

**ESTIMACIÓN FRACCIÓN INHALADA DE CONTAMINANTES PRIMARIOS DEL  
AIRE EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN**

**ANA CATALINA JARAMILLO ROJAS**

**UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA  
SISTEMA DE FORMACIÓN AVANZADA  
ESCUELA DE INGENIERÍA  
MAESTRÍA EN INGENIERÍA  
MEDELLÍN  
2019**

**ESTIMACIÓN FRACCIÓN INHALADA DE CONTAMINANTES PRIMARIOS DEL  
AIRE EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN**

**ANA CATALINA JARAMILLO ROJAS**

**Trabajo de grado para optar al título de Magíster en Ingeniería**

**Asesor**

**MARIA VICTORIA TORO GÓMEZ**  
**Ingeniera Química, MSc., PhD.**

**UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA**  
**SISTEMA DE FORMACIÓN AVANZADA**  
**ESCUELA DE INGENIERÍA**  
**MAESTRÍA EN INGENIERÍA**  
**MEDELLÍN**  
**2019**

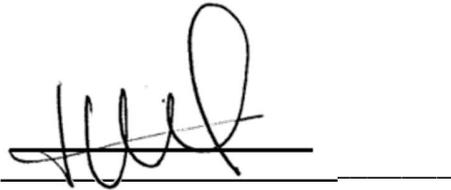
## DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

30 de Enero de 2019

ANA CATALINA JARAMILLO ROJAS

“Declaro que este trabajo de grado no ha sido presentado para optar a un título, ya sea en igual forma o con variaciones, en esta o cualquier otra universidad”

Art 82 Régimen Discente de Formación Avanzada.

A handwritten signature in black ink, consisting of stylized, cursive letters, is written over a horizontal line. The signature appears to be 'AJR'.

Firma

**ESTIMACIÓN FRACCIÓN INHALADA DE CONTAMINANTES PRIMARIOS DEL AIRE  
EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN**

**ESTIMATION INTAKE FRACTION OF PRIMARY AIR POLLUTANTS IN MEDELLIN  
CITY**

**FRACCIÓN INHALADA DE CONTAMINANTES PRIMARIOS DEL AIRE  
INTAKE FRACTION OF PRIMARY AIR POLLUTANTS**

**Palabras claves:** representatividad espacial, población expuesta, impacto ambiental

**RESUMEN**

Se realizó la estimación de la fracción inhalada de los contaminantes primarios: material particulado ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ), monóxido de carbono (CO) y óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ) monitoreados en la ciudad de Medellín, como un factor que puede ser utilizado en la evaluación del impacto en la salud humana por fuentes de contaminación atmosférica. Se procesaron los datos de cuatro variables dependientes del espacio y el tiempo: emisiones, concentración de exposición atribuible, tamaño y tasa de respiración de la población, para el cálculo de la fracción inhalada de cada uno de los contaminantes. Dada la importancia de la relación espaciotemporal de las variables, como el inventario de emisiones atmosféricas se encontraba actualizado para el año 2015, los datos de las demás variables fueron del mismo periodo. Espacialmente se consideró el área de

representatividad espacial de las estaciones de monitoreo de calidad del aire obteniendo celdas con una función de frecuencia mayor a 0.9 en los sitios de monitoreo y contaminantes: MED-PJIC ( $PM_{10}$ ), MED-PJIC (CO), MED-UNNV ( $PM_{2.5}$ ) y MED-UNNV ( $NO_x$ ). Los valores promedio anual de fracción inhalada fueron de 474.74 ppm para  $PM_{10}$  y 28.72 ppm para CO en la estación de monitoreo PJIC y de 150.87 ppm para  $PM_{2.5}$  y 64.12 ppm para  $NO_x$  en la estación de monitoreo UNNV. Se analizaron también los valores de fracción inhalada utilizando las tasas de respiración ponderadas por grupos de edades, así como los promedios horarios, diarios, por día de la semana y por mes de los valores de concentración y emisión de contaminantes.

**Key words:** spatial representativeness, exposed population, environmental impact

## ABSTRACT

The estimation of the intake fraction of primary pollutants: particulate matter ( $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ ), carbon monoxide (CO) and nitrogen oxides ( $NO_x$ ) monitored in the city of Medellín was carried out, as a factor that can be used in the evaluation of the impact on human health for sources of atmospheric pollution. Data of four variables dependent on space and time were processed: emissions, concentration of attributable exposure, size and respiration rate of the population, to calculate the intake fraction of each of the pollutants. Given the importance of the spatio-temporal relationship of the variables, as the inventory of atmospheric emissions was updated for 2015, the data of the other variables were from the same period. Spatially, the spatial representativeness area of the air quality monitoring

stations was considered, obtaining cells with a frequency function greater than 0.9 in the monitoring sites and pollutants: MED-PJIC ( $PM_{10}$ ), MED-PJIC (CO), MED -UNNV ( $PM_{2.5}$ ) and MED-UNNV ( $NO_x$ ). The annual average intake fraction values were 474.74 ppm for  $PM_{10}$  and 28.72 ppm for CO at the PJIC monitoring station and 150.87 ppm for  $PM_{2.5}$  and 64.12 ppm for  $NO_x$  at the UNNV monitoring station. The intake fraction values were also analyzed using the respiration rates weighted by age groups, as well as the hourly, daily, day of the week and monthly averages of the concentration and emission of pollutants values.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire ocurre por la presencia de sustancias de diversos orígenes y composición, que en ciertas cantidades y periodos de tiempo, pueden resultar nocivas. Entre ellas, las más comunes por sus efectos perjudiciales para la salud y el bienestar de los humanos son: el material particulado con tamaños de partícula menores a 10 micras ( $PM_{10}$ ) y 2.5 micras ( $PM_{2.5}$ ), los óxidos de azufre ( $SO_x$ ), los óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ), el monóxido de carbono (CO) y el ozono troposférico ( $O_3$ ), las cuales se agrupan en los denominados contaminantes criterio (IDEAM 2017).

Estos contaminantes se consideran de tipo primarios ya que son emitidos directamente a la atmósfera por una fuente de emisión, a excepción del ozono troposférico que es de tipo secundario formado a partir de reacciones fotoquímicas en presencia de radiación

solar y precursores, tales como los óxidos de nitrógeno y los compuestos orgánicos volátiles (WHO 2006).

Según la organización mundial de la salud (OMS), la carga de enfermedad (mortalidad y morbilidad) debida a la contaminación del aire se asocia con patologías como: enfermedad pulmonar obstructiva crónica, infecciones respiratorias agudas, accidentes cerebrovasculares, cardiopatías isquémicas y cáncer de pulmón, para las cuales hay suficiente evidencia epidemiológica de la relación causa – efecto (WHO 2016). Para el caso de Colombia, en el diagnóstico nacional de salud ambiental (MADS 2012), se estima que las pérdidas causadas anualmente en el país por la contaminación local del aire ascienden a 5.700 billones de pesos. Cerca de 5.000 muertes prematuras y casi 65.000 años de vida ajustados según discapacidad (AVAD) son atribuibles a esta causa; siendo Bogotá y el Valle de Aburra las que representan más del 75% de la mortalidad atribuible.

La evaluación del riesgo por fuentes de contaminación ambientales en la salud humana implica una evaluación de la cadena causa – efecto, que vinculan la emisión y el daño a la salud. Las emisiones se transportan y transforman en el aire para generar concentraciones ambientales de contaminantes que generalmente varían en el tiempo y el espacio. Los encuentros de las personas con estas concentraciones se constituyen en exposiciones, y la inhalación de contaminantes da como resultado la “ingesta” de los mismos. La transferencia de estos contaminantes a ciertos “órganos blanco” en el organismo de un individuo expuesto se constituye en una dosis, la cual se asocia con el

riesgo de generar efectos adversos para la salud (Marshall y Nazaroff 2006, Rosenbaum et al. 2007).

Para la mayoría de los contaminantes primarios, las concentraciones, las exposiciones y las dosis son proporcionales a las emisiones (Lai et al. 2000). Esta relación lineal entre las emisiones y la dosis sugiere la idea de que la estimación del riesgo para la salud por fuentes de contaminación ambientales puede realizarse de una forma simplificada con la información de tres elementos: las emisiones totales, la fracción de admisión para una fuente distribuida (o fracción inhalada) y la toxicidad basada en la ingesta (Marshall y Nazaroff 2002), donde las unidades son: masa o masa por tiempo (emisiones), masa inhalada por masa emitida (fracción inhalada) e impacto en la salud por masa inhalada (toxicidad) (Humbert et al. 2011).

En situaciones ideales se deberían conocer los tres términos, sin embargo, se puede obtener una importante visión del impacto ambiental solo a partir de la fracción inhalada, ya que, aunque no puede usarse específicamente como una variable independiente para estudios epidemiológicos, puede aportar elementos en la cuantificación del riesgo de una población y proporcionar información útil sobre las ventajas o desventajas de diferentes políticas y/o escenarios, como por ejemplo, reducción de emisiones (Oakes et al. 2014).

La fracción inhalada refleja mediante una relación adimensional, la porción de contaminación liberada al ambiente que es tomada por una población expuesta. Resume cuantitativamente la relación entre la emisión y la ingesta (inhalación) como un solo

número, fácil de usar y entender. Así, una fracción inhalada de 1 por millón significa que, por cada kilogramo (kg) de contaminante emitido, 1 miligramo (mg) es inhalado por la población expuesta; o también podría interpretarse como que, si se requiere reducir en 1 mg la cantidad inhalada, es necesario reducir las emisiones en 1 Kg (Marshall y Nazaroff 2006). Se expresa esta fracción tomada por la población como “inhalada”, para el caso de contaminantes presentes en el aire que ingresan al organismo por vía respiratoria, aunque el término puede utilizarse también para contaminantes que ingresan al organismo por ingestión o por vía dérmica (Bennett et al. 2002).

En Colombia, la norma de calidad del aire o nivel de inmisión busca garantizar un ambiente sano y minimizar el riesgo sobre la salud humana que pueda ser causado por la exposición a contaminantes de la atmosférica (MADS 2017). Para lograrlo, se establecen los niveles máximos permisibles para los contaminantes criterio SO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> y material particulado PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, los cuales son de obligatoria medición por parte de las autoridades ambientales en las áreas de su jurisdicción.

El Valle de Aburrá, integrado por diez municipios: Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Medellín, Envigado, Sabaneta, Itagüí, La Estrella y Caldas, tiene una extensión de 1.152 Km<sup>2</sup>, de los cuales 340 Km<sup>2</sup> corresponden a área urbana y 812 Km<sup>2</sup> son área rural. Según los resultados del censo poblacional realizado en el año 2005, la población total es de 3.306.490 habitantes, distribuidos un 94,53% en el área urbana y tan solo el 5,47% en el área rural. La mayoría de la población urbana y rural está localizada en Medellín (67%), seguida de lejos por los municipios de Bello, Itagüí y Envigado (AMVA 2007).

Los resultados de operación de la red de monitoreo de calidad del aire, meteorología y ruido de esta región indican que efectivamente existe una problemática de contaminación del aire, siendo el caso del material particulado PM<sub>2.5</sub> el que se considera más crítico, ya que asociado a este contaminante se han alcanzado indicadores de calidad de aire “Dañina a la Salud” en todas las estaciones que monitorearon este contaminante en el Valle de Aburrá, lo que ha llevado a la autoridad ambiental a declarar niveles de contingencia atmosférica en 2016 (AMVA 2016), alerta roja fase I en 2017 (AMVA 2017a) y nivel de alerta en 2018 (AMVA 2018).

No obstante, estos valores e índices en términos de concentración (calidad del aire) no son el mejor indicador para relacionar las emisiones y los efectos. Considerar la cantidad inhalada por las personas puede ser un mejor indicador de los posibles impactos adversos para la salud, que la asociación con la concentración en el aire o la cantidad emitida de un contaminante (Marshall y Nazaroff 2006, UNEP 2016).

La estimación de la fracción inhalada puede realizarse para una o múltiples fuentes de emisión, así como para uno o varios contaminantes. Se encuentran en la bibliografía diversos valores de fracción inhalada, los cuales incluyen tanto contaminantes primarios y secundarios, como fuentes de emisión variadas.

En el caso de valores de fracción inhalada de contaminantes de tipo primarios aplicados para áreas urbanas, existen varios estudios de referencia (Cuadro I). Se destaca el

estudio de Apte et. al (2012), en el cual calcularon la fracción inhalada intraurbana de las emisiones de contaminantes primarios distribuidos a nivel del suelo en todas las ciudades del mundo con una población al año 2000 de 100.000 o más habitantes. De un total de 3646 ciudades, se analizaron 26 ciudades colombianas, entre ellas, Medellín. El valor de la fracción inhalada intraurbana fue de 220 ppm, que es el segundo valor más alto, por debajo de Daca (Bangladés) con un valor de 260 ppm. En el modelo empleado se consideraron como variables de entrada: los datos meteorológicos de velocidad del viento y altura de mezcla, la frecuencia respiratoria y los datos de población, área terrestre y localización (latitud y longitud) de cada área urbana. Respecto al perfil de emisiones, asumieron que la fracción inhalada es independiente de las tasas de emisión, dado que las concentraciones de contaminantes primarios escalan linealmente con las emisiones.

En este estudio se utilizaron los datos de concentración ambiental y de emisión (provenientes de fuentes fijas y móviles) de los contaminantes primarios  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $NO_x$  y CO evaluados en la ciudad de Medellín, como municipio más representativo del Valle de Aburrá en términos de área y población, para estimar la fracción inhalada de cada uno de ellos, como un factor que puede ser utilizado en la evaluación del impacto en la salud humana por fuentes de contaminación atmosférica.

**CUADRO I. VALORES DE FRACCIÓN INHALADA PARA CONTAMINANTES DE TIPO PRIMARIOS OBTENIDOS EN OTROS ESTUDIOS**

Referencia	Ubicación	Contaminante	Valor promedio fracción inhalada (ppm)
Marshall J.D. et al. 2003	California	CO	32 – 46 (Anual)
		Contaminantes primarios	40 (Anual) 120 (Anual)
Stevens G. et al. 2007	Ciudad de México	PM <sub>2.5</sub> primario	26 (Anual) 120 (Anual)
		CO	61(Mensual) 120 (Mensual)
Luo Z. et al. 2010	Hong Kong	CO	200 – 300 (Anual)
Apte J.S. et al. 2012	Medellín Daca	Contaminantes primarios	220 (Anual) 260(Anual)
		PM <sub>2.5</sub>	153 ± 97 (Diario – 24h)
Du X. et al. 2012	Beijing	NO <sub>x</sub>	70 ± 32 (Diario – 24h)
		PM <sub>10</sub>	51 (Anual)
Tainio et al. 2014	Varsovia	PM <sub>2.5</sub>	50(Anual)
		NO <sub>x</sub>	13 (Anual)
		PM <sub>10</sub>	37 (Anual)
Holnicki P. et al. 2018	Varsovia (solo fuentes móviles)	PM <sub>2.5</sub>	39 (Anual)
		NO <sub>x</sub>	24 (Anual)
		CO	36 (Anual)

**MATERIALES Y MÉTODOS**

Al igual que las emisiones y concentraciones, la fracción inhalada puede determinarse a través de diferentes métodos. Se ha seleccionado el método de estimación de fracción inhalada aplicable para contaminantes de tipo primarios, en concordancia con los datos de calidad del aire existentes para la ciudad de Medellín en términos de emisiones y concentraciones.

Así, la fracción de contaminación liberada al ambiente que es tomada por una población expuesta se puede calcular mediante la Ecuación (1) como:

$$\text{Fracción inhalada (iF)} = \frac{\text{Población que inhala}}{\text{Total emisiones}}$$

$$iF = \frac{\int_{T_1}^{\infty} (\sum_{i=1}^P (C_i(t)Q_i(t))) dt}{\int_{T_1}^{T_2} E(t) dt} \quad (1),$$

donde,  $T_1$  y  $T_2$  son los tiempos de inicio y finalización de las emisiones;  $P$  es el número de personas en la población expuesta;  $Q_i(t)$  es la tasa de respiración para un individuo  $i$  en el tiempo  $t$ ;  $C_i(t)$  es la concentración incremental, atribuible a una fuente específica en el tiempo  $t$  en la zona de respiración del individuo  $i$ ; y  $E(t)$  son las emisiones de la fuente en el tiempo  $t$  (Marshall et al. 2003).

Dado que las cuatro variables definidas en la Ecuación 1 tienen una alta dependencia espacio temporal, se ha considerado como criterio espacial el área de representatividad espacial de las estaciones de monitoreo de calidad del aire que suministran la información de los datos de concentración ambiental de cada uno de los contaminantes definidos. Como criterio de temporalidad el último inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá disponible para la fecha del estudio era del año 2015 (AMVA y UPB 2017a), por lo que los datos de las variables corresponden a este mismo periodo de tiempo.

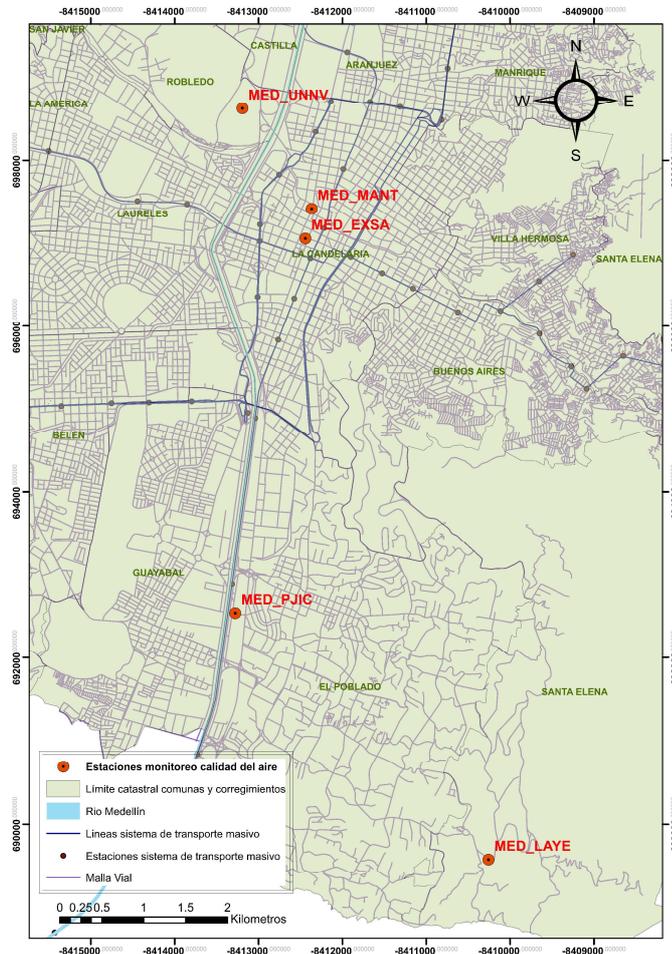
### **Estaciones de monitoreo de calidad del aire**

La red de monitoreo de calidad de aire del Valle de Aburrá contaba a diciembre de 2017 con 31 sitios monitoreo fijo y móvil distribuidos en los diferentes municipios que hacen

parte de la jurisdicción del Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA 2017b). De estas estaciones, 14 están ubicadas en la ciudad de Medellín y cinco (5) de ellas midieron durante el 2015 por lo menos uno (1) de los contaminantes primarios, excepto el contaminante primario óxidos de azufre (SO<sub>x</sub>) que no es evaluado en ninguna de las estaciones de la ciudad. La medición se realiza con equipos de tipo automáticos, en los cuales el análisis de la muestra es realizado de forma continua, principalmente por métodos ópticos y electrónicos, con transmisión de datos en tiempo real (MAVDT 2008), por lo que se cuenta con valores de concentración horarios de cada contaminante. En el **cuadro II** se presenta la distribución de los contaminantes medidos en cada una de las estaciones y en la **figura 1** el mapa (en escala 1:40.000) con la distribución espacial de las estaciones en el área urbana del municipio de Medellín.

**CUADRO II. CONTAMINANTES PRIMARIOS EVALUADOS EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN EN EL 2015**

Nombre Estación	Contaminantes			
	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	NO <sub>x</sub>	CO
Universidad Nacional Núcleo el Volador (MED-UNNV)		X	X	
Museo de Antioquia (MED-MANT)	X	X	X	
Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid (MED-PJIC)	X		X	X
Tanques LAYE (MED-LAYE)		X		
Éxito San Antonio (MED-EXSA)	X			



**Figura 1.** Ubicación estaciones de medición calidad del aire que evaluaron contaminantes primarios durante el 2015.

### Representatividad espacial estaciones de monitoreo

Una medición puntual se considera representativa del promedio de un área mayor si la probabilidad de que la diferencia al cuadrado, entre la medición del punto y el área, es menor que un criterio umbral más del 90% del tiempo (Nappo et al. 1982). El método se basa en el análisis de series temporales de concentraciones modelizadas por cuadrículas, extraídas de sitios de monitoreo y sus alrededores, mediante una función de

similitud de concentración (CSF). Hacen parte del área de representatividad del sitio de interés todas aquellas celdas donde se verifica una función de frecuencia mayor a 0.9 (Piersanti et al. 2015).

En la aplicación de este método se conservó la resolución espacial de celdas de 1 Km<sup>2</sup> definido en el modelo de emisiones atmosféricas del Área Metropolitana del Valle de Aburrá (MODEAM). Se identificaron las celdas en las que se encuentran ubicadas las estaciones de monitoreo de calidad del aire definidas y se compararon, para cada contaminante, los datos de concentración del punto donde se encuentra ubicada la estación con el valor promedio de cada una de las celdas (tanto en la celda que se encontraba ubicada la estación como las celdas contiguas).

Dado que solo se cuenta con valores de concentración medidos en el punto donde se encuentra ubicada cada estación de monitoreo de calidad del aire, los datos fueron obtenidos de los pronósticos por localización disponibles en el sistema inteligente para el manejo de la calidad del aire (SIMECA), el cual permite visualizar el valor de concentración de cada contaminante en cualquier punto del Valle de Aburrá a partir de simulaciones realizadas con el modelo de calidad del aire comprensivo con extensiones (CAMx siglas en inglés). Éste es un modelo de dispersión fotoquímico eureliano en el que los valores de concentración de cada especie química son el resultado de la simulación de valores de emisiones, dispersión, reacción química y remoción de contaminantes (AMVA y UPB 2017b). El periodo de análisis fue del 1 al 31 de enero de 2018, garantizando la existencia de valores tanto en la estación de monitoreo como en el

modelo de pronóstico para poder evaluar el desempeño de los datos utilizados. El valor umbral empleado fue del 25 % en concordancia con el criterio de representatividad temporal definido en el manual de operación de sistemas de vigilancia de la calidad del aire (MAVDT 2008).

### **Variables cálculo fracción inhalada**

**Emisiones.** Con la aplicación del MODEAM se realiza la estimación de las emisiones, haciendo la distinción en su origen entre fuentes fijas, fuentes móviles, y fuentes de área, de los contaminantes monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), óxidos de azufre (SO<sub>x</sub>), compuestos orgánicos volátiles (VOC) y material particulado (PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>), con una resolución espacial en celdas de 1 Km<sup>2</sup>. De estos contaminantes se excluyeron del análisis los VOC's y SO<sub>x</sub>, ya que estos no son evaluados en las estaciones de calidad del aire.

Las emisiones de contaminantes provenientes de fuentes móviles están disponibles como promedio de emisión diaria (kg/día) y horaria (kg/h). Las correspondientes a fuentes fijas se estiman a escala anual (Mg/año), las cuales se llevaron a emisiones en escala diaria y horaria considerando los tiempos de operación de los equipos asociados con estas emisiones. Las emisiones generadas por fuentes de área no fueron consideradas para el análisis ya que el inventario para este tipo de fuente incluye es emisiones de VOC's (contaminante no incluido en el estudio). Para el estudio se consideraron las emisiones totales (provenientes de fuentes fijas y móviles) de las celdas que tienen

correspondencia con el área de representatividad espacial de cada una de las estaciones de monitoreo.

**Concentración de exposición atribuible.** Con el uso de la herramienta web de seguimiento de la calidad del aire en el Valle de Aburrá (SCALAR), en la que es posible consultar y analizar el comportamiento de los contaminantes medidos en las estaciones de monitoreo de calidad del aire del Área Metropolitana del Valle de Aburra, a partir de datos validados por el operador de la red, se obtuvieron los datos de concentración horarios de los contaminantes de aquellas estaciones de monitoreo en las cuales fue posible determinar un área de representatividad espacial equivalente mínimo con una de las celdas de 1 km<sup>2</sup> definidas en el MODEAM.

**Tamaño de Población.** La alcaldía de Medellín realizó en conjunto con el departamento administrativo nacional de estadísticas (DANE) las proyecciones de población residente de las 16 comunas y de los 5 corregimientos del Municipio de Medellín, por sexo y grupos de edad quinquenales, para el periodo 2006 – 2015, a partir del censo general 2005 (Municipio de Medellín y DANE 2011). Adicionalmente el plan de ordenamiento territorial y el plan de desarrollo del municipio suministran la información relacionada con la distribución geográfica del territorio por comunas y corregimientos (áreas). Para cada una de las áreas de representatividad espacial de las estaciones de monitoreo se calcularon con los datos poblacionales de la comuna o comunas correspondientes la densidad poblacional (personas/km<sup>2</sup>), la cual se multiplicó por el tamaño del área de

representatividad espacial de cada estación (km<sup>2</sup>) para estimar la población que habitaba (personas) cada área de estudio.

**Tasa de respiración.** La agencia de protección ambiental (EPA siglas en inglés) de los Estados Unidos, cuenta con un manual de factores de exposición el cual contiene resúmenes de estudios, científicamente fundamentados, para derivar recomendaciones sobre factores de exposición (EPA 2011). Este manual proporciona recomendaciones de tasas de respiración (o inhalación) a corto y largo plazo, por grupos de edades, por género y por nivel de actividad. Considerando la distribución poblacional por grupos de edades de la comuna o comunas que corresponden con el área de representatividad espacial de cada estación de monitoreo y la respectiva referencia de tasas de respiración, se obtiene un promedio ponderado de la tasa de respiración aplicable a cada área de estudio.

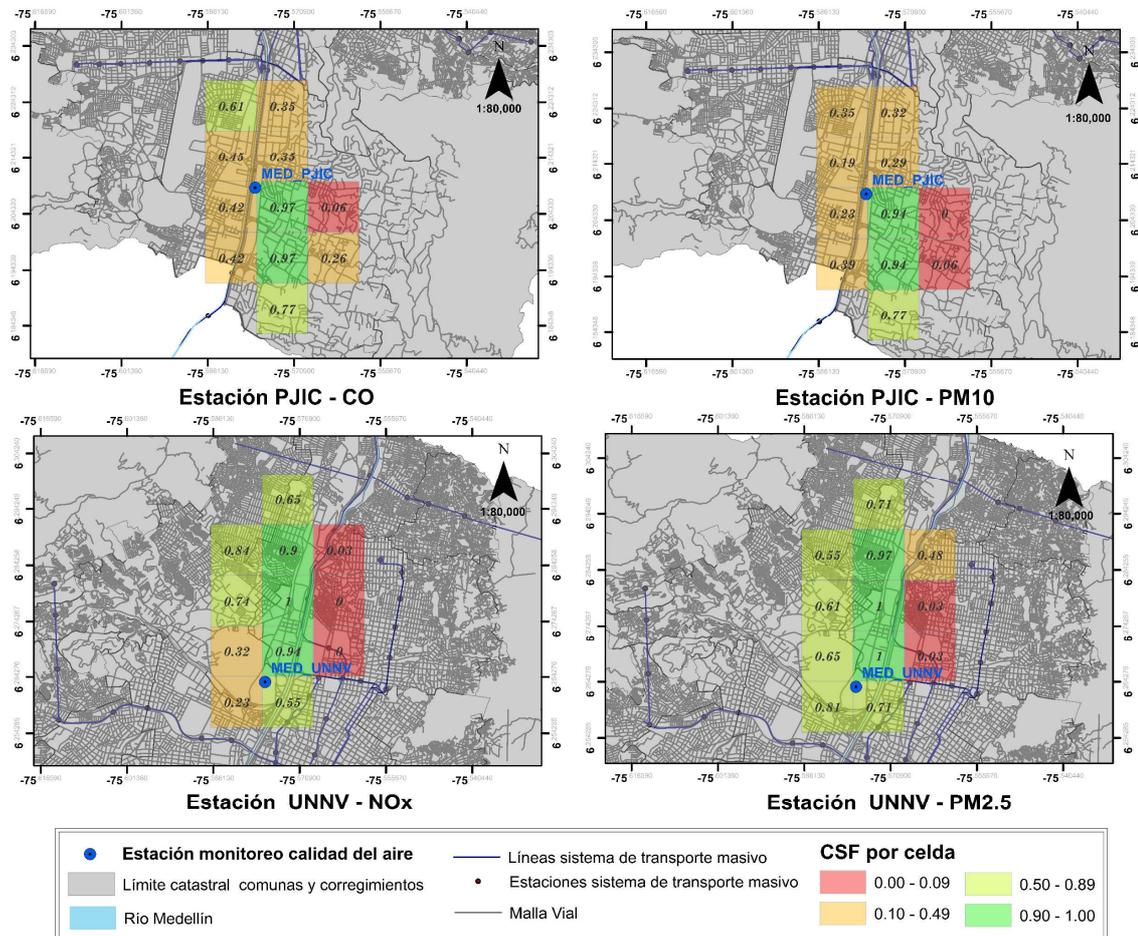
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Representatividad espacial estaciones de monitoreo

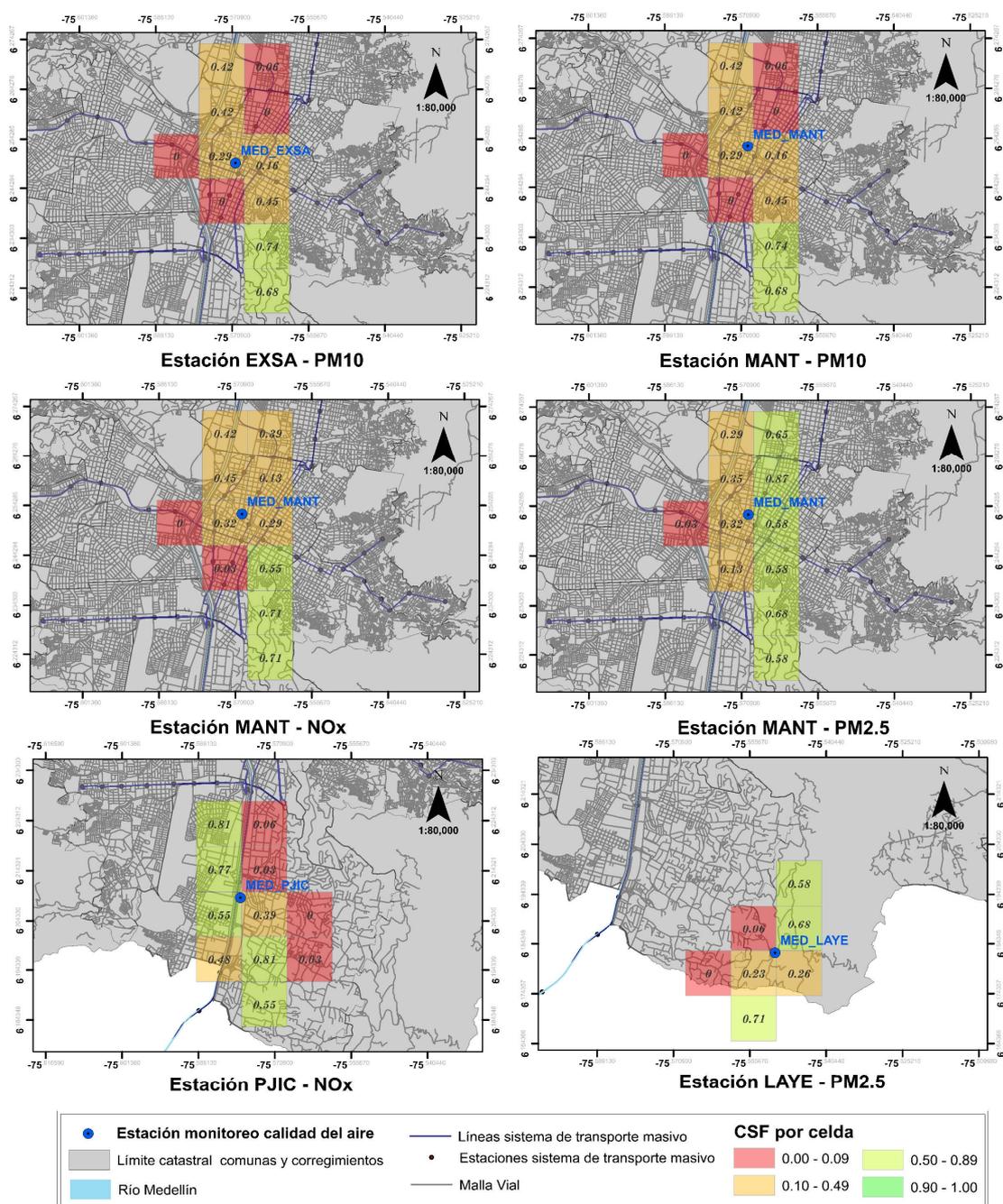
Se aplicó la función de similitud de concentración (CSF siglas en inglés) usando los datos promedio diarios de concentración de cada una de las estaciones de monitoreo definidas y sus celdas contiguas. Conservando la resolución espacial de celdas de 1 km<sup>2</sup> fue posible definir las áreas de representatividad espacial de los sitios de monitoreo y contaminantes: MED-PJIC (PM<sub>10</sub>), MED-PJIC (CO), MED-UNNV (PM<sub>2.5</sub>) y MED-UNNV (NO<sub>x</sub>), ya que se obtuvieron celdas contiguas a estas estaciones de monitoreo de calidad del aire con una CSF mayor a 0.9 (**Fig. 2**). El área de representatividad espacial para los

contaminantes  $PM_{10}$  y CO en la estación PJIC corresponde a 2 celdas en dirección sur – oriente de la ubicación de la estación de monitoreo, con un área de 2.04 km<sup>2</sup>. Para los contaminantes  $PM_{2.5}$  y  $NO_x$  en la estación UNNV, el área de representatividad espacial corresponde a 3 celdas en dirección norte de la ubicación de la estación, con un área de 3.06 km<sup>2</sup>.

Para los demás sitios de monitoreo y contaminantes, los valores de CSF son menores a 0.9 por lo que las áreas de representatividad en estos casos pueden ser menores a 1 km<sup>2</sup> y/o no coincidir con la distribución espacial de las celdas del modelo de emisiones, ya que la mayoría de las estaciones quedan ubicadas cerca de uno de los vértices de la celda en la cual se encuentra y no en el centro (**Fig. 3**).



**Figura 2.** Área representatividad espacial estaciones de monitoreo y contaminantes con resultados CSF mayores a 0.9.



**Figura 3.** Área representatividad espacial estaciones de monitoreo y contaminantes con resultados CSF menores a 0.9.

En el análisis de la representatividad espacial realizado destacan los resultados de las estaciones de monitoreo MANT (Museo de Antioquia) y EXSA (Éxito San Antonio) para el contaminante PM<sub>10</sub> dado que los valores de CSF son iguales. Especialmente ambas estaciones están ubicadas en la misma celda, separadas entre sí por una distancia lineal de 370 m. Los valores de concentración pronosticados en el SIMECA para estas localizaciones son los mismos y si se comparan los datos de las mediciones de ambas estaciones tienen una diferencia promedio del 23 %. Esto indica que para este contaminante solo sería necesario contar con una (1) de las dos (2) estaciones de monitoreo en esta área, dada la alta similitud entre los resultados obtenidos.

Otras áreas de representatividad espacial evaluadas con el mismo método de CSF en Italia, reportan valores que inician con áreas de 0.067 km<sup>2</sup> para una estación de monitoreo industrial de PM<sub>10</sub> (Vitali et al. 2016), hasta rangos de entre 220 y 4500 km<sup>2</sup> para estaciones de monitoreo de fondo rural de PM<sub>2.5</sub> y O<sub>3</sub> (Piersanti et al. 2015), así como análisis de áreas de representatividad para sitios urbanos de unos pocos kilómetros cuadrados que obligan a contar con datos de emisión por cuadrículas de una resolución menor a 4 km<sup>2</sup> (Righini et al. 2014).

La Directiva 2008/50/CE (CE 2008) aplicable para los países de la Unión Europea recomienda la ubicación de puntos de monitoreo que sean representativos de un segmento de calle no inferior a 100 m de longitud en los emplazamientos de tráfico y de al menos 250 m x 250 m en los emplazamientos industriales.

Para Colombia, como parte de los parámetros de diseño de los sistemas de vigilancia de calidad del aire (SVCA), existen criterios de macro y micro localización de puntos de muestreo, que incluyen consideraciones dependiendo del tipo de contaminante, objetivo de la medición, condiciones de seguridad y logística, exposición de los toma-muestras y sensores, aspectos visuales y arquitectónicos, así como distancias a fuentes menores y a vías (MAVDT 2010).

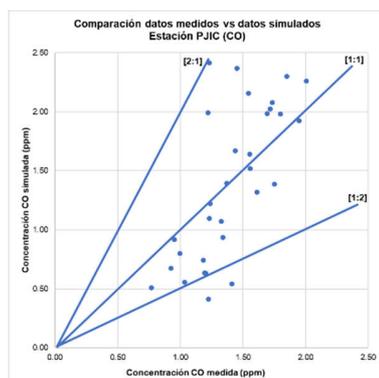
### **Evaluación datos de concentración**

Los datos de concentración empleados para el cálculo de las CSF en la determinación de las áreas de representatividad espacial de las estaciones de monitoreo fueron valores pronosticados a partir del CAMx, los cuales, al ser obtenidos a partir de modelización, tienen asociado una incertidumbre dependiendo de su ajuste entre la realidad y los resultados obtenidos como aplicación del modelo. La forma más utilizada para tener una medida de cómo un modelo de calidad del aire puede simular el mundo real es comparar los resultados de salida del modelo con un conjunto de medidas directas (IDEAM 2002).

Así, para evaluar el desempeño del modelo empleado, se han comparado los promedios diarios de concentración de los datos de pronóstico obtenidos del SIMECA con los de las mediciones de las estaciones de monitoreo de calidad del aire. Estadísticamente se presenta el porcentaje de desviación entre los datos medidos (reales) y los datos pronosticados (con el modelo CAMx). Gráficamente se presenta una nube de puntos con tres líneas auxiliares 1:1, 2:1 y 1:2, donde 1:1 representa una igualdad entre los datos

medidos y pronosticados, 2:1 indica que los datos pronosticados por el modelo están sobreestimados y 1:2 que el modelo subestima los valores de concentración.

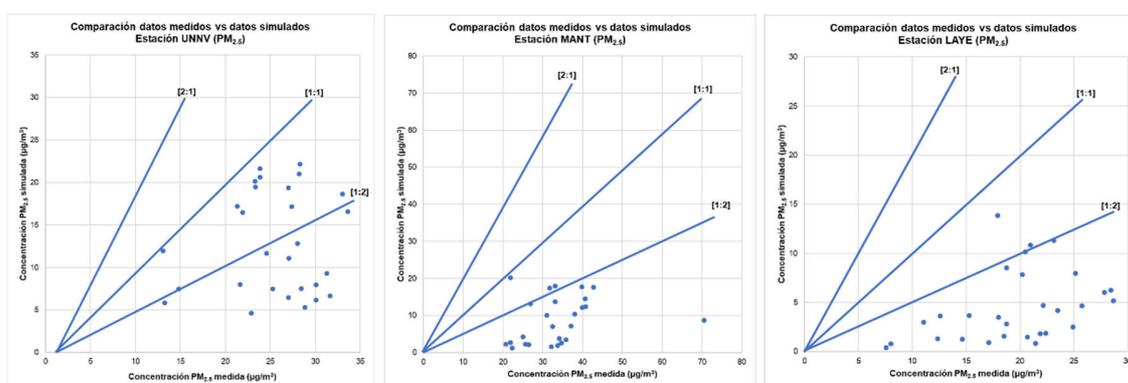
El CO evaluado en la estación PJIC es el contaminante con mejor desempeño (71.5 % de rendimiento). La mayoría de los puntos se ubican entre las líneas de tendencia auxiliares 2:1 y 1:2 quedando muy pocos puntos por fuera de ellas (**Fig. 4**). Este contaminante, junto con el ozono ( $O_3$ ), son utilizados en el modelo CAMx como validadores, ya que permiten ajustar la dispersión vertical que en los modelos de calidad del aire tiene un impacto directo en las concentraciones superficiales simuladas (Foy et al. 2007, Jeričević y Večenaj 2009). Por esta razón se espera que el CO sea uno de los contaminantes que mejores resultados de rendimiento obtenga durante la aplicación del modelo.



**Figura 4.** Comparación datos medidos estación de monitoreo vs datos simulados con CAMx para el contaminante CO en la estación PCJIC.

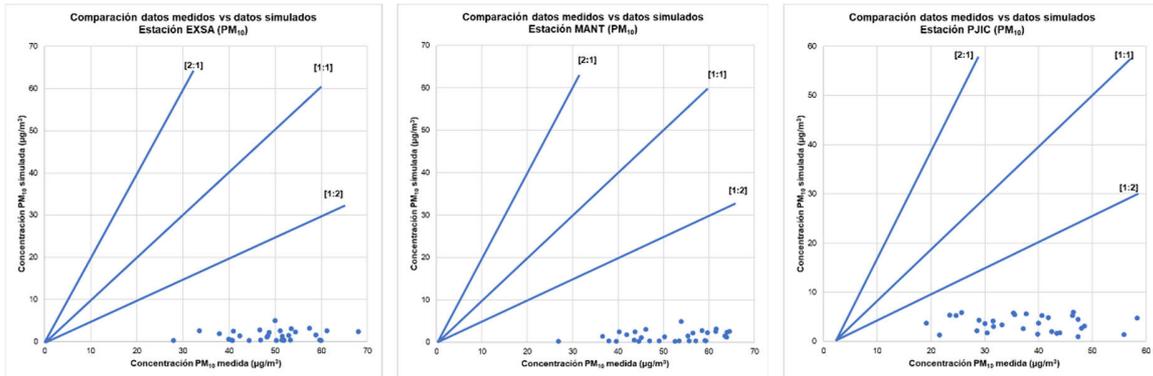
Para el contaminante  $PM_{2.5}$  el modelo tiende a subestimar las concentraciones del contaminante en todas las estaciones evaluadas (**Fig. 5**). Los pronósticos más ajustados

corresponden a la estación UNNV (52.5 %). Para la estación MANT el desempeño del modelo es del 26.5 % en la cual deben ajustarse los factores de emisión para mejorar el inventario por fuentes móviles en esta área (que son el tipo de fuente más significativa). En la estación LAYE se tiene muy poca información del inventario de emisiones de esta zona, por lo que el desempeño del modelo es del 22.8 %.



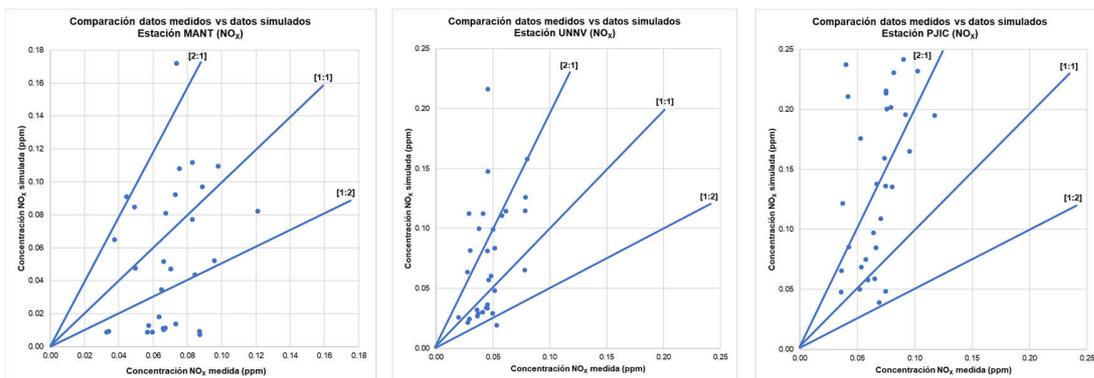
**Figura 5.** Comparación datos medidos estación de monitoreo vs datos simulados con CAMx para el contaminante PM<sub>2.5</sub> en las estaciones UNNV, MANT y LAYE.

Las concentraciones del contaminante PM<sub>10</sub> son subestimadas en todos los casos por el modelo (**Fig. 6**). Este contaminante pertenece al tipo de partículas gruesas las cuales se asocian en el modelo CAMx con las especies de material particulado primario de corteza gruesa (CCRS) y otros primarios gruesos (CPRM). El rendimiento del modelo es bajo ya que el proceso químico en aerosoles está enfocado es a partículas finas (RAMBOLL ENVIRON 2016). El mejor de los resultados es del 10.6 % para la estación PJIC, seguido de un 3% y un 2.8 % para los casos de las estaciones EXSA y MANT respectivamente.



**Figura 6.** Comparación datos medidos estación de monitoreo vs datos simulados con CAMx para el contaminante  $PM_{10}$  en las estaciones EXSA, MANT y PJIC.

Para el contaminante  $NO_x$ , en la estación MANT el modelo tiene un buen desempeño (41 %) con algunos de los valores subestimados. Para las estaciones UNNV y PJIC el modelo tiende a sobreestimar los valores de concentración, presentando un mejor desempeño en el caso de la estación UNNV con un 17.7 % (**Fig. 7**). En el modelo CAMx el  $NO_x$  es altamente reactivo e incluye las especies primarias de Óxido Nítrico (NO) + Dióxido de Nitrógeno ( $NO_2$ ).



**Figura 7.** Comparación datos medidos estación de monitoreo vs datos simulados con CAMx para el contaminante  $NO_x$  en las estaciones UNNV, MANT y PJIC.

### **Densidad poblacional y tasas de respiración**

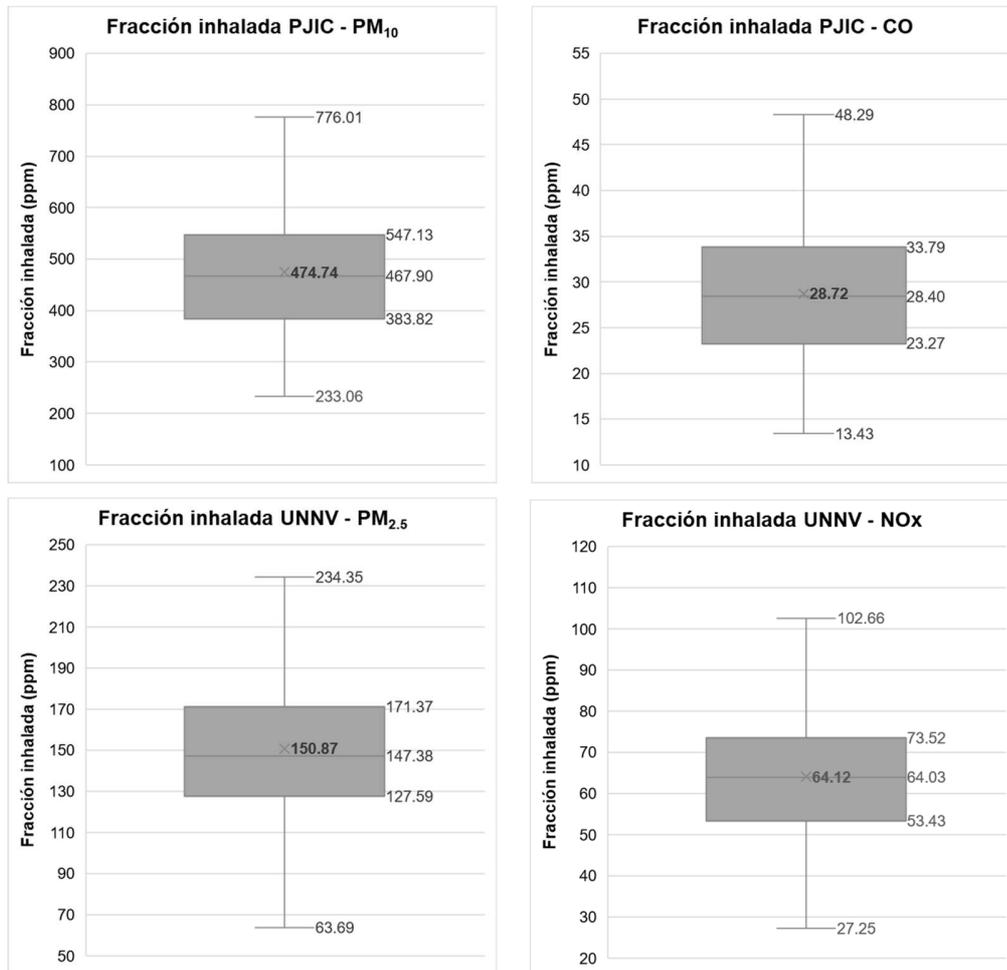
En la estación de monitoreo PJIC el área de representatividad espacial se encuentra ubicada en la comuna del Poblado, la cual tiene un área de 14.74 km<sup>2</sup> y una población total de habitantes de 128839 personas, para una densidad poblacional de 8741.94 personas/km<sup>2</sup>. La tasa de respiración ponderada global de acuerdo a los grupos de edades por género es de 16.40 m<sup>3</sup>/día.

Para el caso de la estación de monitoreo UNNV el área de representatividad espacial se encuentra distribuida en cinco comunas: Castilla (74.5 %), Aranjuez (12.1 %), Robledo (10.2 %), Doce de Octubre (2.5 %) y La Candelaria (0.8 %). Acorde con el porcentaje de participación en el área de representatividad espacial, el área total y la población de cada comuna, se ha calculado una densidad poblacional ponderada de 25137.06 personas/km<sup>2</sup>. De igual forma, considerando el porcentaje de participación en el área de representatividad espacial y los grupos de edades por género de cada comuna, la tasa de respiración ponderada es de 16.27 m<sup>3</sup>/día.

La densidad poblacional de ambas estaciones es significativamente diferente, ya que la de la estación de monitoreo UNNV es casi tres veces la de la estación de monitoreo PJIC. Sin embargo, la tasa de respiración ponderada de ambas áreas es muy similar, lo cual indica que la distribución de grupos de edades por género de las comunas que conforman cada área es porcentualmente también similar.

### **Fracción inhalada**

El valor promedio anual de fracción inhalada (eliminando los datos atípicos) es de 474.74 ppm para PM<sub>10</sub> y 28.72 ppm para CO en la estación de monitoreo PJIC y de 150.87 ppm para PM<sub>2.5</sub> y 64.12 ppm para NO<sub>x</sub> en la estación de monitoreo UNNV (**Fig. 8**). Otra forma de entender esta relación es que la población expuesta está inhalando en promedio al año: 28.72 mg por cada kg de CO emitido, 64.12 mg por cada kg de NO<sub>x</sub> emitido, 150.87 mg por cada kg de material particulado PM<sub>2.5</sub> emitido y 474.74 mg por cada kg de material particulado PM<sub>10</sub> emitido. Los datos atípicos fueron identificados aplicando la prueba de Tukey a partir de la distribución de los datos en cuartiles y tomando como valores extremos aquellos que se encuentran a 1.5 veces de distancia del valor intercuartil (Amón 2010).



**Figura 8.** Diagrama de cajas y bigotes valores fracción inhalada.

Al comparar estos resultados con los valores de fracción inhalada para contaminantes de tipo primarios de áreas urbanas obtenidos en otros estudios (**cuadro I**), se encuentra que la fracción inhalada de CO obtenida (28.72 ppm) es inferior a los valores obtenidos por Marshall J.D. et al. (2003) para California (32 – 46 ppm promedio anual) y por Holnicki P. et al. (2018) para Varsovia (36 ppm promedio anual). Valores más altos de fracción inhalada para este contaminante son reportados por Stevens G. et al. (2007) para Ciudad

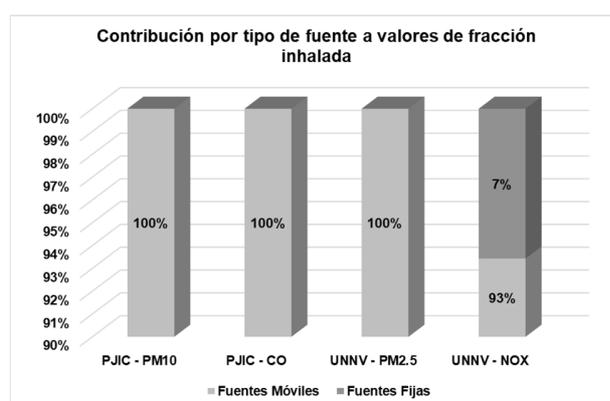
de México (61 – 120 promedio mensual) y por Luo Z. et al. (2010) para Hong Kong (200 – 300 ppm promedio anual).

Para el caso del  $\text{NO}_x$ , el valor de fracción inhalada obtenido (64.12 ppm) es cercano al reportado por Du X. et al. (2012) para Beijing ( $70 \pm 32$  ppm promedio diario de 24 horas), pero muy superior al de Varsovia, en el que Tainio et al. (2014) y Holnicki P. et al. (2018) obtuvieron valores de 13 ppm y 24 ppm como promedio anual respectivamente.

En cuanto al material particulado  $\text{PM}_{2.5}$ , hay similitudes del valor de fracción inhalada obtenido (150.87 ppm) con el de Beijing ( $153 \pm 9732$  ppm promedio diario de 24 horas) reportado por Du X. et al. (2012). Resultados inferiores son reportados para Ciudad de México (26 – 120 ppm promedio anual) según Stevens G. et al. (2007) y Varsovia (50 y 39 ppm promedio anual) según Tainio et al. (2014) y Holnicki P. et al. (2018) respectivamente. Estos autores reportan también para Varsovia valores de fracción inhalada de material particulado  $\text{PM}_{10}$  de 51 y 37 ppm (promedio anual), los cuales son muy inferiores al valor de fracción inhalada obtenido en este estudio (474.74 ppm).

Si se calcula un promedio con los valores de los cuatro contaminantes ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{NO}_x$  y CO), se obtiene una fracción inhalada de 179.61 ppm, la cual es superior al valor reportado para contaminantes primarios por Marshall J.D. et al. (2003) para California (40 – 120 ppm promedio anual), pero inferior a la fracción inhalada de 220 ppm (promedio anual) reportada por Apte J.S. et al. (2012) para esta misma ciudad (Medellín).

Acorde con el inventario de emisiones, la contribución por tipo de fuentes corresponde en su mayoría a fuentes de tipo móviles. Los valores de fracción inhalada para los contaminantes PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y CO no tienen aporte de fuentes fijas, mientras que en los NO<sub>x</sub> el 7 % corresponde a este tipo de fuente (**Fig. 9**). Esta distribución está en concordancia con el último inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá, en el cual se reporta que más del 81 % de las emisiones de todos los contaminantes CO, NO<sub>x</sub>, VOC y PM<sub>2.5</sub> son generadas por fuentes móviles. La problemática de emisión de este tipo de contaminantes por fuentes móviles en la región se asocia principalmente con la calidad del combustible Diesel y gasolina disponible (debido a su contenido de azufre), la tecnología del parque automotor que determina la posibilidad de cumplimiento de estándares de emisión menos contaminantes como Euro 4 y 5, el crecimiento del parque automotor principalmente de motocicletas y automóviles, así como la antigüedad de los vehículos tipo camiones y volquetas, que a pesar de ser un número reducido en comparación con las otras categorías, son responsables de la mayoría de las emisiones de CO, NO<sub>x</sub> y PM<sub>2.5</sub> (AMVA y UPB 2017a).



**Figura 9.** Contribución por tipo de fuente a valores de fracción inhalada.

Al calcular los valores de fracción inhalada utilizando las tasas de respiración ponderadas por grupos de edades (entre los 0 y 4, 5 a 14, 15 a 59 y 60 o más años), se identifica que para aquellos grupos de edad en los cuales la tasa de respiración es mayor, la fracción inhalada también lo es (**Cuadro III**).

**CUADRO III. VALORES DE FRACCIÓN INHALADA PROMEDIO POR GRUPOS DE EDADES**

Grupo de edad (años)	Estación PJIC			Estación UNNV		
	Tasa de respiración (m <sup>3</sup> /día)	Fracción inhalada promedio (ppm)		Tasa de respiración (m <sup>3</sup> /día)	Fracción inhalada promedio (ppm)	
		PM <sub>10</sub>	CO		PM <sub>2.5</sub>	NO <sub>x</sub>
0 – 4	11.68	337.99	20.45	11.68	108.28	46.02
5 – 14	13.57	392.67	23.76	13.54	125.58	53.37
15 – 59	17.60	509.26	30.81	17.51	162.32	68.98
60 y más	14.46	418.64	25.33	14.50	134.44	57.13

Se utilizaron los promedios horarios, diarios, por día de la semana y por mes de los valores de concentración y emisión de contaminantes para evaluar el comportamiento de los valores de fracción inhalada. En este caso no fueron eliminados los datos atípicos los cuales se encuentran identificados en las gráficas en color rojo, y se cuenta con la referencia, en color azul, del valor promedio calculado (sin atípicos).

En el análisis de los valores horarios de fracción inhalada (**Fig. 10**) se presentan paralelamente los valores de emisión y concentración (también horarios) para entender mejor la relación entre estas dos variables. Los máximos valores de fracción inhalada

ocurren cuando la emisión de contaminantes es significativamente inferior a la concentración. Esto ocurre en las horas del día donde hay menos emisiones, que mayoritariamente son liberadas por las fuentes móviles (entre 01:00 a 06:00 y 21:00 a 24:00). Además, la ausencia de radiación solar dificulta la dispersión de los contaminantes, con un consecuente aumento en los valores de concentración.

Las variaciones en los valores diarios de fracción inhalada (**Fig. 11**) se relacionan de forma directa con los promedios diarios de concentración ya que el valor de emisión diario es constante. Los valores pico (identificados como datos atípicos) de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$  se presentan finalizando febrero y durante el mes de marzo que es una época de transición entre la temporada seca y la húmeda. Ésta genera condiciones meteorológicas poco favorables para la dispersión de los contaminantes con el respectivo aumento de los valores de concentración, ocasionando los episodios de contaminación ambiental atmosférica declarados en la región (AMVA 2016, AMVA 2017a, AMVA 2018). Para el caso del  $NO_x$  y el CO los valores pico se presentan mayoritariamente en los meses de septiembre a noviembre. El aumento de los valores de concentración en este periodo se asocia con una condición de baja lluvia generada durante el segundo semestre del año en la cual se mostraron reducciones hasta del 50 % de la lluvia esperada en los meses que son típicamente lluviosos (IDEAM 2015).

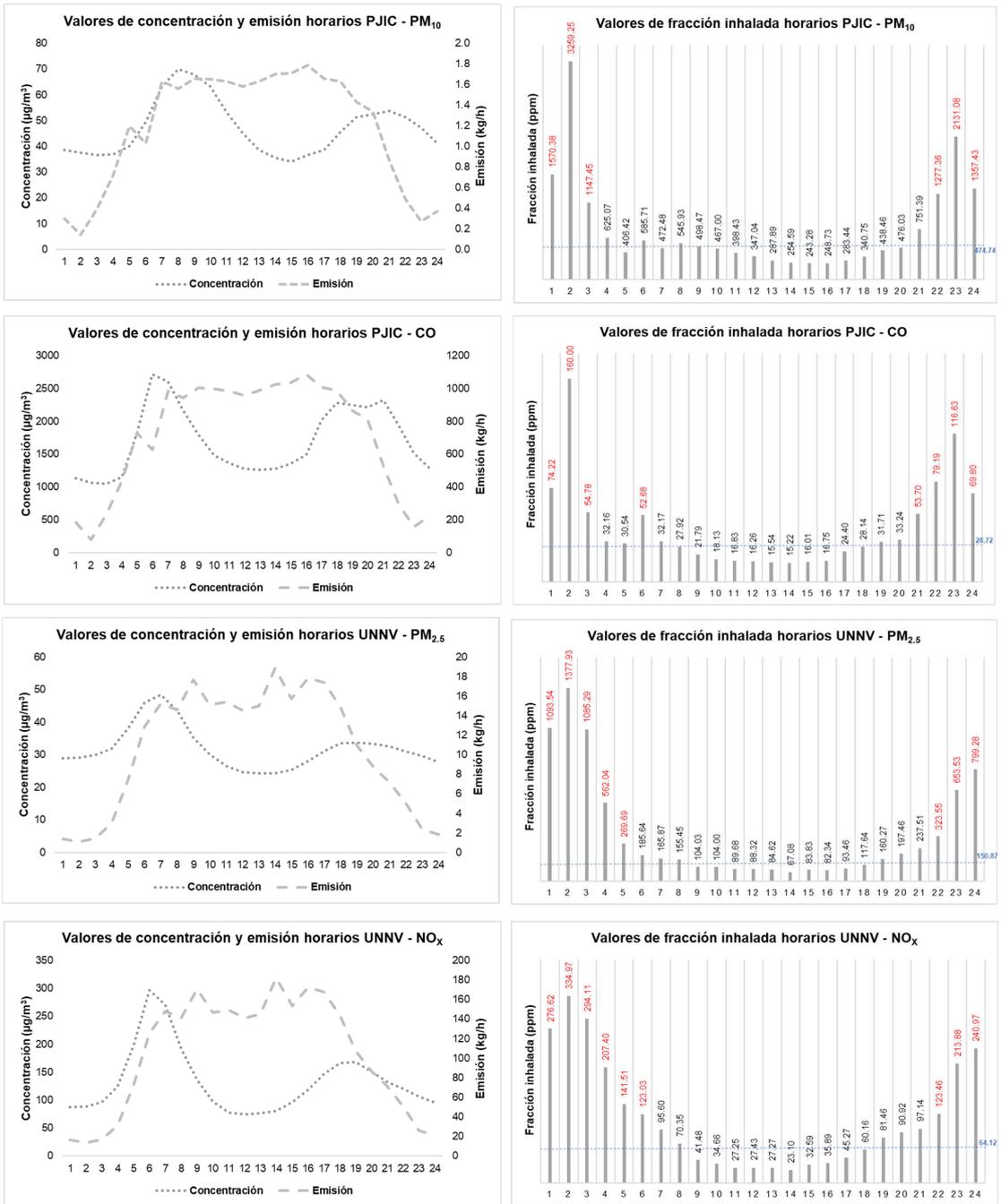
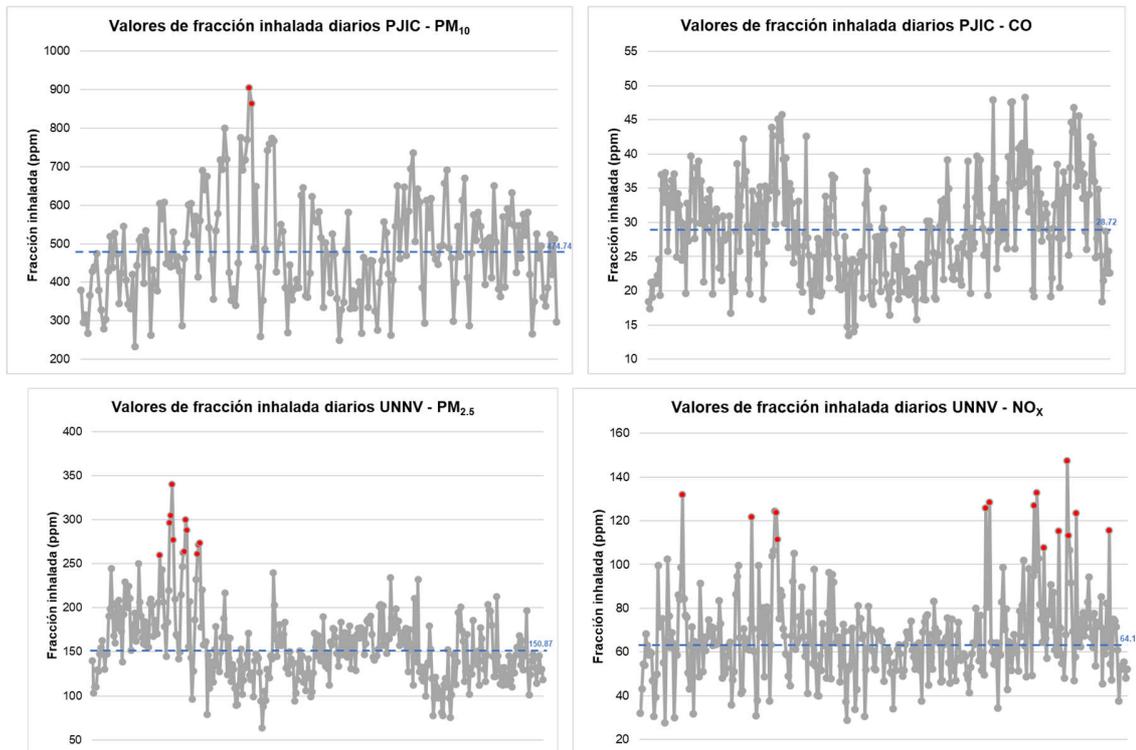
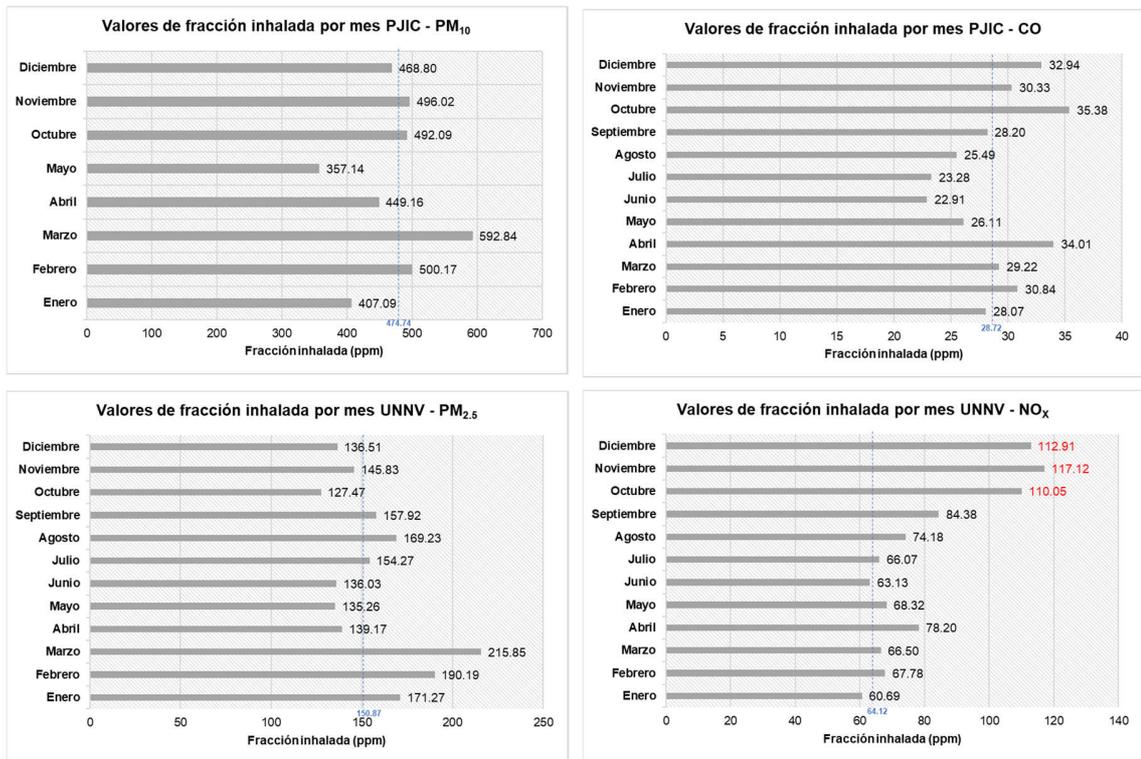


Figura 10. Valores horarios de concentración, emisión y fracción inhalada.



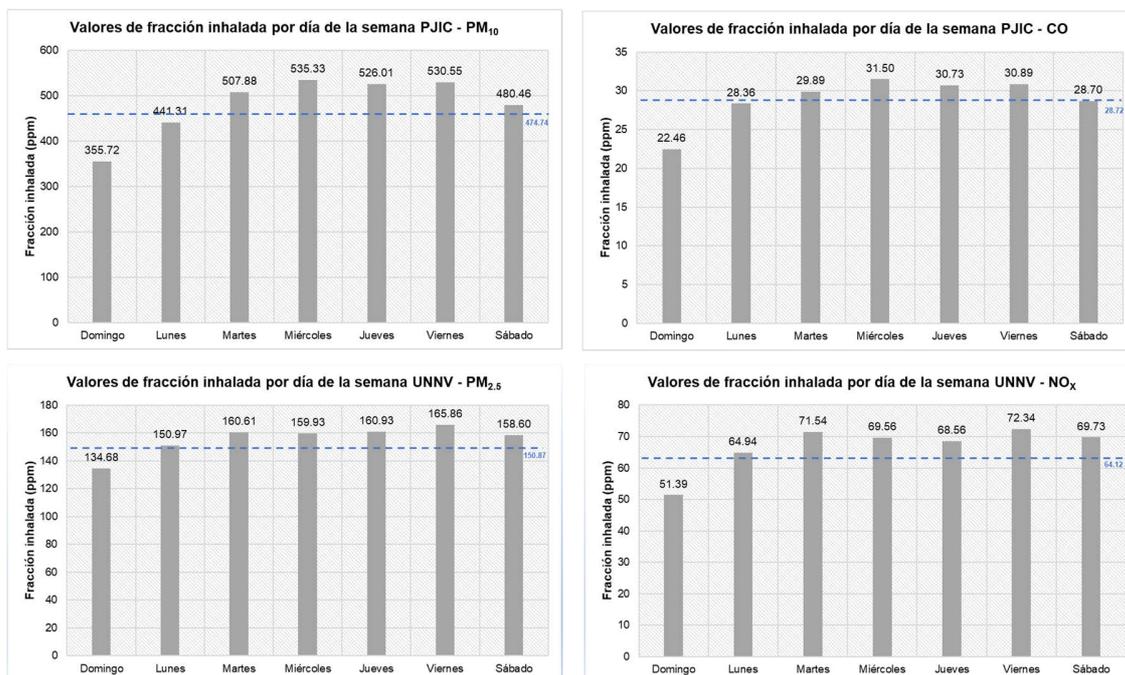
**Figura 11.** Valores diarios de fracción inhalada.

Los valores de fracción inhalada mensuales (**Fig. 12**) tienen concordancia con el comportamiento de los valores de fracción inhalada diarios. Los mayores valores se presentan en los meses donde ocurren los valores pico, que para el caso de los contaminantes PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> es el mes de marzo, para el contaminante NO<sub>x</sub> son los meses entre octubre y diciembre, y para el contaminante CO es el mes de octubre.



**Figura 12.** Valores mensuales fracción inhalada.

En la distribución de los valores de fracción inhalada por día de la semana (**Fig. 13**), el domingo es el día que reporta un menor valor para todos los contaminantes, asociado con una menor cantidad de emisiones, que es el mismo patrón descrito en la variación por horas del día.



**Figura 13.** Valores por día de la semana de fracción inhalada.

## CONCLUSIONES

El método utilizado para evaluar la representatividad espacial de las estaciones de monitoreo de calidad del aire permitió obtener las áreas de representatividad espacial para los contaminantes PM<sub>10</sub> y CO en la estación PJIC, y PM<sub>2.5</sub> y NO<sub>x</sub> en la estación UNNV. Este método tiene una alta dependencia con la resolución espacial de celdas que se utilice, ya que las áreas de representatividad de algunos sitios de monitoreo y contaminantes pueden ser menores a 1 km<sup>2</sup> y/o no coincidir con la distribución espacial de las celdas del modelo de emisiones atmosféricas del Área Metropolitana del Valle de Aburrá empleado.

La evaluación del desempeño de los datos de concentración empleados para la determinación de las áreas de representatividad espacial de las estaciones de monitoreo, obtenidos a partir de simulaciones del modelo CAMx, indican que los mejores resultados se obtienen con el CO al tratarse de un contaminante tipo validador. Para el contaminante PM<sub>2.5</sub> el modelo tiende a subestimar los valores de concentración, principalmente por falta de ajuste en algunos factores de emisión (para el caso de fuentes móviles) y la falta de información en el inventario de emisiones de algunas de las zonas analizadas. En el caso del NO<sub>x</sub>, contaminante altamente reactivo compuesto por las especies primarias de Óxido Nítrico (NO) + Dióxido de Nitrógeno (NO<sub>2</sub>), el modelo tiene en general un buen desempeño con tendencia a subestimar algunos valores. Con el contaminante PM<sub>10</sub> el rendimiento es bastante bajo, ya que el proceso químico de aerosoles está enfocado en partículas finas, y este contaminante pertenece al tipo de partículas gruesas las cuales se asocian en el modelo CAMx con especies de material particulado primario de corteza gruesa (CCRS) y otros primarios gruesos (CPRM).

La densidad poblacional estimada en personas/km<sup>2</sup> varía significativamente entre áreas de representatividad espacial, en una proporción de 1:3, siendo mayor la de la estación de monitoreo UNNV que la de la estación PJIC. Las tasas de respiración ponderadas de ambas áreas son muy similares, lo cual indica que la distribución de grupos de edades por género de las comunas es porcentualmente también similar.

Los resultados de fracción inhalada de NO<sub>x</sub> y PM<sub>2.5</sub> ubican a Medellín en niveles comparables para estos contaminantes a los reportados para Beijing, una de las ciudades

más pobladas del mundo. Para el contaminante CO los valores de fracción inhalada son inferiores a los reportados para ciudades como California, Varsovia, Ciudad de México y Hong Kong; mientras que para el contaminante PM<sub>10</sub> los valores son muy superiores a los tomados como referencia. Si se agrupan los cuatro contaminantes (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>x</sub> y CO) en la denominación de contaminantes primarios, el valor promedio de fracción inhalada es superior al de California, pero inferior al calculado por otros autores para la misma ciudad (Medellín).

Acorde con el inventario de emisiones, los valores de fracción inhalada obtenidos corresponden en su totalidad a fuentes de tipo móviles, a excepción de los NO<sub>x</sub> en los cuales hay una pequeña contribución de fuentes fijas.

Existe una alta variabilidad de los resultados obtenidos dependiendo de la forma como se empleen los valores de tasa de respiración, concentración y emisión. Para los grupos de edad en los cuales la tasa de respiración es mayor, la fracción inhalada también lo es. Los máximos valores horarios de fracción inhalada se presentan cuando la emisión de contaminantes es significativamente inferior a la concentración, lo cual ocurre en las horas del día donde hay menos emisiones (mayoritariamente fuentes móviles) y donde hay ausencia de radiación solar. La variabilidad de los valores diarios de fracción inhalada se relaciona de forma directa con los promedios diarios de concentración, los cuales dependen de condiciones meteorológicas, como la transición de temporada seca a húmeda y la ausencia de periodos de lluvia, que generan condiciones poco favorables para la dispersión de los contaminantes en la ciudad.

## REFERENCIAS

Amón I.(2010). Guía metodológica para la selección de técnicas de depuración de datos. Tesis de Maestría, Maestría en Ingeniería – Ingeniería de Sistemas. Facultad de Minas, Escuela de Sistemas, Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia, 120 pp.

AMVA (2007). Plan Integral de Desarrollo Metropolitano METRÓPOLI 2008 – 2020. Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Informe. Medellín, Colombia. 280 pp.

AMVA (2016). Resolución metropolitana N° 000379 de 2016. Por la cual se declara el nivel de contingencia atmosférica en la jurisdicción del Área Metropolitana del Valle de Aburrá y se toman otras determinaciones. Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Medellín, 18 de marzo de 2016.

AMVA (2017a). Declaratoria de episodio crítico de contaminación atmosférica alerta roja ambiental fase I [en línea]. Área Metropolitana del Valle de Aburrá. <http://www.metropol.gov.co/CalidadAire/test/resources/BoletinesAlertasAMVA/Alerta%20Roja%20Fase%20I%20marzo%20%202023-24-25.jpg> 26/07/2018

AMVA (2017b). Informe de Operación – Diciembre de 2017. Área Metropolitana del Valle de Aburrá [en línea]. <http://www.metropol.gov.co/CalidadAire/isodocRedAire/Resumen%20calidad%20de%20aire%202017.pdf> 07/07/2018

AMVA (2018). Resolución metropolitana N°00-000475 de 2018. Por la cual se declara el nivel de alerta para el control de la contaminación atmosférica en la jurisdicción del Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Medellín, 06 de marzo de 2018.

AMVA y UPB (2017a). Actualización inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá, año 2015. Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad Pontificia Bolivariana. Informe. Medellín, Colombia, 90 pp.

AMVA y UPB (2017b). Sistema de modelización atmosférica: modelo de calidad del aire. Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad Pontificia Bolivariana. Informe. Medellín, Colombia, 82 pp.

Apte J. S., Bombrun E., Marshall J.D. y Nazaroff W.W. (2012). Global Intraurban Intake Fractions for Primary Air Pollutants from Vehicles and Other Distributed Sources. *Environmental Science and Technology* 46 (6), 3415–3423. DOI: 10.1021/es204021h

Bennett D.H., McKone T.E., Evans J.S., Nazaroff W.W., Margni M.D., Jolliet O. y Smith K.R. (2002). Defining intake fraction. *Environmental Science and Technology* 36 (9), 206A-211A. DOI: 10.1021/es0222770

CE (2008). Directiva 2008/50/CE de 21 de mayo de 2008 relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea. Estrasburgo, 21 de mayo de 2008.

Du X., Wu Y., Fu L., Wang S., Zhang S. y Hao J. (2012). Intake fraction of PM<sub>2.5</sub> and NO<sub>x</sub> from vehicle emissions in Beijing based on personal exposure data. *Atmospheric Environment* 57, 233-243. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.04.046

EPA (2011). Highlights of the Exposure Factors Handbook. Environmental Protection Agency. Report. Washington D.C., United States, 96 pp.

Foy B., Lei W., Zavala M., Volkamer R., Samuelsson J., Mellqvist J., Galle B., Martínez A.-P., Grutter M., Retama A. y Molina L.T. (2007). Modelling constraints on the emission inventory and on vertical dispersion for CO and SO<sub>2</sub> in the Mexico City Metropolitan Area using Solar FTIR and zenith sky UV spectroscopy. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, 781-801. DOI: 10.5194/acpd-6-6125-2006

Humbert S., Marshall J. D., Shaked S., Spadaro J. V., Nishioka Y., Preiss P., McKone T. E., Horvath A. y Jolliet O. (2011). Intake fraction for particulate matter: recommendations for life cycle impact assessment. *Environmental Science & Technology* 45, 4808–4816. DOI: 10.1021/es103563z

Holnicki P., Nahorski Z. y Kałuszko A. (2018). Intake Fraction (iF) Assessment in an Urban Area. International Federation of Automatic Control (IFAC) Papers On Line 51, 79–84. DOI: 10.1016/j.ifacol.2018.06.214

IDEAM (2002). Auditoría a la red de monitoreo de calidad del aire de Bogotá – Anexo 9: Guía para la utilización de modelos de la calidad del aire. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Informe. Bogotá D.C., Colombia, 36 pp.

IDEAM (2016). Anuario climatológico 2015. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Informe. Bogotá D.C., Colombia, 365 pp.

IDEAM (2017). Informe del estado de la calidad del aire en Colombia 2016. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Informe. Bogotá D.C., Colombia, 106 pp.

Jeričević A. y Večenaj Ž. (2009). Improvement of vertical diffusion analytic schemes under stable atmospheric conditions. *Boundary-Layer Meteorology* 131, 293–307. DOI: 10.1007/s10546-009-9367-5

Lai A.C.K, Thatcher T. L. y Nazaroff W. W. (2000). Inhalation transfer factors for air pollution health risk assessment. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50, 1688-1699. DOI: 10.1080/10473289.2000.10464196

Luo Z., Li Y. y Nazaroff W. W. (2010). Intake fraction of nonreactive motor vehicle exhaust in Hong Kong. *Atmospheric Environment* 44, 1913-1918. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.02.016

MADS (2012). Diagnóstico nacional de salud ambiental. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Informe. Bogotá D.C., Colombia, 368 pp.

MADS (2017). Resolución 2254 de 2017. Por la cual se adopta la norma de calidad del aire ambiente y se dictan otras disposiciones. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá D.C., 01 de noviembre de 2017.

Marshall J.D. y Nazaroff W.W. (2002). Risk Assessment of Diesel-Fired Back-up Electric Generators Operating in California [en línea].

<https://depts.washington.edu/airqual/reports/MARSHALL%20and%20NAZAROFF%20-%20Diesel%20BUGs%20Health%20Risk%20Assessment.pdf> 12/07/2018

Marshall J.D., Riley W.J., McKone T.E. y Nazaroff W.W. (2003). Intake fraction of primary pollutants: motor vehicle emissions in the South Coast Air Basin. *Atmospheric Environment* 37, 3455-3468. DOI: 10.1016/S1352-2310(03)00269-3

Marshall J.D. y Nazaroff W.W. (2006). Intake Fraction. En: *Exposure Analysis* (W.R. Ott, A.C. Steinemann y L.A. Wallace, Ed.). Taylor and Francis Group, Boca Raton, Florida, Estados Unidos, pp. 237-252.

MAVDT (2008). Manual de operación de sistemas de vigilancia de la calidad del aire. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Protocolo. Bogotá D.C., Colombia, 287 pp.

MAVDT (2010). Manual de diseño de sistemas de vigilancia de la calidad del aire. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Protocolo. Bogotá D.C., Colombia, 135 pp.

Municipio de Medellín y DANE (2011). Proyecciones de Población 2006-2015. Municipio de Medellín y Departamento Nacional de Estadísticas (DANE). Medellín, Colombia, 199 pp.

Nappo C., Caneill J., Furman R., Gifford F., Kaimal J., Kramer M., Lockhart T., Pendergast M., Pielke R., Randerson D., Shreffler J. y Wyngaard J. (1982). The workshop on the representativeness of meteorological-observations, June 1981, Boulder, Colorado. Bulletin of the American Meteorological Society 63 (7), 761-764.

Oakes M., Baxter L. y Long T.C. (2014). Evaluating the application of multipollutant exposure metrics in air pollution health studies. Environment International 69, 90-99. DOI: 10.1016/j.envint.2014.03.030

Piersanti A., Vitali L., Righini G., Cremona G. y Ciancarella L. (2015). Spatial representativeness of air quality monitoring stations: A grid model based approach. *Atmospheric Pollution Research* 6, 953-960. DOI: 10.1016/j.apr.2015.04.005

RAMBOLL ENVIRON (2016). User's guide Comprehensive Air Quality Model with Extensions. Version 6.3. Ramboll Environ. Novato, California, Estados Unidos, 286 pp.

Righini G., Cappelletti A., Ciucci A., Cremona G., Piersanti A., Vitali L. y Ciancarella L. (2014). GIS based assessment of the spatial representativeness of air quality monitoring stations using pollutant emissions data. *Atmospheric Environment* 97, 121-129. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2014.08.015

Rosenbaum R. K., Margni M. y Jolliet O. (2007). A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts. *Environment International* 33, 624–634. DOI: 10.1016/j.envint.2007.01.004

Stevens G., Foyc B., Westd J.J y Levy J.I. (2007). Developing intake fraction estimates with limited data: Comparison of methods in Mexico City. *Atmospheric Environment* 41, 3672–3683. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.12.051

Tainio M., Holnicki P., Loh M. M. y Nahorski Z. (2014). Intake fraction variability between air pollution emission sources inside an urban area. *Risk Analysis* 34, 2021-2034. DOI: 10.1111/risa.12221

UNEP (2016). Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators: Volume 1. United Nations Environment Programme.

Vitali L., Morabito A., Adani M, Assennato G., Ciancarella L., Cremona G., Giua R., Pastore T., Piersanti A., Righini G., Russo F., Spagnolo S., Tanzarella A., Tinarelli G. y Zanini G. (2016). A lagrangian modelling approach to assess the representativeness area of an industrial air quality monitoring station. Atmospheric Pollution Research 7, 990-1003. DOI: 10.1016/j.apr.2016.06.002

WHO (2006). Air Quality Guidelines Global Update 2005. World Health Organization Regional Office for Europe. Directrices. Copenhagen, Dinamarca, 496 p.

WHO (2016). Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of disease. World Health Organization. Informe. Ginebra, Suiza, 121 p.