al criterio de dispensa (condición dosis  $< 10 \mu\text{Sv/año}$ ) es 7800 veces superior. En el caso de la Institución 2 el resultado comparado con respecto al criterio de dispensa es 24510 veces superior.

### 3.2.2. Cálculo de dosis por inhalación

El cálculo de dosis de acuerdo al modelo del IAEA produce como resultado un valor inferior al criterio de dispensa que las Instituciones 1 y 2, por lo cual no es necesario realizar aproximaciones realistas.

### 3.2.3. Modelo de liberación a río

La evaluación de este modelo para  $^{131}\text{I}$  se ha realizado previamente por el IAEA [5] (Sección B.2 del Apéndice B), donde se consideran como vías de exposición: la ingestión de radionucleidos en agua para beber; ingestión de peces; e irradiación externa de radionucleidos en el sedimento en bahías.

La evaluación se realiza para una liberación de  $^{131}\text{I}$  y una situación de exposición en la cual el radionucleido es liberado a un pequeño río con un flujo de  $0.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  y que la gente vive 500 m río abajo de la salida del flujo en el mismo lado del río. La dosis evaluada con estas consideraciones es para la Institución 1 de  $8.2 \times 10^{-3} \text{ Sv/año}$  y para la Institución 2 de  $2.58 \times 10^{-2} \text{ Sv/año}$ . Los resultados para la Institución 1 y la Institución 2 son 820 veces y 2580 veces superior al valor de dosis establecido por el criterio de dispensa de  $10 \mu\text{Sv/año}$ , respectivamente.

### 3.3. Análisis de la aplicación directa de los modelos

De acuerdo Avila y cols.[3], en los casos en que el modelo considerado provea resultados que superen el nivel de criterio de dispensa, como en el caso de la aplicación del modelo del IAEA para las Instituciones 1 y 2, son requeridas evaluaciones realistas.

### 3.4. Modelo realista

#### 3.4.1. Acumulación en lodo

En la Figura 2a se presenta la comparación de la actividad en lodo y en agua para la Institución 1 en un periodo anual obtenidas graficando las ecuaciones 6 y 7. La representación gráfica presenta una función acumulativa en el tiempo, donde la actividad en lodo tiende a un valor umbral de  $2.5 \times 10^8$  Bq de lo liberado que es acumulado en un tiempo  $t \geq 40$  días en aquel compartimento, valor de actividad que es inferior en tres órdenes de magnitud a aquel considerado en la aproximación de retención total en lodos (ver sección 3.2.1). El valor de actividad obtenido en el modelo realista se considerará para el cálculo de la concentración en lodo al año de operación

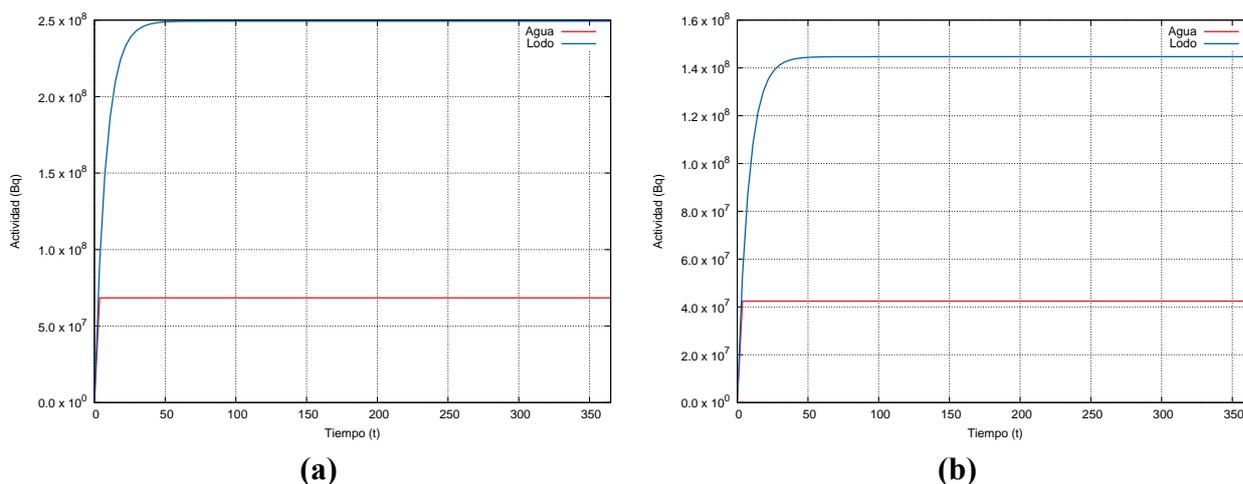
$$C_{lodo} = \frac{2.5 \times 10^8 \text{ Bq retenido en lodo al año}}{4 \times 10^5 \text{ kg de lodo generado al año}} = 625 \frac{\text{Bq}}{\text{kg}}$$

con lo cual el valor de  $C'_{lodo}$  ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ) =  $1000 \times C_{lodo} = 6.25 \times 10^5 \text{ Bq}/\text{m}^2$  considerando la densidad del lodo como  $1 \times 10^3 \text{ kg}/\text{m}^3$  y la profundidad de la alcantarilla contenedora del lodo de 1 m. Considerando el factor de contaminación superficial y de ocupación iguales a los de la sección ref, la dosis externa por  $^{131}\text{I}$  se puede calcular así:

$$\begin{aligned} E_{si} &= 6.25 \times 10^5 \times 3.3 \times 10^{-10} \times 0.228 \\ &= 4.7 \times 10^{-5} \text{ Sv} \end{aligned} \quad (11)$$

Lo cual es un valor 4.7 veces superior al valor de dosis establecido en el criterio de dispensa manteniendo los factores de ocupación como aquellos sugeridos por el IAEA para trabajadores de plantas de tratamiento.

En la Figura 2b, se presenta la comparación de la actividad en lodo y en agua para la Institución 2 en un periodo anual obtenidas graficando las ecuaciones 6 y 7. La representación gráfica presenta una función acumulativa en el tiempo, donde la actividad en lodo tiende a un valor umbral de  $1.41 \times 10^8$  Bq de lo liberado que es acumulado en un tiempo  $t \geq 40$  días en aquel compartimento, valor de actividad que es inferior en cuatro órdenes de magnitud a aquel considerado en la aproximación de retención total en lodos (ver sección ). El valor de actividad obtenido en el modelo realista se considerará iniciando con el cálculo de la concentración en lodo al año de operación, la cual resulta ser 2.7 veces superior al valor de dosis establecido en el criterio de dispensa.



**Figura 2. Comparación de la actividad acumulada en lodo con respecto a la liberada en agua para periodo anual Institución 1 (a) y la Institución 2 (b)**

### 3.4.2. Modelo de liberación a río

En el caso del lugar donde se establecen las instituciones 1 y 2, no existe una población crítica que sea semejante a la aplicada al modelo del IAEA, ya que este considera contribuciones a la dosis total por ingestión de peces, bebida de agua e irradiación externa, de los cuales para el caso del lugar donde se establecen la instituciones solo incide la contribución por irradiación externa, teniendo en cuenta que la masa de agua viajará a través de una tubería donde se presenta la posibilidad que se realicen labores de mantenimiento o reparación. De acuerdo a lo anterior, es claro que la exposición debida a lodos no superará el nivel de exención dado que la acumulación de actividad por lodos será muy inferior a la estimada para el punto de salida de la Institución 2 evaluada en la sección anterior.

Considerando la situación de exposición como es desarrollada por el IAEA, en la cual se concluye que al considerar la irradiación externa, la dosis es  $8.9 \times 10^{-13}$  Sv·año<sup>-1</sup> por Bq·s<sup>-1</sup> o  $7.3 \times 10^{-18}$  Sv·año<sup>-1</sup> por Bq·día<sup>-1</sup>. En el caso del lugar donde se establece la Institución 2 las actividades manejadas llegan a una actividad umbral de  $4.3 \times 10^7$  Bq/día (ver Figura 2b). Con lo que la dosis por irradiación externa sería:

$$E_{tr} = 7.3 \times 10^{-18} \frac{\text{Sv a}^{-1}}{\text{Bq día}^{-1}} \cdot 4.3 \times 10^7 \text{ Bq día}^{-1} = 3.1 \times 10^{-10} \text{ Sv a}^{-1}$$

Como puede verse, este valor se encuentra por debajo del valor de  $10 \mu\text{Sv/año}$  respetando el criterio de dispensa. Lo anterior es considerado para un radio de incidencia del orden de 102 m, en adelante hasta llegar a la Planta de tratamiento de agua residuales (PETAR) de canoas. Por las características del alcantarillado de Bogotá la masa de agua será conducida a través de tubería estructural, que puede presentar salida a través de los alivios a red pluvial en caso de altas precipitaciones, por lo cual no es adecuado considerar vías de exposición por ingestión de peces y bebida de agua en este radio de acción.

#### 4. CONCLUSIONES

El estudio de impacto radiológico es un elemento de decisión sobre métodos de gestión de desechos radiactivos líquidos que está acorde con la normativa vigente en Colombia, considerando la comparación de las dosis calculadas con respecto al criterio de dispensa.

La aplicación de modelos físico-matemáticos realistas en el estudio de la dinámica de vertimientos radiactivos es una herramienta que está acorde con la optimización (principio básico de la protección radiológica).

#### 5. REFERENCIAS

- [1] IAEA. *Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards IAEA Safety Standards Series GSR Part 3*. IAEA, 2014.
- [2] IAEA. Clearance of materials resulting from the use of radionuclides in medicine, industry and research. Technical report, IAEA, 1998.
- [3] Idalmis de la [Facilia AB (Sweden)]; Bergman Synnoeve [Vattenfall Power Consultants AB (Sweden)]; Hasselblad Serena [Callido AB (Sweden)] Avila, Rodolfo; Cruz. Radiological consequences of radionuclide releases to sewage systems from hospitals in Sweden. Technical report, SSI Rapport, 2007.
- [4] Ministerio de Minas y Energía. Resolución 180005 de 2010: Reglamento para la gestión de los desechos radiactivos en Colombia. Technical report, Ministerio de Minas y Energía, 2010.
- [5] IAEA. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Technical report, IAEA, 2001.
- [6] I. DRIVER and S. PACKER. Radioactive waste discharge quantities for patients undergoing radioactive iodine therapy for thyroid carcinoma. *Nuclear Medicine Communications*, 22:1129–1132, 2001.