

**EVALUACION DEL RIESGO POTENCIAL EN SALUD
ASOCIADO A EMISIONES GASEOSAS
PROVENIENTES DEL BASURERO DE NAVARRO**

Guillermo Alejandro Ramírez Sánchez

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERIA
PROGRAMA DE MAESTRIA EN INGENIERIA
SANITARIA Y AMBIENTAL
2013**

GUILLERMO ALEJANDRO RAMIREZ SANCHEZ

**Proyecto de grado presentado al programa de
Maestría en Ingeniería Sanitaria y Ambiental
Opción: Profundización**

**DIRECTOR:
JUAN PABLO SILVA VINASCO
Ing. Químico. Especialización y Maestría en
Ingeniería Sanitaria y Ambiental**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERIA
PROGRAMA DE MAESTRIA EN INGENIERIA
SANITARIA Y AMBIENTAL
2013**

DEDICATORIA

*A mi hija Antonia, quien me cedió tiempo suyo para poder
finalizar este trabajo...*

AGRADECIMIENTOS

A los profesores Juan Pablo Silva Vinasco y Miguel Ricardo Peña Varón de la Universidad del Valle y Mario Andrés Gandini de la Universidad Autónoma de Occidente por los conocimientos y tiempo aportados para la realización de este trabajo.

A los grupos de investigación del Estudio y Control de la Contaminación Ambiental, Grupo de Investigación en Saneamiento Ambiental y al Grupo de Epidemiología y Salud Poblacional de la Universidad del Valle y al grupo de Investigación en Mecánica de Fluidos de la Universidad Autónoma de Occidente.

Al Departamento Administrativo De Ciencia, Tecnología e Innovación – Colciencias por la confianza y el apoyo económico brindado para que la realización de este proyecto fuera posible.

Finalmente, quiero agradecer a mis amigos y amigas de la Maestría, por su constante apoyo y por todas las cosas especiales que vivimos,

Tabla de Contenido

1	INTRODUCCION	7
2	PRESENTACION DEL PROBLEMA – ANTECEDENTES – JUSTIFICACIÓN	7
3	MARCO TEORICO.....	11
3.1	Relleno sanitario.....	11
3.2	Índices de toxicidad.....	11
3.3	Características generales de los contaminantes objeto de estudio.....	13
3.4	Evaluación de la exposición.....	14
3.4.1	Monitoreo biológico.....	14
3.4.2	Evaluación retrospectiva de la exposición	14
3.4.3	Métodos determinísticos	15
3.5	Análisis de Monte Carlo	16
4	ALCANCES DEL TRABAJO.....	17
4.1	Objetivo de la investigación.....	17
4.1.1	General	17
4.1.2	Específicos	17
5	METODOLOGIA	18
5.1	Fase I – Caracterización de los factores que inciden en la exposición	19
5.1.1	Plan de Monitoreo Atmosférico.....	19
5.1.2	Simulación de la dispersión de los contaminantes.....	20
5.1.3	Caracterización de la población expuesta.....	21
5.2	Valoración y Análisis de la información	23
5.2.1	Monitoreo ambiental.....	23
5.2.2	Simulación.....	24

5.2.3	Caracterización de la población expuesta.....	24
5.3	Integración de la información	25
5.3.1	Identificación de un modelo de exposición	25
5.3.2	Cálculo de la EC	26
5.3.3	Estimación del riesgo	31
6	RESULTADOS.....	33
6.1	CONCENTRACIONES.....	33
6.1.1	MONITOREO	33
6.1.2	SIMULACION DE LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES	39
6.1.3	COMPARACION ENTRE MONITOREO - SIMULACION.....	45
6.2	ESTIMACION DEL RIESGO	46
6.2.1	ESTIMACION DEL RIESGO DETERMINISTICO	46
6.2.2	ESTIMACION DEL RIESGO ESTOCASTICO.....	48
7	SUPUESTOS E INCERTIDUMBRES	54
8	CONCLUSIONES	55
9	BIBLIOGRAFIA	56

1 INTRODUCCION

El modelo de crecimiento del ser humano junto con la explosión demográfica ha generado entre muchos otros problemas, la generación indiscriminada de residuos sólidos urbanos (RSU), por lo que la disposición y ubicación final de éstos se ha convertido en un inconveniente en todo el mundo, cómo y en donde disponerlos de manera tal que los impactos que se generen sean los menores, es una pregunta que gobernantes e investigadores de todo el mundo se hacen frecuentemente en la actualidad (Al-Khatib *et al.*, 2010). En los países en desarrollo principalmente, el manejo de los RSU en los centros urbanos es inadecuado siendo una de las áreas de la gestión ambiental más descuidada (Al-Khatib *et al.*, 2010; Zhen-shan *et al.*, 2009; Batool and Ch, 2009). La degradación de los residuos, acumulados en los sitios de disposición seleccionados para este fin, generan contaminantes que pueden afectar los diferentes medios ambientales: agua, suelo y aire y llegar hasta grupos poblacionales que están en contacto con ellos.

En nuestro país siguen existiendo en la actualidad sitios de disposición de residuos que no cumplen con las normas técnicas existentes, un buen número de vertederos a cielo abierto siguen operando hoy en día con los problemas asociados que este método de disposición representa (SUPERSERVICIOS, 2009). Sin embargo pocos estudios se han realizado para evaluar el riesgo al que se expone la población humana que se encuentra en las zonas de influencia de estos lugares.

El basurero de Navarro operó como sitio de disposición de residuos para la ciudad de Cali hasta el año 2008. Desde su creación este vertedero representó muchos problemas para la ciudad, al no contar con las medidas básicas que este tipo de instalaciones requieren. Hoy en día este lugar, a pesar de no estar en operación, sigue siendo motivo de preocupación, teniendo en cuenta que las emisiones de contaminantes siguen presentándose. El presente proyecto tiene como objetivo estimar el riesgo potencial en salud que generan las emisiones de BTX (Benceno, Tolueno, Xileno) en los grupos poblacionales que viven en la zona de influencia de este relleno.

2 PRESENTACION DEL PROBLEMA – ANTECEDENTES – JUSTIFICACIÓN

El método más usado en el mundo entero para la disposición final de la gran cantidad de RSU generados por la actividad humana es la disposición en rellenos sanitarios (Mazzanti and Zoboli, 2008; Butt *et al.*, 2008; Durmusoglu *et al.*, 2009; El-Fadel *et al.*, 1997), debido a que este método es considerado como el más económico y sencillo de los diferentes mecanismos que existen para este fin (El-Fadel *et al.*, 1997; Butt *et al.*, 2008; Durmusoglu *et al.*, 2009). Este tipo de disposición final de residuos considera tanto vertederos a cielo abierto sin ningún tipo de control como rellenos sanitarios diseñados y construidos con todas las especificaciones de ingeniería necesarias para reducir al máximo los problemas de contaminación. (de la Rosa *et al.*, 2006; Batool and Ch, 2009; Durmusoglu *et al.*, 2009).

Este tipo de disposición de residuos representa diversos problemas ambientales, ya que emite contaminantes que pueden afectar directamente los diferentes medios: agua, suelo y aire y a través de estos afectar directa o indirectamente la salud de los seres humanos (Butt *et al.*, 2008; Gómez *et al.*, 2008). La generación de lixiviados a causa de la acumulación de los residuos, es considerada como uno de los principales impactos

negativos de los rellenos sanitarios y botaderos, ya que con estos se puede llegar a contaminar fuentes de agua superficiales y subterráneas (North *et al.*, 2004; Kulikowska and Klimiuk, 2008) así como el suelo. Los lixiviados generados en un relleno contienen sustancias orgánicas como compuestos aromáticos, fenoles, y pesticidas, así como también metales pesados catalogados como peligrosos para la salud. La composición y cantidad de estas sustancias en los lixiviados depende de muchas variables: cantidad de agua que se infiltre al interior del relleno, composición de los residuos dispuestos y edad del relleno, entre otras (Kulikowska and Klimiuk, 2008).

Otra fuente importante de contaminación a tener en cuenta en la disposición final de RSU en rellenos o vertederos, es la liberación de gases y material particulado que se emite desde estos sitios producto de la acumulación y degradación de los residuos (Kim *et al.*, 2008). La composición de los gases emitidos varía según las condiciones meteorológicas del lugar y está conformada por metano y dióxido de carbono principalmente (importantes gases de efecto invernadero), pequeñas cantidades de monóxido de carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno y trazas de sustancias tóxicas en donde se incluyen los compuestos orgánicos volátiles (COV) y algunos inorgánicos como el mercurio (Durmusoglu *et al.*, 2009; de la Rosa *et al.*, 2006).

Dentro los COV emitidos en los gases de vertederos, los más estudiados han sido los BTX (benceno, tolueno, y xileno) (Zou *et al.*, 2003; Kulikowska and Klimiuk, 2008; de la Rosa *et al.*, 2006; Kim and Kim, 2002a; Durmusoglu *et al.*, 2009; Kim *et al.*, 2006), estos compuestos son considerados sustancias peligrosas para la salud y la exposición a ellos puede ocasionar diferentes patologías. El benceno es reconocido como una sustancia carcinogénica y altamente tóxica, la exposición a este compuesto puede producir leucemia, alteraciones en la médula de los huesos, anemia, afectar el sistema inmunológico y ocasionar la muerte en dosis muy altas. El tolueno afecta el sistema nervioso, produce cansancio, confusión, pérdida de la memoria, de la audición y la vista y puede llegar a provocar la muerte. La exposición al xileno y etilbenceno puede ocasionar mareo, irritación de la piel, ojos, nariz y garganta (ATSDR, 2009). Debido a esto, diferentes estudios se han dedicado a determinar las concentraciones de estos compuestos en los gases de vertederos (Durmusoglu *et al.*, 2009; de la Rosa *et al.*, 2006; Kim *et al.*, 2008) y en el aire ambiente de los sitios de disposición y las zonas aledañas a ellos (Zou *et al.*, 2003; Gómez *et al.*, 2008; Kim and Kim, 2002a; Kim *et al.*, 2008), tanto en sitios de disposición clausurados como en operación.

A partir de estudios se ha encontrado que los diferentes métodos de operación de los rellenos sanitarios, tienen incidencia en la concentración de los BTX presentes en las emisiones de gases de vertedero (De la Rosa *et al.* 2006). En diferentes investigaciones se ha encontrado también, que el compuesto BTX que presenta la mayor concentración en los gases de vertedero es el Tolueno (Durmusoglu *et al.*, 2009; Kim and Kim, 2002a; Zou *et al.*, 2003; Kim *et al.*, 2008), en estos estudios además, se evidencia la presencia de benceno, etilbenceno, xileno y otros COV en todos los sitios de disposición analizados por los diferentes autores. La presencia comprobada de estos compuestos en las emisiones de los sitios de disposición de RSU, ha impulsado la realización de diferentes investigaciones para evaluar el riesgo a la salud en trabajadores y receptores de poblaciones cercanas a estos lugares.

(Jarup *et al.*, 2002) realizan un estudio para evaluar el riesgo de cáncer (vejiga, cerebro, hepatobiliar y leucemia) en personas que viven cerca de rellenos en Gran Bretaña. Los autores no encontraron un riesgo alto para los tipos de cáncer analizados, a diferencia de

otros estudios citados por los autores: Griffith et al (1989) y Mallin (1990), donde si se encontraron riesgos elevados para estos mismo casos. (Durmusoglu *et al.*, 2009), realizan una evaluación del riesgo a la salud por exposición a BTEX, de trabajadores de un relleno, encontrando valores de riesgo muy por debajo de los niveles considerados permitidos. En contraste (Ray *et al.*, 2005), mediante un estudio epidemiológico, encuentran una mayor prevalencia de problemas en la salud para las personas que trabajan en un vertedero comparado con la población utilizada como control. Respecto a otros contaminantes generados en rellenos, (Davoli *et al.*, 2009) y (Macleod *et al.*, 2006), evalúan el riesgo a la salud en receptores ubicados en las zonas de influencias de sitios de disposición, por exposición a dioxinas, furanos, hidrocarburos policíclicos aromáticos, PM₁₀, PCDDs/PCDFs, Pb, Cd, As y Cr VI, encontrando en los dos estudios que dicho riesgo no es significativo.

Para el caso de Colombia, a pesar de que se generan aproximadamente 25 mil toneladas diarias de RSU, las cuales se disponen el 90% en rellenos (254 rellenos sanitarios y 59 plantas integrales de residuos sólidos) y el 10% restante mediante operaciones inadecuadas (283 botaderos a cielo abierto) (SUPERSERVICIOS, 2009), no existen suficientes investigaciones relacionadas con la medición de las concentraciones de contaminantes gaseosos emitidos desde rellenos sanitarios, así como de la exposición a los mismos por parte de la población ubicada en su zona de influencia. En ese sentido se destaca el estudio de (Gómez *et al.*, 2008), quienes realizan un monitoreo de aire en una zona aledaña y en el propio basurero de Navarro ubicado en la ciudad de Cali Colombia, encontrando elevadas concentraciones de benceno para las zonas expuestas y un gradiente de concentración de benceno que desciende desde el basurero hacia estas zonas (de 8.03 a 2.92 µg/m³), lo que sugiere según los autores que el origen del benceno en las zonas muestreadas proviene del sitio de disposición de residuos.

Así mismo una evaluación del impacto en salud en receptores ubicados en la zona de influencia del relleno sanitario de Doña Juana, ubicado al sur de la ciudad de Bogotá, encontró niveles promedio de PM₁₀ y tolueno por debajo de la norma en la zona de influencia, caso contrario para el benceno y xileno para los cuales en todos los puntos de monitoreo, los valores promedio estuvieron por encima de la norma local. En cuanto al impacto en salud se encontró que las poblaciones vulnerables (niños y ancianos) ubicados en el área de influencia del relleno presentan algunas condiciones adversas en comparación con grupos ubicados en zonas no expuestas a la contaminación del relleno, (Méndez *et al.*, 2006).

El basurero a cielo abierto de Navarro clausurado desde mediados del año 2008, se ubica en los límites urbanos de la ciudad de Cali, al lado del canal CVC sur que desemboca en el río Cauca y recoge las aguas de los ríos Lili, Meléndez y Cañaveralejo. Tiene un área aproximada de 42 hectáreas donde desde el año 1969 se depositaron los residuos sólidos municipales de Cali, Yumbo, Candelaria y Jamundí (Gómez *et al.*, 2008). Inicialmente fue una excavación para la extracción de materiales para la construcción del dique del río Cauca (Hermelín, 2007) y desde sus inicios se operó sin ningún tipo de manejo técnico ni ambiental. Hasta el año 1998 la empresa EMSIRVA asumió la administración del basurero, el cual para entonces no tenía un control adecuado de aguas lluvias, no poseía ningún tipo de impermeabilización ni un manejo adecuado para la emisión de gases y recibía aproximadamente 1800 ton/d de residuos. En el año 2001, cuando la gestión del lugar se encontraba a cargo de la firma Serviambientales y la tasa de disposición de residuos era aproximadamente de 1600 ton/d, se presentó el deslizamiento de

aproximadamente 350000 m³ de residuos, evento que generó entre otros problemas, la contaminación del canal CVC sur con lixiviados.

Solo en el año 2004 se realizan las primeras adecuaciones del basurero como los sistemas para el manejo de lixiviados, de gases y las primeras actividades para el manejo de aguas lluvias (Azcountar, 2009). Debido a estas irregularidades históricas en el manejo adecuado de los residuos en este sitio de disposición y a los riesgos ambientales asociados con esta práctica que se han venido comentando en los párrafos anteriores, una evaluación del riesgo asociado con los contaminantes que se pueden producir de este basurero en las condiciones actuales y futuras se hace absolutamente necesario, teniendo en cuenta la cercanía de sitios poblados y los planes urbanísticos y de uso del suelo que existen para la zona de influencia.

En el estudio realizado por (Gómez *et al.*, 2008), se encuentra una asociación entre las emisiones gaseosas de algunos contaminantes provenientes del basurero, con las concentraciones en sitios poblados en un perímetro de 3 km, sin embargo no se realiza una evaluación de la dinámica de dispersión y transporte de los contaminantes gaseosos ni una evaluación de la exposición y el riesgo al que están expuestos los receptores en la zona de influencia y a la fecha de presentación de este documento no se encuentran resultados de ninguna investigación sobre este tema y caso en particular.

En este contexto se hace imprescindible la realización de estudios que permitan estimar la dispersión y emisión de contaminantes que se generan en este sitio de disposición de RSU y el riesgo potencial en salud que esto representa para las zonas pobladas aledañas a este lugar. El presente proyecto surgió como respuesta a esta necesidad y su objetivo fue estimar el riesgo potencial en salud debido a las emisiones gaseosas generadas por el basurero de Navarro, en los siguientes grupos poblacionales: niños nacidos en la zona de influencia, adultos menores a 60 y adultos mayores a 60 años.

El presente proyecto hizo parte de un proyecto macro que integró diferentes grupos de investigación: Grupo de Investigación en Saneamiento Ambiental (GISAM) Instituto Cinara, Grupo de Epidemiología y Salud Poblacional (GESP) Escuela de Salud Pública Univalle, Grupo de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental EIDENAR Univalle y el grupo de Investigación en Mecánica de Fluidos Universidad Autónoma de Occidente UAO.

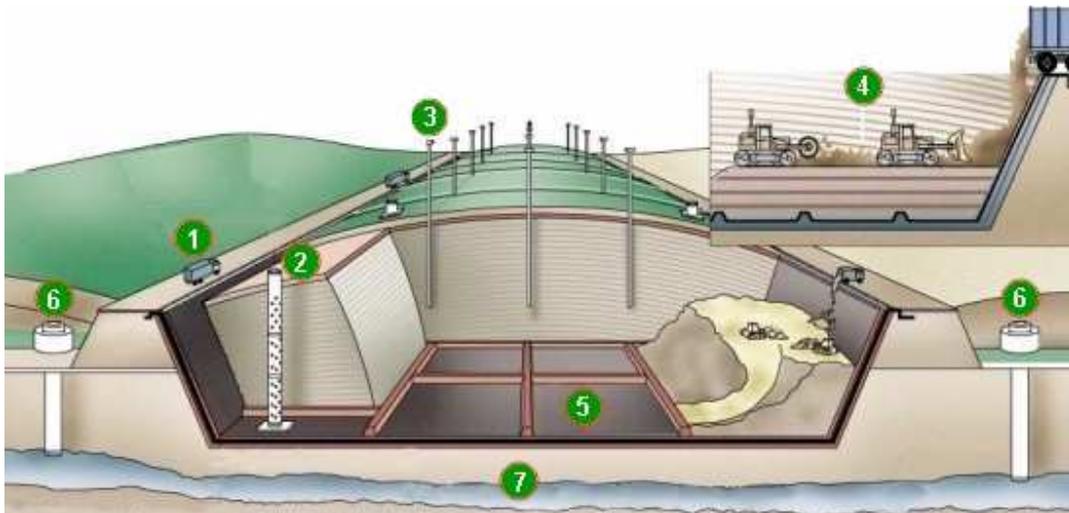
3 MARCO TEORICO

3.1 Relleno sanitario

La definición de relleno Sanitario según el decreto 1713 del 6 de agosto de 2002, expedido por el Ministerio de Desarrollo Económico de Colombia es la siguiente:

“Relleno sanitario es el lugar técnicamente seleccionado, diseñado y operado para la disposición final controlada de los residuos sólidos, sin causar peligro, daño o riesgo a la salud pública, minimizando y controlando los impactos ambientales y utilizando principios de ingeniería para la confinación y aislamiento de los residuos en un área mínima, con compactación de los residuos, cobertura diaria de los mismos, control de gases y lixiviados y cobertura final”.

Para disponer los residuos de una manera adecuada, los rellenos sanitarios deben contar con una serie de componentes que minimicen los impactos generados por la degradación de los residuos. En la figura 1, se pueden apreciar algunos de los principales componentes, como los son el manejo de lixiviados, las chimeneas para el control de gases, la capa de impermeabilización y el sistema vial para el transporte de los residuos entre otros.



1. Vías de circulación para los camiones de basura.
2. Sistemas de extracción de líquidos.
3. Sistemas de extracción de gases producidos por la descomposición de los residuos.
4. Compactación, distribución y cubrimiento de los residuos.
5. Capa de impermeabilización para evitar la filtración de líquidos.
6. Pozo de control para tomar muestras de agua de la napa.
7. Napa freática

Figura 1. Componentes básicos de un relleno sanitario

Fuente: barrameda.com.ar. <<http://www.barrameda.com.ar/noticias/images/relleno1.jpg>>

3.2 Índices de toxicidad

Son los parámetros que sirven de referencia para evaluar el riesgo, el cual se obtiene de realizar la comparación entre las dosis estimadas a sustancias contaminantes con sus respectivos índices de toxicidad. Estos índices son publicados por organizaciones o instituciones especializadas y se obtienen mediante observaciones experimentales, en exposiciones controladas, en animales de laboratorio. Los índices de toxicidad se estiman de manera diferente para las sustancias consideradas cancerígenas que para las no cancerígenas.

La diferencia básica entre sustancias cancerígenas y no cancerígenas se basa en que las no cancerígenas presentan un umbral de exposición bajo el cual no se observan efectos adversos en salud, a diferencia de los cancerígenos, en los que no existe un umbral límite, ya que en ellos para toda exposición, por pequeña que sea, existe un riesgo de desarrollar cáncer.

No cancerígenos: Como ya se mencionó para estas sustancias existe un nivel de dosis, bajo el cual no se observan efectos adversos, de esta manera existe un intervalo de dosis entre cero y un límite máximo entre los cuales el organismo puede tolerar la exposición a la sustancia sin manifestar daño alguno. Este límite superior es el valor utilizado para calcular el índice de toxicidad para este tipo de sustancias. Algunos índices empleados internacionalmente como referencia son: la dosis de referencia (RfD), la concentración de referencia (RfC) y la ingesta diaria aceptable (ADI). El valor más utilizado en la actualidad corresponde a la RfC, que se halla según la siguiente expresión:

$$\begin{aligned} RfC &= NOAEL_{[HEC]} / (UF \times MF) \\ NOAEL_{[HEC]} &= NOAEL_{[ADJ]} \times DAF \\ NOAEL_{[ADJ]} &= E \times D \times W \end{aligned}$$

donde:

$NOAEL_{[HEC]}$ = (Non Observed Adverse Effects Level) o nivel de exposición experimental máximo probado, al cual no se observan efectos tóxicos.

$NOAEL_{[HEC]}$ = NOAEL ajustado a concentraciones humanas equivalentes.

UF = Factores de Incertidumbre. Los principales factores de incertidumbres se utilizan para tener en cuenta la extrapolación de datos de estudios en humanos a grupos sensibles, de experimentos en animales de laboratorio a seres humanos, estudios de exposición subcrónica a crónica, LOAEL a NOAEL, datos incompletos.

MF= Factor modificador, utilizado para tener en cuenta las posibles incertidumbres no incluidas en los FI.

La evaluación del riesgo para estas sustancias, se realiza generalmente encontrando el llamado "cociente de riesgo", que se obtiene dividiendo el valor de la exposición encontrada para un grupo de receptores, sobre el valor estándar de referencia (RfC), cuando este cociente es mayor que 1 se estará en una situación de riesgo potencial alto, contrario cuando es menor que 1, caso en el que se considera un riesgo aceptable.

Existen también límites de exposición ocupacional, que a diferencia de los mencionados con anterioridad (enfoques no ocupacionales), no incluyen la determinación de ningún factor de incertidumbre. La ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists), desarrolló los valores umbral límites (TLV), el TLV se define como la concentración de un compuesto en el aire a la que los trabajadores pueden estar expuestos diariamente sin presentar efectos adversos, de esta definición se tienen diferentes índices:

- TLV-TWA: concentración límite, como media ponderada temporal, durante una jornada laboral de 8 horas.
- TLV-STEL: concentración límite a la que los trabajadores pueden estar expuestos durante un breve periodo de tiempo.
- TLV-C: concentración límite que jamás debe superarse.

- MAK: valor de concentración máxima en el lugar de trabajo, utilizado en Alemania, derivado de los TLV.

Cancerígenos: el principal índice de toxicidad para este tipo de sustancias es el índice de riesgo Unitario o IUR. Este factor se obtiene de extrapolar linealmente de las exposiciones observadas en estudios ocupacionales o pruebas de laboratorio con animales. Este factor está definido como el máximo nivel de riesgo, que resulta de una exposición continua durante el tiempo de vida a una concentración de contaminante en el aire de $1\mu\text{g}/\text{m}^3$. La evaluación del riesgo en este caso se realiza mediante la multiplicación del factor de pendiente dado para cada sustancia por la concentración de exposición obtenida para el grupo poblacional objeto de estudio.

3.3 Características generales de los contaminantes objeto de estudio

En la tabla 1 se encuentran las principales características de los compuestos orgánicos volátiles objeto del presente estudio: benceno, tolueno y xileno (BTX).

Tabla 1. Propiedades benceno, tolueno y xileno (BTX)

Propiedad	Benceno	Tolueno	m - Xileno
Número CAS	71-43-2	108-88-3	108-38-3
Número UN	1114	1294	1307
Punto de ebullición	80	111	139
Punto de fusión	6	-95	-48
Punto de Inflamación	-11	4	27
Color	Incoloro	Incoloro	Incoloro
Estado	Líquido	Líquido	Líquido
Cancerígeno	SI	NO	NO
TLV - TWA (ppm)	0,5	50	100
TLV - STEL (ppm)	2,5	-	150
MAK (ppm)	-	50	100
Max Concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5 (1 año)	260 (1 semana)	-

En la siguiente tabla se encuentran los principales efectos adversos a la salud para cada uno de los COV objeto de estudio.

Tabla 2. Efectos adversos a la salud por exposición a COV

Nombre	Efectos Adversos en salud
Benceno	Vértigo, somnolencia, dolor de cabeza, náuseas, convulsiones, pérdida del conocimiento, dolor de garganta, vómito, irritación de los ojos, piel y vías respiratorias, neumonitis química, alteración del sistema nervioso central, muerte.
Tolueno	Vértigo, somnolencia, dolor de cabeza, náuseas, pérdida del conocimiento, dolor abdominal, irritación de los ojos y tracto respiratorio, depresión del sistema nervioso, arritmia cardíaca, muerte.
m,o- Xileno	Vértigo, somnolencia, dolor de cabeza, pérdida del conocimiento, dolor abdominal, irritación de los ojos, depresión del sistema nervioso central, muerte.

Fuente: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo
 <<http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/FichasTecnicas/FISQ>>

3.4 Evaluación de la exposición

En la revisión de literatura especializada realizada por (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2006), se encuentran las principales metodologías utilizadas en la actualidad para evaluar la exposición a contaminantes y su aplicación en estudios de evaluación del riesgo y estudios epidemiológicos. Según los autores de este trabajo existen diferentes metodologías para medir la exposición, siendo la ideal o más precisa el monitoreo personal o directo, que se puede realizar mediante muestreadores personales o biomonitoreo realizado por marcadores biológicos. Estas metodologías permiten acercarse más eficientemente al valor real de la exposición de los receptores o grupos poblacionales que sean objeto de estudio.

Sin embargo estas técnicas pueden resultar costosas debido al número de muestreadores a utilizar y a las técnicas de análisis utilizadas para los biomarcadores seleccionados, por lo cual en algunos estudios se utilizan otras alternativas como la medición de las concentraciones de los contaminantes en las áreas de interés, la simulación mediante modelos computacionales de la dispersión de contaminantes desde las fuentes emisoras y todo esto combinado con una caracterización social de los receptores potenciales para determinar, generalmente mediante cuestionarios, la dinámica de exposición: tiempos y actividades de la población expuesta. (Kavcar *et al.*, 2009; Durmusoglu *et al.*, 2009; Ofungwu and Eget, 2006; Davoli *et al.*, 2009).

A continuación se enumeran y describen algunas de las metodologías que están siendo aplicadas en los nuevos trabajos dedicados a evaluar el riesgo:

3.4.1 Monitoreo biológico

Esta técnica consiste en la medición de una sustancia química o metabolito de ella en un medio fisiológico adecuado como: orina, sangre, uñas, cabello, etc. Esta metodología se puede dividir en monitoreo de exposición o de efecto intermedio, según la sustancia o marcador que se evalúe.

En el monitoreo biológico de exposición, básicamente se mide la presencia de la sustancia química que es objeto de investigación. Así por ejemplo se puede medir la presencia de Arsénico en medios fisiológicos como uñas y orina para determinar la exposición de los receptores evaluados. Por otro lado, el monitoreo de efecto intermedio mide los cambios biológicos o fisiológicos relacionados con la exposición a la sustancia objeto de estudio, por ejemplo la medición o análisis de cambios hematológicos puede permitir conocer la exposición a sustancias como el benceno que genera alteraciones en la sangre.

3.4.2 Evaluación retrospectiva de la exposición

Esta metodología permite llenar los vacíos de información que existen sobre la dinámica de exposición que han sufrido grupos de receptores en el pasado. Generalmente se emplea en el ambiente ocupacional, donde existen registros históricos sobre puestos de trabajo, sustancias utilizadas, descripción de tareas, que permiten con la ayuda de entrevistas, cuestionarios y análisis en campo reconstruir la dinámica de exposición de los receptores y determinar de esta manera las dosis a la que han estado expuestos.

Esta metodología ha sido empleada en diferentes estudios y ha permitido a los investigadores reconstruir las dosis de exposición hasta varios años atrás, inclusive décadas con excelentes resultados. Es especialmente útil cuando se evalúa el riesgo para aparición de enfermedades que tienen largos periodos de latencia. Sin embargo su principal debilidad es la necesidad de contar con la información histórica suficiente, que en muchos casos no existe.

3.4.3 Métodos determinísticos

Esta metodología comprende diferentes técnicas, como los modelos computacionales, que sirven para estimar la dispersión de los contaminantes. A continuación se describen brevemente los principales:

Uso de herramientas geoestadísticas: esta rama de la estadística cuyo interés particular es estimar, predecir y simular fenómenos espaciales, ha sido utilizada en el ámbito del monitoreo ambiental. Mediante esta técnica se puede predecir la variación espacial de contaminantes en un área de interés. Ha sido útil en zonas donde la variación de las concentraciones es baja y cuando existe una buena densidad de puntos de monitoreo, dos aspectos que generalmente no se cumplen.

Uso de sistemas de posicionamiento global: mediante el uso del GPS se puede realizar un seguimiento a los receptores que están siendo objeto de estudio, de manera tal que permita conocer su ubicación espacio temporal que combinada con los datos de concentración de contaminantes obtenidos por modelos de dispersión, permita estimar la exposición más eficientemente. Esta tecnología presenta algunos inconvenientes con la señal satélite, debido a la interferencia que se puede generar por la presencia de centrales eléctricas, edificios y los mismos vehículos.

Sensores remotos: este tipo de tecnología se ha utilizado para medir concentraciones de algunos contaminantes a nivel del suelo, por ejemplo el NO₂. Su uso en estudios epidemiológicos ha sido limitado hasta el momento pero su aplicación en este campo puede crecer en el futuro.

Modelos de dispersión y monitoreo biológico: uno de los usos más importantes que se le ha dado al monitoreo realizado mediante marcadores biológicos, es la validación de los resultados obtenidos a partir de modelos de dispersión de aire. La combinación de estas técnicas ya ha sido utilizada en diferentes investigaciones en el campo de la evaluación del riesgo y exposición a contaminantes como el arsénico emitido en centrales eléctricas. (Ranft *et al.*, 2003; Pesch *et al.*, 2002; Colvile *et al.*, 2001).

Técnicas de regresión estadística: estas técnicas han permitido en diferentes investigaciones correlacionar la exposición a contaminantes medida con diferentes medios directos e indirectos, con actividades cotidianas u ocupacionales caracterizadas generalmente mediante la aplicación de cuestionarios. Esta técnica permite reducir el intervalo de actividades que pueden generar mayor riesgo en la práctica laboral o cotidiana, dando pie para la ejecución de estudios epidemiológicos que profundicen en estas actividades específicas.

Modelos probabilísticos: generalmente los modelos para evaluar exposición utilizan supuestos demasiado conservadores, debido a que se alimentan con datos determinísticos. Esta desventaja puede superarse mediante el uso de técnicas como el

Análisis de Monte Carlo y la estadística Bayesiana, que utilizan como insumo funciones de probabilidad y tienen en cuenta la incertidumbre en los parámetros seleccionados.

3.5 Análisis de Monte Carlo

El análisis de Monte Carlo se utiliza para simular el comportamiento aleatorio o probabilístico de un sistema real, mediante modelos matemáticos, el uso de la estadística y programas computacionales como las hojas de cálculo (Faulín and Juan, 2005). Al tener en cuenta el comportamiento probabilístico de las variables, el análisis de Monte Carlo permite obtener una comprensión mucho más real y confiable de la que se pudiera lograr con un enfoque determinístico (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2006).

Debido a esto el análisis de Monte Carlo se ha utilizado en diversas áreas y ciencias: ambiental, química, medicina, economía, biología, electrónica, psicología, etc (Crawford and Garthwaite, 2005; Durmusoglu *et al.*, 2009; Kavcar *et al.*, 2009; Morin *et al.*, 1999; Muñoz *et al.*, 2010; Nagaoka *et al.*, 2007; Wu, 2010; You and Ong, 2005; Zhdanov, 2002).

Los pasos a seguir al realizar una simulación de Monte Carlo son los siguientes (Faulín and Juan, 2005):

- Formular un modelo matemático que represente el sistema real objeto de estudio.
- Identificar las variables de entrada del modelo que obedecen a un comportamiento aleatorio y determinan el comportamiento global del sistema.
- Determinar el tipo de distribución que obedecen dichas variables de entrada.
- Generar con la ayuda de programas computarizados valores para las variables aleatorias de entrada.
- Analizar el comportamiento del sistema o modelo con los valores de entrada generados.

Al trabajar con programas computarizados, es posible que la simulación de Monte Carlo se realice para un gran número de observaciones o datos de entrada, que le da al análisis de resultados una mayor confiabilidad.

4 ALCANCES DEL TRABAJO

4.1 Objetivo de la investigación

4.1.1 General

Evaluar el riesgo potencial en salud asociado a emisiones gaseosas provenientes del basurero de Navarro.

4.1.2 Específicos

- Evaluar la calidad de aire en la zona de influencia del Basurero de Navarro, para COV, mediante el análisis de los datos obtenidos en campañas de muestreo y programas de simulación, frente a estándares nacionales e internacionales.
- Identificar un modelo plausible de exposición a contaminantes COV vía inhalación, para los grupos poblacionales objeto de estudio: niños menores a cinco años, adultos menores a 60 años y adultos mayores a 60 años.
- Realizar una estimación determinística y estocástica, mediante el análisis de Monte Carlo, del riesgo cancerígeno y no cancerígeno, para las condiciones de exposición a COV, de los grupos poblacionales seleccionados.

5 METODOLOGIA

La metodología desarrollada para evaluar el riesgo potencial asociado a emisiones gaseosas provenientes del Basurero de Navarro (BN) se basa en el esquema planteado en la figura 2.

Inicialmente, se obtuvo información respecto a las concentraciones ambientales de los contaminantes BTX, tanto en el BN como en las zonas de influencia donde se asientan los grupos poblacionales que pueden ser afectados por estos contaminantes, mediante una campaña de monitoreo ambiental y herramientas de simulación CFD. Paralelo al monitoreo y a la simulación se hizo una caracterización social, cuyo objetivo principal fue analizar la percepción del riesgo en las poblaciones expuestas a la contaminación del basurero, determinación de frecuencias y tiempos de duración de los grupos poblacionales en las zonas expuestas.

Una segunda etapa metodológica consistió en la valoración y análisis de los datos de monitoreo, simulación y caracterización social. Todo ello con el propósito de asegurar la calidad de la información, observar tendencias, comportamientos y validez en su uso para la estimación del riesgo.

Finalmente, en la fase de integración de la información se desarrollaron tres actividades principales: la identificación de un modelo de exposición, la aplicación de un análisis de Monte Carlo y el análisis de los resultados encontrados o evaluación del riesgo.

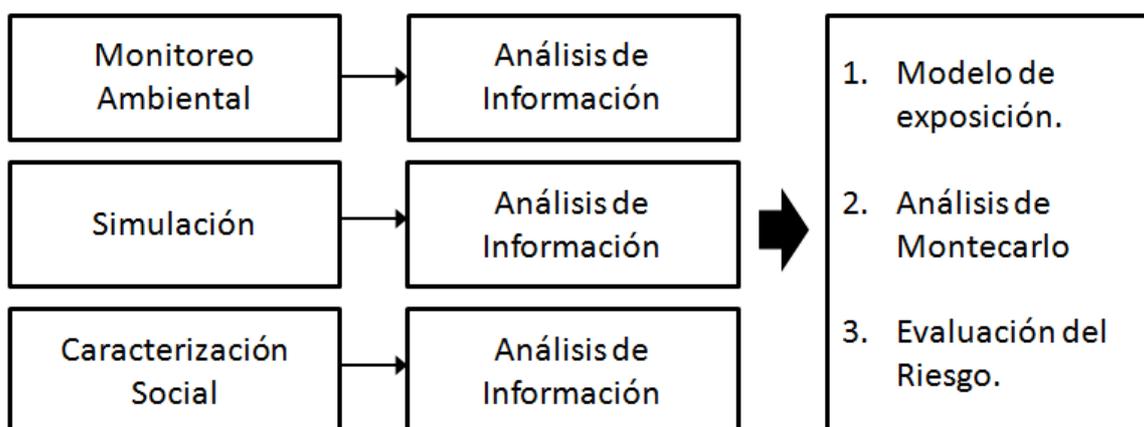


Figura 2. Esquema metodológico utilizado para evaluar el riesgo potencial asociado a emisiones gaseosas provenientes del Basurero de Navarro (BN).

5.1 Fase I – Caracterización de los factores que inciden en la exposición

5.1.1 Plan de Monitoreo Atmosférico

El programa de monitoreo atmosférico se realizó con el fin de determinar las concentraciones gaseosas de BTX en el BN propiamente dicho y en zonas de influencia con asentamientos poblacionales que podrían estar expuestos a la contaminación.

Mediante la herramienta de simulación Industrial Source Complex Short Term (ISCT3) de la EPA, se llevó a cabo una simulación preliminar que permitió establecer las tendencias generales de la dispersión de contaminantes gaseosos originados en el BN, en términos de dirección y frecuencia. Esto permitió localizar los puntos para las campañas de monitoreo y simulación en aquellos receptores más expuestos. Esta tendencia general se estableció a partir de las condiciones meteorológicas del año 2007, de acuerdo con la información correspondiente a la Estación Meléndez, que se encuentra ubicada en cercanías del BN y refleja adecuadamente las condiciones de la zona de influencia. Las coordenadas de la Estación Meléndez son las siguientes: Latitud N - 03° 21' 22.71"; Longitud W - 76° 29' 53.68"; Altitud - 995 msnm.

En total las concentraciones gaseosas de BTX se midieron en siete puntos (tabla 3) los cuales se seleccionaron acorde con los siguientes criterios:

- Dirección predominante del viento en el área.
 - Centros poblados en las direcciones predominantes.
 - Seguridad para los equipos.
 - Radio de influencia de 4 km.
- Representatividad en la identificación de la calidad del aire en los alrededores del área de estudio.

Tabla 3. Coordenadas de los puntos de muestreo

Puntos de muestreo	Coordenadas Geográficas	
	Latitud	Longitud
Basurero de Navarro	3°22'32.08"N	76°29'48.77"O
El Caney	3°23'5.24"N	76°31'8.75"O
Ciudad 2000	3°23'48.43"N	76°31'01.53"O
El Vallado	3°24'27.23"N	76°29'44.09"O
El Morichal	3°23'46.00"N	76°30'10.73"O
Senderos de Lilly	3°22'43.82"N	76°30'54.64"O
Hacienda La Morada (<i>blanco</i>)	3°15'61.6" N	76°30'40.2"O

El monitoreo se desarrolló en dos períodos del año, con el propósito de obtener datos de las concentraciones ambientales de BTX para las estaciones secas y húmedas. El muestreo en temporada seca se llevó a cabo entre agosto y noviembre de 2009, mientras que para la temporada húmeda se desarrolló entre los meses de febrero y abril de 2010. Para cada período, la duración del monitoreo fue de 10 semanas, con frecuencia de muestreo semanal, obteniendo 10 registros de concentración para cada punto de muestreo.

La técnica utilizada para determinar las concentraciones de BTX fue la de muestreadores pasivos. Los muestreadores pasivos seleccionados suministrados por el Swedish Environmental Research Institute (IVL), se ubicaron a diferentes alturas de manera tal que se garantizará un flujo libre de aire, la recolección de las muestras se realizó con una frecuencia semanal durante diez semanas. Las muestras recogidas, se enviaron al IVL en Suecia, en donde mediante desorción térmica y cromatografía de gases se realizó el respectivo análisis de las muestras para cada compuesto.



Figura 3. Localización de los sitios de monitoreo de concentraciones ambientales de BTX

5.1.2 Simulación de la dispersión de los contaminantes

A través del componente de simulación se determinó la dinámica de la dispersión de contaminantes atmosféricos (BTX) emitidos por el Basurero de Navarro (BN), logrando establecer las concentraciones de dichos contaminantes para diferentes.

El ejercicio de la simulación de la dispersión de los contaminantes de interés (BTX) provenientes de las emisiones gaseosas del BN se desarrolló en las siguientes tres fases: consecución de los datos de entrada requeridos, aplicación de los modelos de dispersión y elaboración de los campos de concentración a partir de los resultados arrojados por los modelos.

- ✓ Los datos de entrada requeridos para llevar a cabo la simulación de la dispersión de contaminantes fueron los siguientes:

- Información meteorológica del área de influencia del BN: en particular la relacionada con la dirección y la velocidad del viento, que son las variables que determinan los procesos dispersivos de los contaminantes en el aire. Dicha información meteorológica fue suministrada por CENICAÑA (Estación Meléndez) para los siguientes periodos: (a) año 2007 completo; (b) 10 semanas comprendidas entre septiembre y octubre de 2009, correspondientes al primer periodo de monitoreo; y (c) 10 semanas comprendidas entre febrero y marzo de 2010, correspondientes al segundo periodo de monitoreo.
 - Emisión de contaminantes de interés en el BN. Teniendo en cuenta que el proyecto no contempló la estimación directa de BTX originados en el BN y que escapan a la atmósfera, las emisiones asociadas fueron calculadas a partir de modelos teóricos. En esta tarea se utilizó el modelo LANDGEM de la EPA americana que asumiendo una cinética de primer orden para la producción de gases al interior de un relleno sanitario, y en función de la cantidad y calidad de los residuos depositados, y de las características ambientales de la zona, calcula la emisión de metano y dióxido de carbono, así como de un gran número de gases para tiempos determinados.
 - Topografía del área de influencia y de los puntos donde se ubican los receptores. Se constató que la zona de interés del proyecto es plana, y que entre la fuente (BN) y los receptores no se encuentran barreras, ya sea naturales o edificios. A través de Google Earth® se obtuvieron las imágenes del área de influencia y de los receptores.
- ✓ Aplicación modelo de simulación: para simular la dispersión de contaminantes en los periodos monitoreados, se aplicó el modelo CFX de la mecánica de fluidos computacional (CFD). Esta poderosa herramienta reveló la dinámica de la exposición de los receptores a los contaminantes de interés.
 - ✓ Elaboración de los campos de concentraciones. Con los resultados obtenidos con los modelos de simulación se construyeron los campos de concentraciones para cada uno de los contaminantes de interés, en toda el área de influencia, y para diferentes periodos.

5.1.3 Caracterización de la población expuesta

A través de la caracterización de la población expuesta se estudió la percepción de riesgo en los habitantes de los barrios ubicados en la zona de influencia del basurero. Para este fin se aplicó un formato de encuesta en una muestra poblacional previamente determinada.

Encuesta: el formato de encuesta aplicado (ver anexo A), se conformó por dos partes principales: percepción del riesgo y tiempo y dinámica de exposición. En la primera se establecieron variables de condiciones socio-demográficas generales, conocimiento de la existencia del riesgo ambiental, conocimiento sobre fuentes de contaminación, percepciones sobre el ambiente local, referentes cognitivos de la contaminación, efectos percibidos sobre la salud y la vida diaria, percepción sobre la intensidad de la contaminación, conocimiento acerca del BN y consecuencias indirectas de la contaminación.

En la segunda parte se incluyeron preguntas acerca de los tiempos de permanencia en la zona de influencia. Para el propósito del presente trabajo se tuvieron en cuenta los resultados obtenidos, de la segunda parte de la encuesta aplicada.

Tamaño de muestra: para la determinación de la muestra se aplicó la metodología estadística denominada *muestreo aleatorio estratificado por conglomerados*. Se seleccionó esta metodología debido a la heterogeneidad en características socioeconómicas de la población, ver figura 4, y debido a que particularmente el muestreo por conglomerados facilita espacialmente la recolección de la información, en este caso se realiza una división por segmentos conformados por manzanas (en promedio 9) de cada barrio.

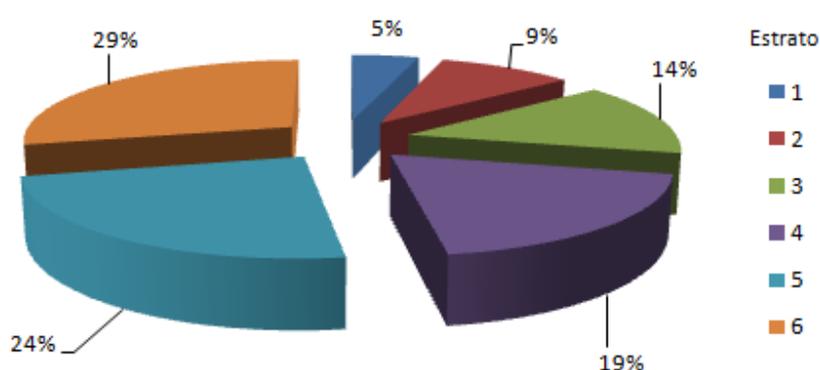


Figura 4. Distribución de estratos socioeconómicos en el área de influencia del BN.

Teniendo en cuenta lo anterior, el tamaño de muestra inicialmente empleado fue de 150 hogares, distribuidos en 11 barrios de las comunas 15,16,17 y 21 (ver Tabla 4), debido a la disponibilidad de los encuestados (especialmente en los barrios 1 y 2), se logró recolectar un total de 200 encuestas.

Tabla 4. Barrios seleccionados para aplicación de la encuesta

Comuna	Estrato Moda	Barrio
15	1	El Retiro Laureano Gómez
	2	El Vallado
	3	Ciudad Córdoba
16	2	Mariano Ramos República de Israel
	4	Ciudad 2000
17	5	Caney
	6	Urbanización Lili
21	1	Pizamos

Desarrollo de las encuestas: el procedimiento de recolección de la información consistió en realizar el recorrido de cada manzana que conforma el correspondiente segmento,

hasta agotarlo o hasta alcanzar el máximo permitido de doce encuestas efectivas por segmento, teniendo en cuenta que solo se pueden realizar dos formulaciones por manzana.

El inicio del recorrido y aplicación de la encuesta sucede en la esquina de cada manzana y el recorrido de las viviendas y hogares se realiza en dirección de las manecillas del reloj.

5.2 Valoración y Análisis de la información

5.2.1 Monitoreo ambiental

- En primer lugar teniendo en cuenta que los datos obtenidos del monitoreo no se encuentran en condiciones de referencia ($T = 25^{\circ}C$ y $P = 760$ mm Hg), el primer paso consistió en convertir los datos, usando la siguiente expresión:

$$\frac{C_R \times T_R}{P_R} = \frac{C_M \times T_M}{P_M} \quad (1)$$

Donde:

C_R = Concentración en condiciones de referencia ($\mu g/m^3$)

T_R = Temperatura en condiciones de referencia ($25^{\circ}C$)

P_R = Presión en condiciones de referencia (760 mm Hg)

C_M = Concentración reportada por el monitoreo ($\mu g/m^3$)

T_M = Temperatura monitoreo ($20^{\circ}C$)

P_M = Presión monitoreo (760 mm Hg)

- En segundo lugar se identificaron y excluyeron los datos atípicos extremos del conjunto de datos mediante la siguiente expresión:

$$\text{Atípico Extremo Inferior} < Q_1 - 3 \times RIQ \quad (2)$$

$$\text{Atípico Extremo Superior} > Q_3 + 3 \times RIQ \quad (3)$$

Donde:

Q_1 = Primer cuartil

Q_3 = Tercer cuartil

RIQ = Rango Intercuartilico ($Q_3 - Q_1$)

- Por último mediante el software SPSS Statistics® 17.0 desarrollado por IBM Corporation® y para un nivel de significancia de 0.05, se realizaron las siguientes pruebas estadísticas: Prueba U de Mann-Whitney de igualdad entre medias y Kolmogorov Smirnov de igualdad entre distribuciones, para comparar los datos obtenidos en el Basurero de Navarro con los demás puntos, con el fin de determinar la posible influencia del BN en la concentración de BTX en la zona estudiada. En este caso se debe tener en cuenta la corrección de Bonferroni, debido a las múltiples comparaciones estadísticas realizadas, esto se realiza con el fin de controlar la probabilidad de cometer errores de tipo I. Esta corrección consiste en dividir nivel de significancia $\alpha=0.05$ entre el número de comparaciones a realizar (5), por lo que el nivel de significancia para aceptar o rechazar la hipótesis nula para nuestro caso es $\alpha=0.01$.

5.2.2 Simulación

El análisis y tratamiento que se le dio a los datos obtenidos por la simulación se describen a continuación:

- Se identificaron y excluyeron los datos atípicos extremos del conjunto de datos siguiendo la expresión (1) detallada en el numeral anterior.

Para un nivel de significancia de 0.05, se realizaron las siguientes pruebas:

- Prueba de normalidad Kolmogorov Smirnov para cada uno de los compuestos, periodos y puntos de muestreo simulados.
- Prueba U de Mann-Whitney de igualdad entre medias y Kolmogorov Smirnov de igualdad entre distribuciones, para comparar los grupos de datos correspondientes al mismo compuesto, mismo punto de muestreo y diferente periodo de simulación.

5.2.3 Caracterización de la población expuesta

Con los datos de exposición obtenidos, a partir de las encuestas aplicadas, se realizó el siguiente procedimiento:

- En primer lugar, teniendo en cuenta que la información de las encuestas se recibió de manera cualitativa, se convirtieron los datos obtenidos a horas/día de exposición. Esta conversión se realizó sumando los periodos de tiempo, dedicados a aquellas actividades realizadas dentro de la casa (intradomiciliar) o en un perímetro de 12 cuadras (peridoméstico).
- La encuesta aplicada no considera 7 horas del día (5-6 a.m, 8-9 a.m, 12-1 p.m, 3-4 p.m, 6-7 p.m, 9-10 p.m, 12 –1 a.m), por esta razón el valor obtenido inicialmente se convirtió a una exposición total mediante la siguiente expresión:

$$\frac{\text{Exposición Encuestas}}{17} = \frac{\text{Exposición Total}}{24} \quad (4)$$

- Por último se obtuvo la estadística descriptiva de los datos obtenidos para cada grupo poblacional encuestado: niños menores de 5 años, adultos menores a 60 años y adultos mayores a 60 años (ver tabla 5).

Tabla 5. Estadística Descriptiva Tiempos de Exposición Encuestas

		NIÑOS MENORES A 5 AÑOS	ADULTOS MENORES A 60 AÑOS	ADULTOS MAYORES A 60 AÑOS
No de datos		103	129	161
Media		23.0681	20.0162	22.4657
Intervalo de confianza para la media al 95%	Inferior	22.5679	19.0624	21.8898
	Superior	23.5682	20.9700	23.0415
Desviación		2.55894	5.4750	3.6996
Percentil 5		16.9400	8.4700	14.1200
Percentil 25		24.0000	16.9400	24.0000
Percentil 50		24.0000	24.0000	24.0000
Percentil 75		24.0000	24.0000	24.0000
Percentil 95		24.0000	24.0000	24.0000

5.3 Integración de la información

En esta fase metodológica existen tres actividades principales: la identificación de un modelo de exposición, la aplicación de un análisis de Monte Carlo y el análisis de los resultados encontrados o evaluación del riesgo.

5.3.1 Identificación de un modelo de exposición

El modelo matemático seleccionado para la estimación de los valores de riesgo, es el recomendado por la EPA (EPA, 2009a), el cual es representado por la ecuación 5. Como se puede observar de este modelo se obtiene una concentración de exposición que sirve de base para estimar posteriormente el riesgo cancerígeno y no cancerígeno.

$$EC = \frac{(CA \times ET \times EF \times ED)}{AT} \quad (5)$$

Donde:

EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentración de exposición.

CA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentración del contaminante en el aire.

ET (horas/día) = tiempo de exposición.

EF (días/año) = frecuencia de exposición.

ED (años) = duración de la exposición.

AT (horas) = tiempo promedio igual al periodo completo de exposición en el caso de estimación de riesgo no cancerígeno e igual al periodo de esperanza de vida en el caso de estimación de riesgo cancerígeno.

Debe tenerse en cuenta que el anterior modelo aplica para la estimación del riesgo para escenarios de exposición crónica (exposición que dura varios años). Por lo tanto teniendo en cuenta que las variables de exposición (concentración del contaminante, tiempo y frecuencia) no son constantes durante el tiempo total de exposición de los grupos poblacionales objeto de estudio, es necesario aplicar las siguientes expresiones de corrección (EPA, 2009a):

5.3.1.1 EC para un periodo de exposición específico

$$EC_j = \sum_{i=1}^n (CA_i \times ET_i \times EF_i) \times \frac{ED_j}{AT_j} \quad (6)$$

La anterior expresión se utiliza para determinar la concentración de exposición en un periodo de exposición específico, en el cual algunas de las variables como concentración del contaminante, frecuencia o tiempo de exposición varían. En nuestro caso, esta expresión se utiliza, teniendo en cuenta que durante un mismo periodo de exposición, las concentraciones del contaminante varían para periodo húmedo y periodo seco. Para ilustrar el uso de la expresión (6), en el cálculo de la EC, se detalla el siguiente caso:

$$EC_5 = [(CA_1 \times ET \times EF) + (CA_2 \times ET \times EF)] \times \frac{ED_2}{AT_2}$$

EC₁₆ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentración de exposición para personas nacidas en la zona de influencia y un periodo de exposición de 16 años

CA₁ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentración de contaminante en el aire – periodo seco

CA₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentración de contaminante en el aire – periodo húmedo

ET (horas/día) = tiempo de exposición (el mismo para periodo seco y húmedo) para personas menores a 16 años

EF (días/año) = frecuencia de exposición (el mismo para periodo seco y húmedo) para personas menores a 16 años

ED₂ = 16 años

AT = 140.160 horas

5.3.1.2 EC para varios periodos de exposición

$$EC_{LT} = \sum_{j=1}^n (EC_j \times ED_j) \times \frac{1}{AT_{LT}} \quad (7)$$

La anterior expresión se utiliza para determinar la EC durante varios periodos de exposición. En nuestro caso, la expresión 7, se utilizó para determinar la EC total en periodos de exposición que involucran diferentes grupos de edad. Los grupos de edad se establecieron teniendo en cuenta la elaboración de las encuestas y los grupos establecidos por la EPA para la estimación de riesgo cancerígeno ((EPA, 2009a), así:

0 – 16 años, de 16 a 60 años y mayores de 60 años. Para aclarar de mejor manera el uso de la expresión (7), en el cálculo de la EC, se detalla el siguiente caso:

$$EC_{20} = (EC_{<16} \times ED_{16} + EC_{>16} \times ED_4) \times \left(\frac{1}{AT_{20}} \right)$$

EC₂₀ = concentración de exposición para personas nacidas en la zona de influencia y un periodo de exposición de 20 años.

EC_{<16} = concentración de exposición para personas menores a 16 años.

ED₁₆ = 16 años

EC_{>16} = concentración de exposición para personas mayores a 16 años.

ED₄ = 4 años

AT₂₀ = 20 años para riesgo no cancerígeno, 73,95 años para riesgo cancerígeno.

5.3.2 Cálculo de la EC

El cálculo de la concentración de exposición se realizó mediante dos enfoques: determinístico y estocástico.

5.3.2.1 Enfoque determinístico

Para los valores obtenidos por el monitoreo ambiental, se utilizó un enfoque determinístico para el cálculo de la concentración de exposición. Esto se hizo, teniendo en cuenta que existen pocos datos de concentración para cada uno de los periodos, que no nos permite estimar una distribución de probabilidad para esta variable y así poder realizar una simulación de Monte Carlo como en el caso de los datos obtenidos por simulación.

Para cada una de las variables de la ecuación (5), se encontró su respectivo valor, como se describe a continuación:

Concentración del agente contaminante en el aire: se tomó el valor promedio del monitoreo, que se encuentra en la tabla 6.

ET - Tiempo de exposición (horas/día): se tomó el valor del percentil 95 (EPA, 1989), para los tres grupos poblacionales objeto de estudio. En los tres casos este valor es de 24 h/día.

EF - Frecuencia de exposición (días/año): se tomó el valor máximo posible de 365 días/año.

ED - Duración de la exposición (años): para esta variable se tomó el percentil 95 (EPA, 1989) de los datos publicados por la EPA para cada grupo de edad (EPA, 2009b).

AT - Tiempo promedio: en el caso de riesgo cancerígeno el AT corresponde a la esperanza de vida al nacer para los años 2010 – 2015 (73.95 años), tomado del Departamento Nacional de Estadística – DANE. (DANE, 2012).

En la tabla (6) se resumen los datos utilizados para cada variable:

Tabla 6. Valores variables cálculo de la concentración de exposición - enfoque determinístico

Variable	Descripción	Unidad	Valor			Fuente
			0 - 16 años	16 – 60 años	> 60 años	
CA	Concentración de contaminante en el aire	µg/m ³	Promedio - Obtenido de los datos para cada punto			Muestreo
ET	Tiempo de Exposición	horas/día	24 (Perc. 95) ^a	24 (Perc. 95) ^b	24 (Perc. 95) ^c	Encuestas
EF	Frecuencia de Exposición	días/año	365	365	365	Supuesto
ED	Duración de la Exposición	Años	18 (Perc. 95)	33 (Perc. 99)	13,95 ^d	(EPA, 2009b)
AT	Tiempo promedio	Horas	Riesgo cancerígeno = 73,95 años (Esperanza de vida). Riesgo No cancerígeno = ED			DANE

^a El valor suministrado por las encuestas para niños menores de 5 años, fue asumido para todo el intervalo de edad de infantes entre los 0 y 16 años.

^b Tomado de las encuestas realizadas para adultos mayores a 16 y menores a 60 años.

^c Tomado de las encuestas realizadas para adultos mayores a 60 años.

^d Máximo valor, teniendo en cuenta una esperanza de vida al nacer de 73.95 años.

Para el cálculo se tuvieron en cuenta las siguientes consideraciones:

Niños menores a cinco años:

- Se supone que los niños nacen en la zona de influencia.
- Teniendo en cuenta que la duración de la exposición (ED) es 18 años, el cálculo de la EC se dividió en dos periodos: de 0 a 16 y 16 a 18, por lo que en este caso se utilizan las expresiones (6) y (7).

Adultos < 60 años:

- Se supone que los individuos llegan a la zona de influencia una vez cumplidos los 16 años.
- Teniendo en cuenta que la duración de la exposición (ED) es 33 años, solo se utiliza la expresión (6), ya que la exposición no involucra dos periodos de edad.

Adultos > 60 años:

- Se supone que los individuos llegan a la zona de influencia ya superada la edad de 60 años.
- Teniendo en cuenta que solo se involucra un periodo de edad, en este caso solo se utiliza la expresión (6).

5.3.2.2 Enfoque estocástico

Bajo el enfoque estocástico la concentración de exposición fue determinada con base en el análisis de Monte Carlo Para cada variable de entrada de la expresión (5), se definieron distribuciones de probabilidad según los criterios mencionados a continuación:

- *Concentración del agente contaminante en el aire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$):* las distribuciones de probabilidad para cada periodo y puntos simulados se determinaron mediante las pruebas de bondad de ajuste: chi cuadrado, Kolmogorov Smirnov y Anderson Darling, las cuales se realizaron en el software @RISK 5.5.1 Copyright 2010, Palisade Corporation. Previamente a la utilización del software, y según consulta bibliográfica, se limitaron las posibles distribuciones al siguiente grupo: Lognormal, weibull, gamma, beta, loglogistic y exponencial (Durmusoglu *et al.*, 2009; Lu, 2003; Berger *et al.*, 1982; Gavriil *et al.*, 2006; Georgopoulos and Seinfeld, 1982; Kao and Friedlander, 1995; Kassomenos *et al.*; Morel *et al.*, 1999). Inicialmente las distribuciones Pearson V, inv gauss y ext value también se tuvieron en cuenta; sin embargo los resultados obtenidos con estas distribuciones no fueron satisfactorios, ya que un buen porcentaje de los datos obtenidos con estas distribuciones se alejaba de los valores máximos obtenidos por simulación.

Adicionalmente, se consideraron como válidos aquellos datos (obtenidos de las distribuciones de probabilidad), que se encontraban en el siguiente intervalo:

Mínimo: 0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Máximo: máximo valor de la simulación para cada contaminante, periodo y punto.

Los datos de concentración que no se encontraban en dicho intervalo, se consideraron como nulos y no se tuvieron en cuenta en los cálculos posteriores.

La selección de las distribuciones se realizó siguiendo el siguiente procedimiento (Kavcar *et al.*, 2009):

- Primero: se identifica la distribución que mejor ajusta, según la prueba Anderson Darling.
- Segundo: si la distribución identificada en el punto anterior, es también la que mejor ajusta en cualquiera de las otras dos pruebas (chi cuadrado, Kolmogorov Smirnov), se selecciona.
- Tercero: si la distribución identificada en el primer paso, no es la de mejor ajuste en cualquiera de las otras dos pruebas, se repiten los dos primeros pasos con la segunda distribución que mejor ajusta, según Anderson Darling.

Para todos los casos, la distribución seleccionada es la beta, excepto para el caso del punto de muestreo Ciudad 2000 primer periodo, en el cual la distribución seleccionada es la Exponencial. En el anexo B, tablas B23 y B24 se pueden encontrar los detalles de las distribuciones seleccionadas en cada caso.

Para el caso de las variables: tiempo de exposición, frecuencia de exposición y duración de la exposición, se asumieron distribuciones triangulares (Maddalena *et al.*, 1999; Schuver, 2010) con los siguientes valores:

- *ET - Tiempo de exposición (horas/día):* para esta variable se seleccionaron tres distribuciones para cada grupo de edad. Los valores de cada distribución se tomaron de las encuestas realizadas, así:
Mínimo: percentil 5.

Más probable: límite superior de la media, para un nivel de confianza del 95%.
Máximo: percentil 95.

- *EF - Frecuencia de exposición (días/año)*: para esta variable se supuso una distribución triangular para todos los grupos de edad. Debido a la ausencia de datos de referencia para esta variable, los valores mínimo, más probable y máximo se asumieron, teniendo en cuenta los dominicales (52 días), festivos (18 días) y vacaciones laborales (15) en el país así:
Mínimo: en este caso, se supuso que un individuo sale de la zona de influencia todos los días correspondientes a festivos, dominicales y vacaciones (85 días).
Más probable: en este caso se supuso que un individuo sale de la zona de influencia la mitad de los días correspondientes a: festivos, dominicales y vacaciones (43 días)
Máximo: en este caso se supuso la máxima frecuencia de exposición, correspondiente a 365 días.
- *ED - Duración de la exposición (años)*: para esta variable se seleccionaron tres distribuciones para cada grupo de edad. Los valores de cada distribución fueron tomados de los valores publicados por la U.S EPA (EPA, 2009b), así:
Mínimo: el valor mínimo se supuso en un año para todos los grupos de edad. Esto teniendo en cuenta que el tipo de exposición al que se encuentra se supone crónica.
Más probable: promedio.
Máximo: percentil 99.

AT - Tiempo promedio: en el caso de riesgo cancerígeno el AT es un valor constante y corresponde a la esperanza de vida al nacer para los años 2010 – 2015 (73.95 años), tomado del Departamento Nacional de Estadística – DANE. (DANE, 2012). Para el riesgo no cancerígeno, este valor corresponde a la duración de la exposición para cada caso.

En la tabla 7 se resumen los datos utilizados para cada variable:

Tabla 7. Valores de las variables utilizados para el cálculo de la concentración de exposición - enfoque estocástico

Variable	Descripción	Unidades	Valor			Fuente
			Niños < 5 años	Adultos	Adultos > 60 años	
CA	Concentración de contaminante en el aire	µg/m ³	Distribuciones de probabilidad obtenidas mediante pruebas de bondad de Ajuste.			Simulación
ET ^b	Tiempo de exposición	horas / día	<i>Dist. triangular</i> Min: 16,94 M.P: 23,5682 Max: 24	<i>Dist. triangular</i> Min: 8,47 M.P: 20,97 Max: 24	<i>Dist. triangular</i> Min: 14,12 M.P: 23,0415 Max: 24	Encuestas
EF	Frecuencia de Exposición	días / año	<i>Dist. triangular</i> Min: 280 M.P: 323 Max: 365	<i>Dist. triangular</i> Min: 280 M.P: 323 Max: 365	<i>Dist. triangular</i> Min: 280 M.P: 323 Max: 365	Asumido
ED	Duración de la Exposición	Años	<i>Dist. triangular</i> Min: 1 M.P: 8 Max: 22	<i>Dist. triangular</i> Min: 1 M.P: 11,7 Max: 47	<i>Dist. triangular</i> Min: 1 M.P: 11,7 Max: 13,95 ^a	USEPA, 2009

Variable	Descripción	Unidades	Valor			Fuente
			Niños < 5 años	Adultos	Adultos > 60 años	
AT	Tiempo promedio	Horas	Riesgo cancerígeno = 73,95 años (Esperanza de vida) Riesgo No cancerígeno = ED			DANE

^a Esperanza de vida al nacer (DANE, 2012).

^b El valor suministrado por las encuestas para niños menores de 5 años, fue asumido para todo el intervalo de edad de infantes entre los 0 y 16 años

Para cada periodo, ubicación y grupo de edad se realizaron diez mil iteraciones (Durmusoglu *et al.*, 2009; Kavcar *et al.*, 2009), mediante el software @RISK 5.5.1 Copyright 2010, Palisade Corporation (Durmusoglu *et al.*, 2009; Kavcar *et al.*, 2009), esta aplicación funciona como herramienta en el software Microsoft Office Excel®. De esta manera, en una hoja de cálculo se realizó toda la formulación del modelo matemático descrito hasta el momento para cada caso. (En el anexo D se presenta la formulación utilizada para la simulación realizada).

Previamente a la obtención de los datos definitivos se realizaron pruebas con diferentes números de iteraciones, con el fin de comprobar la convergencia de los resultados, a partir de 10.000 iteraciones las diferencias entre una y otra simulación es inferior al 1%.

En la formulación del modelo, se tuvieron en cuenta las siguientes consideraciones:

Niños menores a cinco años:

- Se supone que los niños nacen en la zona de influencia.
- Teniendo en cuenta lo anterior, el cálculo de la EC se formuló de la siguiente manera:
Si el valor de la ED era menor o igual a 16, se calculó una sola EC para el periodo de edad entre 0 y 16 años.
Si el valor de la ED era mayor a 16 años, se calcularon dos EC, una para el periodo de edad comprendido entre 0 y 16 años y otra para el periodo de edad comprendido entre 16 y 60.
- Se utilizó la expresión (6) para determinar la EC de cada grupo de edad.
- Finalmente, se utilizó la expresión (7), para determinar la EC total.

Adultos < 60 años:

- Se supone que los individuos, llegan a la zona de influencia una vez cumplidos los 16 años.
- Teniendo en cuenta lo anterior, el cálculo de la EC se formuló de la siguiente manera:
Si el valor de la ED era menor o igual a 44, se calculó una sola EC para el periodo de edad entre 16 y 60 años.
Si el valor de la ED era mayor a 44 años, se calcularon dos EC, una para el periodo de edad comprendido entre 16 y 60 años y otra para el periodo de edad de mayores de 60 años.
- Se utilizó la expresión (6) para determinar la EC de cada grupo de edad.
- Finalmente, se utilizó la expresión (7), para determinar la EC total.

Adultos > 60 años:

- Se supone que los individuos, llegan a la zona de influencia una vez cumplidos los 60 años.

- Teniendo en cuenta que la exposición solo se puede presentar en un grupo de edad, se utilizó únicamente la expresión (6) para determinar la EC.

5.3.3 Estimación del riesgo

Las expresiones matemáticas descritas a continuación se emplearon tanto para el enfoque determinístico como para el estocástico.

5.3.3.1 Riesgo Cancerígeno

El valor de riesgo cancerígeno de 1×10^{-6} (uno en un millón) es uno de los límites generalmente considerados, valores menores se consideran despreciables (Durmusoglu *et al.*, 2009; Kavcar *et al.*, 2009), sin embargo este valor límite considerado como aceptable depende también de las legislaciones e instituciones de cada país, así también se encuentran valores de aceptabilidad de hasta 1×10^{-4} (1 en diez mil) (Kavcar *et al.*, 2009; Durmusoglu *et al.*, 2009; Peña *et al.*, 2001; Ofungwu and Eget, 2006).

Para estimar el riesgo cancerígeno se utilizó la siguiente expresión (EPA, 2009a):

$$RC = IUR \times EC \quad (8)$$

Dónde:

RC = Riesgo Cancerígeno

IUR ($\text{m}^3/\mu\text{g}$) = Riesgo Unitario por Inhalación

EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentración de exposición

El IUR se define como el valor de riesgo estimado adicional, que resulta de una exposición continua durante un tiempo de vida, a un agente que tiene una concentración de $1\mu\text{g}/\text{m}^3$. La interpretación de este valor según EPA, se aclara con el siguiente ejemplo: si el IUR es igual a $2 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\mu\text{g}$, 2 casos de cáncer son estimados a aparecer por un millón de personas si se exponen diariamente, por un tiempo de vida, a $1 \mu\text{g}$ de agente contaminante por m^3 de aire (EPA, 2011). Para el benceno, el IUR suministrado por la IRIS (Integrated Risk Information System) de la EPA, está entre 2.2×10^{-6} y 7.8×10^{-6} .

Para la estimación de riesgo cancerígeno en edades tempranas, la EPA recomienda la utilización de factores de ajuste que incrementan el riesgo estimado mediante la expresión 9, esto teniendo en cuenta que la exposición a agentes cancerígenos en edades tempranas conlleva un mayor riesgo (EPA, 2005). Los factores de ajuste utilizados se describen a continuación:

- 10 veces RC, para niños de 0 a 2 años de edad.
- 3 veces RC, para niños de 2 a 16 años de edad.
- 1 veces RC, para personas mayores a 16 años de edad.

Teniendo en cuenta esto, el riesgo total cancerígeno para un individuo se encuentra por la siguiente expresión:

$$RC_{Total} = RC_{<2\text{años}} + RC_{2-16\text{ años}} + RC_{>16\text{años}} \quad (9)$$

5.3.3.2 Riesgo No Cancerígeno

En el caso de riesgo No Cancerígeno o cociente de riesgo HQ (por sus siglas en inglés), el valor de aceptabilidad es la unidad, valores de HQ por debajo de este valor se consideran como permisibles, por el contrario valores mayores o iguales a 1 se consideran no aceptables.

Para determinar el valor de HQ en cada caso se utilizó la siguiente expresión (EPA, 2009a):

$$HQ = EC / RF_c \quad (10)$$

Donde:

HQ = cociente de riesgo

EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentración de exposición

RfC = Concentración de referencia.

La RfC es un valor de referencia suministrado por la IRIS (Integrated Risk Information System) de la EPA y se define como: la estimación de una exposición por inhalación continua (que incluye subgrupos sensibles) y que es probable no presente un riesgo apreciable de efectos adversos durante toda la vida (EPA, 2011). En la siguiente tabla se encuentran los valores obtenidos para los diferentes agentes contaminantes:

Tabla 8. Concentraciones de Referencia para los agentes contaminantes considerados

Contaminante	RF _c (mg/m ³)
Benceno	0.03
Tolueno	5
Xileno	0.1

Finalmente, en el caso de exposición a varios agentes, el cociente de exposición total se calcula mediante la siguiente expresión:

$$HQ_{Total} = HQ_{Benceno} + HQ_{Tolueno} + HQ_{Xileno} \quad (11)$$

6 RESULTADOS

6.1 CONCENTRACIONES

Se obtuvieron concentraciones para 6 puntos, Basurero de Navarro, Senderos de Lilli, Morichal, Caney, Ciudad 2000 y Vallado. Las concentraciones se obtuvieron por dos métodos: monitoreo y simulación para dos periodos. A continuación se presentan los resultados obtenidos por cada método.

6.1.1 MONITOREO

Los datos obtenidos por el monitoreo se convirtieron inicialmente a condiciones de referencia: $T = 25^{\circ}$ y $P = 1$ atm, adicionalmente para el análisis de los datos y la elaboración de gráficas, se excluyeron los datos atípicos extremos, según la metodología enunciada con anterioridad. Los datos encontrados para cada compuesto, periodo y punto monitoreado se pueden encontrar en el anexo B tablas B1 a B4.

6.1.1.1 Benceno

En las gráficas 5 y 6 se aprecian los diagramas de cajas para el benceno para los dos periodos monitoreados. En estas gráficas podemos apreciar que en el primer periodo estudiado el intervalo de concentraciones estuvo entre 0.5703 y 3.6379 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, encontrándose el mínimo en Navarro y el máximo valor en Vallado. Por otra parte en el segundo periodo los valores máximos y mínimos se encontraron en los mismos puntos y el rango de concentraciones estuvo entre 0.1000 y 2.2712 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Acorde con las pruebas estadísticas realizadas (ver anexo B tablas B15 y B16), se puede concluir que no existen diferencias estadísticas significativas entre las concentraciones obtenidas en Navarro y Senderos ($p > 0.95$) para ambos periodos y entre Navarro y Caney para el primer periodo. En todos los demás casos, se concluye con nivel de confianza del 95% que existen diferencias entre las concentraciones obtenidas en el BN y los demás puntos de monitoreo para ambos periodos. La prueba Kolmogorov Smirnov para el primer periodo nos dice que no existen diferencias significativas entre las distribuciones de concentración obtenidas en el BN y ciudad 2000, sin embargo la U de Mann Whitney nos dice que las dos muestras difieren significativamente en su promedio. Estos resultados nos indican que en el caso de Senderos de Lilli las concentraciones de benceno para los dos periodos, pueden tener una fuerte influencia de parte del BN, lo mismo podría suceder en el caso del Caney para el primer periodo de monitoreo.

El comportamiento encontrado, indica que hubo un incremento de la concentración de benceno a medida que los puntos de monitoreo se alejan de la fuente emisora en la dirección predominante del viento (Vallado). Igualmente un factor que puede explicar concentraciones más altas en el Vallado probablemente sea la presencia de otro tipo de fuentes en esta zona como son las móviles (vehículos).

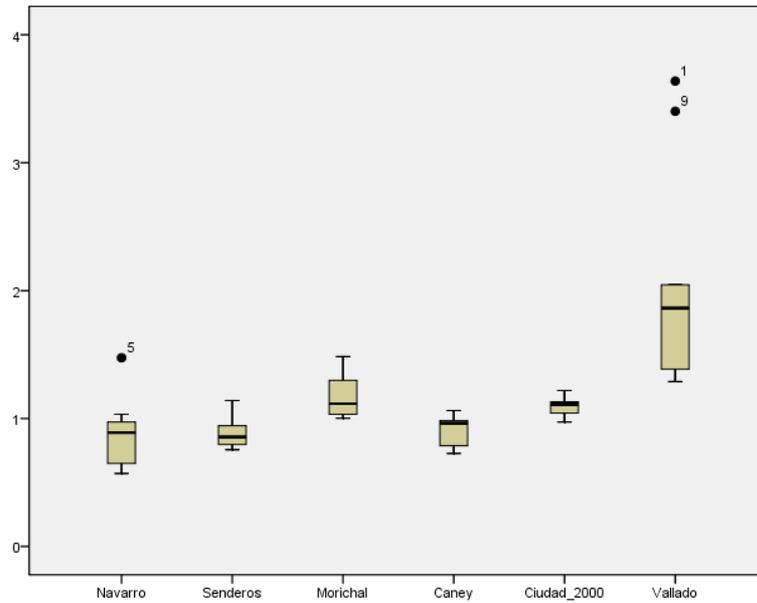


Figura 5. Diagramas de caja representando las concentraciones ambientales de Benceno en la zona de influencia del BN durante el primer período.

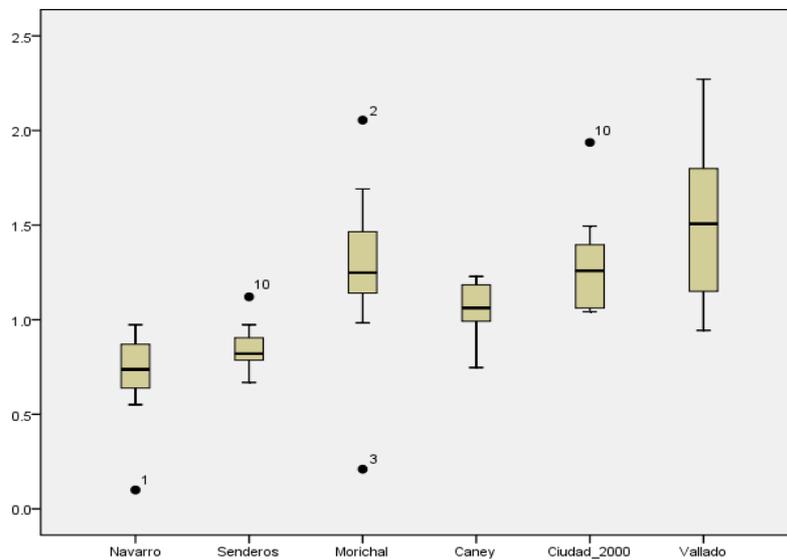


Figura 6. Diagramas de caja representando las concentraciones ambientales de Benceno en la zona de influencia del BN durante el segundo período.

En ambos periodos todas las concentraciones se encontraron por debajo del límite establecido por la resolución 610 del 24 de marzo de 2010 ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), e igualmente por debajo de la concentración de referencia establecida por el programa IRIS de la EPA ($0.03 \text{ mg}/\text{m}^3$).

Para el caso específico del basurero, encontramos que las concentraciones de benceno se encuentran por debajo de los resultados obtenidos por otros estudios que midieron la presencia de benceno en el aire ambiente de rellenos sanitarios. Como se muestra en la tabla 9, la concentración mínima obtenida mediante el monitoreo, se acerca a lo encontrado por otros autores; sin embargo los valores máximos reportados en la literatura se alejan de lo encontrado en el BN.

Tabla 9. Concentraciones de Benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en el aire ambiente de rellenos sanitarios encontrados por diferentes estudios

Referencia	Benceno
(Kim and Kim, 2002b)	0.16 - 98.7
(Bogner <i>et al.</i> , 2003)	0.74 - 1.8
(Zou <i>et al.</i> , 2003)	1.2 - 167.0
(Dincer <i>et al.</i> , 2006)	0.09 - 1.06
(Kim <i>et al.</i> , 2006)	0.48 - 115.0
(Kim <i>et al.</i> , 2008)	1.02 - 21.37
(Durmusoglu <i>et al.</i> , 2009)	5.6 - 3137.8
Presente estudio	0.5 - 1.4

Fuente: (Durmusoglu *et al.*, 2009)

6.1.1.2 Tolueno

En las gráficas 7 y 8 se aprecian los diagramas de cajas para el tolueno para los dos periodos monitoreados. En estas gráficas podemos apreciar que en el primer periodo estudiado el intervalo de concentraciones estuvo entre 1.3372 y 65.0893 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, encontrándose el mínimo en Navarro y el máximo valor en Vallado. Por otra parte en el segundo periodo los valores máximos y mínimos se encontraron en los mismos puntos y el intervalo de concentraciones estuvo entre 0.1600 y 8.4065 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Por lo tanto se puede establecer un comportamiento similar al observado con el benceno

Acorde con las pruebas estadísticas realizadas (ver anexo B tablas 17 y 18), se puede concluir que no existen diferencias estadísticas significativas ($p > 0,95$) entre las concentraciones obtenidas en el BN y los puntos ubicados en Ciudad 2000, Senderos, Morichal y Caney para el primer periodo de monitoreo. Por el contrario, para el segundo periodo, con un nivel de confianza del 95% se puede afirmar que las concentraciones del punto ubicado en el BN y los puntos ubicados en la zona de influencia difieren respecto a media y distribución (excepto para el caso de Senderos, en donde para el segundo periodo, no existen diferencias estadísticas significativas para la distribución con lo encontrado en el BN). Este resultado nos indica, que las concentraciones de tolueno en Ciudad 2000, Senderos, Morichal y Caney, en el primer periodo, pudieron estar influenciadas por las emisiones provenientes del BN.

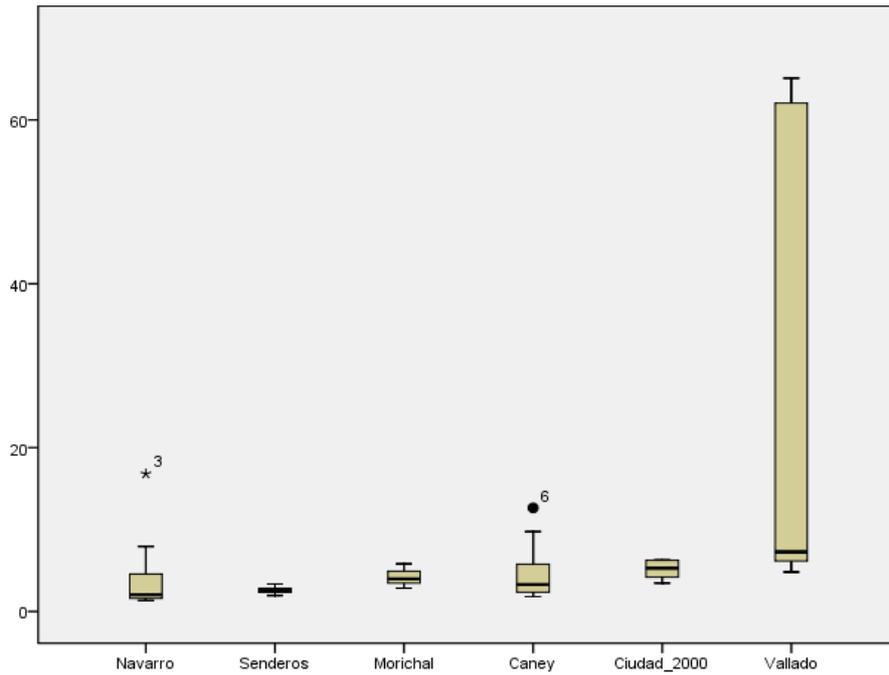


Figura 7. Diagramas de caja representando las concentraciones ambientales de Tolueno en la zona de influencia del BN durante el primer período.

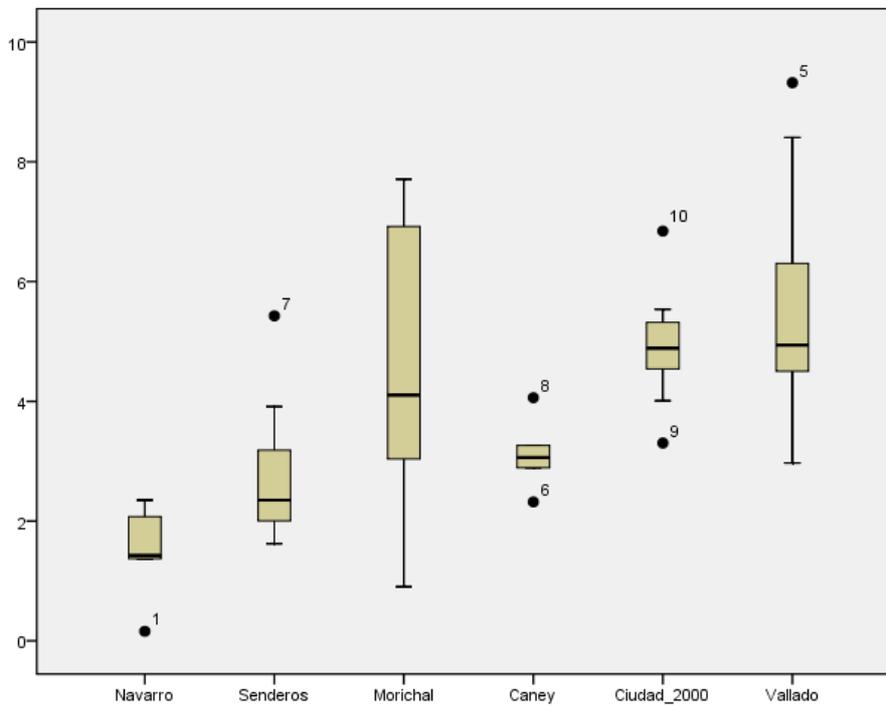


Figura 8. Diagramas de caja representando las concentraciones ambientales de Tolueno en la zona de influencia del BN durante el segundo período.

En ambos periodos todas las concentraciones se encontraron por debajo del límite establecido por la Resolución 610 de 2012 ($260 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tiempo de exposición = 1 semana), e igualmente por debajo de la concentración de referencia establecida por el programa IRIS de la EPA ($5 \text{ mg}/\text{m}^3$).

En la tabla 10, se presentan resultados de diferentes estudios realizados en rellenos sanitarios. Como se puede ver las concentraciones obtenidas de tolueno en el aire ambiente del BN, se asemejan a lo encontrado por (Dincer *et al.*, 2006) y (Kim *et al.*, 2008).

Tabla 10. Concentraciones de Tolueno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en el aire ambiente de rellenos sanitarios encontrados por diferentes estudios

Referencia	Tolueno
(Kim and Kim, 2002b)	0.16 - 208.0
(Bogner <i>et al.</i> , 2003)	20.59 - 76.8
(Davoli <i>et al.</i> , 2003)	3.99 - 4.83
(Zou <i>et al.</i> , 2003)	1.7 - 202.0
(Dincer <i>et al.</i> , 2006)	1.51 - 47.42
(Kim <i>et al.</i> , 2006)	1.02 - 6218
(Chiriac <i>et al.</i> , 2007)	2190.0 - 2220.0
(Kim <i>et al.</i> , 2008)	3.92 - 66.7
(Durmusoglu <i>et al.</i> , 2009)	23.4 - 10234.4
Presente estudio	0.16 - 65.089

Fuente: (Durmusoglu *et al.*, 2009)

6.1.1.3 Xileno

En las gráficas 9 y 10 se aprecian los diagramas de cajas para el xileno para los dos periodos monitoreados. En estas gráficas podemos apreciar que en el primer periodo estudiado el intervalo de concentraciones estuvo entre 1.4748 y $37.7360 \mu\text{g}/\text{m}^3$, encontrándose el mínimo en Navarro y el máximo valor en Ciudad 2000. Por otra parte en el segundo periodo el intervalo de datos estuvo entre 0.1400 y $8.7015 \mu\text{g}/\text{m}^3$, donde el valor mínimo se encontró en Navarro y el máximo en Morichal.

Acorde con las pruebas estadísticas realizadas (ver anexo B tablas 19 y 20), se puede concluir que no existen diferencias estadísticas significativas ($p > 0,95$) entre las concentraciones obtenidas en el BN y los puntos ubicados en Senderos y Caney para los dos periodos de monitoreo, lo que nos indica, que las concentraciones de Xileno en Senderos y Caney, en ambos periodos, pudieron estar influenciadas por las emisiones provenientes del BN.

En ambos periodos todas las concentraciones se encontraron por debajo del límite establecido por el programa IRIS de la EPA ($0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$) y por la OMS ($870 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ año}$).

En la tabla 11, se presentan resultados de diferentes estudios realizados en rellenos sanitarios. Como se puede ver las concentraciones obtenidas de Xileno en el aire ambiente del BN, se asemeja en algunos aspectos a lo encontrado en otros estudios (Dincer *et al.*, 2006; Kim and Kim, 2002b; Kim *et al.*, 2008).

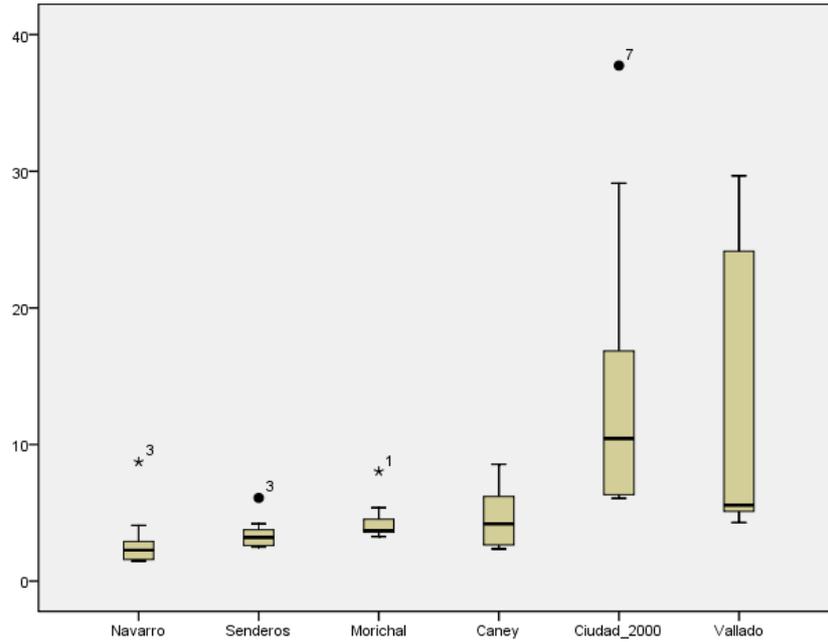


Figura 9. Diagramas de caja representando las concentraciones ambientales de Xileno en la zona de influencia del BN durante el primer período.

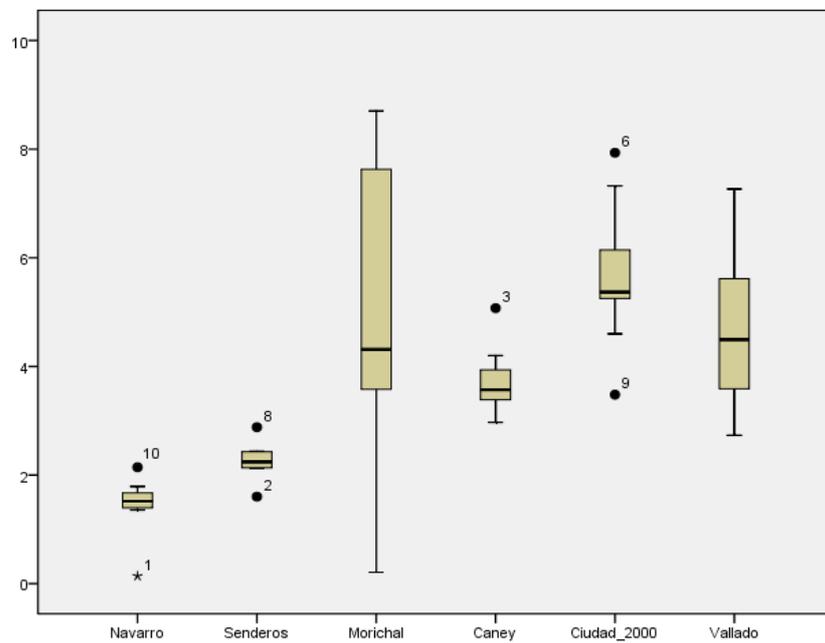


Figura 10. Diagramas de caja representando las concentraciones ambientales de Xileno en la zona de influencia del BN durante el segundo período.

Tabla 11. Concentraciones de Xileno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en el aire ambiente de rellenos sanitarios encontrados por diferentes estudios

Referencia	Xileno
(Kim and Kim, 2002b)	0.17 - 196.0
(Bogner <i>et al.</i> , 2003)	52.84 - 85.5
(Davoli <i>et al.</i> , 2003)	4.73 - 4.78
(Zou <i>et al.</i> , 2003)	0.3 - 169.0
(Dincer <i>et al.</i> , 2006)	0.37 - 19.71
(Kim <i>et al.</i> , 2006)	5.04 - 4166.0
(Chiriac <i>et al.</i> , 2007)	1359.0 - 2087.0
(Kim <i>et al.</i> , 2008)	0.43 - 13.0
(Durmusoglu <i>et al.</i> , 2009)	7.9 - 7464.3
Presente estudio	0.140 - 37.736

Fuente: (Durmusoglu *et al.*, 2009)

6.1.2 SIMULACION DE LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES

Los datos de concentración obtenidos por simulación se encuentran a condiciones de referencia ($T=25^{\circ}\text{C}$ y $P = 1 \text{ atm}$). Para el análisis de los mismos que se detalla a continuación se deben tener en cuenta las siguientes observaciones:

- Se excluyeron los extremos atípicos, según la metodología mencionada en el capítulo anterior.
- Los resultados de la prueba de normalidad Kolmogorov Smirnov, da como resultado que ninguno de los grupos de datos analizados se ajusta a una distribución normal.
- Los resultados obtenidos de la prueba U de Mann Whitney y Kolmogorov Smirnov (ver anexo B Tablas B5 y B6), permiten concluir que no existen diferencias estadísticas significativas (media y distribución) entre los dos periodos de simulación para los tres compuestos en el Basurero de Navarro, caso contrario para todos los demás grupos de datos, razón por la cual en el caso del Basurero de Navarro, los datos para ambos periodos se analizaron conjuntamente.

A diferencia de lo encontrado en el monitoreo, para el caso de la simulación el comportamiento para los tres compuestos es muy similar para los dos periodos. En las gráficas 11 y 12, se presentan los diagramas de caja para todos los compuestos, puntos y periodos simulados.

Figura 11. Diagrama de cajas representando las concentraciones de BTX en el Basurero de Navarro para los dos periodos, obtenidas por simulación

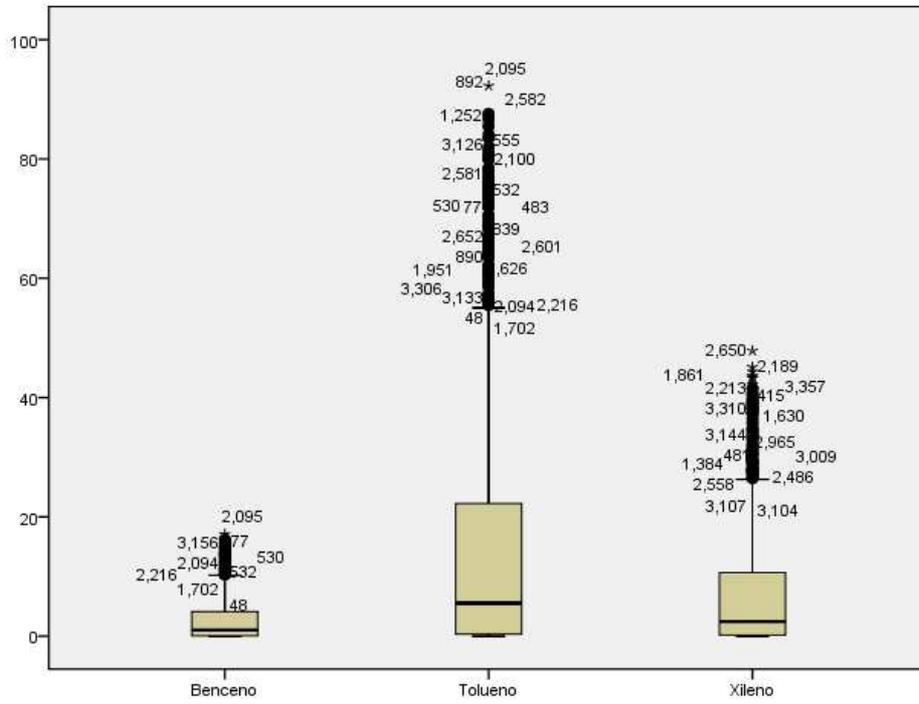
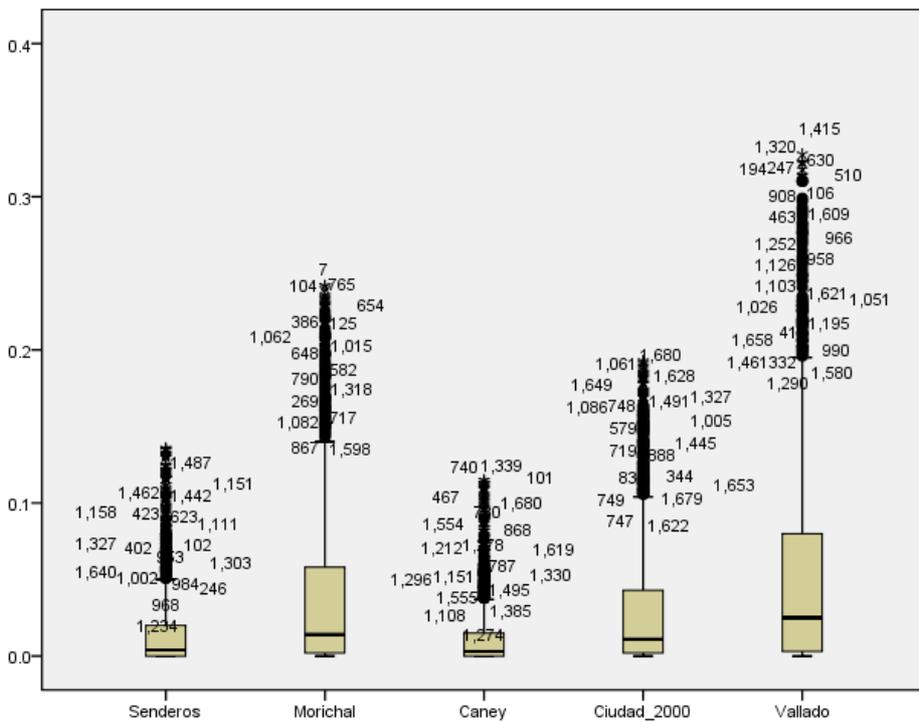
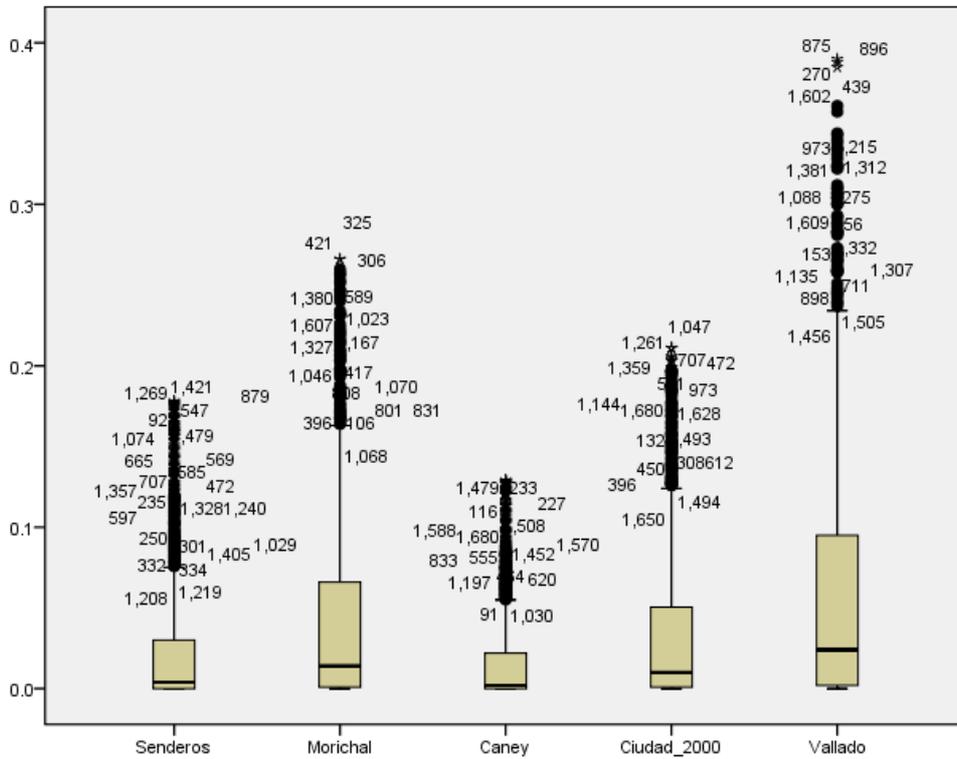


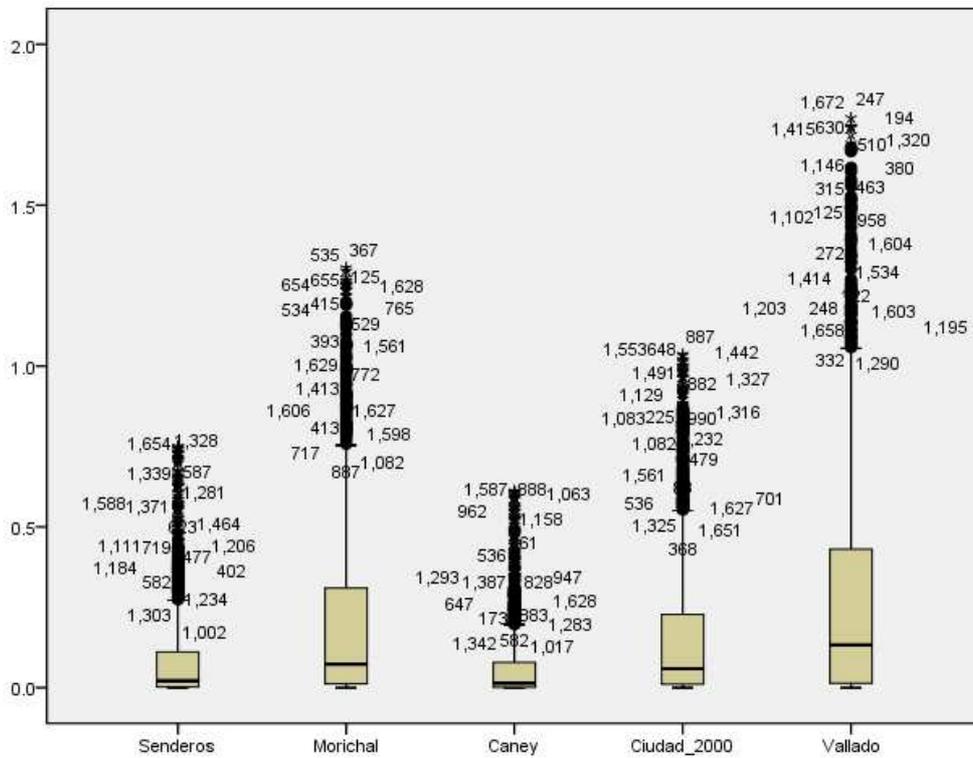
Figura 12. Diagrama de cajas representando las concentraciones de BTX en la zona de influencia para los dos periodos, obtenidas por simulación



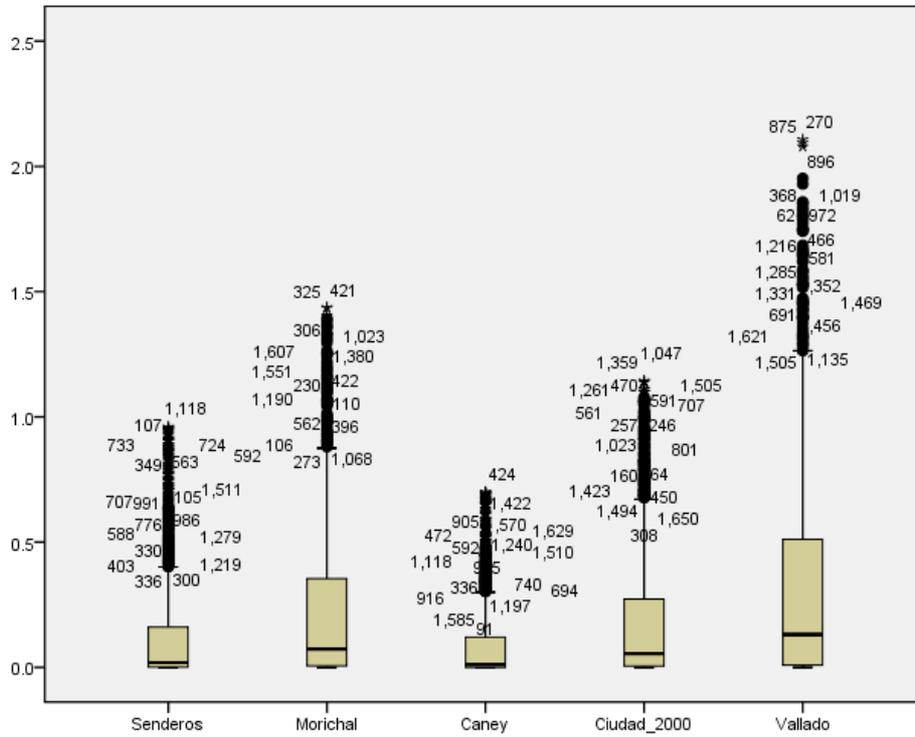
(a) Benceno periodo 1



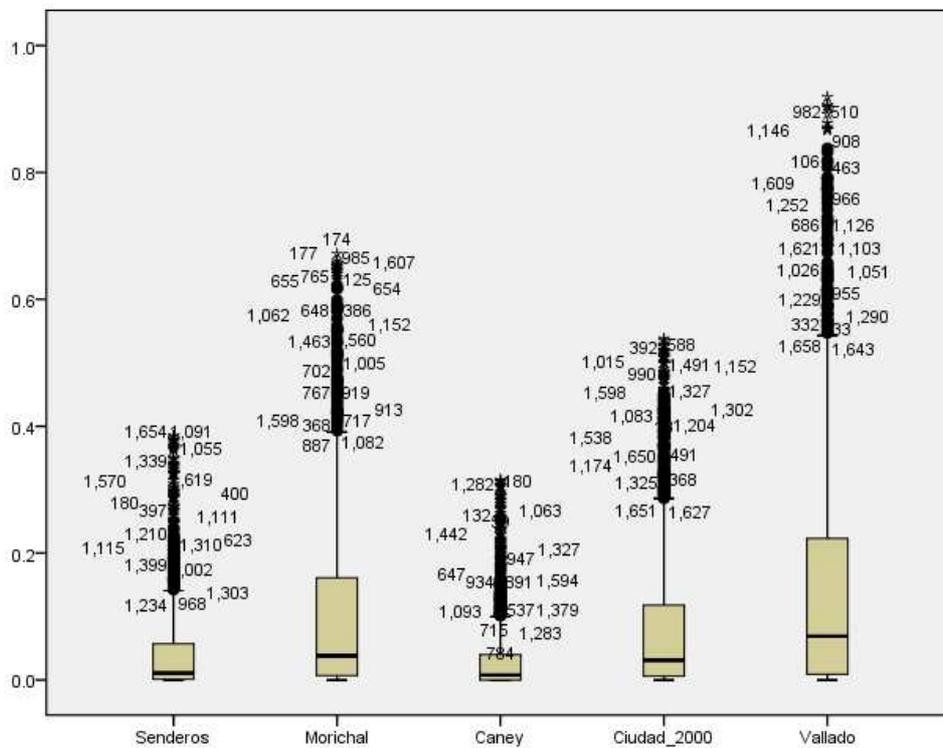
(b) Benceno periodo 2



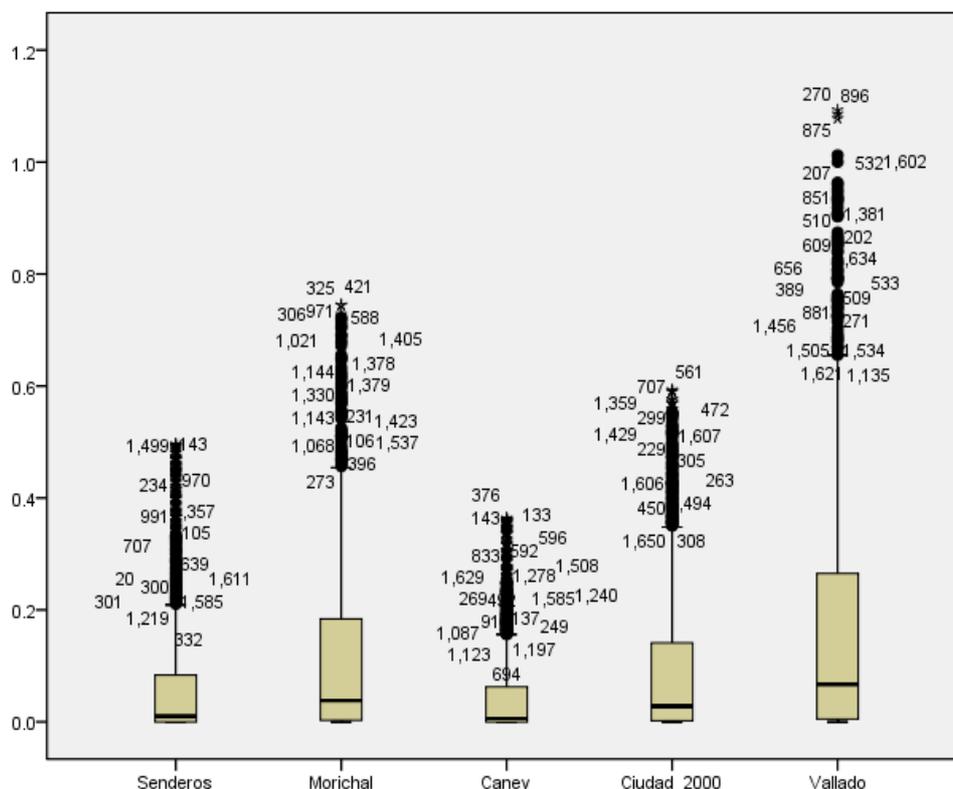
(c) Tolueno periodo 1



(d) Tolueno periodo 2



(e) Xileno periodo 1



(e) Xileno periodo 2

Como se aprecia en las anteriores gráficas, los valores de BTX en Navarro son significativamente mayores a las concentraciones encontradas para la zona de influencia, en donde las concentraciones más altas se encontraron en Vallado seguido de Morichal, y los menores valores se encontraron en Caney.

6.1.2.1 BENCENO

Para el caso del BN, el intervalo de concentraciones se encontró entre 0.0000 y 17.0880 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que para la zona de influencia el intervalo estuvo entre 0.0000 y 0.3280 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el primer periodo y entre 0.0000 y 0.3900 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el segundo. Los valores máximos se encontraron para el Vallado, el valor mínimo de 0.0000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ se encontró en todos los puntos. En el anexo B tabla B7 se encuentra la estadística descriptiva para las concentraciones de benceno, en cada punto y periodo simulado.

En la gráfica 13 se puede ver la tendencia de las concentraciones encontradas para navarro, comparadas con el valor límite dado por la resolución 610 del 24 de marzo de 2010 para un periodo de exposición anual (5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), y la concentración de referencia (0.03 mg/m^3) dado por la IRIS de la EPA.

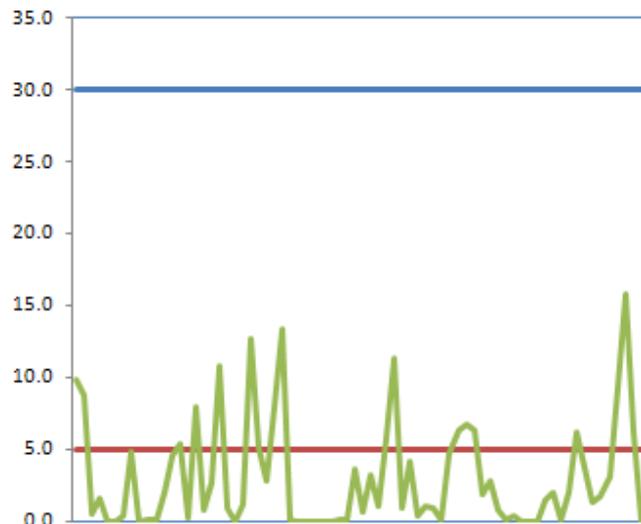


Figura 13. Comportamiento de las concentraciones de Benceno obtenidas por simulación, en Navarro para los dos periodos frente a valores normativos ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ vs tiempo)

Como se aprecia en la gráfica, el valor de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se sobrepasa en varias oportunidades; sin embargo, la exposición en ningún caso alcanza el especificado por la norma (1 año), por lo que se puede concluir, que frente a este valor, las concentraciones encontradas no representan riesgo para la población expuesta. Frente al valor límite dado por la legislación Colombiana, se puede ver que todos los valores se encuentran significativamente por debajo.

En cuanto a las concentraciones encontradas para la zona de influencia, el valor máximo encontrado se encuentra por debajo de los valores límites de referencia comentados con anterioridad.

6.1.2.2 TOLUENO

Para el caso del BN, el intervalo de concentraciones para el Tolueno, se encontró entre 0.0000 y $92.2740 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que para la zona de influencia el intervalo estuvo entre 0.0000 y $1.7720 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el primer periodo y entre 0.0000 y $2.1070 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el segundo. Los valores máximos se encontraron para el Vallado, el valor mínimo de $0.0000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se encontró en todos los puntos. En el anexo B tabla B8 se encuentra la estadística descriptiva para las concentraciones de tolueno, en cada punto y periodo simulado.

En la gráfica 14 se puede ver la tendencia de las concentraciones de Tolueno encontradas para Navarro, comparada con el valor límite dado por la resolución 610 del 24 de marzo de 2010 para un periodo de exposición semanal ($260 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

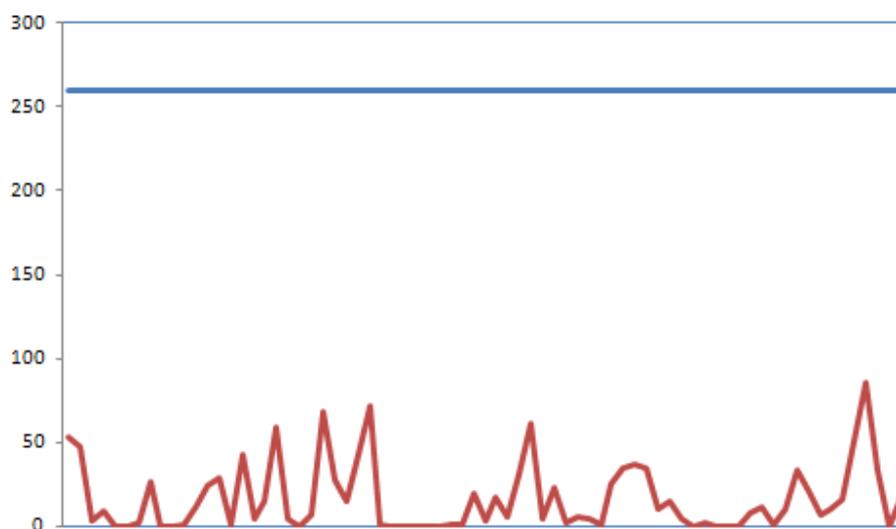


Figura 14. Comportamiento de las concentraciones de Tolueno obtenidas por simulación en Navarro para los dos periodos frente a valores normativos ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ vs tiempo)

Como se aprecia en la gráfica, el valor de $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no es sobrepasado en ningún momento por lo que se puede concluir, que frente a este valor, las concentraciones encontradas no representan riesgo. Frente a la concentración de referencia dada por la EPA, ($5 \text{ mg}/\text{m}^3$) los valores se encuentran muy por debajo de este límite. De igual manera en el caso de la zona de influencia, las concentraciones halladas son significativamente menores a los valores de referencia enunciados.

6.1.2.3 XILENO

Para el caso del BN, el intervalo de concentraciones para el Xileno, se encontró entre 0.0000 y $47.8460 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que para la zona de influencia el intervalo estuvo entre 0.0000 y $0.9190 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el primer periodo y entre 0.0000 y $1.0930 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el segundo. Los valores máximos se encontraron para el Vallado, el valor mínimo de $0.0000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se encontró en todos los puntos. En el anexo B tabla B9 se encuentra la estadística descriptiva para las concentraciones de xileno, en cada punto y periodo simulado.

Respecto a los valores límites de referencia $4800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para exposiciones diarias, $870 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para exposiciones anuales, valores dados por la OMS (OMS, 2004) y la concentración de referencia $0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$, dada por la IRIS de la EPA, las concentraciones encontradas, tanto para el basurero como para la zona de influencia, se encuentran significativamente por debajo, el mayor valor encontrado por simulación, corresponde a $47.8460 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valor que está casi 20 veces por debajo del límite más conservador.

6.1.3 COMPARACION ENTRE MONITOREO - SIMULACION

El comportamiento de la dispersión según la simulación para benceno y tolueno es similar a lo encontrado por el muestreo realizado (ver figuras 5 a 8 y 12), para los dos casos las menores concentraciones se encontraron en los punto más cercanos del basurero (senderos, caney) y los mayores valores en el vallado (punto de muestreo mas alejado). Para el caso del muestreo en Xileno se presenta un variación en la tendencia encontrada

en los demás casos, ya que las mayores concentraciones se presentan en puntos de muestreo intermedios como Morichal y Ciudad 2000.

Según las pruebas realizadas, para el caso del punto ubicado en el Basurero de Navarro se concluye que no existen diferencias significativas ($p > 0,95$) para la media entre los datos encontrados por simulación y monitoreo para todos los compuestos, en los dos periodos (ver anexo B tablas B21 y B22). Lo anterior permite inferir que las concentraciones de BTX en el Basurero de Navarro pueden obedecer principalmente a las emisiones producidas por el relleno mismo.

Para la zona de influencia, los datos nos permiten concluir con un nivel de confianza del 95%, que existen diferencias estadísticas significativas entre lo obtenido por simulación y lo obtenido por monitoreo. Esto permite inferir que fuentes diferentes al BN predominan en la zona estudiada.

6.2 ESTIMACION DEL RIESGO

Se estimó el riesgo potencial cancerígeno por exposición a benceno y no cancerígeno por exposición a BTX. A pesar de que en la actualidad, no hay población humana habitando el Basurero de Navarro, se estimó también el riesgo potencial en esta zona, con el fin de determinar la viabilidad de futuros planes de vivienda en el BN, que no generen riesgos a salud significativos para la población.

El riesgo potencial se estimó para las concentraciones obtenidas por monitoreo y por simulación separadamente, en el primer caso con el fin de estimar el riesgo por exposición a los contaminantes según las concentraciones existentes en la zona, en el segundo caso con el fin de estimar el riesgo producto de las emisiones provenientes del basurero de Navarro. Para el caso de los datos obtenidos por monitoreo se realizó una estimación determinística y para los datos obtenidos por simulación una estimación estocástica, mediante simulación de Monte Carlo.

6.2.1 ESTIMACION DEL RIESGO DETERMINISTICO

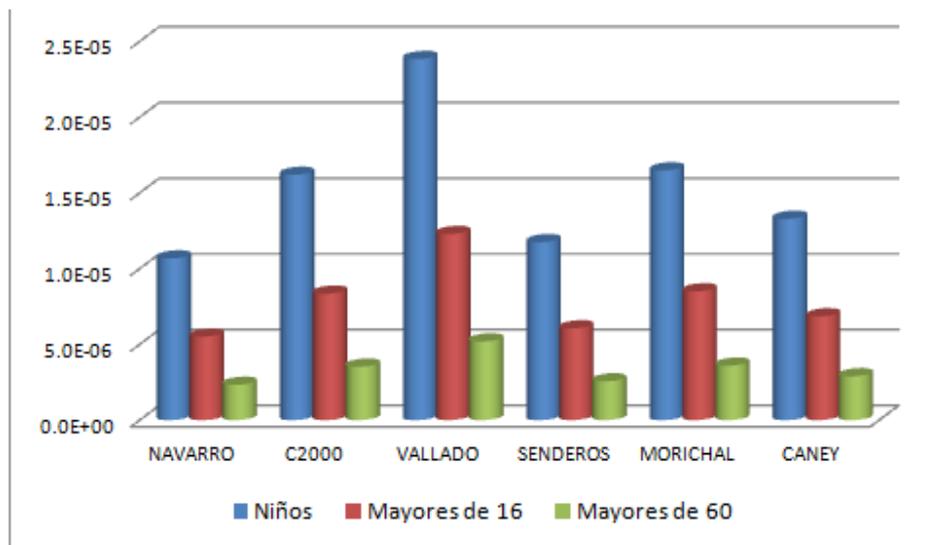


Figura 15. Riesgo potencial cancerígeno por exposición a Benceno para los grupos poblacionales estudiados en cada sector

En la gráfica 15 se observan los valores de riesgo potencial cancerígeno por exposición a benceno en los diferentes lugares y grupos poblacionales seleccionados. En general el riesgo potencial cancerígeno por exposición a Benceno, estuvo entre 2.3×10^{-06} y 2.4×10^{-05} , encontrándose el menor valor para los adultos mayores de 60 años habitando en Navarro y los mayores valores para niños nacidos en la zona de influencia. Los mayores valores de riesgo se encontraron en Vallado y de la zona de influencia Senderos de Lili tiene los menores.

Los valores estimados de riesgo indican que en la zona de influencia podrían encontrarse entre los 2.3 casos por millón de habitantes y 2.4 casos de cáncer por cada 100.000 habitantes. Aunque estos valores no son mayores que el límite generalmente usado como aceptable de 1×10^{-04} (un caso / 10.000 habitantes), no pueden considerarse insignificantes, pues indican que si hay incidencia probable en la enfermedad por parte de la presencia de este contaminante.

En el caso del riesgo no cancerígeno, se debe tener en cuenta que para la estimación se supuso una exposición continua para todos los grupos poblacionales (24 horas/día y 365 días/año), esto hace que la concentración de exposición (EC) hallada por las expresiones (5) a (7), sea la misma para los tres grupos poblacionales.

El intervalo de valores para riesgo no cancerígeno se estimó entre 0.0011 y 0.2977, para Senderos y Vallado respectivamente. En la gráfica 16 se aprecian los resultados encontrados para cada compuesto y punto monitoreados. Adicionalmente se encuentra el riesgo acumulado calculado para los tres compuestos.

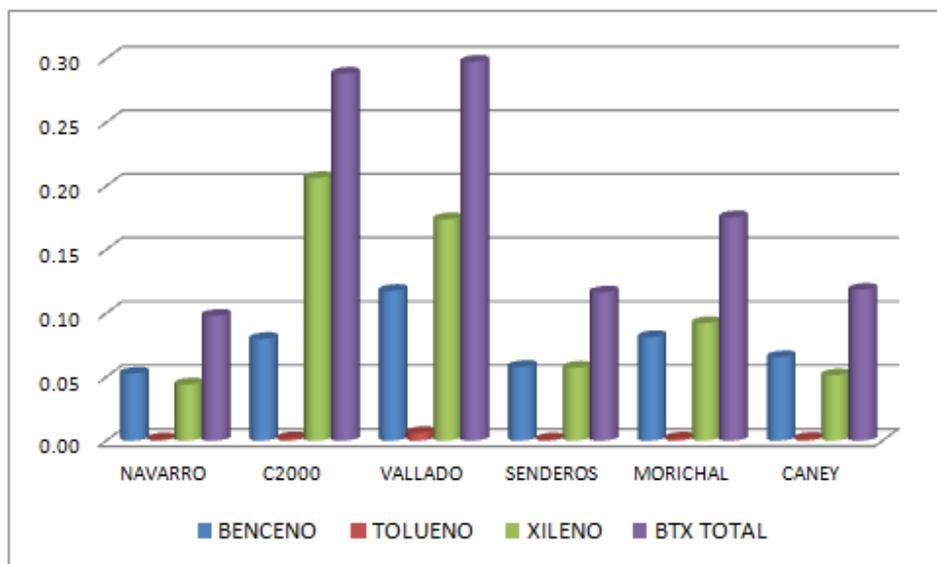


Figura 16. Riesgo potencial no cancerígeno por exposición a BTX

Teniendo en cuenta los valores estimados en todos los puntos se encuentran muy por debajo de la unidad, podemos concluir que la exposición a BTX en el BN y en la zona de influencia no representa un riesgo a la salud para la población analizada.

6.2.2 ESTIMACION DEL RIESGO ESTOCASTICO

En el caso de riesgo cancerígeno, el valor máximo estimado fue de 1×10^{-4} (un caso / 10 mil habitantes), el cual corresponde al riesgo máximo estimado para niños nacidos en el basurero, y el menor a 1.5×10^{-21} encontrado para adultos mayores a 60 años ubicados en Senderos de Lili.

En las gráficas 17 y 18, se encuentran los datos correspondientes al riesgo potencial cancerígeno estimado para todos los puntos y grupos de edad analizados. Teniendo en cuenta que el valor máximo puede proporcionar una sobrestimación significativa del riesgo potencial, para el análisis del peor de los casos se utilizó el percentil 95 (EPA, 2001; Durmusoglu *et al.*, 2009).

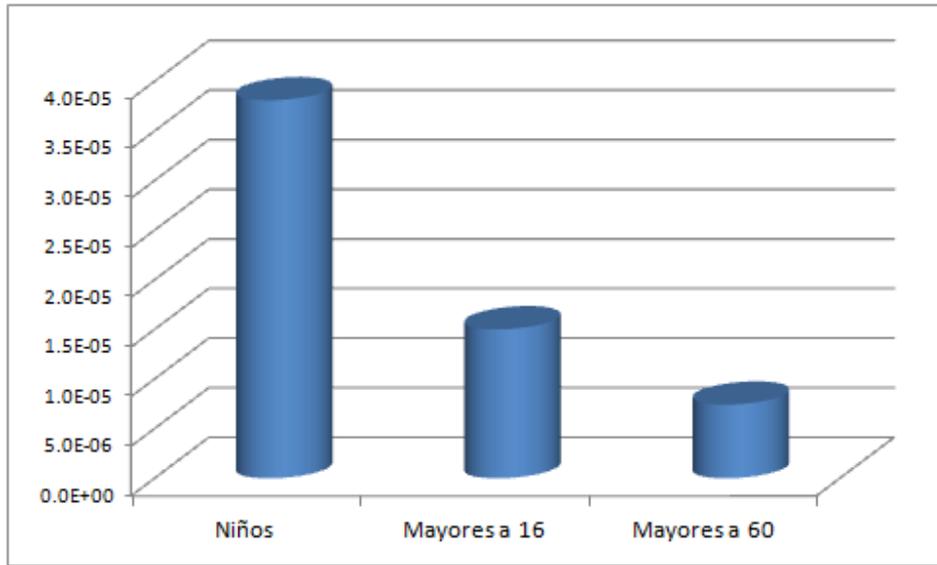


Figura 17. Percentil 95 del riesgo potencial cancerígeno estimado en el Basurero de Navarro

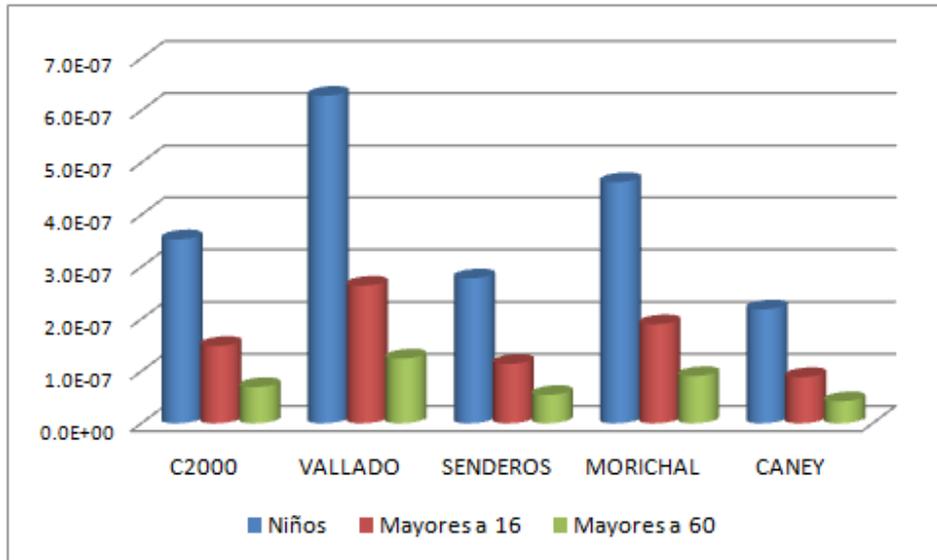


Figura 18. Percentil 95 del riesgo potencial cancerígeno estimado en la zona de influencia

En las gráficas anteriores se aprecia que los niños nacidos en la zona tienen asociado el mayor riesgo potencial cancerígeno en todos los puntos analizados ($4,3 \times 10^{-21}$ – $3,8 \times 10^{-05}$). Por otro lado los adultos mayores a 60 años presentan el menor riesgo ($1,5 \times 10^{-21}$ – $7,4 \times 10^{-06}$). Este resultado se explica teniendo en cuenta que para los menores de 16 años se utilizan factores de ajuste que tienen en cuenta la exposición a edades tempranas que aumentan el riesgo de cáncer. Igualmente para el caso de los adultos mayores a 60 años, el riesgo potencial resulta ser el menor, teniendo en cuenta que es la población que tiene los menores periodos de exposición. Se encuentra también que en la zona de influencia, el percentil 95 en ninguno de los casos supera el valor de referencia de 1×10^{-06} (1 caso por millón de habitantes), por lo que podemos concluir que el riesgo de cáncer por exposición a Benceno en la zona de influencia del basurero de Navarro se puede considerar insignificante.

Para el caso del basurero de Navarro, los valores correspondientes al percentil 95 para niños nacidos en el BN, adultos mayores a 16 años y adultos mayores a 60 años, respectivamente son: $3,8 \times 10^{-05}$, $1,5 \times 10^{-05}$ y $7,4 \times 10^{-06}$. Tanto en niños como adultos mayores a 16 años el riesgo estimado en 3.8 y 1.5 casos por cada cien mil habitantes respectivamente, no pueden considerarse insignificantes, ya que se encuentran por encima del valor de referencia (un caso por millón de habitantes). Sin embargo los dos valores se encuentran por debajo del límite considerado como aceptable (un caso por diez mil habitantes).

En la gráfica 19 se aprecia la distribución de los datos de riesgo, estimados para niños nacidos en el basurero. En la gráfica se aprecia que los datos tienen una asimetría pronunciada al lado derecho, por lo que el valor máximo encontrado, en este caso 1×10^{-04} se encuentra muy alejado del percentil 95 y del promedio de los datos, lo que confirma que para el análisis de los datos, el máximo valor en cada serie encontrada resultaría en una sobrestimación del riesgo. De igual manera podemos apreciar que el valor promedio para el mismo punto y población, es superior al límite de 1×10^{-06} y corresponde a 9.26 casos de cáncer por millón de habitantes, valor que no se puede considerarse insignificante, aunque si aceptable.

Para los demás grupos poblacionales y puntos analizados el comportamiento del riesgo tiene una tendencia similar a la comentada en el párrafo anterior. Las distribuciones encontradas para todos los casos se pueden apreciar en el anexo C gráficas C1, de igual forma los valores principales para cada grupo de datos se puede apreciar en el anexo B Tabla B10.

Para el caso de riesgo no cancerígeno, la estimación del riesgo arrojó valores entre $2,8 \times 10^{-17}$ y $8,4 \times 10^{-01}$, el mínimo valor se encontró para adultos mayores de 16 años que habitan El Caney y el máximo se encontró para niños nacidos en el basurero de Navarro.

En la gráfica 20, se encuentran representados los valores de riesgo no cancerígeno acumulado por exposición a BTX en el basurero de Navarro. El percentil 95 más alto se encontró para niños y corresponde a un valor de $3,5 \times 10^{-01}$. Los máximos valores de riesgo estimados (correspondientes al percentil 95) por exposición a benceno, tolueno y xileno respectivamente son: $2,7 \times 10^{-01}$, $8,6 \times 10^{-03}$ y $2,1 \times 10^{-01}$ y corresponden en los tres compuestos a exposición de niños nacidos en la zona. Al igual que para el caso del monitoreo, encontramos que el mayor riesgo se asocia a exposición a benceno y el menor a tolueno.

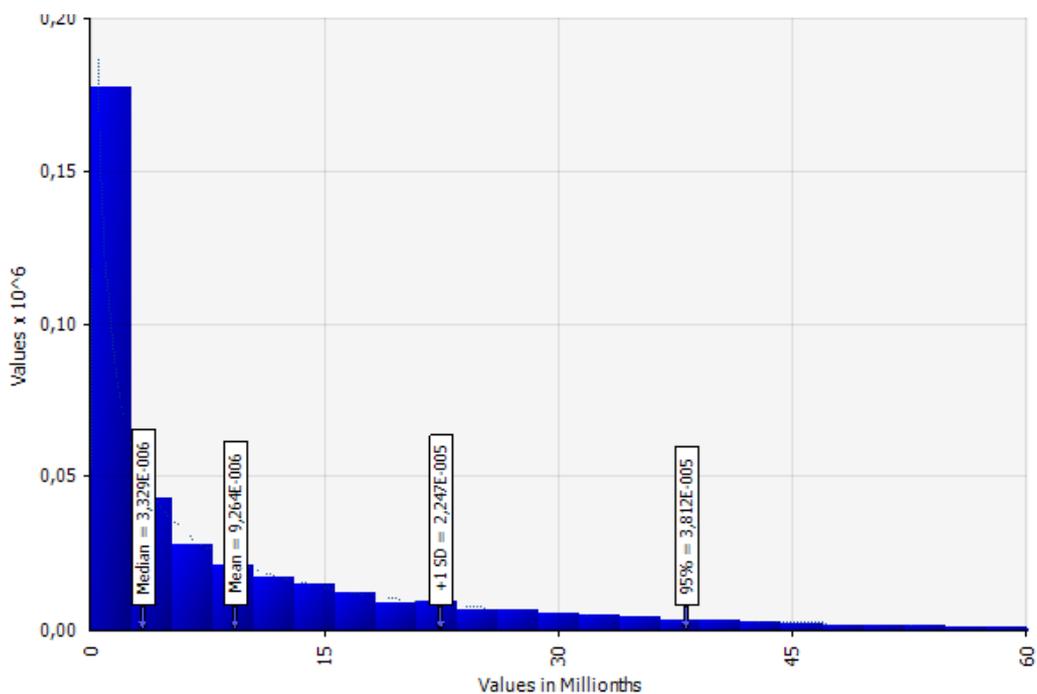


Figura 19. Distribución riesgo cancerígeno por exposición a Benceno en niños nacidos en el basurero

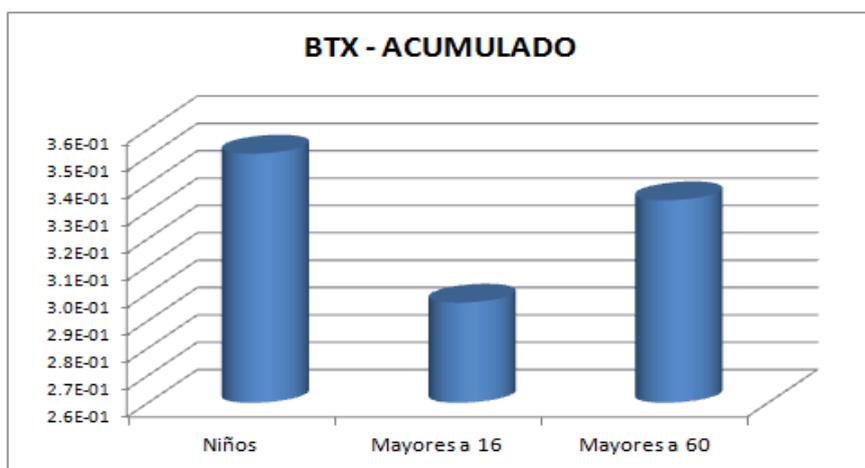


Figura 20. Percentil 95 del riesgo potencial acumulado no cancerígeno por exposición a BTX en Navarro

En la gráfica 21, se puede ver la distribución de los datos correspondientes al riesgo no cancerígeno acumulado por exposición a BTX de niños nacidos en el basurero. En ella podemos apreciar que se presenta una menor asimetría de los datos, en relación a lo encontrado para el riesgo cancerígeno, lo cual nos indica una menor dispersión de los datos de riesgo no cancerígeno estimados en el Basurero de Navarro. En el anexo C gráficas C2, se pueden apreciar las distribuciones encontradas para cada compuesto y grupo poblacional analizado en el basurero de Navarro, de igual manera en el anexo B

tablas B11 a B14 se encuentra el resumen de los datos encontrados para todos los compuestos y puntos analizados.

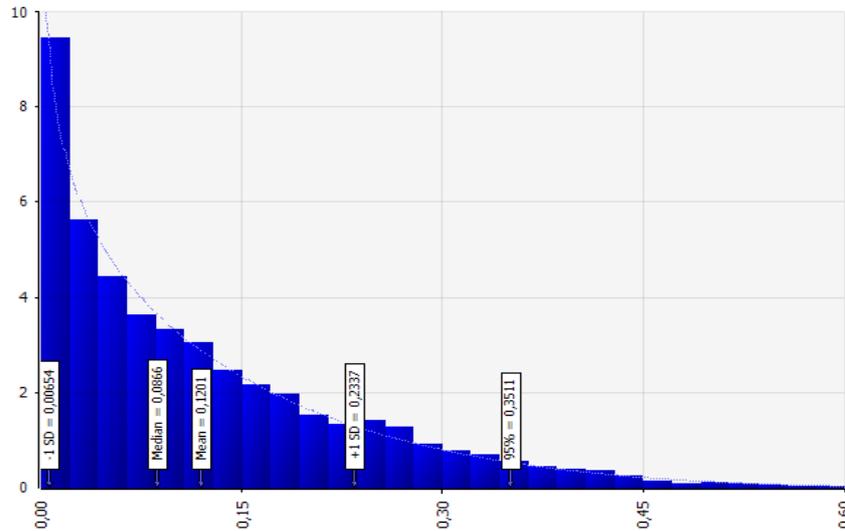


Figura 21. Distribución del Riesgo no cancerígeno acumulado por exposición a BTX, para niños nacidos en Navarro

En cuanto a la zona de influencia los mayores valores correspondientes al percentil 95 fueron los siguientes: 4.2×10^{-3} , 1.4×10^{-4} y 3.5×10^{-3} , para benceno, tolueno y xileno respectivamente, estos tres valores se obtuvieron para niños nacidos en el Vallado. En las siguientes gráficas (figura 22) se observan los valores obtenidos por cada grupo poblacional, punto simulado y para cada compuesto.

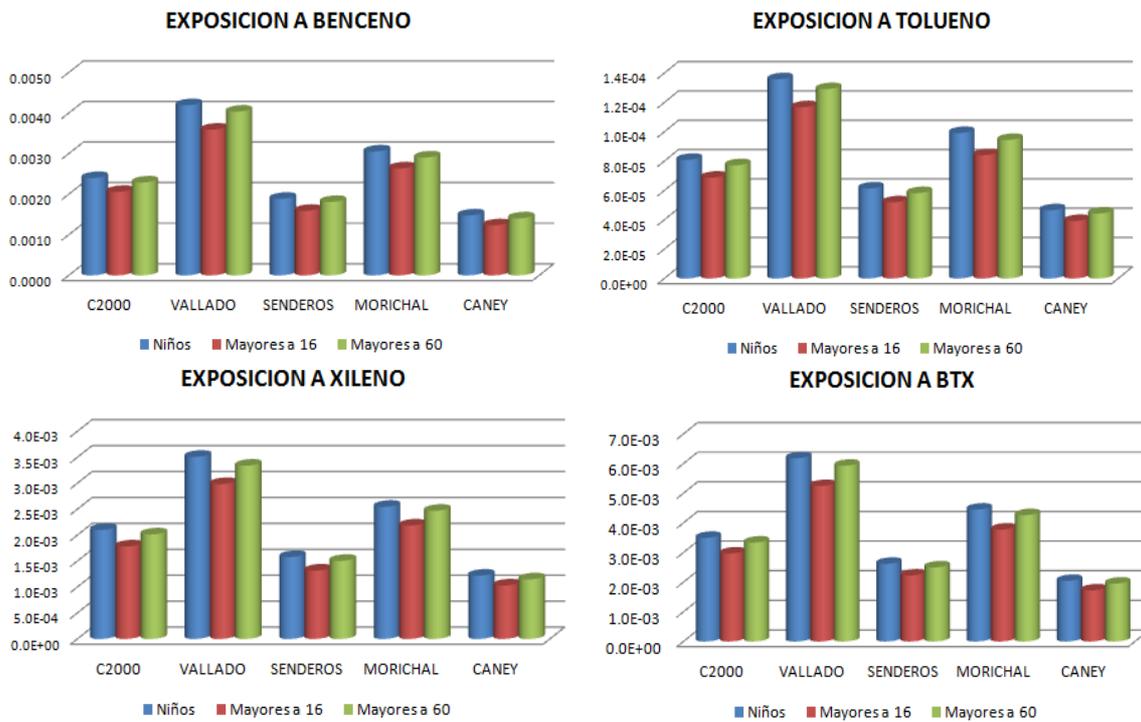


Figura 22. Percentil 95 del riesgo potencial cancerígeno por exposición a BTX en la zona de influencia

Se aprecia que los mayores valores de riesgo no cancerígeno se encontraron en el Vallado y Morichal respectivamente, así como los menores se obtuvieron en el Caney. También se puede observar que los mayores valores de riesgo se encuentran asociados a niños nacidos en la zona y los menores a adultos mayores a 16 años. En cuanto al riesgo acumulado por exposición a los tres compuesto el máximo percentil 95 resulto ser igual a 6.2×10^{-03} , encontrado en el Vallado.

En la siguiente gráfica (Figura 23), se aprecia la distribución del riesgo acumulado para niños nacidos en el Vallado, en ella encontramos la menor asimetría de los casos anteriormente comentados. En el anexo C gráficas C2, se aprecian las distribuciones encontradas en la zona de influencia para cada compuesto, grupo poblacional y punto simulado y en el anexo B tablas B11 a B14, se presentan el resumen de los datos encontrados en cada caso.

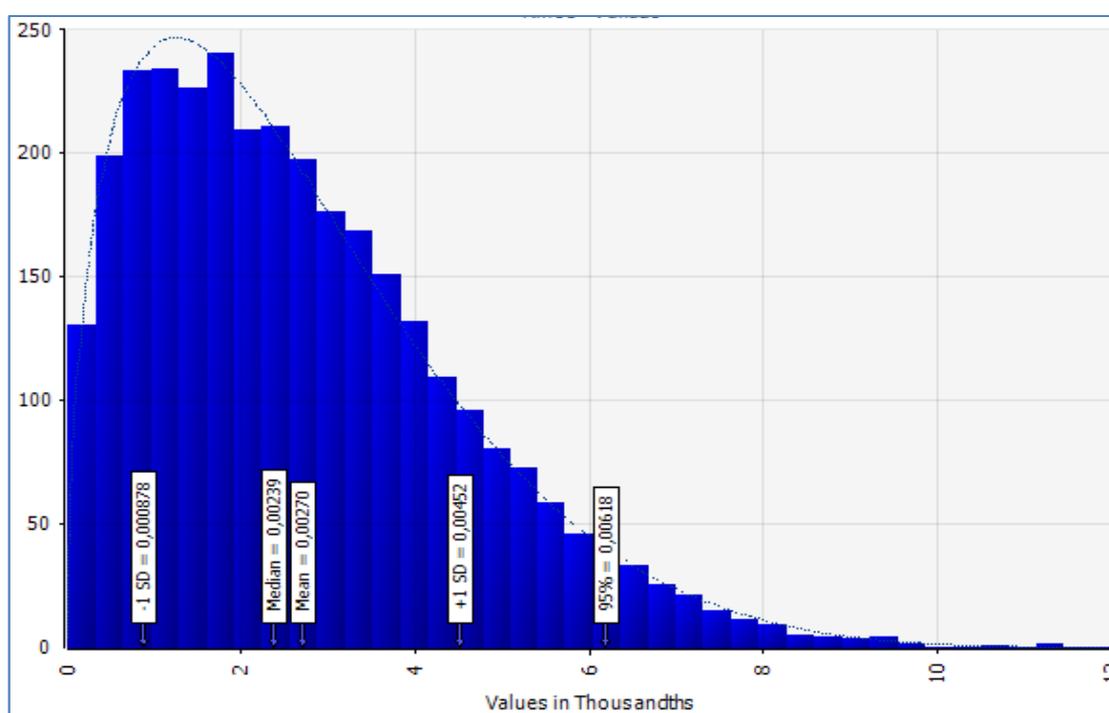


Figura 23. Riesgo potencial no cancerígeno por exposición a BTX de niños nacidos en Vallado

Los valores de riesgo cancerígeno y no cancerígeno encontrados nos permiten concluir que la exposición a benceno, tolueno y xileno emitidos desde el Basurero de Navarro no representan un riesgo para la población expuesta. Este resultado, coincide con lo encontrado por otras investigaciones similares. En la tabla 12 se encuentran los principales valores encontrados en otros estudios.

Tabla 12. Resultados de riesgo encontrados en diferentes estudios

Autor	Resultado	Fuente de contaminación
(Durmusoglu <i>et al.</i> , 2009)	RC = 6.75×10^{-5} (Benceno) HQ = 0.038 (Tolueno) HQ = 0.57 (Xileno)	Relleno
(Davoli <i>et al.</i> , 2009)	RC = 9.2×10^{-14} (Pah's) HC = 1.6×10^{-14} (Pah's)	Relleno
(Jafari and Ebrahimi, 2007)	RC = 3.6×10^{-5} (Benceno)	Contaminación vehicular – zona

Autor	Resultado	Fuente de contaminación
(Ofungwu and Eget, 2006)	RC = 1.3×10^{-5} (COV) HQ = 1×10^{-1} (COV)	urbana Relleno
(Horacio and Bo, 2007)	RC = 13.9×10^{-5} (Benceno) HQ = 1.97 (Benceno)	Contaminación Urbana
(Zhou <i>et al.</i> , 2010)	RC = 98.71×10^{-5} (Benceno)	Contaminación Urbana
Presente estudio	RC = 3.8×10^{-05} HQ = 2.7×10^{-01} (Benceno) HQ = 8.6×10^{-03} (Tolueno) HQ = 2.1×10^{-01} (Xileno)	Relleno

Como vemos, los valores de riesgo cancerígeno obtenidos en estos estudios pueden considerarse aceptable ya que no superan el límite de aceptabilidad de un caso por 10 mil habitantes, sin embargo no pueden ser considerados insignificantes ya que se encuentran por encima del valor límite de un caso por millón de habitantes.

Para el riesgo no cancerígeno, se puede ver que los valores no superan la unidad excepto para el estudio realizado por (Horacio and Bo, 2007) en donde el riesgo para benceno de personas que trabajan en exteriores es de 1.97.

7 SUPUESTOS E INCERTIDUMBRES

A continuación se presentan los supuestos utilizados en la estimación del riesgo que pueden generar incertidumbre en los resultados obtenidos.

Las encuestas realizadas en la zona, no tuvieron en cuenta la población adulta que trabaja fuera de la zona de influencia, por esta razón la frecuencia de exposición para este grupo poblacional (mayores a 16 años) es bastante alto. Este sesgo realizado en las encuestas, representa una sobrestimación del riesgo calculado.

Para el tiempo de exposición (ET), se tuvieron en cuenta la cantidad de domingos (52), días feriados en Colombia (18) y un periodo vacacional de 15 días, para todos los grupos poblacionales. Con estos datos se supuso que el tiempo de exposición mínimo (280) en días al año, corresponde a una persona que se retira de la zona de influencia, el total de los días descritos en este párrafo, la duración máxima se supuso en 365 días/año y el valor más probable como el promedio entre máximo y mínimo. Este supuesto se realizó, teniendo en cuenta que no existen estadísticas para esta variable.

La duración de la exposición se tomó de los valores publicados por la EPA (EPA, 2009b). Sin embargo estos valores corresponden a estudios de poblaciones diferentes a la colombiana, por lo que su utilización conlleva una incertidumbre en las estimaciones realizadas.

Las encuestas realizadas obtuvieron información de la exposición de los grupos poblacionales en la zona de influencia durante 17 horas del día, por tal razón para obtener la frecuencia de exposición total (horas /día), en cada grupo poblacional, se prorratearon los datos. Este cálculo representa una incertidumbre en el valor real de esta variable.

Finalmente, las emisiones de BTX a partir del basurero de Navarro no fueron medidas en campo, estos datos se calcularon mediante la metodología comentada en el capítulo respectivo. Por tal razón, a pesar de que los resultados encontrados en la simulación son coherentes con lo obtenido por monitoreo en el basurero y otros estudios realizados, existe un error o incertidumbre asociado a este cálculo.

8 CONCLUSIONES

El punto de la zona de influencia que presentó las mayores concentraciones, tanto en monitoreo como simulación, fue El Vallado, excepto para el caso de Xileno, compuesto que según el monitoreo presenta las mayores concentraciones en Ciudad 2000. El punto con las menores concentraciones de BTX, resultó ser Caney en el caso de la simulación y Senderos de Lilli en el caso del monitoreo.

Las concentraciones encontradas por monitoreo y simulación no exceden en ningún caso, los límites de concentración establecidos por la normatividad colombiana (Resolución 610 de 2010 del MAVDT), ni los valores de referencia de organismos e instituciones internacionales (EPA, 2011; OMS, 2004).

Los siguientes resultados sugieren que la influencia del basurero de Navarro en la contaminación por BTX de la zona afectada es débil respecto a otras fuentes antropogénicas:

- Las concentraciones de BTX en la zona de influencia, obtenidas por monitoreo, son mayores a las obtenidas en el Basurero de Navarro.
- Se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las concentraciones de la zona de influencia, obtenidas por simulación, y las obtenidas por monitoreo en cada punto.

Los valores de riesgo cancerígeno estimados en el Basurero de Navarro indican que existe un riesgo aceptable, es decir menor a un caso por cada diez mil habitantes pero no se considera despreciable, ya que se estimaron valores mayores a un caso por cada millón de habitantes. Teniendo en cuenta lo anterior la realización de futuros proyectos de vivienda deberían profundizar en este aspecto para los respectivos análisis de viabilidad.

La población con mayor riesgo de cáncer son los niños nacidos en la zona de influencia, en todos los puntos los valores de riesgo se encontraron por encima de 1×10^{-05} (un caso por cada cien mil habitantes). En el caso de adultos mayores a 16 y adultos mayores a 60 años, los últimos presentan los menores valores de riesgo cancerígeno, debido principalmente al corto periodo de exposición que pueden tener en la zona de influencia analizada.

Los valores de riesgo cancerígeno en la zona de influencia, estimados para las concentraciones obtenidas por simulación, resultan despreciables teniendo en cuenta que en ningún caso se supera el límite de un caso por millón de habitantes. Esto significa que las emisiones de BTX producidas por el Basurero de Navarro no representan riesgo cancerígeno para los grupos poblacionales que habitan la zona de influencia.

El mayor valor de riesgo cancerígeno estimado mediante el modelo determinístico fue de 2.4×10^{-05} (2.4 casos por cada cien mil habitantes). Esto permite sugerir que la presencia de benceno en el aire de la zona de estudio representa un riesgo de cáncer aceptable (por debajo del caso por cada diez mil habitantes) pero no despreciable (por encima del caso por millón de habitantes).

Los valores de riesgo no cancerígeno estimados, en todos los casos resultaron menores de la unidad, lo que permite sugerir que los niveles de contaminación por BTX en la zona analizada, no representan un riesgo a la salud.

9 BIBLIOGRAFIA

- Al-Khatib, I. A., Monou, M., Abdul Salam Zahra, F. A., Shaheen, H. Q. and Kassinos, D. (2010) Solid waste characterization, quantification and management practices in developing countries. A case study: Nablus district - Palestine. *Journal of Environmental Management*, In Press, Corrected Proof.
- ATSDR (2009) Agencia Para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades - ToxFAQs (CAS # 71-43-2, 108-88-3, 1330-20-7, 100-41-4). Vol. 2010.
- Azcuntar, O. (2009) Impacto del basurero de Navarro sobre la calidad de las aguas subterráneas del municipio de Cali, Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. Dirección Técnica Ambiental. Informe Interno.
- Batool, S. A. and Ch, M. N. (2009) Municipal solid waste management in Lahore City District, Pakistan. *Waste Management*, 29, 1971-1981.
- Berger, A., Melice, J. L. and Demuth, C. L. (1982) Statistical distributions of daily and high atmospheric SO₂-concentrations. *Atmospheric Environment* (1967), 16, 2863-2877.
- Bogner, J., Scheutz, C., Chanton, J., Blake, D., Morcet, M., Aran, C. and Kjeldsen, P. (2003) Field measurement of non-methane organic compound emissions from landfill cover soils.
- Butt, T. E., Lockley, E. and Oduyemi, K. O. K. (2008) Risk assessment of landfill disposal sites - State of the art. *Waste Management*, 28, 952-964.
- Colville, R. N., Stevens, E. C., Nieuwenhuijsen, M. J. and Keegan, T. J. (2001) Atmospheric dispersion modeling for assessment of exposure to arsenic for epidemiological studies in the Nitra Valley, Slovakia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984-2012), 106, 17421-17431.
- Crawford, J. R. and Garthwaite, P. H. (2005) Evaluation of Criteria for Classical Dissociations in Single-Case Studies by Monte Carlo Simulation. *Neuropsychology*, 19, 664-678.
- Chiriac, R., Carre, J., Perrodin, Y., Fine, L. and Letoffe, J. M. (2007) Characterisation of VOCs emitted by open cells receiving municipal solid waste. *Journal of hazardous materials*, 149, 249-263.
- DANE (2012) Indicadores de Mortalidad. Proyecciones Anuales de población por sexo y edad 1985 - 2015. Departamento Administrativo Nacional de Estadística - Colombia. Estudios censales No. 4. <http://www.dane.gov.co>.
- Davoli, E., Fattore, E., Paiano, V., Colombo, A., Palmiotto, M., Rossi, A. N., Il Grande, M. and Fanelli, R. (2009) Waste management health risk assessment: A case study of a solid waste landfill in South Italy. *Waste Management*, In Press, Corrected Proof.
- Davoli, E., Gangai, M. L., Morselli, L. and Tonelli, D. (2003) Characterisation of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS. *Chemosphere*, 51, 357-368.
- de la Rosa, D. A., Velasco, A., Rosas, A. and Volke-Sepúlveda, T. (2006) Total gaseous mercury and volatile organic compounds measurements at five municipal solid waste disposal sites surrounding the Mexico City Metropolitan Area. *Atmospheric Environment*, 40, 2079-2088.
- Dincer, F., Odabasi, M. and Muezzinoglu, A. (2006) Chemical characterization of odorous gases at a landfill site by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of chromatography A*, 1122, 222-229.
- Durmusoglu, E., Taspinar, F. and Karademir, A. (2009) Health risk assessment of BTEX emissions in the landfill environment. *Journal of Hazardous Materials*, In Press, Corrected Proof.

- El-Fadel, M., Findikakis, A. N. and Leckie, J. O. (1997) Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*, 50, 1-25.
- EPA (2005) Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/P-03/001F. .
- EPA (2009a) Risk Assessment Guidance for Superfund. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Volumen I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment).
- EPA (2011) Integrated Risk Information System (IRIS) Glossary of Terms. In Consultado en enero de 2013 http://www.epa.gov/iris/help_gloss.htm.
- EPA, U. S. (1989) Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002). Office of Emergency and Remedial Response. US EPA., Washington DC.
- EPA, U. S. (2001) Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part D, Standardized Planning, Reporting, and Review of Superfund Risk Assessments). Office of Emergency and Remedial Response. US Environmental Protection Agency., Washington DC 20460.
- EPA, U. S. (2009b) EXPOSURE FACTORS HANDBOOK. EPA/600/R-09/052A. Office of Research and Development National Center for Environmental Assessment. US EPA., Washington DC.
- Faulín, J. and Juan, Á. (2005) Simulación de Monte Carlo con Excel.
- Gavriil, I., Grivas, G., Kassomenos, P., Chaloulakou, A. and Spyrellis, N. (2006) An application of theoretical probability distributions, to the study of PM10 and PM2.5 time series in Athens, Greece. *Glob NEST J*, 8, 241-251.
- Georgopoulos, P. G. and Seinfeld, J. H. (1982) Statistical distributions of air pollutant concentrations. *Environmental Science and Technology*, 16, 401-416.
- Gómez, R., Filigrana, P. and Méndez, F. (2008) Descripción de la calidad del aire en el área de influencia del Botadero de Navarro, Cali, Colombia. *Colombia Médica*, 39 No 3, 245 - 252.
- Hermelín, M. (2007) Entorno natural de 17 ciudades de Colombia, Universidad Eafit, Medellín, Colombia.
- Horacio, T. and Bo, S. (2007) Efectos Cancerígenos y No-Cancerígenos por Exposición a Benceno y 1, 3-Butadieno en Trabajadores y Población de la Ciudad de México.
- Jafari, H. R. and Ebrahimi, S. (2007) A study on risk assessment of benzene as one of the VOCs air pollution. *International Journal of Environmental Research*, 1, 214-217.
- Jarup, L., Briggs, D., de Hoogh, C., Morris, S., Hurt, C., Lewin, A., Maitland, I., Richardson, S., Wakefield, J. and Elliott, P. (2002) Cancer risks in populations living near landfill sites in Great Britain. *British Journal of Cancer*, 86, 1732.
- Kao, A. S. and Friedlander, S. K. (1995) Frequency distributions of PM10 chemical components and their sources. *Environmental science & technology*, 29, 19-28.
- Kassomenos, P., Lykoudis, S. and Chaloulakou, A. A tool for determining urban emission characteristics to be used in exposure assessment. *Environment international*, 36, 281-289.
- Kavcar, P., Sofuoglu, A. and Sofuoglu, S. C. (2009) A health risk assessment for exposure to trace metals via drinking water ingestion pathway. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212, 216-227.
- Kim, K.-H., Baek, S. O., Choi, Y.-J., Sunwoo, Y., Jeon, E.-C. and Hong, J. H. (2006) The Emissions of Major Aromatic Voc as Landfill Gas from Urban Landfill Sites in Korea.(Author abstract). *Environmental Monitoring and Assessment*, 118, 407.

- Kim, K.-H. and Kim, M.-Y. (2002a) The distributions of BTEX compounds in the ambient atmosphere of the Nan-Ji-Do abandoned landfill site in Seoul. *Atmospheric Environment*, 36, 2433-2446.
- Kim, K.-H., Shon, Z.-H., Kim, M.-Y., Sunwoo, Y., Jeon, E.-C. and Hong, J. H. (2008) Major aromatic VOC in the ambient air in the proximity of an urban landfill facility. *Journal of Hazardous Materials*, 150, 754-764.
- Kim, K. H. and Kim, M. Y. (2002b) Mercury emissions as landfill gas from a large-scale abandoned landfill site in Seoul. *Atmospheric environment*, 36, 4919-4928.
- Kulikowska, D. and Klimiuk, E. (2008) The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99, 5981-5985.
- Lu, H. C. (2003) Comparisons of statistical characteristic of air pollutants in Taiwan by frequency distribution. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 53, 608-616.
- Macleod, C., Duarte-Davidson, R., Fisher, B., Ng, B., Willey, D., Shi, J. P., Martin, I., Drew, G. and Pollard, S. (2006) Modeling human exposures to air pollution control (APC) residues released from landfills in England and Wales. *Environment International*, 32, 500-509.
- Maddalena, R. L., McKone, T. E., Bodnar, A. and Jacobson, J. (1999) Development and evaluation of probability density functions for a set of human exposure factors. Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA (US)(US).
- Mazzanti, M. and Zoboli, R. (2008) Waste generation, waste disposal and policy effectiveness: Evidence on decoupling from the European Union. *Resources, Conservation and Recycling*, 52, 1221-1234.
- Méndez, F., Gómez, O., Girón, S., Mateus, J., Mosquera, J., Filigrana, P., Gómez, R., Ocampo, C. and Guloso, L. (2006) Evaluación del Impacto del relleno Sanitario Doña Juana en la salud de grupos poblacionales en su área de influencia.
- Morel, B., Yeh, S. and Cifuentes, L. (1999) Statistical distributions for air pollution applied to the study of the particulate problem in Santiago. *Atmospheric environment*, 33, 2575-2586.
- Morin, V., Morin, J. F., Moineau, M. P. and Codet, J. P. (1999) L'évaluation du risque de trisomie 21 explorée par simulation numérique aléatoire. *Immuno-analyse & Biologie Spécialisée*, 14, 166-174.
- Muñoz, M., Guevara, L., Palop, A. and Fernández, P. S. (2010) Prediction of time to growth of *Listeria monocytogenes* using Monte Carlo simulation or regression analysis, influenced by sublethal heat and recovery conditions. *Food Microbiology*, 27, 468-475.
- Nagaoka, M., Ohta, Y. and Hitomi, H. (2007) Theoretical characterization of coordination space: Adsorption state and behavior of small molecules in nanochanneled metal-organic frameworks via electronic state theory, molecular mechanical and Monte Carlo simulation. *Coordination Chemistry Reviews*, 251, 2522-2536.
- Nieuwenhuijsen, M., Paustenbach, D. and Duarte-Davidson, R. (2006) New developments in exposure assessment: The impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. *Environment International*, 32, 996-1009.
- North, J. C., Frew, R. D. and Peake, B. M. (2004) The use of carbon and nitrogen isotope ratios to identify landfill leachate contamination: Green Island Landfill, Dunedin, New Zealand. *Environment International*, 30, 631-637.
- Ofungwu, J. and Eget, S. (2006) Brownfields and health risks-air dispersion modeling and health risk assessment at landfill redevelopment sites. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2, 253-261.
- OMS (2004) GUIAS PARA LA CALIDAD DEL AIRE - Organización Mundial de La Salud. OPS/CEPIS/PUB/04.110.

- Peña, C. E., Carter, D. E. and Ayala-Fierro, F. (2001) Toxicología ambiental. Evaluación de riesgos y restauración ambiental.[Sitio en Internet] University of Arizona Superfund Basic Research Program (UA SBRP). Hallado en: <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toxamb/>. , 16.
- Pesch, B., Ranft, U., Jakubis, P., Nieuwenhuijsen, M. J., Hergemüller, A., Unfried, K., Jakubis, M., Miskovic, P. and Keegan, T. (2002) Environmental arsenic exposure from a coal-burning power plant as a potential risk factor for nonmelanoma skin carcinoma: results from a case-control study in the district of Prievidza, Slovakia. *American journal of epidemiology*, 155, 798-809.
- Ranft, U., Miskovic, P., Pesch, B., Jakubis, P., Fabianova, E., Keegan, T., Hergemüller, A., Jakubis, M., Nieuwenhuijsen, M. J. and Group, E. S. (2003) Association between arsenic exposure from a coal-burning power plant and urinary arsenic concentrations in Prievidza District, Slovakia. *Environmental health perspectives*, 111, 889.
- Ray, M. R., Roychoudhury, S., Mukherjee, G., Roy, S. and Lahiri, T. (2005) Respiratory and general health impairments of workers employed in a municipal solid waste disposal at an open landfill site in Delhi. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 208, 255-262.
- Schuver, H. J. (2010) Assessing The Public Health Significance Of Subsurface-Contaminant Vapors Intruding Into Indoor Air. In *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*, Vol. 13, pp. 30.
- SUPERSERVICIOS (2009) Situación de la Disposición Final de Residuos Sólidos en Colombia. Superintendencia de servicios públicos.
- Wu, X. (2010) Exponential Series Estimator of multivariate densities. *Journal of Econometrics*, 156, 354-366.
- You, A. H. and Ong, D. S. (2005) Full-band Monte Carlo simulation of thin InP p+i-n+ diodes. *Microelectronics Journal*, 36, 61-65.
- Zhdanov, V. P. (2002) Monte Carlo simulations of oscillations, chaos and pattern formation in heterogeneous catalytic reactions. *Surface Science Reports*, 45, 231-326.
- Zhen-shan, L., Lei, Y., Xiao-Yan, Q. and Yu-mei, S. (2009) Municipal solid waste management in Beijing City. *Waste Management*, 29, 2596-2599.
- Zhou, J., You, Y., Bai, Z., Hu, Y., Zhang, J. and Zhang, N. (2010) Health risk assessment of personal inhalation exposure to volatile organic compounds in Tianjin, China. *Science of the Total Environment*, 409, 452-459.
- Zou, S. C., Lee, S. C., Chan, C. Y., Ho, K. F., Wang, X. M., Chan, L. Y. and Zhang, Z. X. (2003) Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China. *Chemosphere*, 51, 1015-1022.