



# Calidad del Aire y Salud Pública

Gestión de la Calidad del Aire, Retos y Alternativas para  
la Salud Urbana



**LIBRO DE MEMORIAS**



# LIBRO DE MEMORIAS

VI Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad  
del Aire y Salud Pública

“Gestión de la calidad del aire, retos y alternativas para la salud  
urbana”

Santiago de Cali, Colombia  
Septiembre 6-8  
2017

**Universidad del Valle**  
**Programa Editorial**

Título: Calidad del aire y salud pública.

Autor: Paez Melo, Martha I.

ISBN: 978-958-765-707-4

ISBN PDF: 978-958-765-708-1

**Primera edición**

Rector de la Universidad del Valle: Édgar Varela Barrios

Vicerrector de Investigaciones: Javier Medina Vásquez

Director del Programa Editorial: Omar Díaz Saldaña

© Universidad del Valle

Diseño de carátula: Juan Sebastián Florez B.

Diagramación: Laura Herrera Muñoz

Este libro, o parte de él, no puede ser reproducido por ningún medio sin autorización escrita de la Universidad del Valle.

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión del autor y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad del Valle, ni genera responsabilidad frente a terceros. El autor es el responsable del respeto a los derechos de autor y del material contenido en la publicación (fotografías, ilustraciones, tablas, etc.), razón por la cual la Universidad no puede asumir ninguna responsabilidad en caso de omisiones o errores.

Cali, Colombia, junio de 2018

Organizan:



# CASAP 2017

## Santiago de Cali, Colombia

Septiembre 6-8  
2017



# Organización del VI Congreso Colombiano y Conferencia Internacional CASAP

## Comité Organizador

### Universidad del Valle

Martha I. Páez Melo  
Juan Pablo Silva  
Janeth Mosquera Becerra

### Universidad Autónoma

Ana Lasso

### Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca

Germán Restrepo

### Departamento Administrativo de Gestión Ambiental (DAGMA)

Gisela Arizabaleta

### Servicio Geológico Colombiano

Gustavo Garzón Valencia

Universidad de La Salle

Jorge E. Pachón

Universidad Nacional de Colombia

Nestor Rojas

Universidad de los Andes

Juan Felipe Franco

Universidad Pontificia Bolivariana

Kento Mágara

Asociación de ciclistas amigos - Cicloamigos

Eduardo Cobo



## Comité Científico

Alba Rodríguez  
Universidad Nacional de  
Colombia

Angelica Bustamante  
Universidad de Córdoba

Beatriz Aristizábal  
Universidad Nacional

Beatriz Ortiz  
Universidad de la Salle

Blanca Oviedo  
Pontificia Universidad  
Javeriana

Boris Galvis  
Universidad de La Salle

Carlos Echeverri  
Universidad de Medellín

Carmen Elena Zapata  
Universidad Nacional de  
Colombia

Dora Marcela Benitez  
Universidad de Boyacá

Eliana Lizeth Vergana  
Universidad de La Costa

Hugo Sarmiento  
Universidad de La Salle

Jorge Eduardo Pachón  
Universidad de La Salle

Juan Carlos Narvaez  
Universidad Mariana

Juan Pablo Ramos  
Universidad de Los Andes

Leonardo Quiroz  
Universidad Distrital  
Francisco José de Caldas

Luis Alberto Morales  
Universidad Nacional de  
Colombia

Luis Camilo Blanco  
Universidad Santo Tomás

Ricardo Morales  
Universidad de Los Andes

Luis Carlos Belalcazar  
Universidad Nacional de  
Colombia

Rodrigo Jiménez  
Universidad Nacional de  
Colombia

Luis J. Hernández  
Universidad de los Andes

María Victoria Toro  
Universidad Pontificia  
Bolivariana

Mercedes Jimenez Benitez  
Universidad de Antioquia

Néstor R. Rojas  
Universidad Nacional de  
Colombia

Rodrigo Sarmiento  
Secretaría Distrital de Salud

## Patrocinadores





## Bienvenido al VI Congreso Colombiano y Conferencia Internacional CASAP

El Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad del Aire y Salud Pública (CASAP) es el espacio de encuentro más importante en el país en los temas de contaminación atmosférica y su impacto en la salud humana.

La VI versión del CASAP, se llevará a cabo en la ciudad de Cali entre el 6 y 8 de Septiembre de 2017, con este importante evento se busca contar con la participación de expertos nacionales e internacionales cuyas conferencias estén enfocadas principalmente en la modelación ambiental, muestreo y caracterización de contaminantes atmosféricos, salud pública y calidad del aire.

El comité organizador les da la bienvenida y los invita a participar en este evento, que permitirá compartir experiencias científicas, crear lazos y discutir acerca de las temáticas que aborda el congreso.



## CONFERENCISTAS INVITADOS



Luisa T. Molina

Presidente del Centro Molina para Estudios Estratégicos sobre Energía y Medio Ambiente (MEC2) e Investigadora del Instituto Tecnológico de Massachusetts (MIT).



Horacio Riojas

Director de Salud Ambiental en el Instituto Nacional de Salud Pública - INSP. Sus áreas de interés incluyen evaluación de riesgos por exposición a contaminantes atmosféricos, exposición a metales así como efectos del cambio climático, vulnerabilidad y riesgos a enfermedades infecciosas.



Esteban Abad

Director de Laboratorio de Dioxinas del departamento de química ambiental del Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDÆA) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) en Barcelona.



Sergui Sanchez

Director Ejecutivo del Clean Air Institute (CAI).



Karina Miglioranza

Investigador CONICET, Universidad Nacional de Mar del Plata (Argentina)



Jerome Boutang

Director General CITEPA





Lars Gidhagen

Investigador de calidad del aire-SMHI Suecia



Donifan Barahona

Investigador en modelación atmosférica y cambio climático de la NASA.



## Memorias

### VI Congreso Colombiano y Conferencia Internacional CASAP

Contenido.....	019
SALUD.....	023
E001) Efecto a corto plazo de la contaminación del aire sobre la mortalidad cardiopulmonar en cuatro localidades de bogotá con diferentes niveles de concentración de $PM_{10}$ .....	025
E002) Metodología para el estudio de las enfermedades respiratorias motivadas por los contaminantes atmosféricos en Cartagena de indias.....	031
E003) Riesgo por bioaerosoles en la sala de urgencias de un hospital privado de bogotá.....	047
E004) Distribución espacial de las concentraciones de $PM_{2.5}$ y su relación con la mortalidad cardiopulmonar en Bogotá, Colombia.....	053
E005) Efecto a corto plazo de la contaminación del aire sobre la morbilidad atendida por enfermedades respiratorias y cardiovasculares en bogotá 2011-2014: resultados de la primera etapa del proyecto ICAS-colombia.....	059
E006) Efecto a corto plazo del $PM_{10}$ y ozono sobre la mortalidad cardiopulmonar en la localidad de Santa Fe, Bogotá 2012-2014. ....	067
E007) Perfiles lipídicos lagrimales asociados a diferentes niveles de exposición a material particulado en aire .....	073
TRANSPORTE.....	079
E008) Aseguramiento de la calidad en inventarios de emisiones por fuentes móviles en ruta aplicando análisis de sensibilidad.....	081
E009) Relación entre intensidad de tráfico y contenido de metales pesados en sedimentos viales: caso de estudio en Bogotá (Colombia).....	089
E010) Determinación de patrones de conducción para la estimación de emisiones vehiculares en el sur de Cali.....	095
E011) Estimacion de emisiones de fuentes móviles generadas en la división academica de ciencias biológicas.....	101
E012) Influencia de la aditivación del combustible en el motor de encendido provocado a 2850 m.....	107

E013) Estudio para la reducción de las emisiones de material particulado en el transporte público del distrito metropolitano de Quito.....	113
E014) Automatización del pre-procesamiento requerido para el cálculo de emisiones de material resuspendido debido a fuentes móviles en la ciudad de Bogotá.....	119
E015) Impacto en eficiencia energética y reducción de emisiones aplicando la tecnología molecular – Green en diésel. Valle de Aburrá – Colombia.....	125
E016) Inventario de emisiones y análisis de ciclo de vida de tecnologías convencionales y emergentes para la producción de biodiesel.....	131
E017) Impacto de El Niño en la emisión del ciclo de vida de vehículos eléctricos.....	135
E018) Hacia una movilidad sostenible en Bogotá, Colombia.....	143
DINÁMICAS ATMOSFÉRICAS.....	149
E019) 20 años de estudio de contaminantes orgánicos persistentes en la atmósfera.....	151
E020) Contaminación atmosférica por poluentes orgánicos persistentes en latinoamerica: Uso de muestreadores pasivos.....	153
E021) Una primera estimación de las emisiones de material particulado asociadas a la producción de petróleo en la Orinoquia Colombiana.....	155
E022) Distribución temporal de concentraciones de SO <sub>2</sub> y su relación con fuentes de emisión y condiciones meteorológicas.....	161
E023) Simulación de calidad del aire en una ciudad intermedia andina con WRF-CHEM: simulación de ozono para un periodo húmedo y sensibilidad a las condiciones iniciales.....	167
E024) Determinación del comportamiento ácido de las precipitaciones en inmediaciones del resguardo indígena de la Serranía El Majuy en Cota, Cundinamarca y su efecto en líquenes de la zona.....	173
E025) Uso de emisiones locales para mejorar la representación de ozono troposférico en una simulación de calidad del aire en alta resolución y estudio de contribución de emisiones.....	181
E026) Modelos ARIMA para evaluar el efecto de la cobertura superficial sobre las concentraciones de PM <sub>10</sub> en la ciudad de Bogotá (Colombia).....	189
E027) Sistema de monitoreo de gases de efecto invernadero en sociedades industrializadas.....	205
E028) ¿Pirolisis de bagazo de caña- Una alternativa ecológica de combustión?.....	217
E029) Biofiltración de ácido acético usando como lecho filtrante compost a partir de pollinaza – residuo de poda – cascarilla de arroz.....	223

E030) Niveles de contaminación en el aire del GRAN PLATA, periodo 2012-2017.....	239
E031) Caracterización de fuentes de emisión de BTEX en GRAN LA PLATA mediante modelos receptores.....	247
E032) Spatial variation of EC, OC, major and trace elements of PM <sub>10</sub> in an urban Caribbean tropical environment.....	253
E033) Implementación de sistemas de medición PM <sub>10</sub> y alertas tiempo real en operación minera del Cesar, Colombia.....	259
E034) Evaluación de la calidad del aire y parámetros de confort intramuros y extramuros de una guardería en Villahermosa, Tabasco, México.....	265
E035) Inventario de compuestos orgánicos volátiles por fuentes biogénicas para una región andina ....	271
E036) Potencial y aproximación ambiental de la captura de CO <sub>2</sub> en el sector industrial Colombiano ....	277
E037) Caracterización del material particulado en el Valle del Cauca.....	283
E038) Comparación de los niveles de concentración de ozono troposférico y dióxido de nitrógeno en Ecuador y otras latitudes.....	287
E039) Identificación de patrones espaciales y variabilidad temporal de concentración de NO <sub>2</sub> en Colombia utilizando información satelital.....	289
E040) Análisis de calidad del aire en 25 ciudades del mundo. Comparación con el caso de Medellín.....	295
E041) Comportamiento de contaminantes no convencionales en el Valle de Aburrá (medición de la calidad del aire con medidores pasivos para BTX).....	307
E042) Incidencia de la urbanización sobre la isla de calor urbano y contaminación del aire: aplicación de herramientas de teledetección en la localidad de Kennedy – Bogotá, Colombia.....	319
E043) Emission and ambient concentration of black carbon particles in Curitiba, Brazil.....	325
E044) Factors affecting surface radon emanation. Case study from southeastern of Manizales town....	331
E045) Análisis multitemporal de ruido ambiental en la ciudad de Montería para el periodo 2011 hasta 2017.....	343
E046) Aerosoles fungi en el ambiente interior de una biblioteca pública en Santa Marta, Colombia ....	351

E047) Potencial beneficio ecológico del bambu en la mitigación del cambio climático.....	357
E048) Monitoreo de compuestos organicos persistentes en la atmósfera de Santiago de Cali (Colombia), utilizando poli (etilen-co-vinilacetato).....	365
ACTIVIDADES.....	373
INAUGURACIÓN.....	375
PONENCIAS.....	376
POSTERS Y CICLOPASEO DE LOS VIENTOS.....	378



# CASAP 2017

## Santiago de Cali, Colombia

Septiembre 6-8  
2017

Salud





EFFECTO A CORTO PLAZO DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE SOBRE LA MORTALIDAD CARDIOPULMONAR EN CUATRO LOCALIDADES DE BOGOTÁ CON DIFERENTES NIVELES DE CONCENTRACIÓN DE PM<sub>10</sub>

SHORT-TERM EFFECT OF AIR POLLUTION ON CARDIOPULMONARY MORTALITY IN FOUR LOCALITIES OF BOGOTÁ WITH DIFFERENT PM<sub>10</sub> CONCENTRATIONS

Buitrago Ocampo, Conny Yohana<sup>1</sup>; García Díaz, Katherine Andrea<sup>1</sup>, Navarrete López, Claudia Fernanda<sup>2</sup>; Rodríguez Villamizar, Laura Andrea<sup>3</sup>; Blanco Becerra, Luis Camilo<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Estudiantes Facultad de Ingeniería Ambiental. Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia

<sup>2</sup>Docente Facultad de Ingeniería Ambiental. Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia

<sup>3</sup>Docente Departamento de Salud Pública. Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia

<sup>4</sup>Docente Maestría Salud Pública. Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: [luis.blanco@usantotomas.edu.co](mailto:luis.blanco@usantotomas.edu.co)

## RESUMEN

Se realizó un estudio de series de tiempo que utilizó modelos de Poisson ajustados por temperatura y humedad relativa, usando estructuras autocorrelativas que incluyeron el promedio móvil de 3 días y efectos diferidos (lags) de hasta 5 días. Se utilizó información horaria registrada en el sistema de vigilancia de calidad del aire de las localidades de Kennedy, Fontibón, Tunjuelito y Usaquén administrado por la Secretaría Distrital de Ambiente. La causa antecedente de mortalidad diaria en las localidades de estudio se obtuvo de la Secretaría Distrital de Salud de Bogotá. Los resultados obtenidos mostraron un efecto directamente proporcional a la exposición a PM<sub>10</sub> con la mortalidad cardiopulmonar y cardiovascular en cada localidad.

## ABSTRACT

A time series study was performed using Poisson models adjusted for temperature and relative humidity, using autocorrelative structures that included the 3 day moving average and lags for up to 5 days. Hourly information was recorded in the air quality monitoring system of the Kennedy, Fontibón, Tunjuelito and Usaquen localities that is administrated by the District Environment Secretary. The antecedent cause of daily mortality in the study localities was obtained from the District Health Secretary of Bogotá. The results obtained showed a proportional directly effect to PM<sub>10</sub> exposure with cardiopulmonary and cardiovascular mortality in each locality.

**PALABRAS CLAVE** Mortalidad Cardiopulmonar, contaminantes criterio, series de tiempo

**KEY WORDS** Cardiopulmonary mortality, criteria pollutants, time series

## 1. INTRODUCCION

El estudio Global Burden of Diseases, Injuries, and Risk Factors (GBD 2015) estimó la carga de enfermedad atribuible a 79 factores de riesgo en 195 países entre los años 1990 y 2015, identificando la contaminación del aire como una de las principales causas en la carga de morbilidad en las personas, especialmente en los países de bajos y medianos ingresos (Cohen, 2017). En Colombia, el desarrollo industrial y el tráfico vehicular son las causas principales de la contaminación del aire en las ciudades principales (República de Colombia, Consejo Nacional de Política Económica y Social, 2008). Cada año en Colombia, cerca de 5.000 muertes prematuras y casi 65 millones de años de vida ajustados por discapacidad (AVAD) pueden atribuirse a la contaminación del aire urbano. Bogotá y el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) representan más del 75% de la mortalidad atribuible (World Bank, 2014). En Bogotá se han evaluado los efectos de la contaminación del aire en la enfermedad cardiopulmonar, bajo un enfoque de contaminantes individual exclusivamente, donde se resaltan los siguientes hallazgos:

- Una reducción de la concentración de PM<sub>10</sub> de 10 µg/m<sup>3</sup> produciría una disminución de las consultas respiratorias en un 17%, en niños menores de 14 años (Solarte, 1999).
- Por un incremento de 10 µg/m<sup>3</sup> en el promedio diario de PM<sub>10</sub>, el riesgo acumulado en la mortalidad por causa respiratoria aumenta 1,43% (IC95%:0,85-2), tomando un retraso de 3 días anteriores al deceso (Blanco, 2014).
- Un estudio cuyo objetivo fue conocer la incidencia de los síntomas respiratorios en cinco localidades de Bogotá y su asociación con otros factores, encontró que la proporción de riesgo atribuible a la exposición a la contaminación del aire, fluctuó según los síntomas entre 37% para las sibilancias nocturnas (IC95%:26-47,8) y 10,6% para la tos (IC95%:6,3-15) (Sarmiento, 2015).

Teniendo en cuenta lo anterior el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto a corto plazo de la contaminación del aire en la mortalidad cardiopulmonar en cuatro localidades de Bogotá con diferentes niveles de concentración de PM<sub>10</sub>, bajo la premisa que la ciudad presenta una variabilidad en las concentraciones de este contaminante y por ende el efecto en la población es diferencial.

## 2. MATERIALES Y METODOS

Se realizó un estudio ecológico de series de tiempo, en las localidades de Kennedy, Fontibón, Tunjuelito y Usaquén para el periodo 2019-2014. Los datos de los contaminantes criterio del aire y variables meteorológicas se obtuvieron de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB) de la Secretaria Distrital de Ambiente (SDA). Los registros de mortalidad cardiopulmonar fueron suministrados por la Secretaria Distrital de Salud de Bogotá (SDS), donde se seleccionaron las causas cardiopulmonares definidas en la Clasificación Estadística Internacional de Enfermedades décima versión (CIE-10) utilizando los diagnósticos Angina de pecho (I200-I209), infarto del miocardio (I210-I219), enfermedades isquémicas agudas del corazón (I240-I249), disritmias (I440-I459, I470-I509), enfermedad cerebrovascular (I600-I629, I640-I699) e infarto cerebral (I630-I639), para las enfermedades cardiovasculares; para la mortalidad respiratoria se utilizaron los diagnósticos Infecciones agudas de las vías respiratorias superiores (J000-J069), influenza (J100-J119), neumonías (J120-J189), bronquitis bronquiolitis (J200-J229), enfermedades pulmonares obstructivas crónicas (J400-J449) y asma (J450-J469), estratificando por grupos etarios de todas las edades y mayores de 65 años.

Se calcularon promedios 24 horas para los contaminantes PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, Dióxido de Nitrógeno (NO<sub>2</sub>) y

Dióxido de Azufre (SO<sub>2</sub>) y los parámetros meteorológicos de Temperatura (T) y Humedad Relativa (HR); se estimó la concentración máxima horaria del promedio 8 horas para Monóxido de Carbono (CO) y Ozono (O<sub>3</sub>), utilizando un criterio de suficiencia del 75% de los datos; además se utilizó el valor máximo horario para NO<sub>2</sub>, CO y O<sub>3</sub>.

La relación entre la mortalidad por enfermedades cardiopulmonares y los contaminantes atmosféricos fue estimada utilizando el modelo de regresión condicional de Poisson con efectos mixtos y efectos fijos, ajustando por factores de confusión como la T, HR y los días festivos a lo largo del periodo de estudio (Armstrong, 2014). La relación entre la mortalidad y los contaminantes fue examinada mediante el uso de estructuras autocorrelativas de efectos diferidos de 0 hasta de 5 días, incluyendo el promedio móvil de 3 y 5 días de la concentración (Cakmak, 2007); para cuantificar el aumento del riesgo en la mortalidad se utilizó un valor de 10 µg/m<sup>3</sup> para PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, 0,01 ppm para CO y 5 ppb para SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>. Para la selección de los mejores modelos, se utilizaron los criterios de información de Akaike (AIC) y el de información Bayesiano (BIC), mientras que para las combinaciones de contaminantes se tuvo en cuenta la correlación de Pearson y el factor de inflación de la varianza (VIF). El análisis de los contaminantes sobre la mortalidad se realizó en el software STATA 11.

### 3. RESULTADOS

Para el periodo de estudio se registró un total de 43.264 defunciones por todas las causas en las cuatro localidades, donde el 16,8% (n= 7.269) correspondió a enfermedades cardiovasculares y el 8,8% (n=3.786) a enfermedades respiratorias; el 78,5% (n=8.689) de estas defunciones se reportó en el grupo de mayores de 65 años (Figura 1).

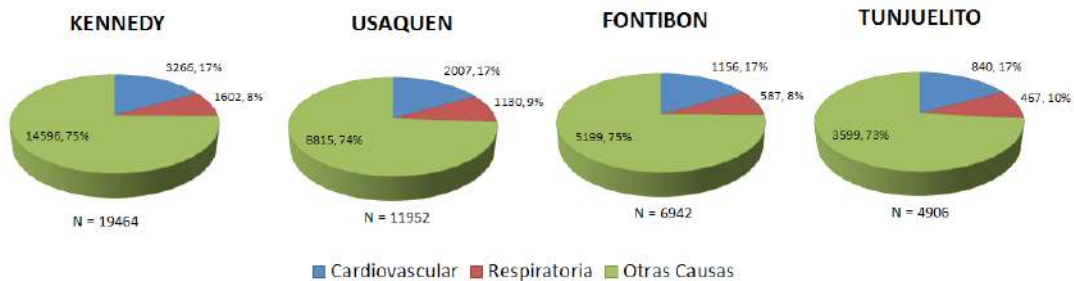


Figura 1. Comportamiento de la mortalidad cardiovascular y respiratoria en cuatro localidades de Bogotá. 2009 -2014.

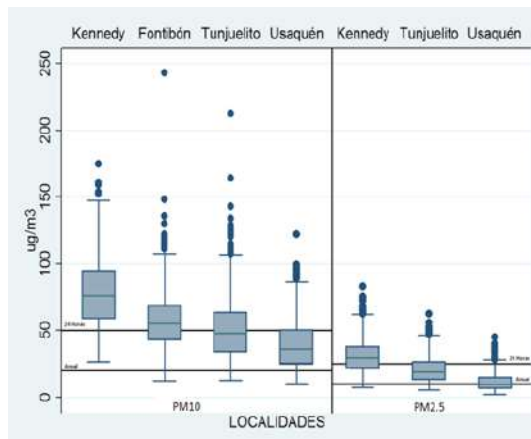


Figura 2. Comportamiento de los promedios diarios de PM10 y PM2.5 en cuatro localidades de Bogotá. 2009-2014.

El promedio 24 horas para  $PM_{10}$  se ubicó entre los 39 a  $77,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , excediendo el valor diario (excepto en Usaquén) y anual establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para  $PM_{10}$ ; para  $PM_{2,5}$  las concentraciones se localizaron entre los  $11,4$  a  $30,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , excediendo el valor diario sugerido por la OMS solamente en la localidad de Kennedy, mientras que el valor anual se sobrepasó en las localidades (Figura 2). Para los contaminantes criterio  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$  y  $\text{CO}$ , no se excedieron los valores guía establecidos por la OMS, sin embargo, es importante señalar que el valor promedio diario registrado en las localidades para  $\text{NO}_2$  se ubicó entre los  $18,1$  a  $1,5 \text{ ppb}$ , cercano al valor sugerido por la OMS como promedio anual de  $21 \text{ ppb}$ , esto teniendo en cuenta que el promedio estimado en el estudio puede equipararse como aquel al que se encuentra expuesta la población durante un año.

Al estimar el cambio en el porcentaje del riesgo en la mortalidad cardiopulmonar se encontró para  $PM_{10}$  en la localidad de Kennedy, que, para todas las edades y los mayores de 65 años, por un aumento de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en el promedio diario, la mortalidad se incrementó en  $1,8\%$  (IC95%:  $-0,59-4,26$ ) y  $2,3\%$  (IC95%:  $-0,42-5,16$ ) en el Lag5, respectivamente. Para la exposición a  $PM_{2,5}$  para todas las edades y los mayores de 65 años, en la localidad de Kennedy por un aumento de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en el promedio diario se evidenció un aumento en el riesgo de  $5,9\%$  (IC95%:  $0,43-11,7$ ) y  $7\%$  (IC95%:  $0,7-13,7$ ) en el Lag5, respectivamente (Figura 3).

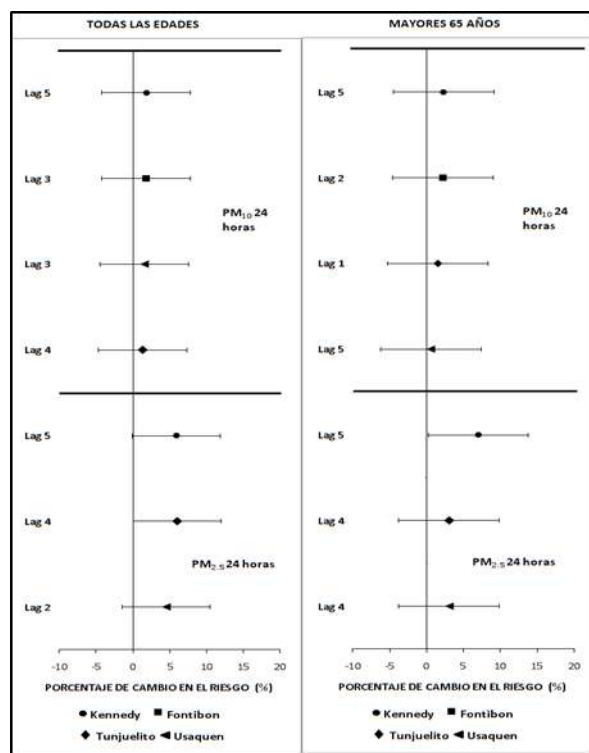


Figura 3. Porcentaje de cambio en el riesgo en la mortalidad cardiopulmonar por la exposición a  $PM_{10}$  y  $PM_{2,5}$  en cuatro localidades de Bogotá. 2009-2014.

#### 4. CONCLUSIONES

Se observó un aumento en el porcentaje de cambio en el riesgo en la mortalidad cardiopulmonar que fue proporcional a la concentración promedio diaria de  $PM_{10}$  y  $PM_{2,5}$ . La localidad de Kennedy que reportó las mayores concentraciones de los contaminantes de estudio, presentó siempre los mayores

incrementos en el riesgo de mortalidad, mientras que la localidad de Usaquén, que exhibió las menores concentraciones, presentó un menor incremento en la mortalidad, lo cual confirma que el uso de promedios diarios para toda la ciudad en análisis ecológicos, puede enmascarar el verdadero efecto de la contaminación del aire en diferentes localidades de la ciudad de Bogotá.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración de la SDA, SDS y el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), el Sistema Distrital de Gestión de Riesgos y Cambio Climático (IDIGER) por suministrar la información para la realización del presente trabajo.

## 6. REFERENCIAS

Armstrong, B., Gasparrini, A., Tobias, A. (2014). Conditional Poisson models: a flexible alternative to conditional logistic case cross-over analysis. *BMC Med Res Methodol.* 14(122).

Blanco-Becerra, L.C., Miranda-Soberanis, V., Hernández-Cadena, L., Barraza-Villarreal, A., Junger, W., Hurtado-Díaz, M. (2014). Effect of particulate matter less than 10 $\mu$ m (PM10) on mortality in Bogota, Colombia: a time-series analysis, 1998-2006. *Salud Pública de México.* 56(4), 363-370.

Cakmak, S., Dales, R., y Blanco, C. (2007). Air pollution and mortality in Chile: Susceptibility among the elderly. *Environmental Health Perspectives* 115(4), 524-527.

Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., ... Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *Lancet.* 389 (10082), 1907–1918.

República de Colombia. Consejo Nacional de Política Económica y Social. (2008). Documento CONPES 3550.

Sarmiento R., Hernández L.J., Medina E.K., Rodríguez N., Reyes J. (2015). Síntomas respiratorios asociados con la exposición a la contaminación del aire en cinco localidades de Bogotá, 2008-2011, estudio en una cohorte dinámica. *Biomédica.* 35:167-176.

Solarte, I., Caicedo-Verastegui, M., Restrepo-Palacios, S. (1999). Contaminación atmosférica y enfermedad respiratoria en niños en Bogotá.

World Bank. (2014). Environmental Health Costs in Colombia The Changes from 2002 to 2010.



## METODOLOGÍA PARA EL ESTUDIO DE LAS ENFERMEDADES RESPIRATORIAS MOTIVADAS POR LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS EN CARTAGENA DE INDIAS

Álvarez Aldegunde, José Antonio<sup>1</sup>; Edgar Quiñones Bolaños<sup>2</sup>; Vanessa Álvarez Narváez<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Estudiante de doctorado en ingeniería en la Universidad de Cartagena. Cartagena de Indias, Colombia

<sup>2</sup>PhD en ingeniería ambiental. Profesor en la Universidad de Cartagena. Cartagena de Indias, Colombia

<sup>3</sup>BSc en ingeniería civil. MSc en ingeniería ambiental. Cartagena de Indias, Colombia

Autor de correspondencia: [aldegunde2013@gmail.com](mailto:aldegunde2013@gmail.com)

### RESUMEN

**Introducción.** La puesta en marcha de una red de estaciones de registro de los niveles de los contaminantes atmosféricos, así como la implementación de una metodología destinada a determinar el impacto de los contaminantes atmosféricos en la salud humana, suponen un reto desde el punto de vista técnico y científico cuando no existen antecedentes de investigación exhaustiva en determinado distrito.

**Objetivos.** Evaluar la situación general de la calidad del aire en Cartagena de Indias mediante el registro de las concentraciones de los contaminantes con una red de estaciones de medición y campañas de registro de contaminantes, y establecer una metodología para dilucidar el peso relativo que tienen los contaminantes en la aparición de las enfermedades respiratorias.

**Metodología.** Fase I: Se estableció el comportamiento espacio-temporal de la concentración de los contaminantes que superaron los límites legales impuestos por la norma colombiana de calidad del aire.

Fase II: Se definió una metodología para estimar el impacto de los contaminantes en salud.

**Resultados.** Se comprobó que la evolución de concentraciones de los gases contaminantes en Cartagena se mantiene dentro de los límites considerados inocuos por la normativa colombiana de la calidad del aire. Sin embargo, la concentración de  $PM_{2.5}$  supera considerablemente los límites establecidos por la normativa colombiana e internacional de calidad del aire en áreas de elevado tráfico vehicular.

**Conclusiones.** El  $PM_{2.5}$  supera el límite recomendado, observándose unos valores para el ICA considerados como de elevado riesgo para la salud en las áreas de elevado tráfico vehicular. La metodología a seguir para estimar el impacto en salud supone un punto de partida en el estudio de la epidemiología en el Caribe colombiano.

### ABSTRACT

**Introduction.** The implementation of a network of stations for the recording of atmospheric pollutant levels, as well as the implementation of a methodology designed to know the impact of atmospheric pollutants on human health, pose a challenge from the technical and scientific viewpoint when there is no history of research in a particular district.

**Objectives.** To assess the general situation of air quality in Cartagena de Indias by registering contaminant concentrations with a network of measuring stations and pollutant registration campaigns, and establishing a methodology for elucidating the weight of pollutants in the onset of respiratory diseases.

**Methodology.** Phase I: The spatio-temporal behavior of the concentration of the pollutants recorded by

the network of measurement stations and the concentrations registered through specific campaigns at areas of greatest vehicular congestion within the city was established.

Phase II: An interesting methodology was defined to estimate the impact of contaminants on health.

Results. It was verified that the evolution of polluting gases concentrations in Cartagena remains within the limits considered innocuous by the Colombian regulation of air quality. However, the concentration of  $PM_{2.5}$  considerably exceeds the limits established by Colombian and international air quality regulations in high polluted areas.

Conclusions.  $PM_{2.5}$  exceeds the recommended limit, observing values for the AQI considered as a serious risk to health in areas of vehicular congestion. The methodology to be followed to estimate the health impact is a starting point in the study of epidemiology in the Colombian Caribbean.

**PALABRAS CLAVE** Partículas ( $PM_{2.5}$ ), estaciones de medición, distribución espacio-temporal de los contaminantes, índice de calidad del aire, impacto en salud, enfermedades respiratorias.

**KEYWORDS** Particles ( $PM_{2.5}$ ), measuring stations, Spatio-temporal distribution of pollutants, air quality index, health impact, and respiratory diseases.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las *Directrices de la OMS* en relación a la calidad del aire ofrecen un amplio estudio de los efectos sanitarios derivados de la contaminación atmosférica, así como de los niveles de contaminación perjudiciales para la salud. Según estimaciones recientes, la contaminación atmosférica en las ciudades y zonas rurales de todo el mundo provoca cada año alrededor de tres millones de defunciones prematuras. Un 88% de estas defunciones se producen en países de ingresos bajos y medianos<sup>1</sup>.

En los últimos años existe una creciente concienciación entre los distintos agentes sociales en todo el mundo sobre los riesgos y perjuicios que llevan asociados la contaminación atmosférica; sin embargo, los estudios en este ámbito científico, la evaluación de la calidad del aire, resultan aún escasos en los países latinoamericanos debido a la limitación de recursos técnicos. En Colombia, el Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, estableció una reducción mediante la resolución del 2010 del nivel máximo permisible de  $CO$ ,  $O_3$ ,  $SO_2$  y  $PM_{2.5}$ , sin embargo, solo algunas ciudades del país cuentan con redes de estaciones de medición por lo que en la mayor parte de la superficie del territorio colombiano no resulta posible evaluar el cumplimiento de la normativa<sup>2</sup>.

Además, en Colombia no se realizan evaluaciones periódicas de la ubicación y operación de las 159 estaciones de medición con las que se cuenta actualmente en función de los criterios establecidos por el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del aire adoptado en el año 2010. La mayoría de estas estaciones continúan operando de la misma forma desde su instalación antes del año 2010, lo que de algún modo pone en duda la representatividad, la calidad y confiabilidad de la información<sup>3</sup>.

En Cartagena de Indias, ciudad del Caribe Colombiano, se dispone desde el año 2014 de una red de estaciones de medición de la calidad del aire constituida por seis (6) estaciones fijas ubicadas en lugares estratégicos, desde la perspectiva de obtener una mayor probabilidad de observar elevadas concentraciones de contaminantes atmosféricos, así como dos (2) estaciones móviles, operadas por el organismo técnico ambiental EPA en todos los casos. Estas estaciones fijas registran las concentraciones medias horarias y diarias de tres contaminantes considerados nocivos para salud humana:



PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> y O<sub>3</sub>. Asimismo, se han llevado a cabo campañas de medición con estaciones portátiles en las áreas más gravemente afectadas por congestión vehicular en la ciudad mediante el registro de gases nocivos como el NO<sub>2</sub>, el SO<sub>2</sub>, el CO y el O<sub>3</sub>.

Con el desarrollo del presente estudio se pretende aportar un diagnóstico general de la calidad del aire en Cartagena estableciendo una metodología para tratar de conocer el impacto de los contaminantes atmosféricos en la salud, en un distrito sin apenas antecedentes de investigación en este área científica. La investigación se centra en la evaluación del comportamiento espacio-temporal de los contaminantes monitoreados que superaron los límites establecidos por la norma colombiana de calidad del aire, así como en la evaluación del comportamiento de los contaminantes registrados en las áreas de mayor congestión vehicular. Así, se pretende aplicar un índice de información al público que explique la situación de la calidad del aire en Cartagena y además ayude a consolidar la perspectiva en relación a los contaminantes que son susceptibles de producir elevados riesgos en la salud.

En la actualidad Cartagena no cuenta con estudios documentados que relacionen los niveles de concentración de los principales contaminantes atmosféricos y las distintas enfermedades respiratorias. Por esta causa, en una segunda fase de estudio, se ha establecido una metodología robusta para la evaluación del impacto de los contaminantes en la salud teniendo en cuenta un estudio epidemiológico de la población afectada.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### FASE I

#### 2.1. Cartagena de Indias

La ciudad de Cartagena se encuentra localizada al noroccidente de Colombia, en el departamento de Bolívar, en la zona UTM 18N coordenadas 447 km. Este y 11.448 km. Norte. Cartagena se asienta sobre una topografía plana, cuyas elevaciones no son superiores a los 250 m. sobre el nivel del mar. La ciudad se encuentra rodeada por el Mar Caribe y posee cuerpos de agua tales como la Ciénaga de la Virgen y la Bahía de Cartagena. La población total de cabecera es de 1.013.375 habitantes.

La ciudad de Cartagena de Indias cuenta con un clima tropical-húmedo, manteniendo un régimen climático bimodal con periodos de lluvia usualmente entre los meses de mayo a noviembre. De acuerdo con la información suministrada por las cinco (5) estaciones meteorológicas principales la temperatura media de la ciudad es de 28,09±0,034 y la humedad media es de 73,54±0,11, con un intervalo de confianza del 95%. La temperatura nunca resulta inferior a los 15 °C y la humedad relativa se sitúa en valores mínimos no inferiores al 40%. La radiación solar se encuentra en un promedio de 200 W/m<sup>2</sup>, llegando a valores máximos de 1000 W/m<sup>2</sup> dependiendo de la época del año. Junto con los registros de medición de los gases y partículas también se llevó a cabo un registro de la velocidad de los vientos, la temperatura, la presión atmosférica, la pluviometría y la humedad.

#### 2.2. El Sistema de Vigilancia de la Calidad del Aire (SVCA) en Cartagena de Indias

El Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire (SVCA) cuenta con tres (3) medidores de bajo volumen para recopilar muestras de PM<sub>10</sub> y uno (1) para PM<sub>2,5</sub>, tres (3) analizadores automáticos de O<sub>3</sub>, dos (2) equipos automáticos PM<sub>10</sub> y dos (2) equipos automáticos para PM<sub>2,5</sub> y cinco (5) estaciones meteorológicas. La Figura 1 presenta la localización de cada una de las estaciones de monitoreo, así como las áreas objeto de estudio en la campaña de medición del año 2015.

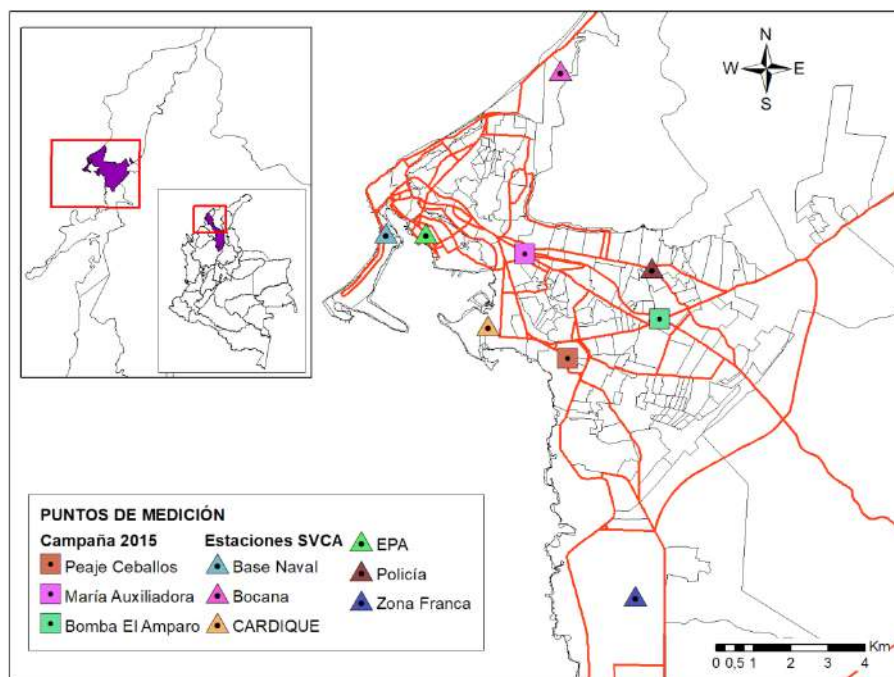


Figura 1. Puntos de medición de contaminantes atmosféricos en Cartagena de Indias (Autor: José Antonio Álvarez)

El sistema de vigilancia cuenta con una herramienta para la transmisión de datos en línea denominado AmbiLogger. El sistema AmbiLogger consiste en un sistema modular y altamente flexible, que permite realizar tareas de adquisición y registro de datos capturados desde fuentes externas, tales como equipos de medición y Controladores Lógicos Programables PLC o RTU, gracias a que, con esta tecnología, que se encuentra implementada en un interfaz web, se pueden generar y exportar informes detallados. El despliegue gráfico y el control sobre equipamiento externo se puede realizar de manera intuitiva, ya sea local o remotamente, mediante una red de datos con protocolo de transmisión TCP/IP.

El sistema AmbiLogger permite establecer umbrales para cada una de las métricas. De este modo, AmbiLogger puede avisar vía SMS o correo electrónico desde el centro de control cada vez que las concentraciones registradas alcancen valores críticos. Adicionalmente, el administrador podrá programar el envío periódico de informes detallados con la información que considere relevante. Además, el sistema AmbiLogger es capaz de dirigir procesos remotos hacia cualquier equipo provisto de relés, electroválvulas, o lógica TTL, característica especialmente útil para programar tareas de autolimpieza y calibración de analizadores, de manera periódica o baja demanda, con entrega de informes y datos validados.

No obstante, la operación del sistema de vigilancia presenta deficiencias para cumplir con todas y cada una de las recomendaciones establecidas en el Manual de Operación de Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire. En la actualidad, el Establecimiento Público Ambiental no cuenta con el personal, laboratorios y logística suficientes para adelantar todas y cada una de las actividades requeridas para la correcta operación del sistema de vigilancia de la ciudad de Cartagena. Esta problemática está relacionada con la modalidad de contratación del personal que opera el sistema, dado que los contratos no tienen una continuidad en el tiempo y personal. En el caso de los equipos, se cuenta con un plan de mantenimiento mediante el cual se garantizan los insumos y repuestos de manera inmediata en el momento requerido, pero en lo relacionado con los elementos de laboratorio EPA-Cartagena no cuenta

con laboratorios certificados por IDEAM para realizar los análisis de muestras de calidad ambiental.

Implementando el software Surfer 10.0 se definieron las distribuciones espaciales de las concentraciones de los contaminantes, que superaron los límites establecidos por la normativa colombiana, mediante el método de interpolación de Kriging. Existe una familia de métodos de interpolación que consta de métodos geoestadísticos, como Kriging, fundamentados en modelos estadísticos que incluyen la autocorrelación, es decir, las relaciones estadísticas entre los puntos medidos. Gracias a esto, las técnicas de estadística geográfica no solo tienen la característica de crear una superficie de predicción, sino que también proporcionan medidas de certeza o precisión de las predicciones. El método de interpolación estima la distancia o la dirección entre los puntos de muestra que reflejan una correlación espacial que puede utilizarse para estimar variaciones en la superficie ajustando una función matemática a una cantidad determinada de puntos, o a todos los puntos dentro de un radio específico con el fin de determinar el valor de salida para cada ubicación. El método implementa pasos como el análisis estadístico exploratorio de los datos, el modelado de variogramas, la creación de la superficie y opcionalmente la exploración de la superficie de varianza. Este método resulta más adecuado cuando se conoce la influencia direccional o la distancia correlacionada espacialmente entre los datos.

### 2.3. Campañas de medición de la calidad del aire

Las campañas de monitoreo resultan fundamentales para conocer el estado de la calidad del aire en las ciudades. Desde el año 2010 se han realizado irregularmente en el tiempo determinadas campañas de registro de concentraciones de contaminantes en diversos lugares de Cartagena mediante diversos procedimientos, siendo fundamentalmente los registros mediante equipos portátiles y por muestras analizadas en laboratorio los más utilizados. Las últimas campañas de medición llevadas a cabo en la ciudad se realizaron en las áreas de mayor congestión vehicular, en el año 2015 (Tabla 1).

Tabla 1. Campaña de registro de contaminantes en Cartagena de Indias (2015)

Lugar de muestreo	Coordenadas		Contaminantes registrados
Bomba de El Amparo	N 10°23'35,64"	E 75°29'16,50"	PM <sub>2.5</sub> y CO
Peaje Ceballos	N 10°22'50,95"	E 75°30'07,14"	PM <sub>2.5</sub> , CO, NO <sub>2</sub> y SO <sub>2</sub>
María auxiliadora	N 10°24'33,73"	E 75°31'01,10"	PM <sub>2.5</sub> , CO, NO <sub>2</sub> y SO <sub>2</sub>

Fuente: ArcMap, 2015

En el caso de los gases NO<sub>2</sub> y SO<sub>2</sub> se utilizaron equipos de laboratorio que constan de burbujeadores, impinger o tubos de vidrio de 163x32 mm de diámetro interno ajustado a una tapa del mismo material con dos (2) aberturas. Una vez instalados los equipos, se procedió a calibrar e iniciar la valoración de las concentraciones de óxidos de nitrógeno y óxidos de azufre siguiendo expresamente las metodologías de muestreo y técnicas de laboratorio establecidas en la legislación ambiental colombiana.

### 2.4. El índice de Calidad del Aire

El cálculo del ICA se desarrolló según el modelo desarrollado por la Agencia Ambiental de los Estados Unidos, que consta de un algoritmo de cálculo para la obtención de los subíndices correspondientes a diferentes indicadores de calidad del aire. Este algoritmo se basa en la utilización de funciones segmentadas basadas en dos puntos, o rangos de valores. La ecuación se calculó para cada contaminan-

te criterio, reportando el mayor valor del índice a obtener.

Siendo:

ICA = Índice de calidad del aire,

$$ICA = \frac{I_{HI} - I_{LO}}{BP_{HI} - BP_{LO}} \cdot [C_i - BP_{LO}] + I_{LO}$$

$I_{LO}$  = Valor del índice en el límite inferior de la categoría del ICA,

$I_{HI}$  = Valor del índice en el límite superior de la categoría del ICA,

$BP_{LO}$  = Punto de ruptura de la concentración en el límite inferior de la categoría del ICA,

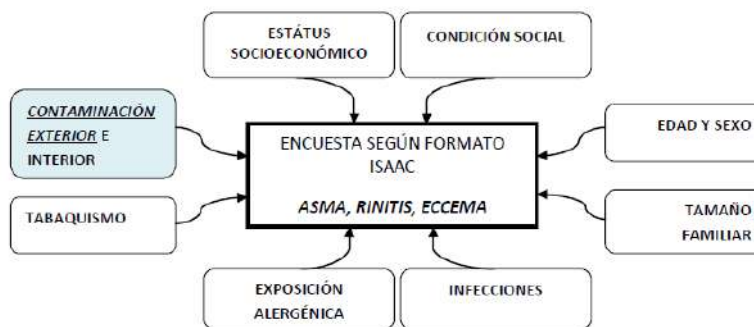
$BP_{HI}$  = Punto de ruptura de la concentración en el límite superior de la categoría del ICA,

$C_i$  = Concentración del contaminante.

## FASE II

### 2.5. Metodología para estimar el impacto de los contaminantes atmosféricos en la salud humana

El objetivo consistió en desarrollar una metodología basada en el método del análisis multivariante de la regresión logística que determinara el nivel de riesgo que representan los contaminantes atmosféricos en el desarrollo de enfermedades respiratorias (asma y bronquitis crónica), utilizando datos experimentales <sup>4,5,6,7,8,9,10</sup>. En la fase de toma de datos se llevó a cabo un estudio transversal y observacional sobre una población constituida por niños de cinco (5) a ocho (8) años. Las variables a utilizar están contenidas en los grupos principales que se presentan en las directrices generales recomendadas por ISAAC <sup>11,12</sup>.



**ESTÁTUS SOCIOECONÓMICO:** ESTRATO, ESCOLARIDAD PADRE/MADRE, OCUPACIÓN PADRE/MADRE, INGRESOS MENSUALES FAMILIARES, CARACTERÍSTICAS ESPACIALES DE LA VIVIENDA (EXISTENCIA DE INODORO, TIPO DE TECHO, NÚMERO DE HABITACIONES, ENTRE OTRAS), PRESENCIA DE CAÑOS O AGUA ESTANCADA, USO GAS O CARBÓN, OTRAS.  
**CONDICIÓN SOCIAL:** ESTE INDICADOR CULTURAL ES EXPRESIVO DE UNA ESPECIAL EXPOSICIÓN A AGENTES DEL ENTORNO SOCIAL Y DEL COMPORTAMIENTO INDIVIDUAL: TASA DE POBREZA, VIOLENCIA INTRAFAMILIAR.  
**EDAD Y SEXO:** EN LA INFANCIA LOS NIÑOS PRESENTAN MAYOR FRECUENCIA DE SIBILANCIAS, DE ASMA DIAGNOSTICADA Y ASMA MÁS GRAVE, QUE LAS NIÑAS.  
**TAMAÑO FAMILIAR:** NÚMERO TOTAL DE PERSONAS HABITANDO LA VIVIENDA DEL NIÑO, NÚMERO DE HERMANOS, NÚMERO DE ADULTOS, NÚMERO TOTAL DE NIÑOS.  
**INFECCIONES:** LAS INFECCIONES VÍRICAS SON LA PRINCIPAL CAUSA DE REAGUDIZACIONES ASMÁTICAS EN NIÑOS Y ADULTOS. EN EL MARCO DEL ESTUDIO: BRONQUIOLITIS, OTITIS, RINOSINUSITIS, LARINGITIS, NEUMONÍA, VARICELA, SEPSIS E INFECCIÓN URINARIA, FUNDAMENTALMENTE.  
**TABAQUISMO:** NÚMERO DE CIGARRILLOS CONSUMIDOS PADRE/MADRE POR DÍA/SEMANA, TABAQUISMO MATERNO.  
**EXPOSICIÓN ALERGÉNICA:** 1. CAUSANTE DEL ASMA ALÉRGICA: NÚMERO DE ANIMALES DOMÉSTICOS (PERRO, GATO, ENTRE OTROS) Y OTRAS VARIABLES RELACIONADAS, PRESENCIA DE ÁCAROS DE POLVO, CUCHARACHAS, OTROS. 2. CAUSANTE DEL ASMA NO ALÉRGICA: EPITELIO ANIMALES DOMÉSTICOS, ASPIRINA, HONGOS ANEMÓFILOS Y PÓLENES.  
**CONTAMINACIÓN EXTERIOR:** LOCALIZACIÓN DE LA VIVIENDA RESPECTO AL TRÁFICO VEHICULAR, TASA FLUJO VEHICULAR, DISTANCIA DE VIVIENDA A AVENIDA PRINCIPAL, TASA FLUJO DE MOTOCICLETA.

Figura 2. Principales variables en el marco de estudio (Autor: José Antonio Álvarez)

El estudio se centra en evaluar el riesgo de contraer asma bronquial por la influencia de la contamina-

ción atmosférica, considerando como variable dependiente la probabilidad de ocurrencia de padecer la enfermedad (modelizada por una función sigmoide que toma valores entre cero y uno) y como variables independientes los distintos factores que pueden intervenir en la generación de la enfermedad: las variables cuestionario ISAAC (Figura 2).

Tras aplicar la función logística se estima la Odds Ratio, u odds de riesgo, correspondiente a la variable de contaminantes atmosféricos en la muestra objeto de estudio para después aplicar un software específico y así conocer la estimación predictiva del número de casos de niños afectados por bronquitis crónica y asma (Figura 3).

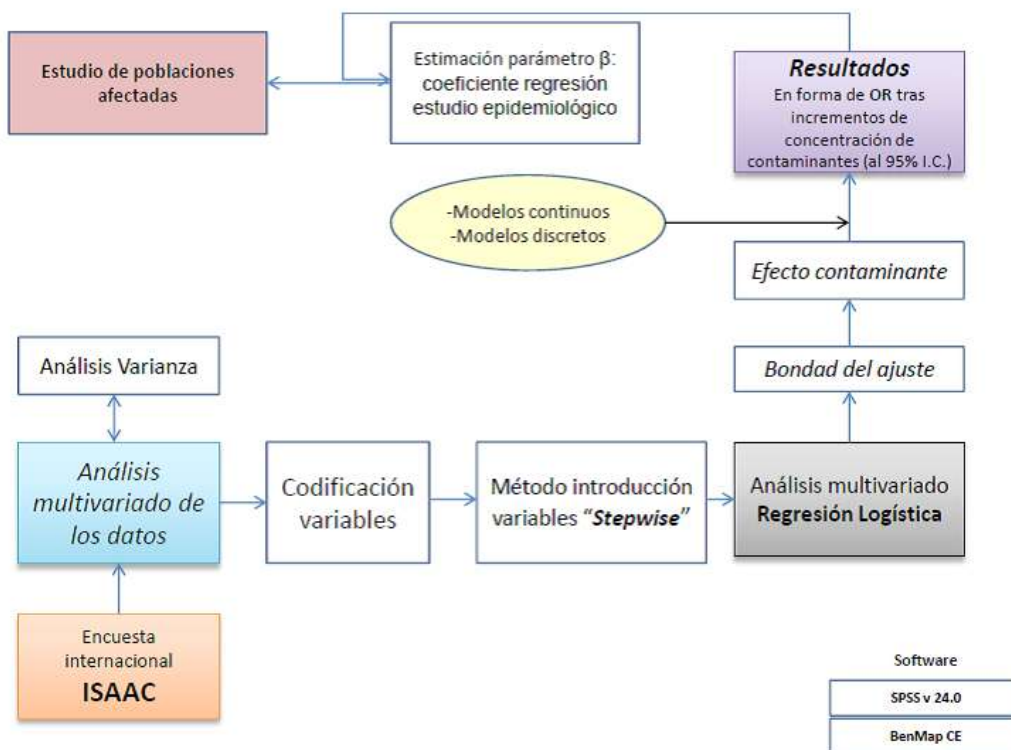


Figura 3. Esquema de la metodología del impacto en salud (Autor: José Antonio Álvarez)

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### FASE I

##### a. Comportamiento espacio temporal de la concentración de los contaminantes monitoreados por el SVCA

El SVCA registra las concentraciones horarias y diarias de tres contaminantes que resultan ser dañinos para la salud: el  $PM_{2.5}$ , el  $PM_{10}$  y el  $O_3$ , registrándose el resto de contaminantes criterio a través de campañas de medición y registro (Tabla 1).

Tabla 2. Concentración anual de los contaminantes registrados por las estaciones de medición en Cartagena de Indias

<b>Resultado anual de los contaminantes registrados por el SVCA</b>				
<b>2015</b>				
<b>Estación</b>	<b>Contaminante</b>	<b>Unidad de medida</b>	<b>Promedio anual</b>	<b>Resolución 610/2010</b>
Base naval	PM <sub>10</sub>	µg/m <sup>3</sup>	38	Cumple
	O <sub>3</sub>	µg/m <sup>3</sup>	66	Cumple
Zona Franca	PM <sub>10</sub>	µg/m <sup>3</sup>	48	Cumple
	O <sub>3</sub>	µg/m <sup>3</sup>	68	Cumple
	PM <sub>2,5</sub>	µg/m <sup>3</sup>	39	No cumple
Cardique	PM <sub>2,5</sub>	µg/m <sup>3</sup>	22	Cumple
CAI Policía	PM <sub>10</sub>	µg/m <sup>3</sup>	48	Cumple
Bocana	PM <sub>10</sub>	µg/m <sup>3</sup>	45	Cumple
Oficina EPA	O <sub>3</sub>	µg/m <sup>3</sup>	36	Cumple
<b>2016</b>				
<b>Estación</b>	<b>Contaminante</b>	<b>Unidad de medida</b>	<b>Promedio anual</b>	<b>Resolución 610/2010</b>
Base naval	O <sub>3</sub>	µg/m <sup>3</sup>	74,15	Cumple
Zona Franca	O <sub>3</sub>	µg/m <sup>3</sup>	66	Cumple
Cardique	PM <sub>2,5</sub>	µg/m <sup>3</sup>	38,4	No cumple
Bocana	PM <sub>10</sub>	µg/m <sup>3</sup>	41,8	Cumple
Oficina EPA	O <sub>3</sub>	µg/m <sup>3</sup>	32,4	Cumple

Fuente: Instituto de Hidráulica y Saneamiento Ambiental

Durante el año 2016, las estaciones de medición correspondientes a la Zona Franca y el CAI de Policía no registraron concentraciones de partículas debido a fallos técnicos con los equipos de medición. Los resultados medios anuales de las concentraciones registradas por la red de estaciones de medición establecieron que el contaminante principal que superó la normativa colombiana de calidad del aire es el PM<sub>2,5</sub>, manteniéndose los niveles de O<sub>3</sub> y PM<sub>10</sub> dentro de los niveles considerados inocuos para la salud humana.

Al resultar el material particulado de 2.5 µm el contaminante atmosférico que representó una mayor amenaza para la salud de los cartageneros, se procedió a la aplicación del método de Kriging para así determinar el comportamiento espacio temporal del contaminante PM<sub>2,5</sub>, teniendo en cuenta las seis (6) estaciones de medición de contaminantes en la ciudad. El método parte del siguiente principio: puntos próximos en el espacio tienden a tener valores más parecidos que los puntos más distantes. La técnica de Kriging asume que los datos recogidos de una determinada población se encuentran correlacionados en el espacio (Figura 4 y Figura 5).

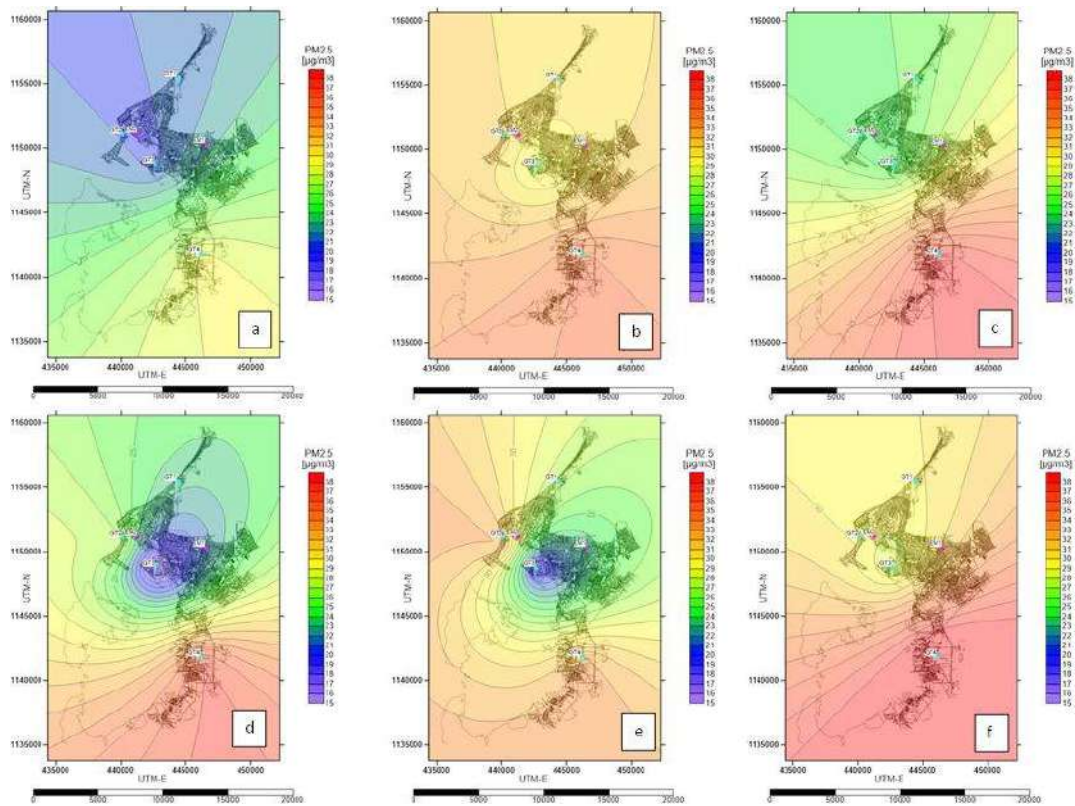


Figura 4. Distribución espacial de PM<sub>2,5</sub> en la ciudad de Cartagena para el año 2015. a) Enero b) Febrero c) Marzo d) Abril e) Mayo f) Junio. (Fuente: Universidad de Cartagena)

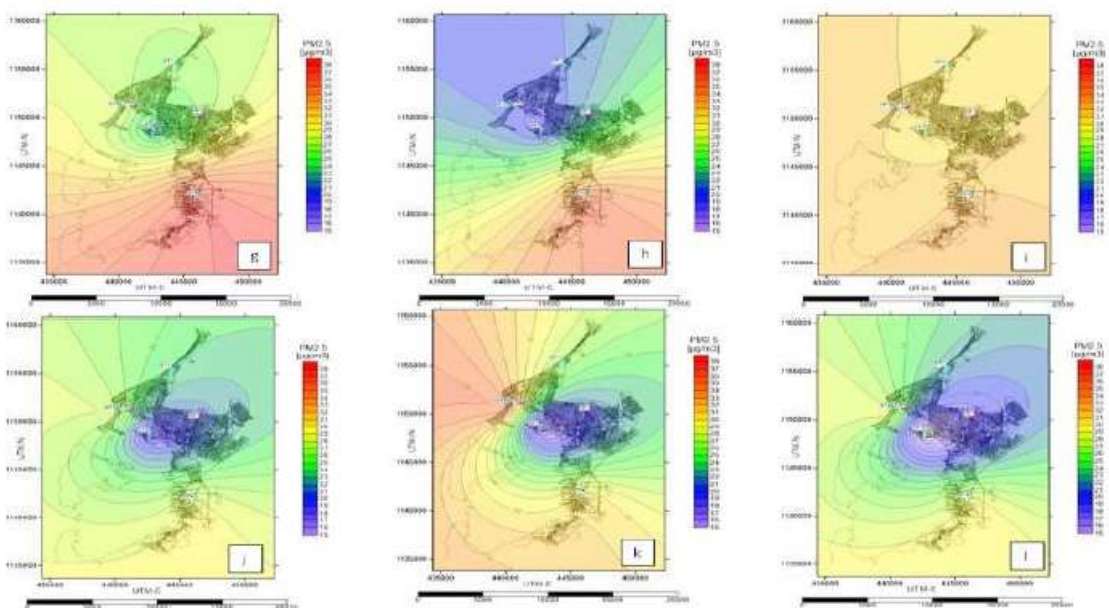


Figura 5. Distribución espacial de PM<sub>2,5</sub> en la ciudad de Cartagena para el año 2015. a) Julio b) Agosto c) Septiembre d) Octubre e) Noviembre f) Diciembre. (Fuente: Universidad de Cartagena)

b. Comportamiento espacio temporal de la concentración de los contaminantes monitoreados en las zonas de mayor congestión vehicular en Cartagena de Indias, durante Campaña del año 2015

La última campaña destinada a registrar concentraciones de contaminantes atmosféricos en las áreas más afectadas por fuentes de emisión móviles en Cartagena se realizó en el año 2015, mediante el establecimiento de una metodología para la selección de sitios de monitoreo atmosférico basada en el método de jerarquización analítica o ponderación de factores, entre los que se cuentan: seguridad, influencia de otras fuentes, requerimiento de espacio para la instalación de los equipos, accesibilidad, obstáculos, registro histórico de datos y grado de contaminación. El grado de contaminación de  $PM_{2.5}$  en los sitios preseleccionados se determinó mediante modelación matemática usando el modelo de calidad del aire CALINE3 debido a su sencillez y a su eficiencia caracterizando la dispersión de contaminantes originados por el tráfico de vehículos. Teniendo en cuenta el mismo criterio de preselección de sitios, se registraron muestras de  $NO_2$  y  $SO_2$  (Tabla 3).

Tabla 3. Concentración de los contaminantes registrados en la campaña de medición del año 2015

<b>Resultado de la concentración de contaminantes registrados en Campaña 2015</b>				
Estación	Contaminante	Unidad de medida	2015	Resolución 610/2010
			Promedio campaña	
Bomba de El Amparo	$PM_{2.5}$	$\mu g/m^3$	176,7	No cumple
	CO	$\mu g/m^3$	1580	Cumple
María auxiliadora	$PM_{2.5}$	$\mu g/m^3$	67,3	No cumple
	CO	$\mu g/m^3$	635	Cumple
	$NO_2$	$\mu g/m^3$	<1	Cumple
	$SO_2$	$\mu g/m^3$	<3,5	Cumple
	$PM_{2.5}$	$\mu g/m^3$	137,2	No cumple
Peaje Ceballos	CO	$\mu g/m^3$	1350	Cumple
	$NO_2$	$\mu g/m^3$	<1	Cumple
	$SO_2$	$\mu g/m^3$	<3	Cumple

Fuente: Instituto de Hidráulica y Saneamiento Ambiental

El contaminante criterio que superó el valor límite según la norma colombiana de calidad del aire, durante la campaña de medición y registro del año 2015, resultó ser el  $PM_{2.5}$ . El sector con la mayor concentración media de  $PM_{2.5}$  registrada en Cartagena se estableció en el sector de la Bomba de El Amparo, llegándose a registrar una concentración de este contaminante de  $348,4 \mu g/m^3$ , valor considerado como altamente perjudicial para la salud humana. Se procedió a determinar el valor del ICA correspondiente a las áreas de mayor concentración de vehículos en el distrito (Figura 6).



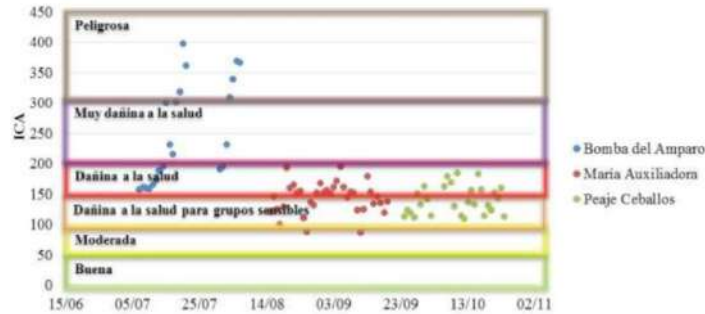


Figura 6. Índice de Calidad del Aire para  $PM_{2.5}$  en zonas de mayor congestión vehicular en Cartagena (Autor: Vanessa Álvarez)

En cualquier caso, en los tres sitios preseleccionados, se observaron concentraciones de partículas de  $2,5 \mu m$  de diámetro aerodinámico que superaron los límites establecidos por la resolución del 2010, manteniéndose las concentraciones de los gases tóxicos en los niveles considerados inocuos para la salud humana. Se llevó a cabo la comparación de las concentraciones promedio en los sectores de la ciudad donde la contaminación del aire por  $PM_{2.5}$  resulta crítica, afectando a las vías respiratorias de las personas en mayor o menor medida (Figura 7).



Figura 7. Comparación promedio de concentraciones de  $PM_{2.5}$  en las áreas de mayor congestión vehicular (Autor: Vanessa Álvarez)

## FASE II

Según los últimos informes llevados a cabo por los organismos públicos de Cartagena, una de las tres primeras causas de mortalidad entre la ciudadanía correspondería a las Infecciones Respiratorias Agudas (I.R.A.), por ello se refuerza la necesidad de llevar a la práctica un estudio que relacione los

contaminantes atmosféricos y las enfermedades respiratorias, concretamente el asma y la bronquitis crónica en jóvenes.

Enfermedades como el asma y la bronquitis crónica están registrando globalmente un impacto creciente en la población infantil, especialmente en las regiones que se encuentran en vías de desarrollo y que presentan altas tasas de pobreza<sup>13</sup>. Valorar el impacto de los contaminantes en el proceso de desarrollo de la enfermedad en Cartagena desde un punto de vista analítico supone un avance cualitativo en el ámbito científico de la epidemiología ambiental a nivel regional y ayudaría a comprender los mecanismos de generación de enfermedades como el asma en áreas tropicales de características similares. Además, una mejor gestión hospitalaria motivada por un mayor conocimiento sobre los mecanismos de formación de enfermedades como el asma en el distrito favorecería la posibilidad de obtener diagnósticos más eficientes, permitiendo así el ahorro en costes sanitarios.

Implementando la regresión logística a la muestra objeto de estudio, tras un incremento de concentraciones de contaminantes, puede obtenerse la Odds Ratio o factor de riesgo asociado a padecer una enfermedad respiratoria concreta. Entonces, aplicando el concepto de factor de riesgo en función de la variación de concentración del contaminante ( $C-C_0$ ):

$$OR/RR = e^{\beta \cdot (C-C_0)} \quad [2]$$

Puede obtenerse el coeficiente de regresión del estudio epidemiológico ( $\beta$ ) mediante una sencilla relación:  $\beta = \ln(OR)/C-C_0$ <sup>14</sup>. Este parámetro debe ser implementado como coeficiente epidemiológico poblacional en la función de impacto en salud del software destinado a estimar de un modo predictivo el número de casos de enfermos afectados por el  $PM_{2.5}$ .

En el estudio del impacto de las enfermedades respiratorias y alergias se realizó un seguimiento de los jóvenes, de edades comprendidas entre los cinco y ocho años, a lo largo de un periodo relativamente prolongado. Los resultados de las prevalencias de las diferentes patologías en los 339 casos analizados hasta el momento por los médicos en el desempeño de sus actividades pueden apreciarse en la Tabla 4.

Tabla 4. Resultados prevalencias enfermedades respiratorias en niños (Seguimiento 72 meses)

<b>Resultados 72 meses</b>			
<b>Atopía</b>	36 casos	15% no tienen prueba	
<b>Sensible Blomía</b>	13 casos		Sensible epitelio perro
<b>Sensible a Dp</b>	19 casos		Sensible gato
<b>Sensible a cucaracha</b>	12 casos		
<b>Dermatitis atópica</b>	1 caso	0,1%	Confirmado especialista
<b>Sibilancias + disnea</b>	24 casos	2%	Recurrentes
<b>Sibilancia recurrente + atopía</b>	1 caso		Neumonía
<b>Prevalencia atopía</b>	15%		Obstrucción nasal
<b>Dermatitis atópica</b>	0,4%		Consultar médico
<b>Sibilancias</b>	10%		Urgencias
<b>Neumonías</b>	3%		Sibilancias con ejerci
<b>Asma</b>	4%		Reciben tratamientos asma
<b>Alergia a medicamentos</b>	13 casos	2%	
<b>Alergia por alimentos</b>	8 casos	5%	
<b>Rinitis alérgica</b>	28 casos	8%	3,4 episod

Fuente: Instituto de Investigaciones Inmunológicas del Caribe

Los resultados obtenidos en la muestra de enfermedad asmática se consideran más bajos que la prevalencia media real existente de la enfermedad en Cartagena, pudiéndose alcanzar alrededor de un 15% en enfermedad asmática, teniendo en cuenta las consideraciones de los sanitarios adscritos a los servicios públicos sanitarios. Estos resultados pueden ser implementados para obtener el número de casos de afectados por enfermedades respiratorias de un modo predictivo.

Los efectos adversos para la salud, como consecuencia de inhalar material particulado, incluyen el aumento de la mortalidad de origen cardíaco y respiratorio, la reducción pulmonar en niños y adultos asmáticos, así como las enfermedades crónicas de obstrucción pulmonar<sup>15</sup>. Tras el análisis de los trescientos (339) patrones registrados inicialmente, no se comprobó un número de casos anormalmente elevado en los casos de sibilancias, así como de incidencia en el asma, teniendo en cuenta que la prevalencia media de esta enfermedad se sitúa en un porcentaje superior al 15% en la región Caribe. En cualquier caso, se procederá al registro de un mayor número de encuestas para obtener una mayor representatividad en el tamaño de la muestra, pues en los estudios epidemiológicos basados en el uso de la función logística el número de patrones de la muestra debe resultar diez veces (10) superior al número de variables objeto del estudio.

#### 4. CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

A pesar de que la ciudad cuenta con evaluaciones frecuentes de los niveles de concentración de los contaminantes atmosféricos desde el año 2010, mediante la realización de campañas de registro de contaminantes así como con la reciente implementación de una red de estaciones de medición, Cartagena aún cuenta con importantes carencias de investigación y deficiencias de carácter técnico en el ámbito del análisis, registro y control de los distintos parámetros que rigen el ámbito de la calidad del aire.

La contaminación atmosférica se genera por diferentes fuentes de emisión de contaminantes, las cuales pueden ser consideradas como fuentes fijas de emisión o fuentes móviles tales como los vehículos a motor. En Cartagena aún no se cuenta con un inventario de emisiones que provea de forma detallada las fuentes fijas y las características de las fuentes móviles existentes, por lo tanto, resulta difícil conocer con exactitud las cantidades de contaminantes emitidas por los diferentes agentes emisores. En este sentido, como recomendación, se plantea la creación de un formato único de registro de emisiones diligenciado por todas aquellas industrias que cuenten con fuentes emisoras de contaminantes en sus diferentes procesos, así como la incorporación de personal cualificado que controle los registros. En referencia a las fuentes móviles, se requiere de información técnica detallada de las diferentes clases de vehículos, así como las características generales de la flota vehicular en su conjunto.

El diagnóstico preliminar de la calidad del aire en la ciudad apunta a que Cartagena mantiene los niveles medios horarios, diarios y anuales de concentraciones de gases tóxicos dentro de los niveles recomendados por la normativa colombiana de calidad del aire, sin embargo la concentración de material particulado de diámetro aerodinámico  $2,5 \mu\text{m}$  supera los niveles recomendados por la norma, especialmente en zonas de alta concentración de vehículos a motor donde las concentraciones de este contaminante resultan particularmente elevadas. En cualquier caso, otras circunstancias contribuirían a las altas concentraciones de material particulado ( $\text{PM}_{2.5-10}$ ) en distintos puntos de la ciudad como la recirculación debido a los vientos de las partículas procedentes de los márgenes costeros, las partículas procedentes de las vías sin pavimentar u obras públicas, o las que se originan en las fuentes fijas ubicadas en la zona industrial del distrito.

El impacto de los contaminantes atmosféricos en la salud de las personas se trata de un asunto internacionalmente reconocido, y aunque actualmente no se conocen exactamente los efectos en la salud de la población colombiana, cabe resaltar que durante un tiempo los niveles máximos permitidos en Colombia han resultado superiores a los permitidos según normativa de varios países europeos o los Estados Unidos, lo que ha podido propiciar el aumento del riesgo en el desarrollo de enfermedades sistémicas y pudiera explicar en parte la alta incidencia de enfermedades respiratorias como el asma y la EPOC<sup>2</sup>.

Las partículas procedentes de la combustión de gasolina o diesel generalmente son de carácter fino o ultrafino ( $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{PM}_{0.1}$ ), con un núcleo compuesto de carbono y una amplia área de su superficie que facilitan la unión de infinidad de sustancias como compuestos metálicos, alérgenos, compuestos orgánicos volátiles y otro tipo de partículas con las que pueden formar agregados con alto potencial irritativo. Este contaminante, que resulta altamente perjudicial para la salud de las personas, presenta unas concentraciones elevadas en las zonas de mayor tránsito de vehículos en la ciudad, afectando a la salud de los peatones y residentes, pero especialmente afectando a los grupos más vulnerables como los niños, las embarazadas o los ancianos.

El presente estudio, en curso actualmente, supone un punto de partida en el ámbito de la epidemiología en la región Caribe y también representa un diagnóstico general de la calidad del aire en la ciudad costera de Cartagena de Indias.

## 5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. OMS. Calidad del aire ambiente (exterior) y salud. *Centro Prensa Organización Mundial de la Salud*, 2016. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/>.
2. Sánchez et al. Niveles de contaminantes en el aire en Cartagena, Colombia. *Rev. Indust. Santander* 2013; 45(3):35-44.
3. IDEAM. Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2016. Bogotá, D.C., 2017.
4. Tham R, Vicendese D, Dharmage SC, Hyndman RJ, Newbiggin E, Lewis E, et al. Associations between outdoor fungal spores and childhood and adolescent asthma hospitalizations. *J ALLERGY CLIN IMMUNO*. 2017;139:1140-1147.
5. Dell SD, Jerrett M, Beckerman B, Brook JR, Foty RG, Gilbert NL, et al. Presence of other allergic disease modifies the effect of early childhood traffic-related air pollution exposure on asthma prevalence. *Environ Intern*. 2014;65:83-92.
6. Deng Q, Lu C, Norbäck D, Bornehag C.-G, Zhang Y, Liu W, et al. Early life exposure to ambient air pollution and childhood asthma in China. *Environmental Research*. 2015;143:83-92.
7. Cox LA. Socioeconomic and air pollution correlates of adult asthma, heart attack, and stroke risks in the United States, 2010-2013. *Environmental Research*. 2017;155:92-107.
8. Vieira SE, Stein RT, Ferraro AA, Pastro LD, Pedro SS, Lemos M., et al. Urban Air Pollutants are significant risk factors for Asthma and Pneumonia in children: The influence of location on the measurements of pollutants. *Arch Bronconeumol*. 2012;48(11):389-395.
9. Shankardass K, Jerret M, Foty R, Stieb D. Spatial analysis of exposure to traffic-related air pollution at birth and childhood atopic asthma in Toronto, Ontario. *Health & Place*. 2015;34: 287-295.
10. Pantavou K, Lykoudis S, Psiloglou B. Air quality perception of pedestrians in an urban outdoor Mediterranean environment: A field survey approach. *Science of the Total Environmen*. 2017;574:663-670.
11. Arazuri NS. Epidemiología y estudio del asma y la atopía infantil en la ciudad de Zaragoza (Tesis Doctoral). Zaragoza: Universidad de Zaragoza; 2009.
12. Ellwood P, Asher M, Beasley R, Clayton T, Stewart A. ISAAC - The International Study of Asthma and Allergies in Childhood. 2012. Obtenido de ISAAC Manual Phase Three: <http://isaac.auckland.ac.nz/phases/phasethree/phasethreemanual.pdf>
13. Marcó LN. Ambiente y Asma, ¿Qué hay más allá de la Alergia? (Tesis Doctoral). Concepción de Uruguay: Universidad Nacional de La Plata; 2014.

14. US EPA. Environmental Benefits Mapping and Analysis Program - Community Edition (BenMap CE). Abril, 2017:1;1-258. Disponible en: <https://www.epa.gov/benmap>

15. WHO. Health Effects of Particulate matter: Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia. Año 2013. Disponible en: [http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0006/189051/Health-effects-of-particulate-matter-final-Eng.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/189051/Health-effects-of-particulate-matter-final-Eng.pdf)

## 6.ABREVIATURAS

- PLC: Programmable Logic Controller
- RTU: Unidad Terminal Remota
- TCP/IP: Transmission Control Protocol/Internet Protocol
- SMS: Short Message Service
- TTL: Transistor Transistor Logic
- IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
- ISAAC: International Study of Asthma and Allergies in Childhood
- SO<sub>2</sub>: Dióxido de azufre
- NO<sub>2</sub>: Dióxido de nitrógeno
- O<sub>3</sub>: Ozono
- PM<sub>2.5</sub>: Material particulado con diámetro aerodinámico inferior a 2,5 µm
- PM<sub>10</sub>: Material particulado con diámetro aerodinámico inferior a 10 µm
- CO: Monóxido de carbono

## RIESGO POR BIOAEROSOLES EN LA SALA DE URGENCIAS DE UN HOSPITAL PRIVADO DE BOGOTÁ

### RISK FOR BIOAEROSOLS IN THE EMERGENCY ROOM OF A PRIVATE HOSPITAL OF BOGOTA

Paola Suarez<sup>1</sup>; Karen Rivera<sup>1</sup>; Rafael Barragan<sup>1</sup>; Luis Camilo Blanco Becerra<sup>1</sup>; Giovanni Rodriguez<sup>2</sup>; Claudia Marcela Parra<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomas, Bogotá, Colombia

<sup>2</sup>Universidad del Rosario, Bogotá, Colombia

<sup>3</sup>Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: [paolaandreasuarezramirez@gmail.com](mailto:paolaandreasuarezramirez@gmail.com)

#### RESUMEN

Este artículo presenta los resultados de un estudio sobre la calidad microbiana del aire realizado en el área de urgencias de un Hospital privado de Bogotá. El objetivo principal fue determinar el riesgo de transmisión de infecciones por la presencia de microorganismos en bioaerosoles. Fueron tenidos en cuenta, los límites permisibles fijados para bacterias y hongos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), estableciendo el riesgo por microorganismos a partir de sus concentraciones en los puntos de muestreo, su implicación clínica y frecuencia de aparición, además de las variables ambientales (temperatura, humedad relativa y velocidad del viento). Las muestras se recolectaron mediante el método de impactación de Andersen, utilizando el equipo MAS 100- ECO®. Como resultado del cálculo de riesgo se obtuvo que los hongos sobrepasan los límites permisibles, siendo los pasillos que conectan la entrada de ambulancias y salas de cuidado intermedio; las zonas de mayor riesgo de infección por *Cladosporium spp.*

#### ABSTRACT

This article presents the results of a study on microbial quality of the air developed in the emergency area department in a private hospital in the city of Bogotá. The main objective was to determine the risk of transmission of infections by microorganism presents in bio-aerosols. This study took into account the permissible limits set for bacteria and fungi by the World Health Organization (WHO), establishing the risk for micro-organisms from their concentrations in the different sampling points, their clinical implication and frequency of occurrence, but also the environmental variables of temperature, relative humidity and wind speed. Likewise, it has been pointed out the relationship of these variables with the flow and amount of people. The samples of bacteria and fungi in the air were collected with method Andersen impactor sampler, which consists in aspirating the air through a perforated lid using the MAS 100- ECO®. The greatest risk is presented by *Cladosporium* in corridors or halls that connect to the output of the ambulances.

**PALABRAS CLAVE** Bioaerosol, riesgo e infecciones intrahospitalarias

**KEY WORDS** Bioaerosol, risk hospital-acquired infections.

## 1. INTRODUCCION

La calidad del aire en hospitales es considerada un factor de riesgo importante para la salud del personal y los pacientes que se encuentran al interior, debido a que si resulta inadecuada se pueden transmitir infecciones asociadas a la atención sanitaria que pueden afectar principalmente a pacientes inmunodeficientes (Eslami, Karimi, Karimi, & Rajabi, 2016). En este sentido, las infecciones asociadas a la atención sanitaria (IAAS) son adquiridas por el paciente en cualquier tipo de entorno en el que reciba atención. Dichas infecciones pueden aparecer incluso después de que el paciente ha sido dado de alta y son consideradas como el evento adverso más común en la prestación de servicios de salud (Richards, Jonathan, Culver, & Gaynes, 2015).

Estas infecciones son un grave problema dentro de la salud ambiental, pues además de estar asociadas a la contaminación biológica son recurrentes en las áreas intrahospitalarias, muchas veces por la dificultad de determinar las cargas microbianas y el grado o nivel de riesgo; este problema ha sido estudiado desde 1940 por médicos y científicos como John Pringle el primero en hablar de la teoría del contagio animado como responsable de las IAAS o James Simpson, quien realizó el primer estudio ecológico sobre este tipo de infecciones relacionando cifras de mortalidad por gangrena e infección. (Velez Pereira & Camargo Caicedo, 2014).

A través de los años se observa el carácter cambiante de las IAAS, anteriormente se enfrentaban epidemias en consecuencia del desconocimiento de medidas higiénicas, hoy en día provienen del aumento del número de servicios médicos y la complejidad de estos, la aplicación de agentes antimicrobianos cada vez más potentes entre otros. Todo esto consecuentemente ha hecho más difícil el control de estas infecciones (Velez Pereira & Camargo Caicedo, 2014), pero a su vez ha permitido el desarrollo de métodos que permiten visualizar la calidad microbiana del aire intramural, en forma de cargas microbiana ( $m^3/s$ ); los países con más desarrollo científico en esta temática se encuentran en América del Norte y Europa Occidental (Górny, Dutkiewicz, & Krysińska-Traczyk, 1999).

Por otra parte, se comprende la naturaleza del bioaerosol como un contaminante complejo, y se hace necesario determinar aquellos microorganismos que se encuentran en esas partículas, e investigar sobre los factores ambientales que permiten su prevalencia en el ambiente, pues para que estos contaminantes sobrevivan y se reproduzcan dependen de la temperatura, humedad relativa, dirección del viento, entre otras (Górny, Dutkiewicz, & Krysińska-Traczyk, 1999). Apoyándose en lo anterior, el presente estudio caracterizó el riesgo de transmisión de infecciones intrahospitalarias por la presencia de bioaerosoles en las diferentes áreas de la sala de urgencias de un hospital privado de Bogotá, evaluando la concentración de microorganismos, frecuencia de aparición, el flujo de personas, la temperatura, humedad relativa y velocidad del viento, para finalmente correlacionar estas variables con las implicaciones clínicas por microorganismo.

## 2. MATERIALES Y METODOS

Este estudio se llevó a cabo en un periodo comprendido de octubre a diciembre de 2016. Se realizó el cálculo de puntos de muestreo, teniendo en cuenta la metodología de la norma ISO 14644, la cual se utiliza para ambientes controlados; esta normatividad estipula números mínimos de puntos de muestreo según el área (por  $m^2$ ) a monitorear (Organización Internacional para la Estandarización.). Se utilizó dos medios de cultivo plate count Agar recomendado para el recuento de poblaciones microbianas como bacterias (Santanbrosio, Ortega, & Garibaldi, 2009) y Papa dextrosa Agar; utilizado



para hongos y levaduras (Francisco Soria Melguizo S.A).

En cuanto a el monitoreo microbiológico se utilizó el método de impactación de Andersen, que consiste en aspirar el aire (100L/m) mediante una tapa perforada utilizando el equipo MAS 100- ECO®, durante 5 minutos por punto de muestreo. En cuanto al registro de variables ambientales se utilizó un termohigrómetro. Por otro lado en cuanto las muestras recolectadas se almacenaron a temperatura ambiente, la identificación de bacterias se realizó mediante el equipo *Matrix-Assisted Laser Desorption/Ionization Time-Of-Flight*. (Maldi -Tof), el cual es utilizado como un método rápido para la identificación de rutina de microorganismos patógenos mediante el perfil de proteínas (Universidad de Alicante, 2016) (Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, 2011). Por otro lado, la identificación de microorganismos fúngicos se realizó a partir de las características macroscópicas y microscópicas, siguiendo las clases de identificación.

Para las diferentes muestras obtenidas se realizó el conteo de Unidades Formadoras de Colonias (UFC) distinguiendo morfotipos. A partir de esto, para establecer la concentración de colonias en un metro cúbico, se aplicó para cada microorganismo la fórmula establecida por el Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en la NTP 299: Método para el recuento de bacterias y hongos en aire (Martí Solé ). Para el presente estudio no se tuvo en cuenta la corrección de Feller, establecida en el manual del equipo MAS 100- ECO®, ya que en el recuento de microorganismos se hizo distinción entre bacterias y hongos, y la corrección de Feller aplica solo para el recuento de UFC totales. (World Health Organization, 1988). Para la realización de los mapas de concentración se utilizó el software ArcGis, a través de la herramienta de interpolación IDW.

#### Análisis de datos

Con los datos obtenidos se realizó un análisis de componentes principales con el fin de evaluar la relación entre las variables humedad relativa, temperatura, UFC m<sup>3</sup> y flujo de personas; además se llevó a cabo una estadística descriptiva de los datos para analizar la distribución de los mismos.

#### Evaluación del Riesgo

Para la evaluación del riesgo por la exposición a bioaerosoles se tuvo en cuenta la concentración de bioaerosoles según la OMS donde se sugiere un límite de 100 UFC/m<sup>3</sup> para bacterias y 50 UFC/m<sup>3</sup> para hongos (World Health Organization, 1988). Además de esto se evaluó la importancia clínica de acuerdo a lo estipulado por la OMS en el manual de bioseguridad en el laboratorio, el cual hace referencia a 4 grupos de riesgo de menor a mayor patogenicidad (Organización Mundial de la Salud, 2005). La Frecuencia de aparición se definió como la cantidad de veces que aparece cada microorganismo en los puntos y días de muestreo para este estudio el 100% equivalió a 224 muestras.

Por otra parte los factores ambientales se evaluaron bajo lo estipulado en la Norma Técnica de Prevención (NTP) 859, la cual hace referencia a la ventilación general en hospitales; en esta se resalta la norma UNE-100713:2005 sobre instalaciones de acondicionamiento de aire en hospitales, (Rosell Farrás & Muñoz Martínez , 2010). Finalmente para la evaluación del cálculo del riesgo se procedió a realizar la suma correspondiente por microorganismo para cada variable, los puntajes obtenidos se clasificaron teniendo en cuenta los siguientes rango definidos; definidos por el documento guía: “*Caracterización del riesgo por transmisión de infecciones respiratorias mediada por bioaerosoles*” (Guzman Fierro & Pachon Bernal, 2016).

Riesgo	Puntaje
Alto	$\geq 16$
Medio	$10 \leq X \leq 15$
Bajo	$\leq 9$

### 3. RESULTADOS

A partir de los 224 muestreos realizados, se obtuvieron para microorganismos cremosos quince especies Gram positivas, catorce Gram negativas y para hongos nueve especies filamentosas y cuatro para levaduras.

#### 3.1 Análisis de Componentes principales

Para las concentraciones (UFC/m<sup>3</sup>) de bacterias y hongos no se observó una correlación entre las variables: temperatura, humedad relativa, velocidad del viento y flujo de personas con respecto a las concentraciones mostrando una centralización en las variables, donde ninguno de los factores varía de manera simultánea.

#### 3.2 Riesgo por concentración de bioaerosoles según límites de la OMS

Para la carga microbiana fúngica, se evidenció que todos los puntos evaluados en el Hospital sobrepasan el límite de 50 UFC/m<sup>3</sup> (sugerido por la OMS). Las concentraciones para pasillos y salas de hidratación, estuvieron en un rango de 196 a 252 UFC/m<sup>3</sup>, mientras que las zonas de triage y sala de espera (áreas cercanas a la salida principal de la carrera 30) presentaron homogeneidad en la distribución de microorganismos fúngicos. Las áreas con concentraciones más altas son: sala de observación 4, sala de cuidado intermedio, el pasillo que conduce a SALEM y el consultorio 10, mostrando valores por encima de 252 UFC/m<sup>3</sup>. En el caso de bacterias, se evidenció que algunos puntos evaluados en el Hospital sobrepasan el límite de 100 UFC/m<sup>3</sup> (sugerido por la OMS). Se encontró un valor promedio mínimo de 50 UFC/m<sup>3</sup> y uno máximo de 120 UFC/m<sup>3</sup>. Los valores por encima de 93 UFC/m<sup>3</sup> se localizan en el área de triage y el punto 7 pasillo de entrada a urgencias, ambos sectores con un alto flujo de personas y cercanos a corrientes aire externo. En general se evidenció que, en comparación con los hongos, existe una menor variabilidad entre los rangos que se presentaron en las bacterias; el rango que predominó fue de 65 UFC/m<sup>3</sup> a 82 UFC/m<sup>3</sup>. Por último, se resalta que los rangos establecidos, son los que por defecto genera el programa ArcGIS, a partir de 5 clasificaciones.

### 4. CONCLUSIONES

En la medición de la carga microbiana por punto de muestreo, los hongos son los microorganismos predominantes del monitoreo debido a sus altas concentraciones, frecuencias y afectaciones en la salud. Sin embargo, se debe tener en cuenta que los resultados se obtuvieron con los promedios de las concentraciones, presentado así grandes variaciones, con valores extremos en los puntos y días de muestreo.

Los microorganismos identificados en el monitoreo representan un riesgo medio para la población del

hospital, teniendo en cuenta que microorganismos como *Cladosporium* y *Bacillus Pumillus* arrojaron los puntajes más altos dentro de este tipo de riesgo para hongos y bacterias respectivamente debido a su frecuencia de aparición y a algunas concentraciones que superan los límites establecidos por la OMS, además variables como la velocidad del viento y la temperatura no cumplen lo sugerido por la NTP 859.

Las variables de temperatura, humedad relativa y flujo de personas no presentaron correlación estadística significativa al ser estas casi constantes, pues explicaron el modelo de análisis de componentes principales mínimamente, sin embargo, el número de muestras y tiempo de muestreo son factores que al estudiarlos en un número y periodo de tiempo más largo podrían evidenciar la correlación entre estos factores.

## 5. REFERENCIAS

Eslami, A., Karimi, F., Karimi, Z., & Rajabi, Z. (2016). A Survey of the quantity and type of biological aerosols in selected wards of a teaching hospital in Ghazvin. *Electronic Physician*, 8, 2281-2285.

Francisco Soria Melguizo S.A. (s.f.). *Ficha Técnica Potato Dextrose Agar*. Obtenido de [http://f-soria.es/Inform\\_soria/Difco%20Fichas%20tecnicas/TUBOS%20DIFCO/FT%20POTATO%20DEXTROSE%20AGAR.pdf](http://f-soria.es/Inform_soria/Difco%20Fichas%20tecnicas/TUBOS%20DIFCO/FT%20POTATO%20DEXTROSE%20AGAR.pdf)

Górny , R., Dutkiewicz , J., & Krysińska-Traczyk , E. (1999). Size distribution of bacterial and fungal bioaerosols in indoor air. *Institute of Occupational Medicine and Environmental Health*, 41-200.

Guzman Fierro, L. M., & Pachon Bernal, J. A. (2016). Evaluación Del Riesgo Por Transmisión De Infecciones Respiratorias Intrahospitalarias Mediada Por Bioaerosoles Presentes En El Hospital De Suba (Ii Nivel Ese). Bogotá.

Martí Solé , M. C. (s.f.). NTP 299: *Método para el recuento de bacterias y hongos en aire*. Madrid: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.

Organización Internacional para la Estandarización. (s.f.). ISO 14644-1, *Cleanrooms and associated controlled environments, Part 1: Classification of airborne*. Ginebra: Organización Internacional para la Estandarización.

Organización Mundial de la Salud. (2005). *Manual de bioseguridad en el laboratorio*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud.

Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago. (2011). Identificación bacteriana basada en el espectro de masas de proteínas: Una nueva mirada a la microbiología del siglo XXI. *SciELO*, 263-272.

Richards, M., Jonathan, E., Culver , D., & Gaynes, R. (2015). Nosocomial Infections in Combined Medical-Surgical Intensive Care Units in the United States. *Infection Control & Hospital Epidemiology*, 21, 510-515.

Rosell Farrás , M., & Muñoz Martinez , A. (2010). NTP 859: *Ventilación general en hospitales*. Barcelona: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.

Santanbrosio, E., Ortega, M., & Garibaldi, P. (2009). *Preparacion de Medios de Cultivo*. Obtenido de [https://www.frro.utn.edu.ar/repositorio/catedras/quimica/5\\_anio/biotecnologia/practicol.pdf](https://www.frro.utn.edu.ar/repositorio/catedras/quimica/5_anio/biotecnologia/practicol.pdf)  
Universidad de Alicante. (2016). Espectrometría de masas (MALDI-TOF). *Servicios técnicos de Investigación*, págs. 10-12.

Velez Pereira, A. M., & Camargo Caicedo, Y. (2014). Análisis De Los Factores Ambientales Y Ocupacionales En La Concentración De Aerobacterias En Unidades De Cuidado Intensivo Del Hospital Universitario Fernando Troconis, 2009 Santa Marta-Colombia. *Cuidarte*, 5(1), 595-605.

World Health Organization. (1988). *Indoor air quality: biological contaminants*. European Series.

## DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LAS CONCENTRACIONES DE $PM_{2.5}$ Y SU RELACIÓN CON LA MORTALIDAD CARDIOPULMONAR EN BOGOTÁ, COLOMBIA

## SPATIAL DISTRIBUTION OF THE CONCENTRATIONS OF $PM_{2.5}$ AND ITS RELATIONSHIP TO CARDIOPULMONARY MORTALITY IN BOGOTÁ, COLOMBIA

Rodríguez Camargo, Laura Andrea<sup>1</sup>; Sierra Parada, Ronal Jackson<sup>2</sup>; Blanco Becerra, Luis Camilo<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Estudiante de la Facultad de Ingeniería Ambiental. Semillero de investigación Salud Ambiental grupo INAM-USTA y Protección Social y Salud Pública, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia

<sup>2</sup>Docente Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia

<sup>3</sup>Docente Maestría Salud Pública, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: [lauraandrea.rodriguez@gmail.com](mailto:lauraandrea.rodriguez@gmail.com)

### RESUMEN

Se establecieron las zonas de riesgo por mortalidad cardiopulmonar derivada de la exposición a  $PM_{2.5}$  en Bogotá para el periodo 2014 – 2015, donde se utilizaron los datos horarios de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá, para posteriormente generar mapas de dispersión con un software geoespacial y compararlos con los valores guía diarios y anuales de calidad de aire de la Organización Mundial de la Salud para  $PM_{2.5}$ . Los resultados mostraron que la localidad de Kennedy registró un promedio de  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  entre las 6:00 a.m. a 12:00 p.m., ubicándose en el Objetivo Intermedio 2 OI-2 (respecto al valor anual), el cual establece que estos niveles aumentan el riesgo de mortalidad prematura aproximadamente en un 9% comparado con el nivel del OI-1; al comparar con el valor promedio diario establecido por la OMS se observó que la concentración registrada incrementa en 1,2% la mortalidad a corto plazo.

### ABSTRACT

The risk areas for cardiopulmonary mortality derived from the exposure to  $PM_{2.5}$  in Bogotá for the period 2014-2015 were established, where the  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ -hour data of the Bogotá Air Quality Monitoring Network were used, to later generate dispersion maps with geospatial software and compare them with the daily and annual guide air quality values of the World Health Organization for  $PM_{2.5}$ . The results showed that the Kennedy locality recorded an average of  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  between 6:00 a.m. at 12:00 p.m., being located in Intermediate Objective 2 OI-2 (relative to the annual value), which establishes that these levels increase the risk of premature mortality by approximately 9% compared to the OI-1 level; when compared to the daily average value established by the WHO, it was observed that the registered concentration increases the short-term mortality by 1.2%.

PALABRAS CLAVE  $PM_{2.5}$ , Sistemas de Información Geográfica, mortalidad cardiopulmonar, riesgo, OMS

KEY WORDS  $PM_{2.5}$ , Geographic Information Systems, cardiopulmonary mortality, risk, WHO.

## 1. INTRODUCCION

La contaminación atmosférica se ha convertido en una amenaza para la salud pública a nivel mundial, donde el crecimiento urbanístico y poblacional, y las diferentes actividades económicas e industriales generan mayores emisiones de contaminantes como ozono ( $O_3$ ), dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ), dióxido de azufre ( $SO_2$ ) y material particulado (PM), siendo este último uno de los de mayor interés mundial por los altos promedios anuales en diferentes ciudades, principalmente de Asia (Cheng, y otros, 2016) (Karagulian, y otros, 2015); esta problemática creciente afecta tanto a países desarrollados como en vía de desarrollo.

La contaminación del aire en Colombia es una de las problemáticas ambientales de gran preocupación e interés, produciendo efectos negativos en el medio ambiente y la salud humana, siendo el mayor problema ambiental en el país generando altos costos económicos y sociales estimados en aproximadamente 1.5 billones de pesos anuales (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010). La contaminación del aire especialmente por PM causa 5.000 muertes prematuras, además cada año se registran cerca de 4.700 casos nuevos de bronquitis crónica atribuidos a la contaminación del aire urbano (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2012). Bogotá es una de las ciudades con mayor presencia de contaminantes atmosféricos, principalmente de material particulado generado en su mayoría por fuentes móviles y por el sector industrial (MAVDT, Min. Minas y Energía, Min. Transporte, Min. Protección Social, IDEAM, DPS, 2005). Diferentes estudios y diagnósticos hechos en la ciudad revelan que las concentraciones más altas de material particulado se han presentado principalmente en las localidades de Puente Aranda, Kennedy, Rafael Uribe Uribe, Engativá, Tunjuelito, Bosa, Fontibón y algunas áreas de la localidad de Suba y Ciudad Bolívar (Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), 2010). Estudios epidemiológicos realizados por la Secretaría Distrital de Salud de Bogotá (SDA) han demostrado que un incremento en la concentración de contaminantes como  $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  produce un aumento en el número de casos por ERA (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010).

Teniendo en cuenta lo anterior el objetivo de la presente investigación fue establecer las zonas de riesgo por mortalidad cardiopulmonar derivada de la exposición a  $PM_{2.5}$  en la ciudad de Bogotá, tomando como referencia los valores guía establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), mediante el uso de un software geoespacial, utilizando la información de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB) que disponía de registros de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  para el periodo 2014 - 2015.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un estudio ecológico que utilizó un software geoespacial. La información meteorológica y de contaminantes del aire horaria se obtuvo de la RMCAB para los años 2014 a 2015, de las estaciones que median  $PM_{2.5}$  (Carvajal, Centro de Alto Rendimiento, Kennedy, Ferias, Ministerio de Ambiente, Guaymaral, San Cristóbal, Usaquén, Tunal y Suba). El periodo de análisis y las estaciones se seleccionaron en cuanto a la disponibilidad de registros de los contaminantes y su continuidad en la medición a través de los años. Para el análisis de los contaminantes, se llevó a cabo un análisis estadístico descriptivo de los datos horarios de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ . En cuanto a los datos horarios perdidos y la tendencia de los mismos, se realizaron gráficos de secuencia y seguidamente se hicieron las correspondientes imputaciones para los datos faltantes de  $PM_{10}$ , para finalmente obtener mediante la relación  $PM_{2.5}/PM_{10}$  los datos faltantes de  $PM_{2.5}$ .

Posteriormente se reorganizaron los datos obteniendo promedios mensuales y anuales por estación, separándolos en 4 franjas (12:00 a.m. - 6:00 a.m.; 6:00 a.m. - 12:00 p.m.; 12:00 p.m. - 6:00 p.m., 6:00 p.m. - 12:00 a.m.), esto con el fin de analizar las concentraciones y su comportamiento, las cuales cambian debido a las variables meteorológicas y a las fuentes móviles y fijas responsables de las emisiones. Luego se elaboraron los mapas de georreferenciación de las estaciones de la RMCAB, haciendo uso de dos métodos de interpolación (el primero fue el inverso de la distancia (*IDW*) y el segundo fue el de *Krigging*); sin embargo, para determinar cuál de los dos métodos se debía utilizar se hizo un análisis exploratorio de los datos en el software geoespacial, utilizando la herramienta de análisis estadístico espacial *Densidad de Kernel*. Finalmente para obtener los mapas que relacionan la mortalidad de la población por la exposición a  $PM_{2.5}$ , se utilizaron los valores guía recomendados por la OMS; mediante la herramienta *Reclasificar* del software geoespacial con la cual se cambiaron los valores de concentración provenientes de la base de datos de la RMCAB por los valores de los objetivos intermedios (OI) y guía calidad del aire (GCA) de la OMS, para el promedio diario y anual de  $PM_{2.5}$  (Organización Mundial de la Salud, 2005).

### 3. RESULTADOS

Los promedios horarios anuales de  $PM_{2.5}$  en cada estación para el 2014 y 2015 fueron mayores en la estación de Carvajal, seguida de Kennedy, mientras que los menores promedios se presentaron en las estaciones San Cristóbal, Usaquén, Ministerio del Medio Ambiente, Guaymaral y Ferias. Las concentraciones máximas horarias para 2014 se ubicaron en el rango de  $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (San Cristóbal) a  $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Tunal), mientras que para 2015 la estación de Carvajal reportó el mayor promedio horario y San Cristóbal el menor, registrando promedios horarios menores con respecto al 2014; el valor más alto en ambos años se registró en la estación Ministerio del Medio Ambiente ( $311 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). De acuerdo al cálculo de los promedios (seis horas) por franjas para los años de estudio se evidenció que los mayores promedios de concentración se dieron en la franja b (6 a.m. a 12 p.m.) para ambos años, seguida de la franja d (6 p.m. a 12 a.m.); estas franjas abarcan las horas pico de la ciudad lo que muestra que en estas horas se generan las mayores emisiones de contaminantes por las diferentes actividades industriales y comerciales.

Las concentraciones del promedio seis horas presentaron un comportamiento similar para los dos años, donde ninguna franja superó los  $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ubicándolas entre los valores anuales de las GCA y el OI-3 de la OMS, es decir entre los valores más bajos con los cuales se ha demostrado que la mortalidad cardiopulmonar aumenta por exposiciones crónicas al contaminante y a los cuales se incrementan en un 1.2% la mortalidad en un periodo de exposición a corto plazo (Organización Mundial de la Salud, 2005). Para el promedio anual en la franja b (Figura 1a), se observó una afectación en las localidades de occidente de la ciudad, ubicándose en el OI-2, teniendo en cuenta que esta dispersión disminuyó en el 2015; el mayor porcentaje de la ciudad se ubicó en el OI-3 y solo una pequeña parte de las localidades de Santa Fe y parte San Cristóbal cumplen con la GCA.

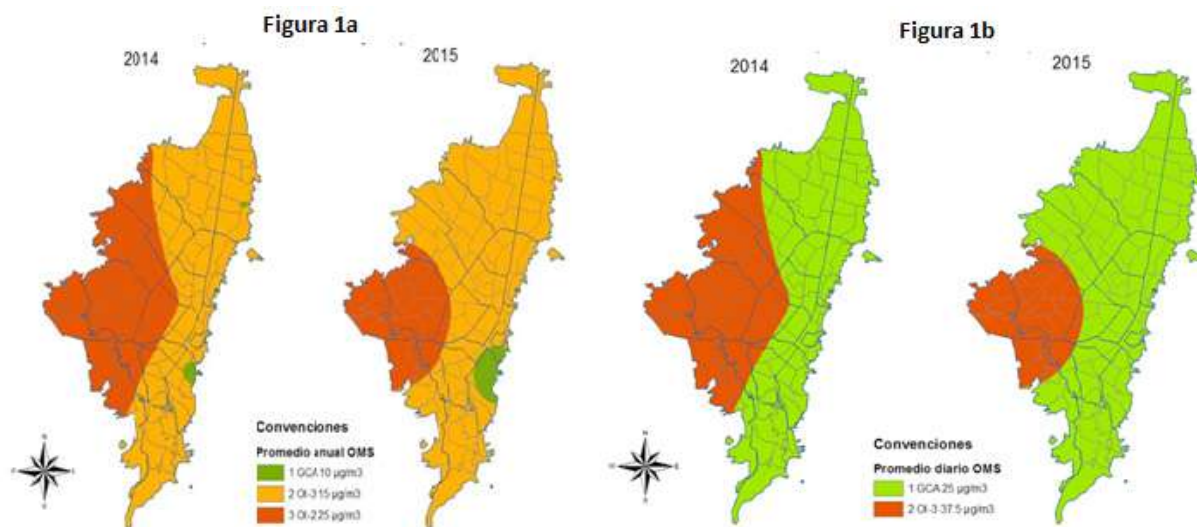


Figura 1a) Distribución de las concentraciones de  $\text{PM}_{2.5}$  en la franja b (6:00 a.m – 12:00 pm). Promedio anual. Zona urbana de Bogotá (2014-2015). 1b) Distribución de las concentraciones de  $\text{PM}_{2.5}$  en la franja b (6:00 a.m – 12:00 pm). Promedio 24 horas. Zona urbana de Bogotá (2014-2015).

Para el promedio de 24 horas, la *franja b* (Figura 1b) presentó mayor dispersión para el 2014, afectando a las localidades del occidente de la ciudad específicamente Bosa, Kennedy, Fontibón, Tunjuelito, Puente Aranda de manera completa y una parte de las localidades de Suba, Engativá, Teusaquillo, Ciudad Bolívar, Rafael Uribe Uribe y Antonio Nariño, ubicándose en el OI 3 de la OMS. En el 2015 esta dispersión disminuyó considerablemente.

#### 4. CONCLUSIONES

Los mapas de distribución espacial de las concentraciones de  $\text{PM}_{2.5}$  de Bogotá permitieron relacionar la mortalidad cardiopulmonar con la exposición, utilizando los valores de las guías de calidad del aire de la OMS. Se encontró que las mayores concentraciones de  $\text{PM}_{2.5}$  se registran en las franjas horarias de 6:00 a.m. - 12 p.m y 6:00 p.m. – 12:00 a.m (franja b y d, respectivamente), afectando principalmente las localidades del occidente de la ciudad, donde Kennedy presentó mayor afectación, ya que en todas las franjas horarias estudiadas registró las mayores concentraciones de  $\text{PM}_{2.5}$ , traduciendo esto en un mayor riesgo de mortalidad cardiopulmonar por la exposición crónica y aguda a este contaminante. En esta localidad se ven más afectadas las Unidad de Planeación Zonal (UPZ) de Castilla, Patio Bonito, Las Margaritas, Corabastos, Kennedy Central, Américas, Gran Britalia, Carvajal y Timiza que registraron concentraciones promedio en un rango de aproximadamente  $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , que al compararse con los valores guía sugeridos por la OMS en relación al promedio de 24 horas se ubican en el OI-3, donde la OMS establece que la exposición a estos niveles incrementa alrededor del 1,2% la mortalidad a corto plazo sobre el valor de las GCA; al comparar estas concentraciones con el valor promedio anual establecido por la OMS, estas se localizan en el OI-2, donde se establece que estos niveles representan una reducción de aproximadamente el 6% en el riesgo para la salud humana, con respecto al OI-1 ( $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Organización Mundial de la Salud, 2005). Teniendo en cuenta lo anterior se establece que del total de la población ( $n= 1.069.469$  habitantes) de la localidad, el 10,2% (menores de 5 años) y el 8,7% (adultos mayores de 65 años), se podrían ver afectados por las concentraciones del contaminante, siendo grupos vulnerables y susceptibles a la morbilidad por enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Jimena M, 2011).



La elaboración del mapa de riesgo de la mortalidad cardiopulmonar derivado a la exposición a  $PM_{2.5}$  apoya la implementación de estrategias y planes distritales, tales como el *Plan decenal de descontaminación del aire para Bogotá 2010-2020* y la *Resolución 2410 de 2015*, por medio de la cual se establece el Índice Bogotano de Calidad del Aire (IBOCA), brindando con ello un instrumento para la toma de decisiones tendientes a la promoción y prevención desde el sector salud y el control por parte de la entidad ambiental. Los autores agradecen a la Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá por el suministro de los registros horarios de la RMCAB utilizados en la presente investigación.

## 5. REFERENCIAS

Cheng, Z., Luo, L., Wang, S., Wang, Y., Sharma, S., Shimadera, H., . . . Hao, J. (2016). Status and characteristics of ambient  $PM_{2.5}$  pollution in global megacities. *Environmental International*, 212-221.

Jimena M, O. B. (2011).

Karagulian, F., Belis, C., Dora, C., Prüss-Ustün, A., Bonjour, S., Adair-Rohani, H., & Amann, M. (2015). Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*, 475-483.

MAVDT, Min. Minas y Energía, Min. Transporte, Min. Protección Social, IDEAM, DPS . (2005). *Lineamientos para La formulación de la política de prevención y control de la contaminación del aire*. Bogotá D.C.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). *Diagnóstico Nacional de Salud Ambiental*. Colombia.

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). *Política de Prevención y Control de la Contaminación del Aire*. Bogotá D.C, Colombia.

Organización Mundial de la Salud. (2005). *Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre*.

Secretaria Distrital de Ambiente (SDA). (2010). *Plan Decenal de Descntaminación del Aire para Bogotá*. Bogotá.



## EFFECTO A CORTO PLAZO DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE SOBRE LA MORBILIDAD ATENDIDA POR ENFERMEDADES RESPIRATORIAS Y CARDIOVASCULARES EN BOGOTÁ 2011-2014: RESULTADOS DE LA PRIMERA ETAPA DEL PROYECTO ICAS-COLOMBIA

Laura Andrea Rodríguez-Villamizar<sup>1</sup>, Néstor Yezid Rojas-Roa<sup>2</sup>,  
Luis Camilo Blanco-Becerra<sup>3</sup>, Lina María Vera-Cala<sup>1</sup>,  
Víctor Mauricio Herrera-Galindo<sup>4</sup>, Julián Alfredo Fernández-Niño<sup>1,5</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Salud Pública, Escuela de Medicina, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia

<sup>2</sup>Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia

<sup>3</sup>Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás de Aquino, Bogotá, Colombia

<sup>4</sup>Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Autónoma de Bucaramanga, Bucaramanga, Colombia

<sup>5</sup>Facultad de Medicina, Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia

### RESUMEN

Estudios de efectos de la contaminación del aire sobre la salud son escasos en Latinoamérica. Se presenta al análisis de los efectos de la contaminación del aire sobre la morbilidad cardiorrespiratoria de la primera de siete ciudades del país que se están analizando en el proyecto de construcción de un índice de calidad de aire aplicado a la salud (ICAS) para Colombia. Se realizó un análisis ecológico usando la información de contaminantes de la red de monitoreo de calidad del aire de Bogotá ajustada por el IDEAM, y los datos de atenciones por enfermedades respiratorias y cardiovasculares registrados en los RIPS entre 2011 y 2014. Se calcularon promedios diarios de 24 horas para  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{SO}_2$  y valores máximos de 8 horas para  $\text{CO}$  y  $\text{O}_3$ . Se construyeron series de tiempo por separado para cada grupo de enfermedad y contaminante. Se usaron modelos ARIMA con rezagos de 0, 7 y 10 días con medias móviles de 1 a 5 órdenes, y para el análisis de enfermedades respiratorias se ajustó por un término polinomial estacional. Los resultados de los modelos para enfermedades respiratorias mostraron coeficientes de efectos más altos y estadísticamente significativos para  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$  en el día actual y rezago de 7 días. Por su parte, los coeficientes de efecto para enfermedades cardiovasculares mostraron menor magnitud, manteniendo los coeficientes más altos para los mismos contaminantes.

### SUMMARY

The studies aimed to assess adverse health effects of air pollution are scarce in Latin America. We present the analysis of the effects of outdoor air pollution on the cardiorespiratory morbidity in Bogotá. This is the first city-wide analysis out of seven cities that are included in the project "Development of an air quality health index for Colombia (ICAS). We conducted an ecological time series analysis using the air pollution data from the air quality monitoring network of Bogotá and the morbidity data registered by administrative health services records (RIPS in Spanish) between 2011 and 2014. We calculated daily 24-hour means for  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{SO}_2$  and 8-hour maximum values for  $\text{CO}$  and  $\text{O}_3$ . Time series were analyzed for each pollutant and group of disease (cardiovascular and respiratory). We used ARIMA models with 0, 7 and 10-days lags with moving average from 1 to 5 order. The time series analysis for respiratory diseases was adjusted using a polynomial seasonal term. For these models, the effect coefficients were higher and statistically significant for  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$  for the current day and 7-days lag. The models for cardiovascular diseases showed lower coefficients, keeping the statistically significant coefficients for the same set of air pollutants.

**PALABRA CLAVE** Contaminación del aire, morbilidad, efectos adversos, Epidemiología, Colombia

**KEY WORDS** Air pollution, morbidity, adverse effects, Epidemiology, Colombia

## 1. INTRODUCCIÓN

Las enfermedades crónicas representan la mayor parte de la carga de enfermedad en Colombia. Aproximadamente 76% del total de años de vida ajustados por discapacidad, se atribuyen a las enfermedades crónicas no transmisibles [1]. En general, cerca del 16% de la carga de enfermedad es atribuida a factores de riesgo ambientales. La contaminación del aire, representa uno de los problemas más grandes de salud ambiental en Colombia. [2,3].

En los últimos años, diferentes investigaciones han mostrado el efecto de la contaminación del aire sobre el desarrollo de las enfermedades cardiovasculares y respiratorias, aumentando la morbilidad y mortalidad por estas causas [4, 5, 6]. Este fenómeno conduce a considerar la contaminación del aire y sus efectos sobre la salud como un problema de salud pública. No obstante, los estudios de efectos de la contaminación del aire sobre la salud son escasos en Latinoamérica.

En Colombia, algunos estudios han evaluado el efecto de la contaminación del aire sobre la salud respiratoria en muestras de poblaciones específicas [7,8]. El impacto de los niveles de  $PM_{10}$  sobre la mortalidad a nivel poblacional, fue estimado en la ciudad de Bogotá y sugiere que la exposición a niveles elevados de  $PM_{10}$  está asociada con el incremento de la mortalidad respiratoria y cardiovascular. Lo anterior potenciándose en personas provenientes de estratos socioeconómicos bajos [9,10]. No existen en Colombia estudios que estimen los efectos de los contaminantes del aire sobre la morbilidad cardiorrespiratoria en población general.

En este trabajo se presenta al análisis de los efectos de la contaminación del aire sobre la morbilidad cardiorrespiratoria de Bogotá. Este trabajo corresponde al análisis de la primera de siete ciudades del país que se están analizando en el marco del proyecto “Desarrollo de un índice de calidad del aire aplicado a la salud en Colombia: investigación en salud ambiental para la salud pública – Proyecto ICAS Colombia”. El objetivo de este proyecto es evaluar el efecto a corto plazo de la contaminación del aire en la morbilidad cardiopulmonar y con base en esta información desarrollar un índice de calidad del aire aplicado a la salud (ICAS) en Colombia.

## 2. MÉTODOS

### *Tipo de estudio y población*

Se realizó un estudio ecológico de series de tiempo. La población de estudio fue la totalidad de habitantes residentes en la ciudad de Bogotá que consultaron a los servicios de urgencias de instituciones de salud entre el 1 de enero de 2011 y el 31 de diciembre de 2014.

### *Fuentes de datos*

### *Datos de morbilidad*

Los registros de atenciones de los servicios de urgencias se obtuvieron de manera anónima de la plataforma del Sistema de Protección Social (SISPRO) mediante consultas al sistema de los Registros Individuales de Prestación de Servicios (RIPS). Se obtuvieron conteos de atenciones en los servicios

de consulta de urgencias y urgencias con observación para los registros con lugar de residencia en la ciudad de Bogotá que tuvieran como diagnóstico de egreso alguno de siguientes diagnósticos de acuerdo con la Clasificación Internacional de Enfermedades en su décima edición (CIE-10):

Enfermedades cardiovasculares: Infarto agudo del miocardio/angina (I20, I21, I24), alteraciones de la conducción/disrritimias (I44-I45; I47-I49), falla cardíaca (I50), enfermedades cerebrovasculares (I60-I69)

Enfermedades respiratorias: Infecciones respiratorias (J00-J06; J10-J18; J20-J22), Asma (J45-J46), Enfermedad pulmonar obstructiva crónica (J40-J44).

La información de los RIPS fue obtenida desagregada por día de atención, edad y sexo.

#### *Datos de contaminantes y meteorología*

Se obtuvieron datos para los contaminantes criterio monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), ozono (O<sub>3</sub>), y material particulado de diámetro aerodinámico promedio menor a 10 y 2.5 micras (PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, respectivamente). Los datos de concentraciones horarias de los contaminantes y de las variables meteorológicas (temperatura en grados Celsius, porcentaje de humedad relativa y precipitación en mm) fueron provistos por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) correspondiente a la información validada y ajustada de los datos de las 13 estaciones de la red de monitoreo de calidad del aire del Distrito Capital de Bogotá entre el 1 de enero de 2011 y el 31 de diciembre de 2014. Se calcularon promedios diarios de 24 horas para NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, SO<sub>2</sub> y valores máximos de promedios móviles de 8 horas para CO y O<sub>3</sub>. Las concentraciones diarias de la ciudad para cada contaminante y las variables meteorológicas fueron obtenidas calculando el promedio de las concentraciones de las estaciones con información disponible para cada día de la serie de tiempo.

#### *Análisis estadístico*

Se construyeron series de tiempo por separado para cada grupo de enfermedad (cardiovasculares y respiratorias) y contaminante. Se evaluó la trayectoria y estacionalidad de las series de tiempo usando métodos gráficos de series de tiempo y onduletas y estadísticamente usando la prueba de Dickey Fuller. Se exploraron las funciones de auto-correlación y de auto-correlación parcial para cada una de las series para determinar el orden auto-regresivo y el orden de la media móvil. Posteriormente, se construyeron auto-correlogramas cruzados entre las series de tiempo de los grupos de atenciones y los contaminantes criterios.

Para la evaluación de efectos de las concentraciones de contaminantes sobre la frecuencia de atenciones de urgencias se construyeron modelos ARIMA con rezagos de 0, 7 y 10 días con medias móviles de 1 a 5 órdenes. Los modelos con rezagos de 7 y 10 días fueron ajustados por el valor del contaminante del día de la atención (rezago 0). Para el análisis de la serie de tiempo de las enfermedades respiratorias se ajustó por un término polinomial con el fin de captar el comportamiento estacional con un parámetro de frecuencia y otro de amplitud utilizando las funciones de seno y coseno, respectivamente. Para facilitar la interpretación y posterior utilidad de los coeficientes de los modelos ARIMA, las concentraciones diarias de los contaminantes fueron centradas por el valor entero aproximado correspondiente al 20% del promedio de la serie de tiempo y en el caso de PM<sub>10</sub> los valores se centraron por convención en 10 µg/m<sup>3</sup>. Todos los modelos ARIMA fueron ajustados por los promedios diarios de temperatura, humedad relativa y precipitación y los coeficientes se calcularon como cambios porcen-

tuales en el número de casos para cada grupo de enfermedades.

### 3. RESULTADOS

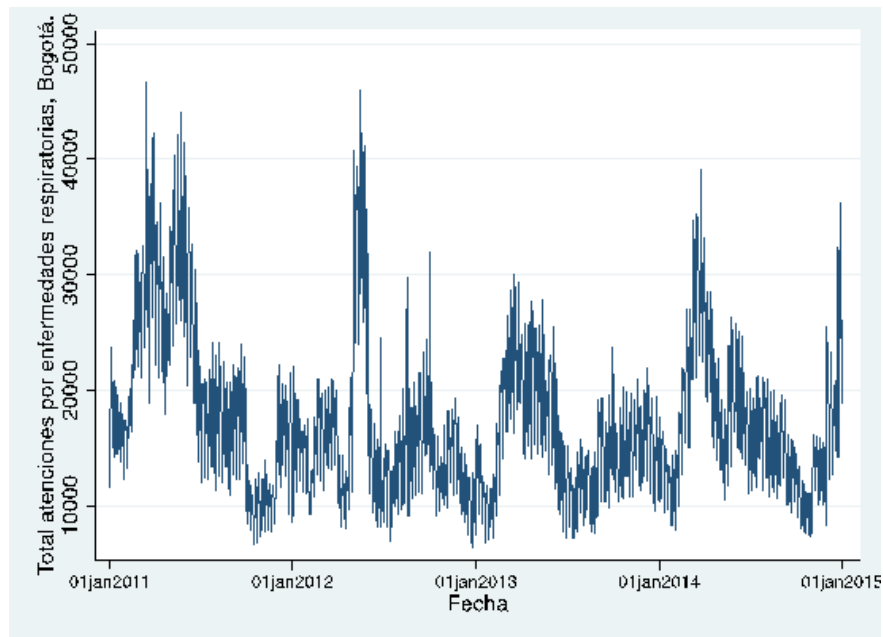
En total se registraron 2.204.973 atenciones por enfermedades cardiovasculares y respiratorias en Bogotá entre 2011 y 2014. El promedio de atenciones por año fue de 551.243 atenciones registrando en 2011 la mayor frecuencia con 641.885 registros. Las enfermedades respiratorias representaron aproximadamente el 97% del total de atenciones y dentro de este grupo las infecciones respiratorias fueron el diagnóstico de consulta de urgencias más frecuente. La tabla 1 presenta la distribución del total de atenciones según grupo de enfermedad y tipo de diagnóstico.

Tabla 1. Registros de atenciones por enfermedades cardiovasculares y respiratorias en el servicio de urgencias por tipo de diagnóstico, Bogotá 2011-2014.

<b>Variable</b>	<b>Días</b>	<b>P25</b>	<b>Mediana</b>	<b>P75</b>
CO (ppb)	1 461	1,07	1,34	1,64
NO <sub>2</sub> (ppb)	1 460	26,65	31,69	37,52
SO <sub>2</sub> ( ppb)	1 460	4,62	6,37	8,14
O <sub>3</sub> (ppb)	1 461	29,48	36,24	45,83
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	1 460	38,00	48,47	60,39
PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	1 363	19,00	26,00	34,00
Temperatura (°C)	1 461	13,67	14,16	14,64
Humedad relativa (%)	1 461	61,15	64,11	68,17
Precipitación (mm)	1 461	0,03	0,55	3,24

El patrón gráfico de las series de tiempo no mostró una trayectoria claramente definida para ninguna de las dos series de grupos de enfermedades, pero sí un comportamiento estacional para la serie de las enfermedades respiratorias. (Figura 1). La prueba de hipótesis de Dickey-Fuller no permitió rechazar la hipótesis nula de no estacionalidad (valor p 0,45), incluso en la serie de enfermedades respiratorias, probablemente relacionado con la limitación del número de años incluidos en el análisis y el comportamiento estacional anual de esta serie.

a. Enfermedades respiratorias



b. Enfermedades cardiovasculares

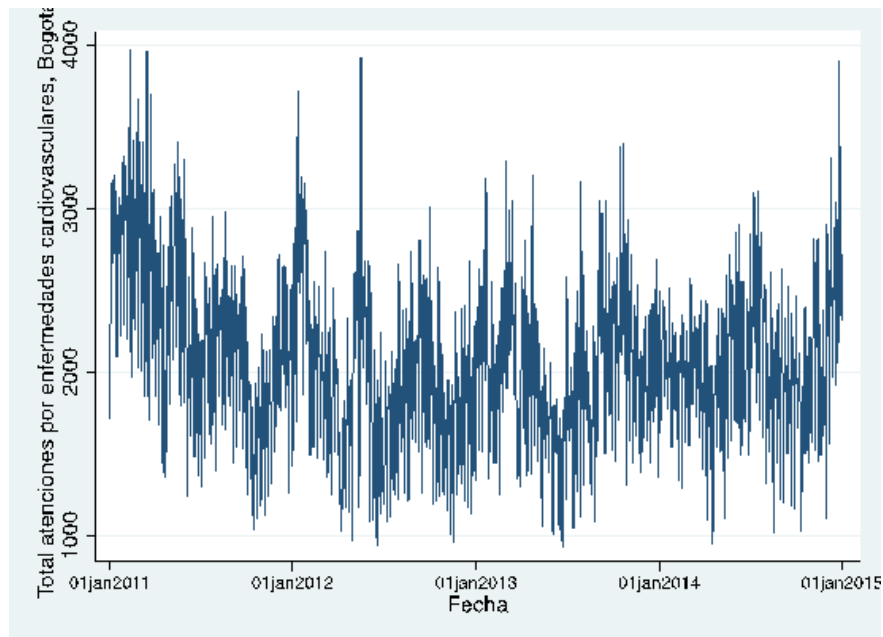


Figura 1. Registros de atenciones por enfermedades cardiovasculares y respiratorias en el servicio de urgencias, Bogotá 2011-2014.

El análisis de auto-correlación y auto-correlación parcial mostraron estructuras altamente auto-regresivas para ambas series y la existencia de una media móvil con un orden de al menos 5. Los auto-correlogramas cruzados de las series de enfermedades y las series de contaminantes criterio no mostraron algún efecto de rezago de los contaminantes sobre las series de enfermedades, excepto para  $\text{NO}_2$  donde se observó una correlación cruzada relevante para los rezagos de 7 y 10 días.

Se obtuvieron valores de concentraciones promedio diarias de los contaminantes para casi todos los 1.461 días la serie de tiempo excepto para PM<sub>2.5</sub> (7% de la serie sin dato). La tabla 2 muestra las medidas resumen de las concentraciones promedio diarias de los contaminantes criterio y de las variables meteorológicas.

Variable	Días	P25	Mediana	P75
CO (ppb)	1 461	1,07	1,34	1,64
NO <sub>2</sub> (ppb)	1 460	26,65	31,69	37,52
SO <sub>2</sub> ( ppb)	1 460	4,62	6,37	8,14
O <sub>3</sub> (ppb)	1 461	29,48	36,24	45,83
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	1 460	38,00	48,47	60,39
PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	1 363	19,00	26,00	34,00
Temperatura (°C)	1 461	13,67	14,16	14,64
Humedad relativa (%)	1 461	61,15	64,11	68,17
Precipitación (mm)	1 461	0,03	0,55	3,24

Tabla 2. Concentraciones diarias de contaminantes criterio y condiciones meteorológicas, Bogotá 2011-2014.

Los modelos ARIMA ajustados por variables meteorológicas mostraron evidencia de incremento porcentual en las atenciones estadísticamente significativas para los días actuales y los rezagos de 7 días de ambos grupos de enfermedades para CO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> (Tabla 3). Estos incrementos porcentuales en el número de atenciones fueron mayores para el efecto del día actual de NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y SO<sub>2</sub>, respectivamente. Para O<sub>3</sub> se observó un efecto inverso (de disminución en el porcentaje de atenciones) que fue estadísticamente significativo para los dos grupos de enfermedades en el día actual y en el rezago de 7 días para las enfermedades respiratorias.

Tabla 3. Estimados de efecto en población general para enfermedades cardiovasculares y respiratorias por tipo de contaminante criterio, Bogotá 2011-2014.

Contaminante	Nivel	Rezago	Enfermedades respiratorias			Enfermedades cardiovasculares		
			Coef.	IC 95%	Valor p	Coef.	IC 95%	Valor p
CO (ppb)	0,25	Actual	0,33	0,28 – 0,38	<0,01	0,30	0,25 – 0,35	<0,01
		7 días	0,21	0,16 – 0,26	<0,01	0,19	0,15 – 0,24	<0,01
		10 días	0,06	0,01 – 0,10	<0,01	-0,05	-0,09 – 0,01	0,06
NO <sub>2</sub> (ppb)	6	Actual	8,23	6,94 – 9,53	<0,01	7,46	6,20 – 8,72	<0,01
		7 días	5,14	3,92 – 6,36	<0,01	4,71	3,53 – 5,89	<0,01
		10 días	1,38	0,30 – 2,46	<0,01	-1,26	-2,35 / -0,18	0,02
SO <sub>2</sub> ( ppb)	1	Actual	2,31	1,81 – 2,82	<0,01	1,93	1,45 – 2,42	<0,01
		7 días	1,63	1,11 – 2,15	<0,01	1,05	0,55 – 1,56	<0,01
		10 días	0,10	-0,42 – 0,62	0,70	-0,16	-0,66 – 0,34	0,53
O <sub>3</sub> (ppb)	7	Actual	-2,73	-3,57 / -1,88	<0,01	-2,40	-3,24 / -1,56	<0,01
		7 días	-1,50	-2,38 / -0,62	<0,01	-0,86	-1,69 / -0,04	0,04
		10 días	0,08	-0,72 – 0,88	0,84	0,67	-0,16 – 1,49	0,11
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	10	Actual	5,27	4,50 – 6,04	<0,01	5,50	4,68 – 6,31	<0,01
		7 días	3,69	2,95 – 4,44	<0,01	2,82	1,99 – 3,65	<0,01
		10 días	1,22	0,32 – 2,13	<0,01	-0,52	-1,36 – 0,30	0,22
PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	5	Actual	2,28	1,55 – 3,02	<0,01	2,51	1,77 – 3,26	<0,01
		7 días	1,42	0,68 – 2,15	<0,01	1,30	0,56 – 2,04	<0,01
		10 días	0,44	-0,27 – 1,16	0,23	-0,16	-0,91 – 0,58	0,67



#### 4. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio confirman los efectos nocivos de la contaminación de los aires sobre la salud de la población general, en este caso de la ciudad de Bogotá.

Los modelos para enfermedades respiratorias mostraron coeficientes de efectos más altos y estadísticamente significativos para  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$  en el día actual y rezago de 7 días. Por su parte, los coeficientes de efecto para enfermedades cardiovasculares mostraron menor magnitud, manteniendo los coeficientes más altos para los mismos contaminantes.

#### 5. REFERENCIAS

1. Acosta-Ramírez N, Peñalosa R, Rodríguez-García J. Carga de enfermedad. Colombia 2005: Resultados alcanzados. Documento técnico ASS/1502-08. Bogotá; 2008
2. Prüss-Üstün A, Corvalán C. Preventing disease through healthy environments towards an estimate of the environmental burden of disease. Geneva; 2006.
3. Organization WH. Country profiles of environmental burden of disease. 2012.
4. Brunekreef B, Holgate ST. Air pollution and health. *Lancet*. 2002 Oct 19;360(9341):1233-42.
5. Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, et al. Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *JAMA J Am Med Assoc*. 2002 Mar 6;287(9):1132-41.
6. Brook RD, Franklin B, Cascio W, Hong Y, Howard G, Lipsett M, et al. Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation*. 2004 Jun 1;109(21):2655-71.
7. Rodríguez-Villamizar LA, Lopez AB, Ortiz HC, Velazquez JN, Cala LM. Incidencia de síntomas respiratorios y su asociación con contaminación atmosférica en preescolares: un análisis multinivel. *Revista Cadernos de Saude Pública* 2010; 26:1411-18.
8. Rodríguez-Villamizar LA, Castro-Ortiz H, Rey-Serrano JJ. Air pollution effects in respiratory health in sick population: a multilevel study in Bucaramanga, Colombia. *Cadernos de Saude Publica* 2012;28(4):749-57.
9. Blanco-Becerra LC, Miranda-Soberanis VA, Barraza-Villarreal A, Junger W, Hurtado-Diaz M, Romieu I. Effect of socioeconomic status on the association between air pollution and mortality in Bogota, Colombia. *Salud Publica Mex*. 2014;56(4).
10. Blanco-Becerra LC, Miranda-Soberanis V, Hernandez-Cadena L, Barraza-Villarreal A, Junger W, Hurtado-Diaz M, et al. Effect of particulate matter less than  $10\mu\text{m}$ . *Salud Publica Mex*. 2014;56(4).



EFFECTO A CORTO PLAZO DEL  $PM_{10}$  Y OZONO SOBRE LA MORTALIDAD  
CARDIOPULMONAR EN LA LOCALIDAD DE SANTA FE, BOGOTÁ 2012-2014

SHORT-TERM EFFECT OF  $PM_{10}$  AND OZONE ON CARDIOPULMONARY MORTALITY IN  
THE LOCALITY OF SANTA FE, BOGOTÁ 2012-2014

Robles Obando, Liz Daniella<sup>1</sup>; Blanco Becerra, Luis Camilo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Estudiante de la Facultad de Ingeniería Ambiental. Semillero de investigación Salud Ambiental grupo INAM – USTA y Protección Social y Salud Pública. Universidad Santo Tomás de Bogotá D.C., Colombia.

<sup>2</sup>Docente Maestría Salud Pública, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: [lizrobles@usantotomas.edu.co](mailto:lizrobles@usantotomas.edu.co)

## RESUMEN

**Objetivo:** Evaluar el efecto a corto plazo del  $PM_{10}$  y Ozono sobre la mortalidad cardiopulmonar en la localidad de Santa Fe, Bogotá (2012-2014).

**Metodología:** Estudio de series de tiempo que utilizó modelos de Poisson ajustados por factores de confusión (temperatura y humedad relativa), utilizando estructuras auto-correlativas que incluyeron promedio móvil de 3 días y efectos diferidos de hasta 5 días para los contaminantes individuales.

**Resultados:** Se evidenció un efecto de la exposición al Ozono en la mortalidad cardiopulmonar y cardiovascular, valores que fueron estadísticamente significativos. En todas las edades, por un incremento de 5 ppb  $O_3$  máximo horario se observó un aumento del 7% (IC95%: 0,09; 14,7) en la mortalidad cardiopulmonar en lag 4, incremento del 9,9% (IC95%: -0,52; 20,2) en la mortalidad cardiovascular en el lag 4.

## ABSTRACT

**Objective:** Evaluate the short-term effect of  $PM_{10}$  and Ozone on cardiopulmonary mortality in the town of Santa Fe, Bogotá (2012-2014).

**Methodology:** A time series study using Poisson models adjusted for confounding factors (temperature and relative humidity) using self-correlative structures that included the 3 day moving average and deferred effects of up to 5 days for individual contaminants.

**Results:** Was evidenced an effect of exposure to  $PM_{10}$  and ozone on cardiopulmonary mortality, which was not statistically significant. In all ages, an increase of 5 ppb  $O_3$  maximum time was observed an increase of 7% (95%CI: 0,09;14,7) in cardiopulmonary mortality in lag4, a 9.9% increase (95%CI: -0,52;20,2) in cardiovascular mortality in lag4.

**PALABRAS CLAVE** mortalidad cardiopulmonar, estudio de series de tiempo,  $PM_{10}$ , ozono.

**KEY WORDS** cardiopulmonary mortality, time-series study,  $PM_{10}$ , ozone.

## 1. INTRODUCCION

La contaminación del aire representa un importante riesgo medio ambiental para la salud, tanto en países desarrollados como en países en desarrollo (OMS; 2016). Los efectos sobre la salud por contaminación atmosférica pueden ser causados por la inhalación de contaminantes como el ozono ( $O_3$ ) y el material particulado con diámetro aerodinámico menor a  $10 \mu m$  y  $2.5 \mu m$  ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ) (Khaniabadi et al.; 2017).

Estudios epidemiológicos se han llevado a cabo estimando la asociación existente entre la exposición a los contaminantes atmosféricos a corto y largo plazo, con la morbilidad y mortalidad. Un estudio realizado en China en el 2004 reportó que por el aumento de  $10 \mu g/m^3$  de  $PM_{10}$  se incrementa un 0,4% la mortalidad cardiovascular y 0,6% la mortalidad pulmonar (Aunan & Pan; 2004). En Estados Unidos en el 2015 se encontró que un incremento de 100 ppb de  $O_3$  se asocia con un aumento de 0,45% en la mortalidad respiratoria (Madrigano, Jack, Anderson, Bell & Kinney; 2015). En China en el 2012 se evaluó la asociación entre la mortalidad por EPOC (Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica) y la exposición a  $PM_{10}$ , como resultado se observó que el incremento de  $10 \mu g/m^3$  de  $PM_{10}$  aumenta un 2,7% las hospitalizaciones y un 1,1% la mortalidad por EPOC (Zhu et al.; 2012). Por otra parte, en Bélgica en el 2013 se encontró que al incrementar  $10 \mu g/m^3$  el  $PM_{10}$ , aumenta un 1,8% la morbilidad por Infarto Agudo de Miocardio (Coppieters et al; 2013).

El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto a corto plazo del  $PM_{10}$  y Ozono sobre la mortalidad cardiopulmonar en la localidad de Santa Fe de la ciudad de Bogotá para el periodo del 2012 al 2014.

## 2. MATERIALES Y METODOS

Se realizó un estudio ecológico de series de tiempo, utilizando como modelo la distribución Poisson, que permite analizar los efectos mixtos e individuales de los contaminantes criterio ( $PM_{10}$  y  $O_3$ ) sobre la mortalidad cardiopulmonar; las enfermedades se clasificaron en cardiopulmonar, cardiovascular, respiratorio y en enfermedades específicas según la Clasificación Estadística Internacional de Enfermedades en su décima versión CIE-10 (disritmia, enfermedad cerebrovascular, infección respiratoria de las vías inferiores, infarto agudo de miocardio y enfermedad obstructiva crónica) y por grupos etarios, además el modelo fue ajustando por factores de confusión como la temperatura, la humedad relativa y los días festivos a lo largo del periodo de estudio (Armstrong, Gasparrini & Tobias; 2014). La relación entre las variables (enfermedades y contaminantes) fueron examinadas mediante el uso de estructuras auto correlativas de efectos diferidos o lags de 0 hasta de 5 días, incluyendo el promedio móvil de 3 y 5 días de la concentración (Cakmak, Dales, Blanco; 2007). Para cuantificar el aumento del riesgo en la mortalidad en el modelo se utilizaron valores de  $10 \mu g/m^3$  para  $PM_{10}$  y 11 ppb para  $O_3$ . El análisis de los contaminantes sobre la mortalidad se realizó en el software STATA 11.

La localidad de Santa Fe cuenta con la estación de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB) identificada con el nombre de “Sagrado Corazón” o “Ministerio de Ambiente”, localizada en las coordenadas  $4^{\circ}37'31.75''N$  y  $74^{\circ}4'1.13''W$ , la estación es de tipo de tráfico, lo cual indica que está ubicada de manera que el nivel de contaminante medido está determinando principalmente por emisiones del tráfico cercano (IDEAM; 2010).

## 3. RESULTADOS

En la localidad de Santa Fe se registraron 1800 defunciones durante el periodo de 2012 a 2014, de las cuales el 50% (n=488) correspondió a causas cardiopulmonares, de las cuales el 77% (n=377) ocurrió en el grupo de mayores de 65 años, el 33% (n=319) fueron por enfermedades cardiovasculares, de las cuales el 75% (n=239) ocurrió en los mayores de 65 años; y las muertes por enfermedades respiratorias representaron el 17% (n=169) del total de las cardiopulmonares, donde el 79,8% (n=135) se dio en la población mayor de 65 años.

Se obtuvieron datos estadísticamente significativos respecto a la exposición al ozono máximo horario en la mortalidad cardiopulmonar y cardiovascular. En la mortalidad cardiopulmonar en el lag 4 un aumento de 5 ppb de ozono máximo horario incrementa el riesgo un 7% (IC95%: 0,095; 14,7) en el grupo etario total, valor que es mayor que el que encontraron Goudarzi et al. en el 2013 con un aumento del 0,4% por un incremento de 5 ppb O<sub>3</sub> en el valor máximo horario y para el grupo de mayores de 65 años correspondió un aumento de 8,7% (IC95%: 0,7;17,4) en el lag 4. Para la mortalidad cardiovascular por un aumento de 5 ppb de ozono máximo horario aumento un 9,9% (IC95%: 0,52; 20,3) siendo mayor que el riesgo de un estudio que realizó Khaniabadi et al. en el 2017 reportando que por un aumento de 10 ppb de ozono en el máximo horario se incrementa la mortalidad cardiovascular en un 0,4% en el lag 4 para el grupo etario total, y para el grupo mayor de 65 años en el mismo lag aumento un 11,8% (IC95%: 0,95;24,0).

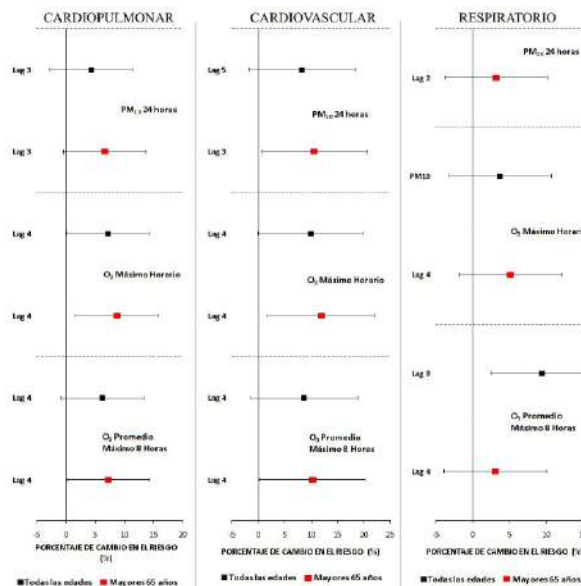


Figura 1. Porcentaje de cambio en el riesgo en la mortalidad cardiopulmonar, cardiovascular y respiratoria, asociada a PM<sub>10</sub> y O<sub>3</sub> utilizando diferentes estructuras de retraso

Fuente: El autor.

Los demás resultados no fueron estadísticamente significativos, pero se evidenció una relación entre los contaminantes y los diagnósticos estudiados, en todas las edades y los mayores de 65 años. En la Figura 1 al lado izquierdo se puede observar que para la mortalidad cardiopulmonar, los datos que fueron estadísticamente significativos en todas las edades, se observó que por un incremento de 10 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>10</sub> en el promedio de 24 horas aumenta el riesgo un 4% (IC95%: -3,1;12,3) en el lag 3, siendo éste valor mayor a otros estudios, los cuales estimaron un riesgo del 0,68% (IC95%: 0,2;1,16) (Samet, Dominici, Curriero, Coursac & Zeger; 2002) por incremento de 10 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>10</sub> en el promedio 24 horas y Wang et al. en el 2013 encontraron un aumento en el riesgo del 0,88% (IC95%:0,36;1,39).

Para la mortalidad por causa cardiovascular se encontró un riesgo del 10,6% (IC95%: -0.3;22,7) para el grupo de mayores de 65 años y para el grupo etario total fue de un 8% (IC95%: -1,2;18,8) por el incremento de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$  en el promedio 24 horas, siendo un porcentaje mayor al registrado en otros estudios, como el realizado en Tanggu (China) en el 2013 donde se encontró un aumento de 1,02% (IC95%:0.48;1.56).

En cuanto a la mortalidad respiratoria, como resultado se obtuvo que al incrementar 5 ppb de  $\text{O}_3$  en el máximo horario combinado con  $\text{PM}_{10}$  24 horas, aumentó el riesgo en 3% (IC95%: -8,86; 16,7); un estudio realizado en Australia indicó que las admisiones hospitalarias en su mayoría fueron por enfermedades respiratorias causadas por el material particulado y ozono (Broome, Fann, Cristina, Fulcher, Duc & Morgan; 2015), además el grupo etario de mayores de 64 años fue más vulnerable, lo cual se ratifica en estudios realizados por Miri et al. en el 2016 y Cakmak et al. en el 2007, donde el riesgo aumenta en un 1,7%, siendo menores a los resultados del presente trabajo.

#### 4. CONCLUSIONES

Se evidenció una relación entre la mortalidad por enfermedades cardiopulmonares y los contaminantes  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{O}_3$ , tanto individualmente como en combinación, el diagnóstico que tuvo mayor efecto fue la mortalidad cardiovascular en las personas mayores de 65 años (figura 1) en el lag 4; debido a la exposición al ozono máximo horario también ocurrió para la exposición para el material particulado en el lag 3 y el grupo etario mayores de 65 años, este grupo etario por sus condiciones fisiológicas y disminuciones funcionales, es más susceptible a la exposición de la contaminación atmosférica (Cakmak, Dales, Blanco; 2007; Yang; 2012).

La relación encontrada puede ser sustentada por el tráfico vehicular que transita por el corredor de la carrera 7, el cual cuenta con un alto volumen de vehículos, ya que es la única vía que cuenta con un plan reversible o contraflujo en horas específicas y es una de las vías de la ciudad que tiene mayor densidad de rutas de transporte público en el tramo desde la calle 26 hasta la calle 45 (Romero, Berra, Herrera & Trujillo; 2007).

#### 5. REFERENCIAS

Armstrong B., Gasparrini A. y Tobias A. (2014) Conditional Poisson models: a flexible alternative to conditional logistic case cross-over analysis. *BMC Med Res Methodol*, 14(122).

Aunan K. y Pan X. (2004). Exposure-response functions for health effects of ambient air pollution applicable for China a meta-analysis. *Science of the total environment*, 329, 3-16.

Broome, R. A., Fann, N., Cristina, T., Fulcher, C., Duc, H., & Morgan, G. (2015). The health benefits of reducing air pollution in sydney, australia. *Environmental Research*, 143, 19-25.

Cakmak S., Dales R. y Blanco C. (2007). Air pollution and mortality in chile: Susceptibility among the elderly. *Environmental Health Perspectives*, 115(4),524-527.

Khaniabadi, Y. et al. (2017) Cardiopulmonary mortality and COPD attributed to ambient ozone. *Environmental Research*, 152, 336-341.

Madrigano J., Jack D., Anderson G. B., Bell M. L. y Kinney P. L. (2015). Temperature, ozone, and mortality in urban and non-urban counties in the northeastern United States. *Environmental Health : A Global Access Science Source*, 14:3.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2016). *Calidad del aire ambiente (exterior) y salud*. Consultado 12-03-2017 en <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/>

Orduz C., Toro M. y Gómez J. (2013). EPOC, Bronquitis crónica y síntomas respiratorios, asociados a la contaminación por PM10 en la ciudad de Medellín (Colombia). *Revista MED*, 1 21 (1), 21-28.

Romero O., Becerra M., Herrera M. y Trujillo J. (2007). Simulación del tráfico de la Carrera séptima en Bogotá D.C. Colombia, entre calles 34 y 72 utilizando la dinámica de sistemas. *La dinámica de sistemas: un paradigma de pensamiento*. 9<sup>no</sup> Encuentro Colombiano de Dinámico de Sistemas. Bogotá, Colombia.

Samet J., Dominici F., Currier I., Coursac I. y Zeger S. (2002). Fine particulate air pollution and mortality in 20 US cities, 1987–1994. *N Engl J Med*, 343(24), 1742–1749.

Secretaría Distrital de Ambiente (SDA). (2013). *Estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá*. Consultado 15-03-2017 en <http://ambientebogota.gov.co/estaciones-rmcab>

Yang C. et al. (2012). A time-stratified case-crossover study of fine particulate matter air pollution and mortality in Guangzhou, China. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 85(5), 579-585.





## PERFILES LIPÍDICOS LAGRIMALES ASOCIADOS A DIFERENTES NIVELES DE EXPOSICIÓN A MATERIAL PARTICULADO EN AIRE

### LAGRIMAL LIPID PROFILES ASSOCIATED WITH DIFFERENT LEVELS OF EXPOSURE TO PARTICULATE AIR MATERIAL

Gutiérrez, María de los Ángeles<sup>1,2</sup>; Colman Lerner, Jorge Esteban<sup>3</sup>; Giuliani, Daniela Silvana<sup>4</sup>; Porta, Atilio Andres<sup>4</sup>; Andrinolo, Darío<sup>1,2,4</sup>.

<sup>1</sup>Cátedra de Toxicología, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

<sup>2</sup>Programa Ambiental de Extensión Universitaria (PAEU). Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

<sup>3</sup>Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas (CINDECA) CONICET-UNLP, La Plata, Argentina.

<sup>4</sup>Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA). Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Autor de correspondencia: [mariadla.gutierrez@gmail.com](mailto:mariadla.gutierrez@gmail.com)

#### RESUMEN

La película lagrimal está compuesta por una capa lipídica, una acuosa y otra mucínica. Existen diferentes estudios que relacionan el perfil lipídico de la película con diferentes patologías oculares como la DGM, el ojo seco; así como también existen asociaciones entre la blefaritis y alteraciones en el segmento externo, con la contaminación atmosférica. En este trabajo mostramos el perfil lipídico de la película lagrimal, en poblaciones expuestas a diferentes niveles de material particulado en aire. Se evidenciaron diferencias significativas en los perfiles y en las concentraciones de los ácidos grasos estudiados en el rango de C10 a C24, mediante cromatografía gaseosa acoplada a espectrometría de masa (CG-MS).

#### ABSTRACT

The tear film is composed of a lipid, an aqueous and a mucin layer. There are different studies that relate the lipid profile of the film with different ocular pathologies such as DGM, dry eye; as well as associations between blepharitis and alterations in the external segment, with air pollution. In this work we show the lipid profile of the lacrimal film, in populations exposed to different levels of particulate material in air. Significant differences were observed in the profiles and concentrations of the fatty acids studied in the range of C10 through C24, by gas chromatography coupled to mass spectrometry (GC-MS).

PALABRAS CLAVES MP, perfil lipídico, FAMES, película lagrimal.

KEY WORDS PM, Lipid profile, FAMES, tear film.

## 1. INTRODUCCION

La contaminación del aire representa un problema de salud ambiental que afecta a los países desarrollados y en desarrollo de todo el mundo (WHO; 2006). A escala mundial, cada vez se emiten cantidades más importantes de gases y partículas potencialmente nocivas, que no sólo dañan la salud humana, sino también al ambiente y los recursos necesarios para lograr un desarrollo sostenible en el planeta.

La película lagrimal es una estructura altamente especializada, constituida por diferentes secreciones dispuestas específicamente, que recubren la córnea, la superficie epitelial de la conjuntiva bulbar, y la conjuntiva tarsal (Van Haeringen; 1981). La capa lipídica es de especial importancia debido a que es la primera barrera de protección de la película lagrimal y de la superficie ocular, ya que estabiliza la película lagrimal y previene la evaporación de la capa acuosa (Shine We; 1998). Existen diferentes estudios que relaciona el perfil lipídico con diferentes patologías degeneración de las glándulas de Meibomio (DGM), ojo seco, así como también existen relaciones entre la blefaritis y alteraciones en el segmento externo, relacionados con la contaminación atmosférica. En este sentido, nuestro objetivo es estudiar el perfil lipídico de la lágrima por GC-MS en poblaciones expuestas a diferentes niveles de MP.

## 2. MATERIALES Y METODOS

### a. Área de estudio

Las regiones de estudio se determinaron en base a datos de monitoreo de MP de los últimos años, realizados por nuestro grupo de trabajo (Colman Lerner; 2013) (Orte et al.; 2015). Los niveles medios y su desviación estándar (SD) de  $MP_{10}$  fueron de  $52,2 \pm 16,7$  vs  $31,9 \pm 13,9$  de la zona I y U, respectivamente y mientras que los de  $MP_{2.5}$  fueron de  $16,8 \pm 9,5$  vs  $16,7 \pm 12,2$ . Encontrándose que el  $MP_{10}$  presentó diferencias significativas entre las zonas estudiadas ( $p < 0,05$ ).

### b. Población de estudio

Se trabajó con 78 voluntarios, de entre 18 y 62 años, que viven y trabajan en cada zona estudiada: La Plata ( $n = 44$ ), considerada como una zona urbana (U), y Ensenada ( $n = 34$ ), considerada zona industrial (I) (Figura 1). Todos los voluntarios firmaron el consentimiento informado aprobado por el Comité Asesor Central de Bioética de la Universidad Nacional de La Plata.

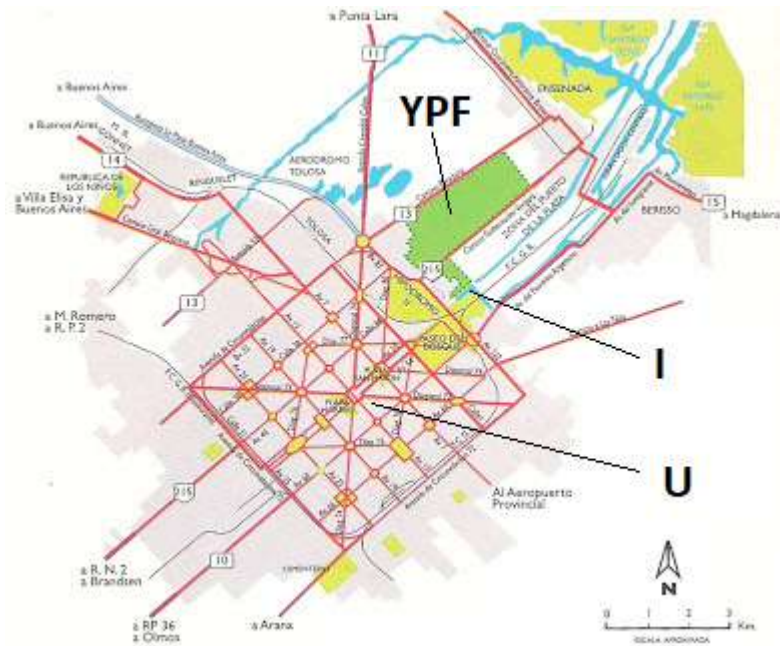


Figura 1. Mapa de la ciudad de La Plata, Berisso y Ensenada, donde se circunscribe zona industrial (I) y área urbana (U).

### c. Extracción de muestras

La extracción se realizó en ambos ojos del mismo paciente como se describe en la prueba de Schirmer I (Gil del Río P; 1981) (Lam et al.; 2014). Las tiras se colocaron en tubos endroff con 200 µl de solución salina estéril y se centrifugaron a 10.000 rpm durante 5 min. (Microcentro Legend Micro 17 / 17b, Thermo Scientific). Luego se almacenaron a -20 ° C hasta su análisis.

### d. Análisis de la composición lipídica

Los ácidos grasos presentes en la película lagrimal se determinaron por cromatografía de gases acoplados a un espectrómetro de masas (CGMS Clarus SQ 8S), previa derivatización a sus ésteres metílicos (FAMES). Para lo cual se siguió el protocolo descrito por Ichihara (2010).

## 3. RESULTADOS

De las muestras de lágrimas extraídas se analizaron los esteres metílicos de los ácidos grasos (FAMES). Se detectaron 35 picos con una cuantificación válida, correspondiente a ácidos grasos (AG), en el rango de C10 a C24. La siguiente tabla muestra las estadísticas descriptivas de los AG encontradas en ambas poblaciones.

Tabla 1. Comparaciones no paramétricas (ensayo de Mann-Whitney); Se muestran en negrita las variables que presentaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre los grupos Urbano e Industrial.

Variables	Zona Industrial				Zona Urbana					Variables	Zona Industrial				Zona Urbana				
	n	$\mu$	m	DE	n	$\mu$	m	D	p-valor		n	$\mu$	m	D	n	$\mu$	m	D	p-valor
C <sub>10</sub>	3	0,	0,	0,0	1	0,	0	0,	0,2	<b>γ -</b>	4	0,	0,	0,	6	0,	0,	0,	0
	6	06	06	3	4	05		03	99	<b>C<sub>18:3</sub></b>	6	14	1	1	0	9	6	96	
<b>C<sub>11</sub></b>	8	0,	0,	0,0	3	0,	0,	0,	0,0	<b>C<sub>18:3</sub></b>	5	0,	0,	0,	6	0,	0	0,	0,1
		04	02	4	2	05	1	02	3		8	13	1	1		1		11	28
C <sub>12</sub>	6	0,	0,	0,0	8	0,	0,	0,	0,1	<b>C<sub>20</sub></b>	5	0,	0,	0,	1	0,	0	0,	0,0
	4	14	12	8	8	18	1	36	48		8	1	1	2	6	1		04	18
<b>C<sub>13</sub></b>	4	0,	0,	0,0	4	0,	0,	0,	0	<b>C<sub>20:1</sub></b>	5	0,	0,	0,	2	0,	0,	0,	0,0
	6	03	03	1	6	06	1	03			2	21	2	2	2	4	1	87	33
<b>C<sub>14</sub></b>	6	0,	0,	0,7	8	0,	0,	2,	0	<b>C<sub>20:2</sub></b>	4	0,	0,	0,	3	0,	0,	0,	0,6
	6	75	6	1	8	72	2	35			0	22	2	2	4	4	2	7	64
C <sub>14:1</sub>	4	0,	0,	0,1	5	0,	0,	0,	1	<b>C<sub>21:3</sub></b>	5	0,	0,	0,	1	0,	0,	0,	0,0
	8	24	16	8	2	19	2	12			2	35	1	4	2	1	1	06	85
<b>C<sub>15</sub></b>	6	0,	0,	0,1	8	0,	0,	0,	0,0	<b>C<sub>21</sub></b>	1	0,	0,	0,	2	0,	0,	0	1
	4	12	09	4	4	13	1	36	38		2	67	6	4		6	6		
<b>C<sub>15:1</sub></b>	4	0,	0,	0,2	6	0,	0,	0,	0	<b>C<sub>20:4</sub></b>	3	0,	0,	0,	1	0,	0,	0,	0,0
	6	15	09	3	2	33	2	62			8	3	1	8	6	6	2	94	28
<b>C<sub>16</sub></b>	6	4,	2,	4,8	8	4,	1	18	0	<b>C<sub>20:3</sub></b>	5	0,	0,	0,	1	0,	0,	0,	0,1
	6	19	59	5	8	98		,1			6	16	1	2	6	4	1	52	59
<b>C<sub>16:1</sub></b>	5	0,	0,	0,9	7	0,	0,	0,	0	<b>C<sub>20:5</sub></b>	6	0,	0,	0,	2	0,	0,	1,	0,3
	0	45	19		0	12	1	16			0	25	2	2	4	6	1	58	03
<b>C<sub>17</sub></b>	5	0,	0,	0,1	2	0,	0,	1,	0	<b>C<sub>22</sub></b>	6	0,	0,	0,	1	0,	0,	0,	0,2
	8	22	18	8	8	45	1	35			4	15	2	1	2	1	1	09	66
C <sub>17:1</sub>	2	1,	0,	3,1	2	0,	0	0	0,0	<b>C<sub>22:1</sub></b>	6	0,	0,	0,	1	0,	0,	0,	1
	0	09	08	2		02			67		0	23	1	2	0	2	1	09	
<b>C<sub>18</sub></b>	6	2,	1,	2,0	1	3,	3,	1,	0,0	<b>C<sub>22:2</sub></b>	5	0,	0,	0,	1	0,	0,	0,	0,3
	4	34	72	3	4	29	2	66	33		8	93	9	7	2	7	5	54	5
<b>C<sub>18:1t</sub></b>	6	5,	1,	23,	8	18	2,	80	0	<b>C<sub>23</sub></b>	6	2,	3,	2,	1	2,	0,	3,	0,7
	2	64	29	36	0	,4	1					85	6	3	2	8	3	9	07
<b>C<sub>18:1c</sub></b>	6	2,	1,	2,7	2	0,	0,	0,	0,0	<b>C<sub>24</sub></b>	5	10	8,	7,	8	9,	3,	11	0,4
	4	11	29	7	8	53	2	72	05		8	,3	6	2		1	9	,2	32
C <sub>18:2t</sub>	4	0,	0,	0,1	8	0,	0,	0,	0,1	<b>C<sub>22:6</sub></b>	6	3,	2,	2,	6	4,	4,	1,	0,1
	4	12	08	6		66	5	71	87		4	35	2	8		1	2	84	31
<b>C<sub>18:2c</sub></b>	5	0,	0,	0,4	1	1,	0,	1,	0,7	<b>C<sub>24:1</sub></b>	8	1,	1,	2,	2	4,	4,	0	0,2
	6	48	47	1	6	39	3	99	04			89	2	2		7	7		89

Con el fin de detectar si existe una asociación entre la presencia de ciertos AGs en una forma diferencial entre la zona U y la zona I, se llevó a cabo un Análisis de Tabla de Contingencia y posteriormente un Análisis de Correspondencia Múltiple para detectar estas asociaciones, las cuales se muestra en la figura siguiente:

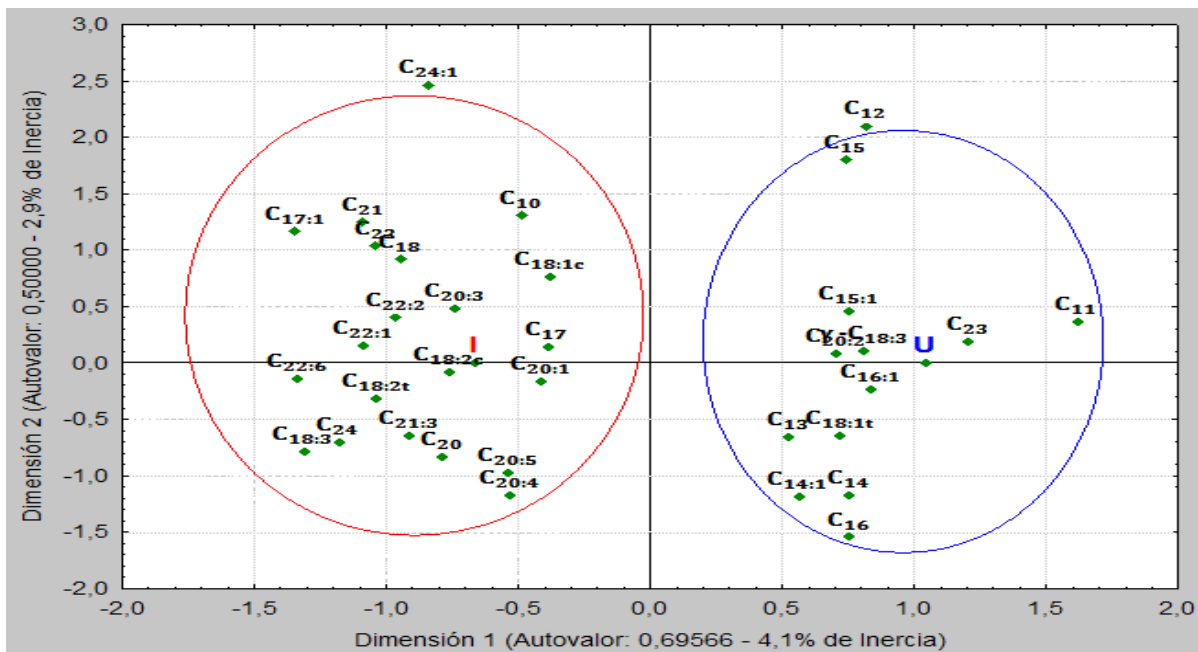


Figura 2. Análisis factorial de correspondencia entre los AG y las zonas de estudio (I y U). ( $\chi^2=211,01$ ;  $p$ -valor $<0,0001$ ), realizado con STATISTICA 7.1.

El gráfico representa las distancias Chi2 entre las variables, por lo tanto, puntos/categorías próximas entre sí están más asociadas que categorías que están alejadas entre sí. Se observa una asociación entre los AG que se encuentran englobados en el conjunto rojo para la zona I, y el conjunto azul para la zona U. En ese sentido, los AG de cadena larga, es decir a partir de C18 en adelante, se encuentran en su totalidad en la zona I, exceptuando el y  $-C_{18:3}$ ;  $C_{18:1t}$ ;  $C_{20:2}$ ; y  $C_{23}$ , que se encuentran más asociados a la zona U. Por su parte, la zona I, presenta solo tres asociaciones a AG de cadena corta como el C10; el  $C_{17}$  y el  $C_{17:1}$ .

#### 4. CONCLUSIONES

El estudio del perfil lipídico permitió detectar 35 picos, en el rango de C10 a C24. El análisis de las concentraciones mostró que 15 de los 35 AG determinados, presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas. Encontrándose casi todos los AG en mayor concentración en la zona U.

El análisis por tabla de Contingencia y posterior de Correspondencia Múltiple, mostró una asociación clara entre la presencia de AG de cadena larga y la zona I, y entre los AG de cadena corta y la zona U, indicándonos la existencia de perfiles de AG característicos en cada zona de estudio.

Estos resultados se podrían relacionar con la fluidez y la estabilidad de la película lagrimal, considerando que cuanto más largos, lineales y saturados sean los AG encontrados en las lágrimas de los voluntarios, mayor estabilidad presentará su película lagrimal (Lozato et al.; 2001). Nuestros resultados no nos permitieron definir en su totalidad las características físicas de la película lagrimal, ya que no hemos evaluado la composición de AG ramificados en cada zona. Por lo que restaría para presentaciones futuras profundizar en este tipo de AG, para poder definir mejor estas características.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y al Programa ambiental de extensión universitaria (PAEU) que permitieron financiar el presente estudio.

## 6. REFERENCIAS

Colman Lerner, J. E. 2013. “Contaminación Ambiental Análisis Y Mitigación/remoción de Material Particulado (MP) Y Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs) Y Semivolátiles (COSVs).”

Gil del Río P., E. Baronet. 1981. “Lentes de Contacto.” *Ed. Jims, S.A.*

Ichihara, Ken'ichi and Yumeto Fukubayashi. 2010. “Preparation of Fatty Acid Methyl Esters for Gas-Liquid Chromatography.” *Journal of lipid research* 51(3):635–40.

Lam, Sin Man et al. 2014. “Extensive Characterization of Human Tear Fluid Collected Using Different Techniques Unravels the Presence of Novel Lipid Amphiphiles.” *Journal of lipid research* 55(2):289–98. Retrieved (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24287120>).

Lozato, P. A., P. J. Pisella, and C. Baudouin. 2001. “Fase Lipídica.”

Orte, M., M. Colman Lerner, JE. Gutierrez, L. Elordi, N. Matamoros, and A. Reyna Almandos, J. y Porta. 2015. “Estudio de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos Asociados Al Material Particulado Y En Fase Gaseosa En La Ciudad de La Plata Y Alrededores.” in *Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina: contribuciones de la V Reunión Anual PROIMCA y III Reunión Anual PRODECA.*

Shine We, McCulley J. P. 1998. “Keratoconjunctivitis Sicca Associated with Meibomian Secretion Polar Lipid Abnormality.” *Archives of Ophthalmology* 116(7):849–52. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1001/archophth.116.7.849>).

Van Haeringen, N. J. 1981. “Clinical Biochemistry of Tears.” 26(2):84–96. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0039625781901454>).

WHO. 2006. “Guías de Calidad Del Aire de La OMS Relativas Al Material Particulado, El Ozono, El Dióxido de Nitrógeno Y El Dióxido de Azufre. Actualización Mundial 2005.” Retrieved ([http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_spa.pdf](http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf)).



# CASAP 2017

## Santiago de Cali, Colombia

Septiembre 6-8  
2017

# Transporte





## ASEGURAMIENTO DE LA CALIDAD EN INVENTARIOS DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA APLICANDO ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

### QUALITY ASSURANCE OF ON-ROAD VEHICLE EMISSION INVENTORIES APPLYING LOCAL SENSITIVITY ANALYSIS

Gómez, Carlos David<sup>1\*\*</sup>; González, Carlos Mario<sup>1</sup>; Osses, Mauricio<sup>2</sup>; Aristizábal, Beatriz<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales, Cra 27 64-60 Bloque H Palogrande, Manizales, Colombia

<sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Mecánica, Universidad Técnica Federico Santa María, Vicuña Mackenna 3939, Santiago, Chile

E-mail: \*[bharistizabalz@unal.edu.co](mailto:bharistizabalz@unal.edu.co)

\*\*[cdgomezo@unal.edu.co](mailto:cdgomezo@unal.edu.co)

#### RESUMEN

Se realizó el análisis de sensibilidad de las emisiones unitarias provenientes de fuentes móviles en ruta estimadas en la ciudad de Manizales para el año 2014, Colombia, usando el modelo Internacional de Emisiones Vehiculares (IVE) como herramienta de cálculo. Se evaluó la influencia de la variación individual de 4 de los parámetros de entrada al modelo IVE medidos en la campaña de campo. Estos parámetros corresponden al perfil de flujo vehicular, partidas totales, distribución de partidas y patrones de conducción. La mayor influencia la presentaron las partidas totales con variaciones de hasta 30% en las emisiones de CO, seguida de los patrones de conducción con variaciones de hasta el 10%. Menor impacto se observó en la distribución de partidas y el perfil de flujo vehicular, con variaciones de 1.5% y 0.3%, respectivamente.

#### ABSTRACT

Sensitivity analysis of unitary emissions from on-road vehicle sources (base year 2014) was performed in Manizales, Colombia, using the International Vehicle Emissions Model (IVE). The individual variation of four parameters measured in field campaigns was evaluated as independent IVE Model inputs. These parameters were the traffic flow profile, total startups, distribution startups and driving patterns. The highest influence was presented by total startups with variations up to 30% in CO emissions, followed by driving patterns with variations up to 10%. A lower impact was observed in the startups distribution and traffic flow profile with variations of 1.5% and 0.3%, respectively.

**PALABRAS CLAVE** Análisis de sensibilidad, Inventario de emisiones, Fuentes móviles en ruta, Modelo IVE.

**KEY WORDS** Sensitivity analysis, Emission inventory, On-road vehicle sources, IVE Model.

## 1. INTRODUCCION

En los procesos de emisión vehicular influyen una gran cantidad de factores que se pueden convertir en combinaciones únicas para cada automotor. Estos factores van desde las características propias del vehículo, como tipo de combustible y/o motor, sistemas de control, edad y peso, hasta patrones de uso, como son los patrones de encendido/apagado del motor y los patrones de conducción del vehículo. Estos últimos dependerán además de las características de la zona de estudio como son el tipo de vías, el tráfico vehicular, y factores ambientales como la temperatura y humedad. Debido a esto, se han creado modelos determinísticos que agrupan de manera razonable todas estas características y permiten estimar las emisiones de contaminantes atmosféricos provenientes de flotas vehiculares numerosas y con gran diversidad en su distribución tecnológica. Un ejemplo de esto es el Modelo IVE, empleado para estimar el inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta para la ciudad de Manizales en el año 2014 (González, Gómez, Rojas, Acevedo, & Aristizábal, 2017).

El proceso de cálculo de los modelos de emisión vehicular como el Modelo IVE, consiste en multiplicar un factor de emisión, unos factores de corrección y un parámetro de actividad. Los factores de emisión son determinados a través de mediciones directas realizadas a vehículos en laboratorios estandarizados y son avalados por entidades gubernamentales ambientales como el caso de la EPA para el Modelo IVE (Davis, Lents, Osses, Nikkila, & Barth, 2005). Sin embargo, los factores de corrección y los parámetros de actividad son obtenidos a partir de campañas de campo e información secundaria. De la calidad de esta información dependerá, por lo tanto, la calidad de los resultados obtenidos por el modelo. Por esta razón, es necesario identificar las variables de entrada que mayor influencia tienen en los resultados y, de esta forma, priorizar la recolección de estas en tiempo y recursos, asegurando la calidad del inventario de emisiones (IPCC, 2006).

Mediante el análisis de sensibilidad se pretende identificar las variables de entrada que más influyen en los resultados del modelo de emisiones. Un análisis de sensibilidad consiste en evaluar el comportamiento de las salidas del modelo al realizar cambios en las variables de entrada para determinar cuáles de estas son las más sensibles (Uusitalo, Lehtikoinen, Helle, & Myrberg, 2015). Los análisis de sensibilidad pueden ser ejecutados en distintos niveles que van desde el análisis de una única variable, manteniendo las otras variables constantes, también llamado “one-factor-at-a-time” (un factor a la vez), hasta el análisis de múltiples variables al mismo tiempo basados en distribuciones probabilísticas (Rypdal & Flugsrud, 2001; Uusitalo et al., 2015). Los análisis de sensibilidad local son ampliamente usados para explorar un modelo de forma preliminar y así definir las variables de mayor importancia para aplicar análisis más complejos como los análisis de sensibilidad global (Uusitalo et al., 2015).

En este trabajo se describe la metodología de análisis de sensibilidad local o “one-factor-at-a-time” (OAT) desarrollada para evaluar la influencia de cada una de estas variables en las emisiones unitarias para el inventario por fuentes móviles en ruta realizado en la ciudad de Manizales tomando como año base 2014, los resultados del análisis de sensibilidad obtenidos al aplicar esta metodología y las recomendaciones derivadas de estos resultados, permitirán mejorar la calidad de los futuros inventarios de emisión que se desarrollen en la ciudad de Manizales. Esta metodología se eligió con el objetivo de realizar una primera exploración del modelo IVE, utilizando variaciones en los datos de entrada realistas, escogidos a partir del criterio de experto (este criterio considera el conocimiento que se tiene de las campañas de campo).

## 2. MATERIALES Y METODOS

Para el análisis de sensibilidad local de las emisiones unitarias del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta para la ciudad de Manizales, se escogieron los parámetros cuya obtención y procesamiento conllevan más tiempo y/o recursos. Estos parámetros son: a) el perfil de flujo vehicular, b) patrones de conducción (VSP), c) partidas totales y d) distribución de partidas. El perfil de flujo vehicular corresponde a la variación porcentual de los vehículos durante el día, proveniente de conteos vehiculares. Los patrones de conducción corresponden a las condiciones típicas de aceleración, velocidad y frenado del vehículo dentro de la zona de estudio. Las partidas totales son el número de veces que un vehículo es encendido en un día y la distribución de partidas corresponde al tiempo en que un vehículo permanece apagado antes de una nueva partida y se relaciona con la temperatura del motor en el momento de ser encendido nuevamente. Cada uno de estos parámetros fue modificado individualmente en un rango determinado a partir del criterio de experto para evaluar su influencia en las emisiones unitarias, es decir, para las emisiones de un vehículo que recorre un kilómetro. El modelo IVE fue utilizado como herramienta de cálculo, por lo tanto, por cada modificación realizada a cada parámetro, se realizó una corrida del modelo, manteniendo los demás parámetros en el valor base con el que se calculó el inventario de emisiones inicial. El modelo IVE calcula por separado las emisiones en ruta y las emisiones en partida. De esta forma, el perfil de flujo vehicular (a) y los patrones de conducción (b) influyen directamente en las emisiones en ruta y las partidas totales (c) y su distribución (d) influyen exclusivamente en las emisiones en partida. Para simplificar el análisis, se evaluó la variación en las emisiones de CO provenientes de vehículos particulares y motos, debido a que el CO fue el contaminante con mayores emisiones reportadas y, por otro lado, estas dos categorías representan el 95% de la flota vehicular para el año 2014 (González et al., 2017). La estrategia de evaluación diseñada considera la experiencia obtenida en la campaña de campo, haciendo una identificación de los posibles errores cometidos en las mediciones, conocimiento en el que se basa el criterio de experto. Para cada parámetro se aplicaron cambios entre el 5% y el 20%. En la Tabla 1 se resume la metodología aplicada para cada uno de los parámetros.

Tabla 1. Metodología de sensibilidad aplicada a cada parámetro evaluado.

Parámetro evaluado	Magnitud de cambio aplicado	Descripción
Perfil de flujo vehicular	$\pm 10\%$ y $\pm 20\%$	Variación en las horas pico mañana (7-9) y tarde (17-18). Traslado del cambio realizado <u>entre horas pico</u> .
Patrones de conducción (VSP)	-5%, -10% y -15%	Variación en el porcentaje de participación del bin 12 y la velocidad media horaria de <u>cada categoría vehicular</u> .
Partidas totales	$\pm 1$ y $\pm 2$	Variación en el número de partidas en frío de cada <u>categoría vehicular</u> .
Distribución de partidas (Soak)	$\pm 10\%$ y $\pm 20\%$	Variación de la distribución los tiempos Soak divididos en 3 grupos: motores calientes (15min - 1h), motores fríos (2h - 4h) y motores completamente fríos (6h - <u>&gt;18h</u> ).

La prioridad dada en términos de consumo de tiempo y recursos en la obtención de estos parámetros, y los principales factores que influyen en este consumo, fueron los siguientes: el primer lugar lo tienen los patrones de conducción, el cual implica hacer recorridos a bordo de un vehículo con un equipo GPS, dentro de un circuito real delimitado en zonas específicas de la ciudad. Esto implica realizar recorridos en vehículos de cada una de las categorías vehiculares evaluadas y en cada hora del día, lo que se traduce en costos de combustible, costos de transporte y altos requerimientos de tiempo y personal. El segundo lugar lo tiene el perfil de flujo vehicular. Este parámetro se mide tomando grabaciones del flujo vehicular en diferentes puntos de la ciudad y en cada hora, que son posteriormente analizados. La medición de este parámetro requiere una gran logística, personal, equipos y tiempo, tanto en la grabación, como en el análisis de los videos. Por último, se encuentra la información relacionada con las partidas totales y su distribución, la cual se obtuvo a partir de encuestas realizadas a los conductores de vehículos en las cuales se llevaba un registro de las horas en que el vehículo era encendido durante el día. La metodología detallada para la obtención de cada uno de los parámetros se encuentra descrita por González et al. (2017).

### 3. RESULTADOS

La Figura 2 presenta la variación porcentual de las emisiones de CO provenientes de vehículos particulares y motocicletas, con respecto a la variación aplicada a los parámetros evaluados. El parámetro que presentó la mayor variación en las emisiones unitarias de CO en ruta fue los patrones de conducción, con variaciones en las emisiones unitarias de CO en ruta de hasta un 30% para vehículos particulares y hasta un 20% para motocicletas, para variaciones del 5% en la entrada (bin 12). Las emisiones aumentan con la disminución del bin 12, debido a la aceleración del vehículo. Las variaciones presentaron una respuesta lineal con una correlación negativa alta para ambas categorías,  $R=-0.99$  para vehículos particulares y  $R=-0.97$  para motocicletas (Figura 2B). A pesar de que este parámetro

presenta una alta sensibilidad, el aseguramiento y control de la calidad es fácilmente alcanzable. Esto debe comprender una buena planeación de los circuitos que recorrerán los vehículos, el establecimiento de procedimientos estrictos de toma y procesamiento de datos, como la eliminación de datos atípicos y, en general, la depuración de la información obtenida de los GPS y una calibración previa de los equipos GPS utilizados. En segundo lugar, se encuentra el perfil de flujo vehicular, con variaciones menores al 0.3% en ambas categorías vehiculares, para cambios en la entrada del 10%. Para ambas categorías, se obtuvo una respuesta lineal, con una correlación negativa alta ( $R=-1.0$ ) (Figura 2A). Sin embargo, estas bajas variaciones indican que las emisiones unitarias de CO no son sensibles al perfil de flujo vehicular y que este tiene influencia exclusiva en la distribución temporal de las emisiones en ruta. En este caso, el número de conteos vehiculares podría reducirse drásticamente a tener un solo punto que describa el comportamiento general del flujo vehicular en la ciudad y así disminuir los tiempos de grabación y procesamiento de los datos. Otra alternativa, es el uso de conteos vehiculares provenientes de otros estudios, como los conteos vehiculares realizados para los estudios de ruido ambiental utilizados en la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes móviles en ruta (CORPOCALDAS 2014, 2015).

En el caso de las emisiones en partida, la mayor variación se presentó en el parámetro de partidas totales, con variaciones de hasta 40% en las emisiones de CO en partida, para variaciones de una partida (Figura 2C). Este parámetro es obtenido a partir de encuestas, cobrando gran importancia el diseño de la campaña de campo para la elaboración de las encuestas de tal forma que se obtengan muestras representativas para cada categoría vehicular de esta forma, garantizar la calidad de la información. En lo que respecta a la distribución de partidas, las variaciones en las emisiones unitarias de CO fueron menores al 1.5% en ambas categorías vehiculares, para cambios en la entrada del 10%. En el grupo de motores calientes (15min-1h), se encontró una correlación lineal negativa alta ( $R=-0.99$ ) (Figura 2D). La misma correlación, pero en este caso positiva, se encontró para el grupo de motores completamente fríos. Esto demuestra la relación entre la temperatura de operación y las emisiones en partida. La influencia de este parámetro en las emisiones unitarias es baja, sin embargo, su impacto se verá reflejado en la distribución temporal de las emisiones.

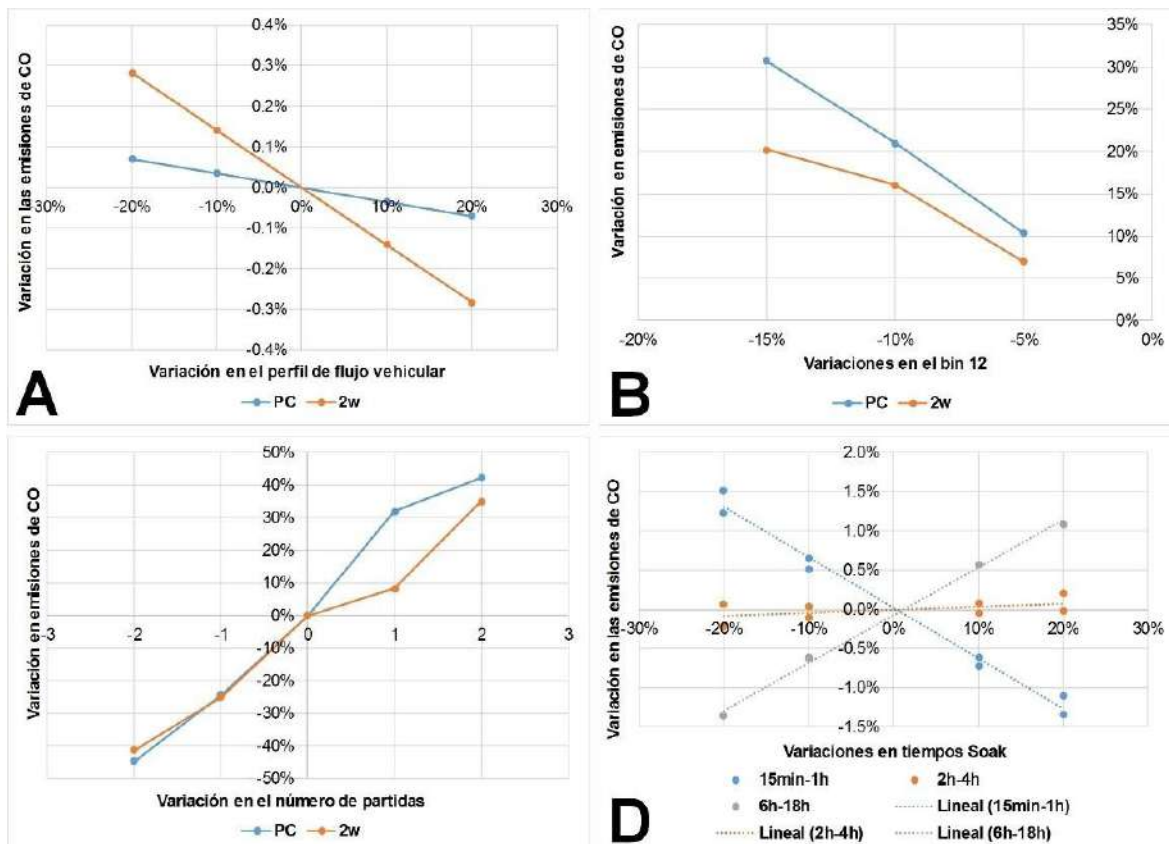


Figura 2. Variación de las emisiones de CO por parte de vehículos particulares y motocicletas con respecto a la variación de los parámetros evaluados. A) Composición dinámica de la flota vehicular; B) Patrones de conducción; C) Partidas totales; D) Distribución de partidas.

#### 4. CONCLUSIONES

Se realizó el análisis de sensibilidad del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta aplicado individualmente a cuatro parámetros de entrada obtenidos a partir de campañas de campo. Este análisis se dividió en dos grupos, según el tipo de emisiones en el que influye el parámetro. El primero es el de las emisiones en ruta, en el cual se evaluaron los perfiles de flujo vehicular y los patrones de conducción. En el segundo, se evaluaron los parámetros relacionados con las emisiones en partida, como son las partidas totales y la distribución de partidas. En el primer grupo, los patrones de conducción presentaron la mayor sensibilidad, con variaciones de hasta el 30%, por lo cual es importante establecer procedimientos estrictos de toma y procesamiento de datos y realizar calibraciones a los equipos GPS utilizados. En el segundo grupo, la mayor sensibilidad la presentaron las partidas totales, con variaciones de hasta 40%, indicando que se debe realizar un número de encuestas estadísticamente representativo para garantizar la calidad de la información de entrada.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a CORPOCALDAS por financiar este Proyecto a través del “Convenio Interadministrativo de Asociación 130-2014” y a la Universidad Nacional de Colombia a través de la “Convocatoria para la Movilidad Internacional de la Universidad Nacional de Colombia 2016-2018”. Los autores además agradecen al soporte económico brindado por COLCIENCIAS a través del “Programa Jóvenes

Investigadores e Innovadores 2015, Facultad de Ingeniería y Arquitectura- Convenio Especial de Cooperación 567-2015” y “Programa Doctoral Crédito-Beca Colciencias 528”. Parte de este trabajo fue llevado a cabo durante el periodo sabático de la profesora Beatriz Aristizábal, financiado por la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales.

## 6. REFERENCIAS

Davis, N., Lents, J., Osses, M., Nikkila, N., & Barth, M. (2005). Development and Application of an International Vehicle Emissions Model Transportation Research Board 81st Annual Meeting. *Transportation Research*, (January), 1–20.

González, C. M., Gómez, C. D., Rojas, N. Y., Acevedo, H., & Aristizábal, B. H. (2017). Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city. *Atmospheric Environment*, 152, 11. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.048>

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.

Rypdal, K., & Flugsrud, K. (2001). Sensitivity analysis as a tool for systematic reductions in greenhouse gas inventory uncertainties. *Environmental Science & Policy*, 4(2001), 117–135.

Uusitalo, L., Lehtikoinen, A., Helle, I., & Myrberg, K. (2015). An overview of methods to evaluate uncertainty of deterministic models in decision support. *Environmental Modelling and Software*, 63, 24–31. <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.09.017>





## RELACIÓN ENTRE INTENSIDAD DE TRÁFICO Y CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS VIALES: CASO DE ESTUDIO EN BOGOTÁ (COLOMBIA)

### RELATION BETWEEN TRAFFIC INTENSITY AND HEAVY METAL CONTENT IN ROAD SEDIMENTS: CASE STUDY IN BOGOTÁ (COLOMBIA)

Zafra-Mejía, Carlos<sup>1</sup>; García-Ubaque, César<sup>1</sup>; Alarcón-Hincapié, Juan<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental - GIAUD, Ingeniería Ambiental, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá D.C., Colombia

Autor de correspondencia: [czafra@udistrital.edu.co](mailto:czafra@udistrital.edu.co)

#### RESUMEN

Objetivo: Analizar la relación entre intensidad de tráfico y contenido de metales pesados en el sedimento acumulado en tiempo seco sobre corredores viales de la ciudad de Bogotá (Colombia). Métodos: La concentración de metales pesados (Pb, Zn y Cu) se determinó mediante espectrometría de absorción atómica con llama. Se desarrollaron modelos lineales de intensidad de tráfico contra concentraciones de metales en el sedimento vial. Resultados: Los estudios sugieren la fracción de tamaño <250 µm del sedimento vial como representativa para analizar la relación entre intensidad de tráfico y concentración de metales. Se sugiere al Pb como el metal de mayor atención desde el punto de vista de la salud pública en corredores viales de la ciudad. Se proponen los siguientes TPD límites para la toma de decisiones de control para Pb en vías de Bogotá: límite inferior por contaminación = 4850 vehículos/día, y límite superior por contaminación = 11300 vehículos/día.

#### ABSTRACT

Objective: To analyze the relationship between traffic intensity and heavy metals content in the sediment accumulated in dry weather on roads of Bogota city (Colombia). Methods: Metal concentrations (Pb, Zn and Cu) were determined by flame atomic absorption spectrometry. We develop linear models of traffic intensity against heavy metal concentrations in the road-deposited sediment. Results: Studies suggest the size fraction < 250 µm of road-deposited sediment as representative to analyze the relationship between traffic intensity and concentration of heavy metals. We suggest to Pb as the heavy metal of greater attention from the public health viewpoint in the roads of Bogota city. We propose the following TPD limits for decision-making of control for Pb in urban roads: lower pollution limit = 4850 vehicles/day and higher pollution limit = 11300 vehicles/day.

**PALABRAS CLAVE** Intensidad de tráfico, Metal pesado, Salud pública, Sedimento vial.

**KEY WORDS** Heavy metals, Public health, Road sediment, Traffic intensity.

## 1. INTRODUCCION

Con el rápido crecimiento de las áreas urbanas, la densidad de vehículos utilizados para el transporte de pasajeros y bienes de consumo ha aumentado significativamente (Loganathan et al., 2013). El tráfico vehicular en áreas urbanas es una de las mayores fuentes de contaminación del suelo (p.ej., de metales pesados). El suelo de áreas cercanas a las vías es un sumidero importante de contaminación procedente de los vehículos, que podría entrar fácilmente en contacto con los peatones y residentes de zonas aledañas por suspensión o contacto directo (Chen et al., 2010). A partir de lo anterior, un entendimiento profundo de los contaminantes generados desde el tráfico es relevante debido a sus efectos nocivos sobre la salud pública. Enfermedades respiratorias como el asma y cáncer de pulmón están asociadas con el tráfico intenso de áreas urbanas (Lim et al., 2005). Los sedimentos viales son un medio potencialmente tóxico puesto que contienen metales pesados e hidrocarburos, originados desde una gran variedad de fuentes de contaminación difusa que incluyen la deposición atmosférica seca y húmeda (lluvia), escapes de vehículos, desgaste del pavimento y vehículos (p.ej., pastillas de frenos, desgaste de llantas y fugas de aceite), accidentes, abrasión de materiales de construcción y erosión del suelo (Kim y Sansalone, 2008). El sedimento vial se ha utilizado frecuentemente como un indicador de contaminación por metales pesados en ambientes urbanos (Duong y Lee, 2011). El objetivo de este artículo es presentar un análisis de la relación entre la intensidad de tráfico y el contenido de metales pesados del sedimento acumulado en tiempo seco sobre seis corredores viales de la ciudad de Bogotá. Se desarrollarán modelos para pronosticar y evaluar el grado de contaminación de las superficies viales de Bogotá con respecto a legislación internacional para la protección de la salud humana. Se compararán las concentraciones locales de metales pesados con las reportadas a nivel internacional. Este estudio se fundamenta en los tres metales pesados más reportados por las investigaciones sobre sedimentos viales: Pb, Zn y Cu (Eriksson et al., 2007).

## 2. MATERIALES Y METODOS

Lugares de investigación: Se localizaron sobre superficies viales de las localidades de Fontibón (A1), Barrios Unidos (A2), Kennedy (A3), Puente Aranda (A4), Autopista Sur (A5) y Soacha (A6) en la ciudad de Bogotá, en el centro de Colombia (Tabla 1). Adicionalmente, se utilizaron nueve superficies viales con intensidades de tráfico entre 4200 y 187600 vehículos/día para los pronósticos de la concentración de metales pesados en la ciudad. Recolección del sedimento vial: Las muestras se tomaron en tiempo seco, a un costado del bordillo (0,50 m), a la misma hora y durante un período de un año (08/05/2010-08/05/2011) para A1, A2, A3 y A4, y durante 127 días (07/01/2010-14/05/2010) para A5 y A6. La frecuencia promedio de muestreo fue de 10 días y 3 días, respectivamente. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,49 m<sup>2</sup> (0,70 m x 0,70 m). Las dimensiones del área de recolección del sedimento se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de madera. Para la recolección del sedimento se utilizó una escobilla de fibras plásticas y un recogedor de mano. La cantidad de muestras recolectadas por cada zona de investigación fue de 36 para A1, A2, A3 y A4, y 43 muestras para A5 y A6; para un total de 230 muestras. Concentración de metales pesados: La concentración de metales pesados (Pb, Zn y Cu) asociados con el sedimento vial se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama (ISO-11047) (ISO, 2000). Las muestras de sedimento vial fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1, agua regia), método ISO-11466 (ISO, 2000). Análisis estadístico: Para identificar la posible relación entre las variables de la matriz mundial desarrollada para intensidad de tráfico y contenido de metales pesados en el sedimento vial, se aplicó un análisis clúster mediante el programa informático SPSS® versión 22.0. Finalmente, se utilizaron estadísticos descriptivos, r-Pearson y regresión lineal para profundizar

el análisis entre variables.

Tabla 1. Características de las superficies viales en estudio

Característica	Fontibón A1	Barrios Unidos A2	Kennedy A3	Puente Aranda A4	Autopista Sur A5	Soacha A6
Coordenadas	04°40'09"N 74°08'33"O	4°39'36"N 74° 4'42"O	04°35'45"N 74°08'48"O	04°37'49"N 74°07'06"O	4°33'04"N 74°14'22"O	4°35'05"N 74°13'12"O
Densidad poblacional (habitantes/ha)	600	600	480	160	< 25	600
Uso del suelo <sup>a</sup>	I-R	R	R-I	I-C	I-RU	R
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	650	1600	12300	13500	40100	2750
Velocidad promedio (km/h)	20	20	50	40	70	20
Composición del tráfico (%) A1/A2/A3/A4/A5/A6	Carros: 93/81/77/83/62/65; camiones ligeros: 5/16/4/3/7/0; camiones sin remolque: 1/1/2/2/5/0; camiones con remolque: 0/0/0/1/7/0; buses: 1/2/17/11/10/35					

Nota. <sup>a</sup>R-residencial, I-industrial, C-comercial, RU-rural

### 3. RESULTADOS

Los resultados en la ciudad de Bogotá mostraron que existió una correlación positiva de media a considerable entre las concentraciones de Zn y Cu asociadas con el sedimento vial en tiempo seco ( $r = 0,67$ ). En promedio, a nivel internacional la correlación entre estos dos metales fue similar ( $r$ -Pearson =  $0,63$ ). Por lo tanto, los resultados sugirieron la existencia de una fuente común o dominante para estos metales pesados en el ambiente vial; probablemente el tráfico vehicular. Con respecto al Pb, se observaron correlaciones positivas entre débiles y medias en la ciudad de Bogotá ( $r$ -Pearson, Pb-Cu =  $0,26$ ; Pb-Zn =  $0,50$ ) y a nivel internacional ( $r$ -Pearson: Pb-Cu =  $0,16$ ; Pb-Zn =  $0,38$ ). Esto sugirió la existencia de diversas fuentes de contaminación para Pb en el ambiente vial; por ejemplo, escapes de vehículos, pintura vial, desgaste del pavimento, accidentes de tráfico, mobiliario urbano o emisiones industriales. Los resultados evidenciaron que las concentraciones asociadas con el sedimento vial tuvieron la siguiente secuencia en Bogotá: Zn (mediana:  $136$  mg/kg) > Cu ( $81$  mg/kg) > Pb ( $72$  mg/kg). A nivel internacional la secuencia fue la siguiente: Zn (mediana:  $358$  mg/kg), Pb ( $251$  mg/kg) y Cu ( $177$  mg/kg). Por lo tanto, se sugirió al Zn como el metal pesado más abundante en los sedimentos viales en Bogotá y a nivel internacional. A nivel internacional se observó la existencia de una correlación lineal positiva de débil a media entre la intensidad de tráfico (TPD: vehículos/día) y las concentraciones (mg/kg de materia seca) de Pb ( $r$ -Pearson =  $0,48$ ;  $p = 0,029$ ;  $gl = 16$ ;  $Pb = 0,0084 \cdot TPD + 246$ ). Para el Cu, los resultados mostraron una correlación lineal de media a fuerte ( $r$ -Pearson =  $0,73$ ;  $p < 0,01$ ;  $gl = 17$ ;  $Cu = 0,0040 \cdot TPD + 128$ ). Por lo tanto, los resultados sugirieron que la relación entre intensidad de tráfico y las concentraciones de Pb y Cu en sedimentos viales fueron más evidentes para la fracción de tamaño inferior a  $250 \mu m$ . Posiblemente, las partículas emitidas por las fuentes de Pb y Cu estuvieron asociadas con tamaños inferiores a  $250 \mu m$ . La Figura 1 presenta los modelos lineales obtenidos para Pb y Cu integrando los registros de la ciudad de Bogotá con los reportados a nivel internacional. Se probaron también modelos de tipo geométrico y logarítmico, no obstante, el modelo lineal presentó un mejor ajuste ( $r \geq 0,50$ ). Los resultados mostraron que las concentraciones de Pb y Cu asociadas con el sedimento de la vía de máximo TPD (Av. Boyacá entre Av. 1° de Mayo y Calle 13) podrían alcanzar magnitudes de hasta  $1938$  y  $827$  mg/kg, respectivamente. Las magnitudes máximas reportadas a nivel internacional fueron de  $2296$  y  $771$  mg/kg para Pb y Cu, respectivamente (TPD entre  $96000$ - $120000$  vehículos/día). Al realizar un análisis comparativo de los pronósticos con la legislación internacional de referencia (inhalación, ingestión y contacto dérmico con suelo contaminado) (Generalitat

de Catalunya, 2006; Eusko-Legebiltzarra, 2005; Canadian Council, 1997), se observó en promedio que todas las vías seleccionadas en Bogotá superaron el límite más flexible para Pb (Canadá, Pb = 140 mg/kg). Los TPD de todas las vías en evaluación fueron superiores a 4200 vehículos/día. Por el contrario, solo tres superficies viales de las nueve seleccionadas superaron el límite más flexible para Cu (Cataluña-España, Cu = 310 mg/kg). Las vías que superaron este límite tuvieron un TPD superior a 55200 vehículos/día. Los resultados sugirieron que Pb fue el metal más crítico con respecto al TPD de las vías en estudio. Es decir, se tendieron a superar los límites legislativos establecidos para Pb con un TPD más bajo, en comparación con el Cu.

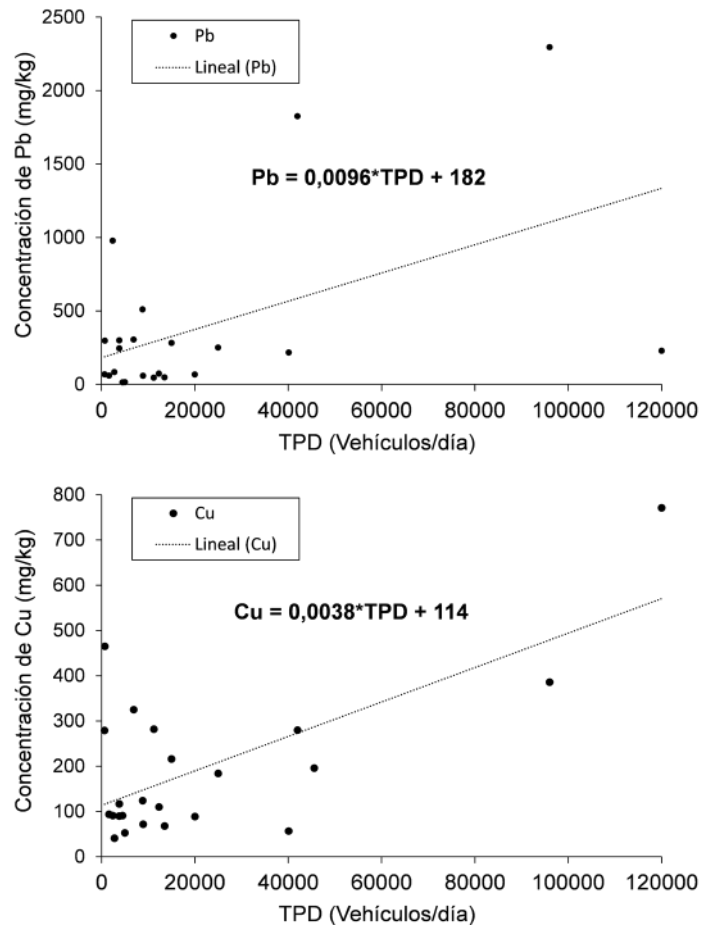


Figura 1. Modelos lineales para concentraciones de Pb y Cu, e intensidad de tráfico (TPD). Integración entre datos internacionales y registros en Bogotá (Colombia). Modelo lineal para Pb ( $r$ -Pearson = 0,50;  $p$  = 0,017;  $gl$  = 22); modelo lineal para Cu ( $r$ -Pearson = 0,68;  $p$  < 0,01;  $gl$  = 23).

#### 4. CONCLUSIONES

Los pronósticos de las concentraciones de Pb sugieren que las nueve vías seleccionadas en Bogotá superan el límite legislativo más flexible de contaminación (Canadá, Pb = 140 mg/kg). En el caso del Cu, los pronósticos muestran que tres de las nueve vías seleccionadas superan el límite legislativo más flexible (Cataluña-España, Cu = 310 mg/kg). Las vías escogidas registran un TPD superior a 4200 vehículos/día. Por lo tanto, los resultados sugieren al Pb como el metal pesado de mayor atención desde el punto de vista de la salud pública en los corredores viales de la ciudad de Bogotá. Los hallazgos de esta investigación se constituyen en un punto de referencia para el desarrollo e implementación de

estrategias para el control de la contaminación por metales pesados en corredores viales de áreas urbanas, teniendo como indicadores principales de salud pública la intensidad de tráfico y las concentraciones metálicas en el sedimento vial. Al respecto, se sugieren los siguientes TPD límites para la toma de decisiones de control para Pb en vías urbanas: límite inferior por contaminación = 4850 vehículos/día y límite superior por contaminación = 11300 vehículos/día.

## 5. REFERENCIAS

Canadian Council of Ministers of the Environment. Recommended Canadian soil quality guidelines. 1st Edition. Winnipeg, Canada: CCME Press. 1997.

Chen X, Xia X, Zhao Y, Zhang P. Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. *J. Hazard. Mater.* 2010;181(1-3):640-6.

Duong TTT, Lee B. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *J. Environ. Manage.* 2011;92(3):554-62.

Eriksson E, Baun A, Scholes L, Ledin A, Ahlman S, Revitt M, Noutsopoulos C, Mikkelsen PS. Selected stormwater priority pollutants - a European perspective. *Sci. Total Environ.* 2007;383(1-3):41-51.

Eusko-Legebiltzarra. Ley 1/2005: Prevención de la contaminación del suelo del País Vasco. 1ª Edición. Bilbao, España: Boletín Oficial del País Vasco. 2005.

Generalitat de Catalunya. Niveles genéricos de referencia (NGR), valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña. 1ª Edición. Barcelona, España: Agencia de Residuos de Cataluña. 2006.

International Organization for Standardization. Standards Handbook. 1st Edition. Geneva, Switzerland: ISO Press. 2000.

Kim J, Sansalone JJ. Event-based size distributions of particulate matter transported during urban rainfall-runoff events. *Water Res.* 2008;42(10-11):2756-68.

Lim MCH, Ayoko GA, Morawska L. Characterization of elemental and polycyclic aromatic hydrocarbon compositions of urban air in Brisbane. *Atmos. Environ.* 2005;39(3):463-76.

Loganathan P, Vigneswaran S, Kandasamy J. Road-deposited sediment pollutants: A critical review of their characteristics, source apportionment, and management. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 2013;43(13):1315-48.



## DETERMINACIÓN DE PATRONES DE CONDUCCIÓN PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES VEHICULARES AL SUR DE CALI

## DETERMINATION OF DRIVING PATTERNS FOR THE ESTIMATION OF VEHICLE EMISSIONS IN THE SOUTH OF CALI

Gonzalez, Daniel<sup>1</sup>; Lasso, Ana<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Estudiante, Programa de Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Occidente, Cali, Colombia

<sup>2</sup>Docente, Facultad de ingeniería, Universidad Autónoma de Occidente, Cali, Colombia

Autor de correspondencia: [dangn954@gmail.com](mailto:dangn954@gmail.com)

### RESUMEN

En este estudio, se establecieron los patrones de conducción al sur de Cali, buscando aportar información para mejorar los estimativos de emisiones vehiculares realizados con el modelo IVE. En este sentido, se determinó una ruta de 15.69 km incluyendo las vías de mayor flujo vehicular en diferentes franjas horarias. Con los patrones establecidos, se estimaron emisiones de CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> y PM<sub>10</sub>. En la franja de la mañana y noche se encontró una reducción de las emisiones estimadas con los patrones para Cali frente a los de Bogotá para todos los vehículos excepto las motos. No obstante, en la franja del mediodía las camionetas y buses incrementaron las emisiones. Estos datos mostraron que, aunque las variaciones suelen encontrarse por debajo del 30% es necesario determinar los patrones de conducción para disminuir las incertidumbres en el manejo de la información para la gestión de la calidad del aire en cada ciudad.

### ABSTRACT

In this project, the driving patterns were established for the south of Cali, seeking to provide information to improve the estimates of vehicular emissions using the IVE model. Firstly, a route of 15.69 km was determined including the routes of greater vehicular flow in different times of the day. With the patterns established, emissions of CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub> were estimated. A reduction of the estimated emissions, for all the vehicles except motorcycles, using the patterns of Cali was observed in contrast with emission using the patterns of Bogota in the morning and night. However, in the noon, SUVs and buses increased emissions. These data showed that, although the variations are usually below 30%, it is necessary to determine the driving patterns to reduce uncertainties in the management of information for the management of air quality in each city.

**PALABRAS CLAVE** Contaminación atmosférica, Patrones de conducción, Modelo IVE, Emisiones vehiculares, Inventario de emisiones.

**KEY WORDS** Atmospheric pollution, Driving patterns, IVE model, Vehicle emissions, Emissions inventory.

## 1. INTRODUCCIÓN

La deficiencia en la información relacionada con la contaminación atmosférica dificulta conocer el comportamiento, emisión y dispersión de los contaminantes en la atmósfera, lo cual dificulta la gestión (IDEAM, 2016). La falta de un control óptimo sobre las emisiones contaminantes, tiene como consecuencia el aumento de morbilidad y mortalidad en las personas, además de afectar ambientes primordiales y generar problemas económicos relacionados con los gastos sociales en salud (Conpes 3344, 2005). Colombia es un país que posee información de calidad del aire, por ejemplo el SISAIRE (IDEAM, 2016), sin embargo aún se presentan fallas en cuanto a la representatividad y calidad de los datos. No obstante, en cuanto a las fuentes emisoras de contaminantes atmosféricos aún falta recopilación y actualización de la información.

Cali siendo una de las ciudades más importantes de Colombia, en la actualidad no cuenta con una información actualizada respecto del inventario de fuentes móviles y sus emisiones. Algunas de las estimaciones realizadas para el inventario de las emisiones provenientes de las fuentes móviles empleando el modelo IVE se han realizado empleando datos de los patrones de conducción establecidos para la ciudad de Bogotá (K2 Ingeniería, 2012). Ante la necesidad de mejorar las estrategias de control de la calidad del aire en la ciudad, este estudio aborda un primer acercamiento al establecimiento de los patrones de conducción considerando diferentes tipos de vehículos y flujos horarios del tráfico vehicular.

## 2. MATERIALES Y METODOS

Este estudio fue llevado a cabo en el sur de la ciudad de Cali, Colombia. La metodología es una adaptación de las propuestas por los desarrolladores del modelo IVE (ISSRC, 2008), el Handbook of Air Quality Management (Lents, y otros, 2009) y la utilizada en la estimación del inventario de emisiones de la ciudad de Bogotá (Giraldo Amaya, 2005). A partir de esto se plantearon cuatro actividades que consistían en la selección de una ruta representativa, recolección de datos, desarrollo y comparación de los patrones.

Inicialmente, para la selección de una ruta de interés, se utilizó la herramienta Google maps (Google, s.f.) para la identificación de diversos puntos de interés como universidades, colegios, hospitales, centros comerciales, unidades residenciales, etc. Una vez identificadas los diversos tipos de vías, se realizaron recorridos para caracterizar otros puntos de interés. Con esta información se determinó finalmente una ruta y un punto para la toma de datos.

La toma de datos, se llevó a cabo con un aforo vehicular en franjas de dos horas en tres horarios: mañana (6:00 AM-8:00 AM), mediodía (12:00 M-2:00 PM) y noche (6:00 PM-8:00 PM) durante dos semanas. Así mismo, se realizaron recorridos durante estos horarios con distintos tipos de vehículos los cuales se les equipó un sistema GPS para recolectar los datos necesarios para el cálculo de los patrones de conducción (tiempo, velocidad, altura y aceleración).

A través de los datos recolectados, se realizó el cálculo de los patrones de conducción, donde el resultado de este cálculo es expresado en una serie de 60 bins, donde los valores del 1 a 11 representan potencia negativa (cuando el vehículo está disminuyendo la velocidad o bajando una cuesta), el bin 12 representa una potencia cero o muy baja (vehículo detenido) y los binarios mayores al 13 representan potencia positiva (cuando el vehículo está acelerando, viaja a velocidad constante o sube una cuesta).



Finalmente, con el modelo IVE se estimaron dos inventarios de emisiones vehiculares: uno con los patrones establecidos en este estudio y otro con los patrones de Bogotá. A partir de esos inventarios, se calculó la razón de cambio porcentual teniendo como base los resultados para Cali, de esta manera, los valores mayores y menores a cero, corresponden a un aumento y disminución de las emisiones estimadas con los patrones de Cali frente a los de Bogotá respectivamente.

### 3. RESULTADOS

A partir de la herramienta Google maps y los distintos recorridos, se estableció una ruta de 15.69 km que cubría gran parte de las vías donde se presentaba un mayor tráfico vehicular y número de puntos de interés. La tabla 1 muestra el aforo vehicular con la tecnología de los vehículos y su distribución.

Tabla 1. Cantidad de vehículos por tipo de tecnología.

Tipo	Combustible	Tamaño	Control	Inyección	Kilometraje	Distribución
Carro	Diésel	Mediano	Nada	Multipunto	80-161	0.42%
	Gasolina	Mediano	PCV	Multipunto	80-161	99.58%
Camioneta	Diésel	Pesado	Nada	Multipunto	>161	12.39%
	Gasolina	Pesado	PCV	Multipunto	80-161	87.61%
Moto	Gasolina	Mediano	Nada	4-ciclos	>50	100.00%
Bus	Diésel	Mediano	Euro II	Multipunto	80-161	39.26%
	Gasolina	Mediano	PCV	Multipunto	80-161	10.74%
	Diésel	Pesado	Euro I	Multipunto	>161	35.80%
	Gasolina	Pesado	PCV	Multipunto	>161	14.20%
MIO	Diésel	Pesado	EURO III	Multipunto	>161	100.00%

Como resultado de los recorridos, se obtuvieron un total de 15 patrones de conducción, los cuales corresponden a tres por cada vehículo. Los patrones presentaron una mayor frecuencia en los bins 10 a 12, los cuales representan un mayor esfuerzo por parte del vehículo, asociado a un aumento de las emisiones generadas. Los datos obtenidos en la franja horaria de mayor tráfico vehicular (horario de la mañana) pueden observar en la figura 1.

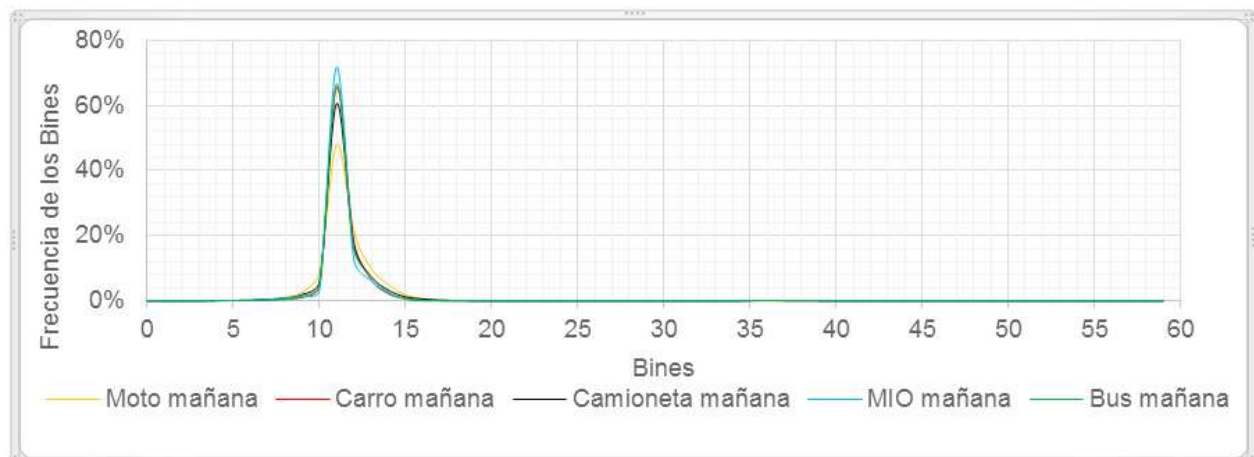


Figura 1. Patrones de conducción para todos los vehículos en la mañana.

Finalmente, al comparar los inventarios de emisión con los patrones de Cali y Bogotá, se encontró que las emisiones estimadas con los patrones de Cali presentan una variación de menos del 30% como se observa en la tabla 2.

Tabla 2. Razón de cambio entre emisiones estimadas con los patrones de Cali frente a los de Bogotá.

Horario	Mañana				Mediodía				Noche			
	CO	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>	PM	CO	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>	PM	CO	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>	PM
<b>Moto</b>	0.1%	4.3%	-3.0%	0.1%	6.7%	2.4%	14.8%	6.5%	8.9%	4.6%	17.2%	8.5%
<b>Carro</b>	-13.6%	-26.1%	-19.0%	-5.0%	-2.3%	-2.9%	-1.9%	0.0%	-2.0%	-3.4%	-3.2%	-2.2%
<b>Camioneta</b>	-5.5%	-12.2%	-10.4%	-1.4%	7.7%	9.4%	3.9%	0.4%	0.1%	-0.5%	-1.6%	-0.3%
<b>MIO</b>	-6.7%	-5.3%	-12.5%	-5.3%	-5.2%	-1.8%	-7.4%	-3.9%	-4.0%	-3.1%	-9.4%	-2.9%
<b>Bus</b>	-17.9%	-11.1%	-12.3%	-4.3%	21.9%	9.5%	2.4%	1.9%	0.6%	0.8%	0.0%	0.1%

#### 4. CONCLUSIONES

A través del desarrollo de este estudio, se identificaron diversos puntos que tuvieron un impacto significativo en los patrones de conducción. Como uno de los factores con mayor efecto, se encuentra la ruta escogida para el trabajo. Durante los diversos recorridos se pudo identificar la influencia del tipo de vía y lugares de interés sobre el flujo vehicular debido a la concurrencia de vehículos. De igual manera, se determinó que la composición de la flota vehicular tiene un efecto significativo sobre la estimación de emisiones vehiculares, principalmente porque muchos de los vehículos de Cali, de acuerdo a las características de las tecnologías, no cuentan con control para las emisiones.

Además de los factores anteriores, se identificó la importancia de adaptar la metodología para la determinación de los patrones de conducción. Es decir, en este trabajo los patrones de conducción fueron estimados para distintos tipos de vehículos, sin embargo, existen otros métodos como los patrones por tipo de vía o por sectores de la ciudad. En el caso de este estudio, se identificó que, debido al alto tráfico vehicular, vehículos como las motos transitaban a una velocidad mayor a los otros vehículos, sin embargo, debido a la gran cantidad de semáforos, aumentaban el número de paradas, generando por consiguiente un aumento en emisiones estimadas frente a los resultados con los patrones de Bogotá.

Finalmente, se identificó la necesidad de determinar los patrones de conducción para la ciudad de Cali, teniendo como evidencia las variaciones de menos del 30% en la estimación de emisiones vehiculares. De esta manera, al determinar los patrones para una ciudad específica, se disminuyen las incertidumbres en el manejo de la información para la gestión de la calidad del aire en cada ciudad.

#### 5. REFERENCIAS

Conpes 3344. (2005). *Lineamientos para la formulación de la política de prevención y control de la contaminación del aire*. Bogotá: Ministerio de ambiente.

Giraldo Amaya, L. A. (2005). *Estimación del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes*. Bogotá: Universidad de los Andes.

Google. (s.f.). *Mapa de Cali, Colombia*. Recuperado el 18 de Junio de 2017, de Google maps: <https://www.google.com.co/maps/@3.3713141,-76.5310095,15z>

IDEAM. (2016). *Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2011-2015*. Bogotá: Colombia.  
 IDEAM. (2016). *Subsistema de Información sobre Calidad de Aire*. Recuperado el 15 de Julio de 2017,

de SISAIRE: <http://www.sisaire.gov.co:8080/faces/portal/default.jsp>

ISSRC. (Mayo de 2008). *IVE Model Users Manual*. Recuperado el 16 de Febrero de 2016, de ISSRC: <http://www.issrc.org/ive/downloads/manuals/UsersManual.pdf>

K2 Ingeniería. (2012). *Fortalecimiento tecnológico de la red de monitoreo de calidad del aire y evaluación de la contaminación atmosférica de la ciudad de Santiago de Cali*. Cali: DAGMA.

Lents, J., Walsh, M., He, K., Davis, N., Osses, M., Tolvett, S., & Liu, H. (2009). *Handbook of air quality management*. Recuperado el 16 de Febrero de 2016, de aqbook: <http://www.aqbook.org/>



## ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE FUENTES MÓVILES GENERADAS EN LA DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS.

## ASSESSMENT OF MOBILE SOURCES POLLUTANT EMISSIONS GENERATED IN THE DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS.

Jhoany Hernández Torales<sup>1</sup>; Elizabeth Magaña Villegas<sup>1</sup>; Jesús Manuel Carrera Velueta<sup>1</sup>; Sergio Ramos Herrera<sup>1</sup>; Jhonnatan del Jesús García Ricardez<sup>1</sup>; Irving Iván Salvador Torres<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. División de Ciencias Biológicas, Villahermosa, México.

Autor de correspondencia: [elizabeth.magana@ujat.mx](mailto:elizabeth.magana@ujat.mx)

### RESUMEN

Se realizó un inventario de fuentes móviles en la División Académica de Ciencias Biológicas, durante enero-abril 2017 en tres periodos académicos para analizar el impacto de las emisiones de GEI y contaminantes criterios y definir estrategias institucionales tendientes a su mitigación. Se usó el modelo IVE como método de estimación, se cuantificó el flujo vehicular de lunes a sábado de 7 a 19 horas en cada escenario y se obtuvo la flota vehicular mediante una encuesta al 10% de la población. Se obtuvo un flujo vehicular mayor en lunes y menor en sábado, con máximos entre las 13 y 15 horas. Se estimó una tonelada de CO y 1.47 TonCO<sub>2</sub>eq lo que podría significar aproximadamente 3 Ton CO y 4.41 TonCO<sub>2</sub>eq para 2017. El mes con mayor emisión fue marzo (40%). Se detectaron tres acciones que podrían reducir las emisiones hasta un 30%: rediseño de estacionamiento, separación de entrada de vehículos y peatones y eliminación de un tope.

### ABSTRACT

Our study evaluated emissions of Greenhouse gases and pollutants criteria generated at the División Académica de Ciencias Biológicas in Tabasco, from January to April 2017 in three academic periods, to define institutional strategies aimed to minimize impacts. The IVE model was used as an estimation method; the traffic flow was quantified from Monday to Saturday from 7 to 19 hours in each period. The vehicle fleet was obtained through a survey of 10% of the population. A higher vehicular flow was obtained in Monday and lower in Saturday, with maximums between the 13 and 15 hours. The estimated emission is 1 Ton CO and 1.47 TonCO<sub>2</sub>eq, was obtained which could mean approximately 3 Ton CO and 4.41 TonCO<sub>2</sub>eq for 2017. The month with the highest emission was March (40%). Three actions could reduce emissions by up to 30%: redesigning the parking lot, separating the entrance of vehicles and pedestrians and removing a speed bump.

**PALABRAS CLAVE** *Inventario de emisiones, modelo IVE, contaminación atmosférica.*

**KEY WORDS** *Emissions inventory, model IVE, air pollution.*

## 1. INTRODUCCION

La contaminación del aire se refiere a la presencia de gases y partículas en el medio que causen desequilibrio ecológico (Morales, 2016). La calidad del aire en una zona determinada, además de ser afectada por elementos climáticos y geográficos, está relacionada directamente con el volumen y características de los contaminantes emitidos. Consecuentemente, un programa de control de la contaminación del aire debe estar sustentado en las fuentes de contaminantes y los volúmenes emitidos (SEMARNAT, 2012).

El inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos es un instrumento estratégico para la gestión de la calidad del aire, este permite conocer las fuentes emisoras de contaminantes, así como el tipo, cantidad, características temporales y espaciales que emite cada una de ellas (SEMARNAT, 2015). Estos representan el punto de partida para la implementación, evaluación y ajustes de programas y medidas de control tendientes a mejorar la calidad del aire. En México, en 2011, se publicó el más reciente inventario nacional de emisiones con datos de 2005, el cual presenta las estimaciones de contaminantes por fuente, por estado y municipio, de acuerdo con el cual, en 2005 se emitieron alrededor de 71.2 millones de toneladas de contaminantes, distribuidas en 22% por fuentes naturales y 78% por fuentes antropogénicas (SERMANAT, 2011). En el caso de las fuentes antropogénicas para 2005, las fuentes móviles (vehículos automotores que incluyen automóviles, camiones y autobuses diseñados para circular en las vías públicas) fueron las que emitieron mayor volumen. En Tabasco, el gobierno del estado estimó que, en el 2003, las fuentes móviles generaron las mayores emisiones con un 44% de lo estimado (SEDESPA, 2004). Las emisiones de los vehículos automotores están integradas principalmente de CO, COT, NOx, SOx, PM, contaminantes tóxicos del aire y contaminantes que reducen la visibilidad. Los factores que influyen en la generación de estos contaminantes son principalmente las características de los vehículos, las conductas de conducción y condiciones meteorológicas locales. Las conductas de conducción están fuertemente influenciadas por las vías públicas donde deberán transitar los vehículos: avenidas principales, secundarias, fraccionamientos, escuelas, entre otros.

La División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol) de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco es una escuela en expansión. Las actividades que se realizan en la DACBiol están establecidas en dos turnos. Sin embargo, los estudiantes a partir del segundo ciclo escolar pueden cursar asignaturas en ambos turnos. Por su parte, los profesores realizan actividades tanto de docencia como de investigación por lo que sus horarios no están establecidos. Consecuentemente, la demanda del estacionamiento varía significativamente con el día de la semana y la hora, pero principalmente con los periodos del ciclo escolar. Los períodos están claramente establecidos como: 1) previo al inicio del ciclo escolar, cuando asisten profesores, administrativos e intendentes y en escasos días los estudiantes de los primeros ciclos para inscripción; 2) al inicio del ciclo escolar, donde asiste toda la comunidad académica y 3) después del periodo de bajas, cuando los estudiantes con problemas deciden abandonar temporal o definitivamente el ciclo o algunas de sus asignaturas.

En este contexto, considerando que la misión de dicha institución establece contribuir a la protección y aprovechamiento racional de los ecosistemas, así como a la prevención y control de la contaminación para mejorar la calidad de vida de la sociedad, es indispensable realizar estudios que proporcionen información de la calidad del aire y los niveles de contaminantes emitidos en la escuela. Éste estudio tuvo como objetivo estimar los volúmenes de emisión de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) y contaminantes criterio, generados por las fuentes móviles que circularon dentro de la DACBiol, durante los meses enero-abril de 2017 y cuya identificación y estimación permitió generar acciones para su

mitigación.

## 2. MATERIALES Y METODOS

La DACBiol se localiza a 17°59'26" latitud Norte y 92°58'37" longitud Oeste, se ubica en la carretera Villahermosa-Cárdenas Km 0.5 s/n, entronque con carretera Bosques de Saloya. El clima en esta zona es cálido-húmedo con abundantes lluvias en verano, con una temperatura media anual de 33.6 °C, las temperaturas máximas y mínimas promedio de 40 °C en mayo y 22 °C en diciembre y enero. La DACBiol está orientada a la investigación y el estudio de las ciencias biológicas, en el que se imparten las licenciaturas en Biología, Ingeniería Ambiental y Gestión Ambiental. Actualmente tienen una comunidad académica aproximada de 2290 personas.

El inventario de emisiones se realizó con la ayuda del Modelo Internacional de Emisiones Vehiculares (IVE) considerando dos categorías de estudio: Los contaminantes criterio (monóxido de carbono (CO), compuestos orgánicos volátiles (VOC), emisiones evaporativas de los compuestos orgánicos volátiles (VOCevap), óxidos de nitrógeno (NOx), óxidos de azufre (SOx) y material particulado menor a 10 micrones (PM<sub>10</sub>)) y GEI (dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), dióxido de nitrógeno (N<sub>2</sub>O) y metano (CH<sub>4</sub>)).

Se recopiló información del aforo vehicular en tres periodos previamente descritos, en los meses de enero a abril, para determinar los patrones de movilidad por día de la semana y hora, de lunes a sábado, en un horario de 7 a 19 horas (partidas) y se clasificaron los vehículos que corresponden a la comunidad académica (locales) y visitantes. Para la determinación de la flota vehicular se realizó una encuesta y la consulta de las fichas técnicas de los automóviles del 10% de los vehículos que ingresan a la institución.

Se recabó información de la estación meteorológica ESIME del sistema meteorológico nacional ubicada aproximadamente a 4 Km de la escuela. Se determinó una distancia promedio de recorrido de 0.5 Km considerando los trayectos máximos y mínimos posibles. Con respecto a la velocidad, se solicitó información de la misma en la encuesta y se realizó un promedio (21 Km/h). Una vez obtenidos los parámetros necesarios, se realizaron las estimaciones de las emisiones con el modelo IVE.

Se hicieron recorridos por el estacionamiento y el circuito vial de la DACBiol para identificar las posibles estrategias de mitigación. Se detectaron tres acciones que permitirían elevar la velocidad de los vehículos hasta los 45 Km/h. Se realizaron las estimaciones de las emisiones cambiando el parámetro de velocidad.

## 3. RESULTADOS

Se obtuvo una tendencia similar en las partidas de los escenarios con clases (segundo y tercer periodo), con una diferencia de 2% al 8% después de la fecha de bajas (Tabla 1), siendo el ingreso predominante de los vehículos locales, 92.4% y 93.6% respectivamente.

Tabla 1. Partidas por día de la semana en cada periodo

Periodos	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado
1er	209	203	189	192	205	0
2do	1052	1008	950	954	1011	139
3er	962	979	969	996	1001	139

Con respecto a la flota vehicular, las tres categorías más sobresalientes corresponden a vehículos medianos con tecnologías eficientes en el control de emisiones (sistema de inyección de combustible multipunto y catalizador de tres vías). Se cuenta con una flota vehicular joven en la cual el 50% de los autos son recientes (kilometraje menor al 79,000 Km).



Figura 1. Emisiones de los contaminantes criterios en la DACBiol de enero-abril 2017

Marzo fue el mes con mayor emisión, estimándose en 40% en ambas categorías: GEI y contaminantes criterio (Figuras 1 y 2). Las principales emisiones de contaminantes criterio fueron: CO con un volumen de 1040.65 Kg, COV con 106 Kg y NOx con 53.55 Kg (Figuras 1 y 2). De la proyección de emisiones para el 2017, se obtuvo que se pudieran generar hasta 3048 Kg de CO, 300 Kg de COV y 160 Kg de NOx.

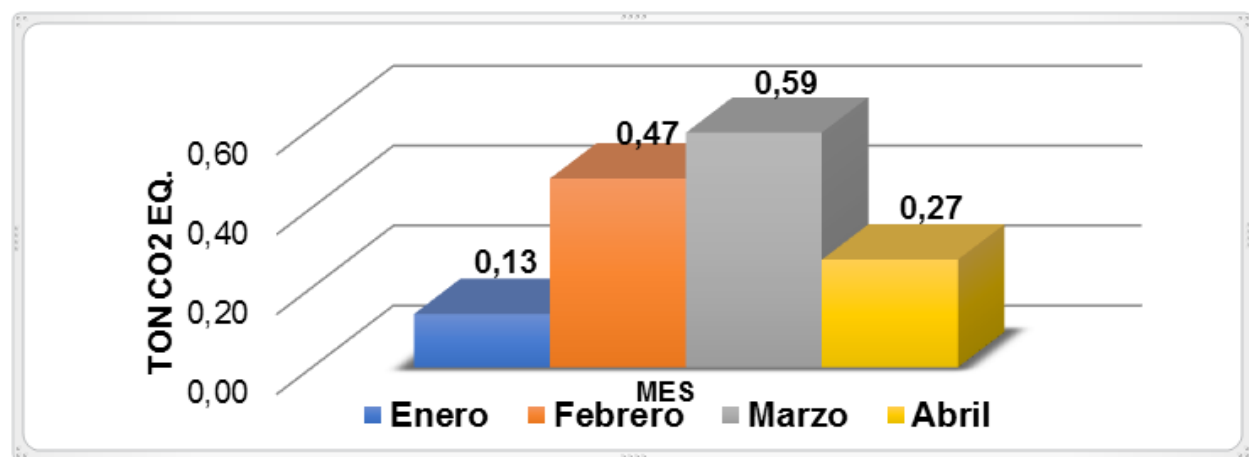


Figura 2. Emisiones de GEI en la DACBiol de enero-abril 2017



Se detectaron tres acciones principales: rediseño de estacionamiento, separación de entrada de vehículos y peatones y eliminación de un tope. La aplicación independiente de dichas acciones generaría ahorros poco significativos en las emisiones mientras que la aplicación conjunta permitiría ahorrar hasta 0.44 Ton CO<sub>2</sub>eq de los GEI y 311 Kg de CO, 30 Kg de COV y 16 Kg de NOx, equivalente al 30% aproximadamente.

#### 4. CONCLUSIONES

La generación de emisiones debido a las fuentes móviles en la DACBiol está determinada por los periodos del ciclo escolar. Además, se observó un incremento en los días con eventos académicos extraordinarios ya que se presenta saturación del estacionamiento. Debido a que el porcentaje de visitantes no es significativo, las estrategias podrían fortalecerse con el manejo del estacionamiento exclusivo para la comunidad académica de la DACBiol. Es importante el compromiso institucional para la disminución de estas emisiones por su aporte al calentamiento global y su afectación a la salud de la comunidad académica.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

A las autoridades de la División Académica de Ciencias Biológicas por las facilidades otorgadas en la realización a ésta investigación.

#### 6. REFERENCIAS

INECC. (2013). *Elaboración del Inventario Nacional de Emisiones de Fuentes móviles para México 2013 y proyección 2030 mediante el uso del modelo Motor Vehicle Emission simulator*. México: MOVES.

INECC. (2013). *Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2010*. Ciudad de México: Oliver Gantner.

ISSRC. (2009). *International Vehicle Emissions Modelling*. Obtenido de IVE Manual del Usuario versión 2.0 mayo de 2008. Centro internacional de Investigación de Sistemas Sostenibles <http://www.issrc.org/ive/downloadmodel.html>

Kampa, M., & E, C. (2008). Human Health effects of air pollution. *Environ pollut*, 151 (2): 362-7.

M. Esteban, C. B. (2002). *Primer Informe de la Calidad de Aire del Estado de Tabasco*. Tabasco, México: Programa de Administración de la calidad del Aire.

Molina L, M. M. (2001). *Air quality in the México Megacity Mit*. USA: Kowler Academic Publishers.

SEDESPA (2004). *Segundo informe de la calidad del aire del estado de Tabasco 2003*. Tabasco, México: Programa de Administración de la calidad del Aire.



## INFLUENCIA DE LA ADITIVACIÓN DEL COMBUSTIBLE EN EL MOTOR DE ENCENDIDO PROVOCADO A 2850 m.

### INFLUENCE OF FUEL ADDITIVATION IN THE SPARK-IGNITED ENGINE AT 2850 m.

Rocha, Juan<sup>1</sup>; Portilla, Ángel<sup>2</sup>; Zambrano, Víctor<sup>3</sup>; Tipanluisa, Luis<sup>4</sup>; Mena, Euro<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Arquitectura e Ingenierías, Universidad Internacional SEK, Quito, Ecuador

<sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Mecánica, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador

<sup>3</sup>Departamento de Energía y Mecánica, Universidad de las Fuerzas Armadas - ESPE, Sangolquí, Ecuador

<sup>4</sup>Centro de Transferencia Tecnológica para la Capacitación e Investigación en Control de Emisiones Vehiculares, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador

Autor de correspondencia: [carlos.rocha@uisek.edu.ec](mailto:carlos.rocha@uisek.edu.ec); [luis.tipanluisa@epn.edu.ec](mailto:luis.tipanluisa@epn.edu.ec)

#### RESUMEN

La mayoría de vehículos livianos que circulan en el mundo utilizan motores ciclo Otto, el uso de aditivos en el combustible, es una alternativa en la reducción de contaminantes. El objetivo de este trabajo es evaluar el comportamiento de dos aditivos, mediante las emisiones y el consumo de combustible, en un vehículo. El consumo de combustible de la mezcla con aditivo líquido se obtuvo un 3% de reducción, mientras que la mezcla con aditivo sólido reduce el 4% del consumo, esto en relación a la gasolina de 87 octanos. Además, la evaluación de las emisiones de gases contaminantes como CO, HC, CO<sub>2</sub> en una prueba estática, se encuentran por debajo de los límites permisibles en la normativa vigente ecuatoriana, mientras que al utilizar los aditivos en el combustible se evidenció que los valores de CO, HC, CO<sub>2</sub>, no tuvieron una incidencia mayor en el comportamiento del motor.

#### ABSTRACT

Most light vehicles circulating around the world use cycle Otto engines, the use of additives in fuel, is an alternative in reducing pollutants. The objective of this work is to evaluate the behavior of two additives, through emissions and fuel consumption, in a vehicle. The fuel consumption of the mixture with liquid additive was obtained a 3% reduction, while the mixture with solid additive reduces 4% of the consumption, this in relation to 87 octane gasoline. In addition, the assessment of emissions of pollutant gases such as CO, HC, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> in a static test are below permissible limits in current Ecuadorian regulations, while using the additives in the fuel showed that the values of CO, HC, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> did not have a greater incidence in the behavior of the engine.

**PALABRAS CLAVE** Aditivo para combustible, motor de encendido provocado, impacto ambiental, consumo de combustible, emisiones contaminantes.

**KEY WORDS** Additive for fuel, engine ignition provoked, environmental impact, fuel consumption, pollutant emissions.

## 1. INTRODUCCION

Las emisiones de las fuentes móviles (automotores) aportan con el 80% de la contaminación del aire. A nivel mundial representan cerca del 19% del consumo global de energía y el 23% de las emisiones relativas a la energía de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (Querol et al., 2001).

De acuerdo a los análisis de la Organización Mundial de la Salud (OMS) 2012-2013, las ciudades del Ecuador sobrepasan los niveles internacionales de contaminación de 10 ug/m<sup>3</sup> perjudiciales para la salud, Quito, Milagro y Santo Domingo tienen 18 ug/m<sup>3</sup>, 32 ug/m<sup>3</sup> y 33 ug/m<sup>3</sup> de PM<sub>2.5</sub> respectivamente (OMS, 2016).

En el informe de calidad del aire en Quito, dice que no se ha registrado superaciones a la Norma Ecuatoriana de la Calidad del Aire (NECA), durante el año 2015, tanto en concentraciones para períodos de 1 hora (30 mg/m<sup>3</sup>) y en 8 horas (10 mg/ m<sup>3</sup>). La concentración máxima promedio de 1 hora fue de 10 mg/m<sup>3</sup> en febrero en la estación los Chillos, 60% mayor a la máxima alcanzada en 2014 y la máxima promedio de 8 horas fue de 3,7 mg/ m<sup>3</sup>, registrada en la estación Centro en febrero, 15% mayor a la alcanzada en el 2014 (Frey & Eichenberger, 1997)

Con la presente investigación, se busca identificar, las variaciones en el rendimiento real de un vehículo, que utiliza motor de encendido provocado, y determinar si el uso de aditivos en su combustible es favorable para el medio ambiente (Desantes & González, 2011).

## 2. MATERIALES Y METODOS

Se utilizó gasolina de 87 octanos, y mezclas: gasolina más aditivo líquido, R-1 plus Premium de la marca Qualco y gasolina más aditivo sólido denominado MPG-CAPS Pastillas Ahorro Combustible de la marca Fuel Freedom International; combustibles que fueron caracterizados.

En la investigación se utilizó un motor de encendido provocado perteneciente a un automóvil marca Volkswagen de cilindrada 1.8 cm<sup>3</sup> de cilindrada de inyección electrónica año 2003, las características principales del motor son: Modelo Saveiro Pick up; Tipo 16 válvulas, 4 cilindros en línea, DOHC; Cilindrada 1781 cm<sup>3</sup>; Potencia 73 Kw @ 5250 rpm; Torque 152 Nm. @ 3000 rpm; Relación de compresión 9.1:1. La investigación se inició en un kilometraje de 105.344, en perfectas condiciones de mantenimiento. Para la medición de las emisiones se utiliza un analizador de gases MGT-5 MAHA con modulo fijo de control (Tipanluisa, Remache, Ayabaca, & Reina, 2017).

### Protocolo de pruebas en emisiones y consumo de combustible

La medición se realiza con cada tipo de combustible y se realizó cinco mediciones, en bajas revoluciones (ralentí: 900 rpm) y en altas revoluciones (2500 rpm). El tiempo de medición es aproximadamente 30 segundos en cada prueba, para asegurarse de que el vehículo esté estable.

La evaluación para el consumo de combustible utilizando un cánister externo presurizado, y un GPS que permite identificar puntos establecidos en la ruta, la misma tiene una longitud de 27.95 kilómetros.

### 3. RESULTADOS

La adición de los aditivos aumentó el número de octano, como se presenta en la tabla 1 (Hernandez, Menchaca, & Mendoza, 2014). El aumento relativo en el contenido de octano fue mayor para la gasolina con menor índice de octano inicial, como ha sido observado por otros (Schifter, Díaz, Rodríguez, & Salazar, 2011), (Prakash et al., 2016).

Tabla 1. Propiedades físico químicas de la gasolina extra y mezcla con aditivo sólido y mezcla de aditivo líquido usado en este estudio.

<i>Propiedades del combustible</i>	<i>Norma INEN: 935:2012</i>	<i>NTE</i>	<i>Gasolina extra - 87 octanos</i>	<i>Gasolina extra - 87 octanos y aditivo sólido</i>	<i>Gasolina extra - 87 octanos y aditivo líquido</i>
Numero de octanos	87 min.		88.3	88.4	89.7

En la tabla 2 se muestra los valores de las emisiones contaminantes realizadas bajo una prueba estática para condiciones a ralenti y a 2500 rpm. Por ejemplo, en la mezcla de gasolina de 87 octanos más aditivo líquido se aprecia la reducción 41% de CO respecto a la línea base (Rocha Hoyos & Zambrano León, 2015).

Tabla 2. Resultado del comparativo de emisiones atmosféricas en un motor de encendido provocado en ralenti y a 2500 rpm de las muestras.

<i>Contaminantes</i>		<i>RPM 900</i>	<i>RPM 2500</i>
CO, kg/Ton de gasolina	87 octanos	0.17	0.17
CO, kg/Ton de gasolina	87 octanos + aditivo líquido	0.07	0.17
CO, kg/Ton de gasolina	87 octanos + aditivo sólido	0.1	0.2
CO <sup>2</sup> , kg/Ton de gasolina	87 octanos	140.67	140.67
CO <sup>2</sup> , kg/Ton de gasolina	87 octanos + aditivo líquido	148	147.67
CO <sup>2</sup> , kg/Ton de gasolina	87 octanos + aditivo sólido	147.67	147
O <sup>2</sup> , kg/Ton de gasolina	87 octanos	1.53	2.07
O <sup>2</sup> , kg/Ton de gasolina	87 octanos + aditivo líquido	2.33	2.93
O <sup>2</sup> , kg/Ton de gasolina	87 octanos + aditivo sólido	0.87	1.33
HC, kg/Ton de gasolina	87 octanos	0.01533	0.028
HC, kg/Ton de gasolina	87 octanos + aditivo líquido	0.0073	0.02633
HC, kg/Ton de gasolina	87 octanos + aditivo sólido	0.00667	0.02933

De acuerdo a la figura 1, se presenta los resultados de la medición del consumo de combustible realizado en la prueba de ruta. Existe un mejor desempeño cuando trabaja con los aditivos en general, con la mezcla de gasolina de 87 octanos más aditivo líquido se muestra un 3% de autonomía adicional comparada con la línea base, mientras que la mezcla de gasolina extra más aditivo sólido se presenta un 4% de aumento en la autonomía en relación a la gasolina extra (Ramadhas, Singh, Sakthivel, Mathai, & Sehgal, 2016).

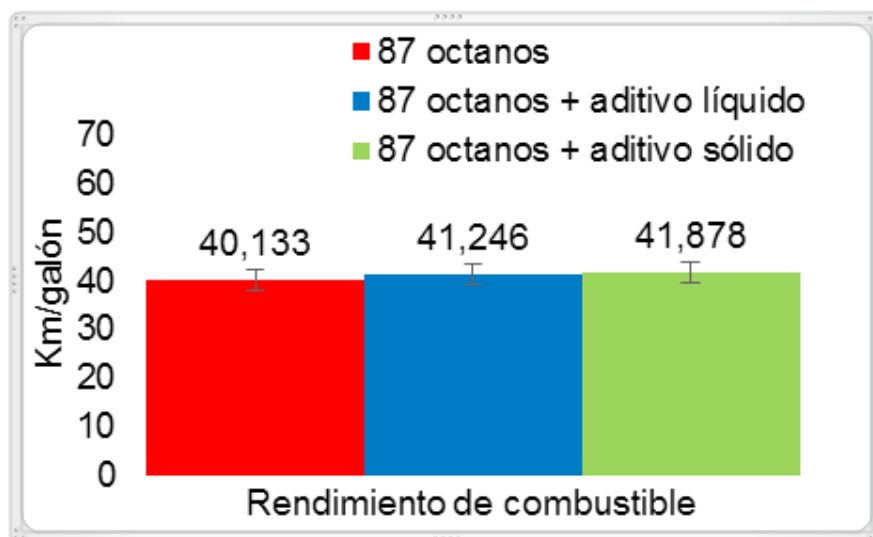


Figura 1. Consumo de combustible del vehículo con las mezclas.

#### 4. CONCLUSIONES

El uso de aditivos incremento el valor del octanaje de las mezclas, donde se obtiene los siguientes resultados para la gasolina de 87 octanos más aditivo sólido su número de octano fue de 88.4, mientras que en la mezcla gasolina extra más aditivo líquido el número de octano incremento a 89.7.

En la medición de las emisiones mediante la prueba estática para las dos condiciones prueba el límite de emisiones de las mezclas no supera los valores de la norma ecuatoriana, adicional se aprecia pequeñas reducciones en las concentraciones de los contaminantes

En la prueba de consumo de combustible de la ruta seleccionada, se evidencia que existe un incremento en el rendimiento de combustible al aplicar los aditivos, presentando los siguientes resultados: la mezcla de gasolina de 87 octanos más aditivo líquido 41,25 Km/gal, mientras que en la mezcla de gasolina de 87 octanos más aditivo sólido 41,88 Km/gal, en referencia a la gasolina de 87 octanos que es de 40,13 Km/gal.

#### 5. REFERENCIAS

Desantes, J. M., & González, F. P. (2011). Motores de combustión interna alternativos: Universidad Politécnica de Valencia.

Frey, H. C., & Eichenberger, D. A. (1997). Remote Sensing of Mobile Source Air Pollutant Emissions: Variability and Uncertainty in On-Road Emissions Estimates of Carbon Monoxide and Hydrocarbons for School and Transit Buses. Retrieved from

Hernandez, M., Menchaca, L., & Mendoza, A. (2014). Fuel economy and emissions of light-duty vehicles fueled with ethanol-gasoline blends in a Mexican City. *Renewable Energy*, 72, 236-242. doi:ht-tp://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.07.018

Prakash, A., Cracknell, R., Natarajan, V., Doyle, D., Jones, A., Jo, Y. S., . . . Lobato, P. (2016). Understan-

ding the Octane Appetite of Modern Vehicles. SAE Int. J. Fuels Lubr., 9(2), 345-357. doi:10.4271/2016-01-0834

Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Mantilla, E., & Ruiz, C. R. (2001). Monitoring of PM10 and PM2.5 around primary particulate anthropogenic emission sources. Atmospheric Environment, 35(5), 845-858. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00387-3](http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00387-3)

Ramadhas, A. S., Singh, P. K., Sakthivel, P., Mathai, R., & Sehgal, A. K. (2016). Effect of Ethanol-Gasoline Blends on Combustion and Emissions of a Passenger Car Engine at Part Load Operations. <http://dx.doi.org/10.4271/2016-28-0152>

Rocha Hoyos, J. C., & Zambrano León, V. D. (2015). Análisis del funcionamiento del motor de encendido provocado, debido a la presencia de aditivos. Quito, 2015.

Schifter, I., Díaz, L., Rodríguez, R., & Salazar, L. (2011). Oxygenated transportation fuels. Evaluation of properties and emission performance in light-duty vehicles in Mexico. Fuel, 90(2), 779-788. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2010.09.034>

Tipanluisa, L. E., Remache, A. P., Ayabaca, C. R., & Reina, S. W. (2017). Emisiones Contaminantes de un Motor de Gasolina Funcionando a dos Cotas con Combustibles de dos Calidades. Información tecnológica, 28, 03-12.

OMS, Fichas de las ciudades más contaminadas del Ecuador (en la web: <http://www.elcomercio.com/tendencias/ciudades-ecuador-polucion-enfermedades-contaminacion.html>, acceso: 10 de septiembre de 2016), El comercio, EC (2016).





## ESTUDIO PARA LA REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES DE MATERIAL PARTICULADO EN EL TRANSPORTE PÚBLICO DEL DISTRITO METROPOLITANO DE QUITO

### STUDY FOR THE REDUCTION OF EMISSIONS OF PARTICULATE MATTER IN THE PUBLIC TRANSPORT OF THE METROPOLITAN DISTRICT OF QUITO

Ángel Portilla<sup>1</sup>; Andrés Urbina<sup>2</sup>; Javier Montalvo<sup>3</sup>; Luis Tipanluisa<sup>4</sup>; Kenya, Velasco<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Escuela Politécnica Nacional, Departamento de Ingeniería Mecánica, Quito, Ecuador

<sup>2</sup>Escuela Politécnica Nacional, Centro de Transferencia Tecnológica para la Capacitación e Investigación en Control de Emisiones Vehiculares, Quito, Ecuador

<sup>3</sup>Escuela Politécnica Nacional, Departamento de Materiales, Quito, Ecuador

<sup>4</sup>Escuela Politécnica Nacional, Centro de Transferencia Tecnológica para la Capacitación e Investigación en Control de Emisiones Vehiculares, Quito, Ecuador

<sup>5</sup>Escuela Politécnica Nacional, Departamento de Ingeniería Mecánica, Quito, Ecuador

Autor de correspondencia: [luis.tipanluisa@epn.edu.ec](mailto:luis.tipanluisa@epn.edu.ec); [angel.portilla@epn.edu.ec](mailto:angel.portilla@epn.edu.ec)

#### RESUMEN

Se analizan tres alternativas que permiten reducir la emisión de material particulado  $PM_{2.5}$  ocasionado por los vehículos de transporte público del Distrito Metropolitano de Quito. Se evalúan 64 vehículos Diesel con una opacidad inicial promedio de 85%, correspondientes a  $420 \text{ mg/m}^3$  de  $PM_{2.5}$ . La primera alternativa es realizar el mantenimiento del sistema de alimentación de aire y combustible para alcanzar el límite permitido de 50% de opacidad equivalente a  $257 \text{ mg/m}^3$  de  $PM_{2.5}$ . La segunda alternativa plantea la instalación de un dispositivo DOC, que funcionará sin dificultades con el combustible Diesel disponible con promedio de 300 ppm de Azufre, lo que permite disminuir mínimo 20% de  $PM_{2.5}$ , y como tercera alternativa se considera la mezcla de queroseno con Diesel, de los resultados con una mezcla D20K, lográndose una reducción del 29% de  $PM_{2.5}$ . De implementarse las tres alternativas se alcanzaría una reducción del 35% de  $PM_{2.5}$  para la flota analizada.

#### ABSTRACT

Three alternatives are analyzed that allow to reduce  $PM_{2.5}$  emission of particulate matter caused by the public transportation vehicles of the Metropolitan District of Quito. Sixty-four diesel vehicles with an average initial opacity of 85%, corresponding to  $420 \text{ mg/m}^3$  of  $PM_{2.5}$ , are evaluated. The first alternative is to perform the maintenance of the air and fuel supply system to reach the allowed limit of 50% of opacity equivalent to  $257 \text{ mg/m}^3$  of  $PM_{2.5}$ . The second alternative involves the installation of a DOC device, which will operate without difficulty with available diesel fuel with an average of 300 ppm of Sulfur, which allows a minimum decrease of 20% of  $PM_{2.5}$ , and as a third alternative the mixture of kerosene with Diesel, of the results with a mixture D20K, achieving a reduction of 29% of  $PM_{2.5}$ . If the three alternatives were implemented, a reduction of 35% of  $PM_{2.5}$  would be achieved for the fleet analyzed.

**PALABRAS CLAVE** transporte público, emisiones, material particulado, diésel

**KEYWORDS** public transportation, emissions, particulate matter, diesel

## 1. INTRODUCCION

La ciudad de Quito ha sido pionera en la implantación de varias medidas tendientes a mejorar la Calidad del Aire, se pueden mencionar la Instalación de los Centros para la Revisión Técnica Vehicular, el proyecto BiciQ, el sistema Trole con buses articulados Diésel-Eléctricos, el transporte masivo con buses Biarticulados, el proyecto Metro Quito y Quito Cables entre otros. Sin embargo, el transporte público de pasajeros cuenta con una flota de 5300 buses y 4800 escolares con motores Diésel cuyo funcionamiento a 2800 msnm hace que disminuya su potencia y la consecuente emisión de material particulado como el  $PM_{2.5}$ , relacionado a su vez con la opacidad visible y dañina para la salud de las personas y el patrimonio de la ciudad.

Con la finalidad de disminuir las emisiones contaminantes de los motores Diésel, se han desarrollado algunas alternativas enfocadas en tres grupos principales: Tecnología Automotriz, Programas de I/M, Calidad del Combustible (Walsh, 2002).

Los dispositivos DOC también han formado parte de las alternativas propuestas en la tecnología, generalmente son implementados en vehículos con tecnología EURO III (alta presión de inyección de combustible, mayor a 1800 bares y combustible con menos de 500 ppm de azufre), sin embargo, en el caso de nuestro país y con los resultados del Proyecto Retrofit de Quito y el “Estudio del uso de dispositivos postcombustión en los vehículos a diésel de transporte público urbano del Distrito Metropolitano de Quito”, se demostró que se puede instalar los dispositivos DOC en vehículos con tecnología Euro II y con combustible con menos de 500 ppm de azufre (Ayala, 2017).

El uso de un aditivo en el combustible puede ser una solución para la reducción de emisiones contaminantes, la mezcla de diésel con queroseno en diferentes concentraciones ha evidenciado efectos positivos, (K.R. Patil & S.S. Thipse, 2014) evalúan experimentalmente el efecto en el rendimiento y las emisiones de un motor diésel, al utilizar queroseno como aditivo en el combustible diésel.

Las pruebas del motor se realizan de acuerdo al procedimiento de ensayo descrito en la norma ISO 8178 modo cinco-D2. Para diésel puro y mezclas volumétricas de 5%, 10% y 15% de diésel/queroseno identificadas como K5D, K10D y K15D, respectivamente. En la práctica se encontró que por encima del 15% de mezcla, la viscosidad y la densidad disminuyen y crean problemas de desgaste en la bomba de inyección y los inyectores. Además, se determinó que la mezcla K5D es la más adecuada debido a que reduce el nivel de opacidad, los  $NO_x$  y el consumo específico de combustible (Yadav et al, 2005).

Consideran los efectos de la adulteración del diésel con queroseno y evalúan las propiedades de densidad, viscosidad cinemática y las emisiones de los gases de escape registrados en términos de opacidad en seis vehículos de carga ligera. Se ensayaron Cinco mezclas en proporciones en volumen de (85:15, 75:25, 65:35, 50:50, y 25:75) y diésel puro 100:0. El análisis reveló que la densidad no varía significativamente incluso a volúmenes altos de contenido de queroseno, mientras que la viscosidad cinemática se reduce con un alto nivel de adulteración; además se determinó que el valor en porcentaje de opacidad (% valor k) disminuye inclusive con bajo nivel de adulteración (Eugenio, C., & Montalvo, F., 2016).

## 2. MATERIALES Y METODOS

### Tecnologías

Para el desarrollo de esta investigación se plantean tres alternativas con la finalidad de disminuir el material particulado  $PM_{2.5}$  las técnicas son: inspección y mantenimiento, tecnología con dispositivo post combustión y combustible. Se evalúa una muestra de 64 vehículos y se determina la disminución del  $PM_{2.5}$  al realizar el mantenimiento en los vehículos mediante un modelo matemático que relaciona la opacidad con el  $PM_{2.5}$  (Eugenio, Montalvo 2016). En la tecnología se plantea utilizar un convertidor de oxidación diesel DOC, el mismo que puede alcanzar una reducción del 20 al 50% del total de material particulado, y una reducción en torno al 90% de CO y HC (Fuente: California Air Resources Board, "Risk Reduction Plan to Reduce Particulate Matter Emissions From Diesel-Fueled Engines and Vehicles," September 2000). Para el combustible se realizó seis mezclas que contienen 5%, 10%, 15%, 20%, 25% y 30% de queroseno en diésel, con la finalidad de variar las propiedades físico-químicas del combustible y principalmente la densidad y la viscosidad.

### Equipos

- Medidor de Material Particulado fino, MAHA MP4
- Opacímetro, MAHA MDO2

## 3. RESULTADOS

Luego de la evaluación de la flota de vehículos cuyos resultados muestran niveles altos de opacidad y de material particulado, 85 % de opacidad y  $420 \text{ mg/m}^3$  de  $PM_{2.5}$  se realiza las siguientes el mantenimiento para disminuir la opacidad al valor referencial máximo del 50% según NTE INEN 2207:2002.

En este estudio se plantea utilizar dispositivos DOC, con lo que se espera una disminución mínima del 20% del Material Particulado. Y una mezcla Diésel- queroseno D20K con lo que se reduce un 29% el  $PM_{2.5}$ .

En la figura 1 se muestra la reducción del Material Particulado  $MP_{2.5}$  una vez que se ha aplicado el mantenimiento respectivo al motor, se ha instalado un dispositivo DOC y se utiliza como combustible la mezcla D20K.

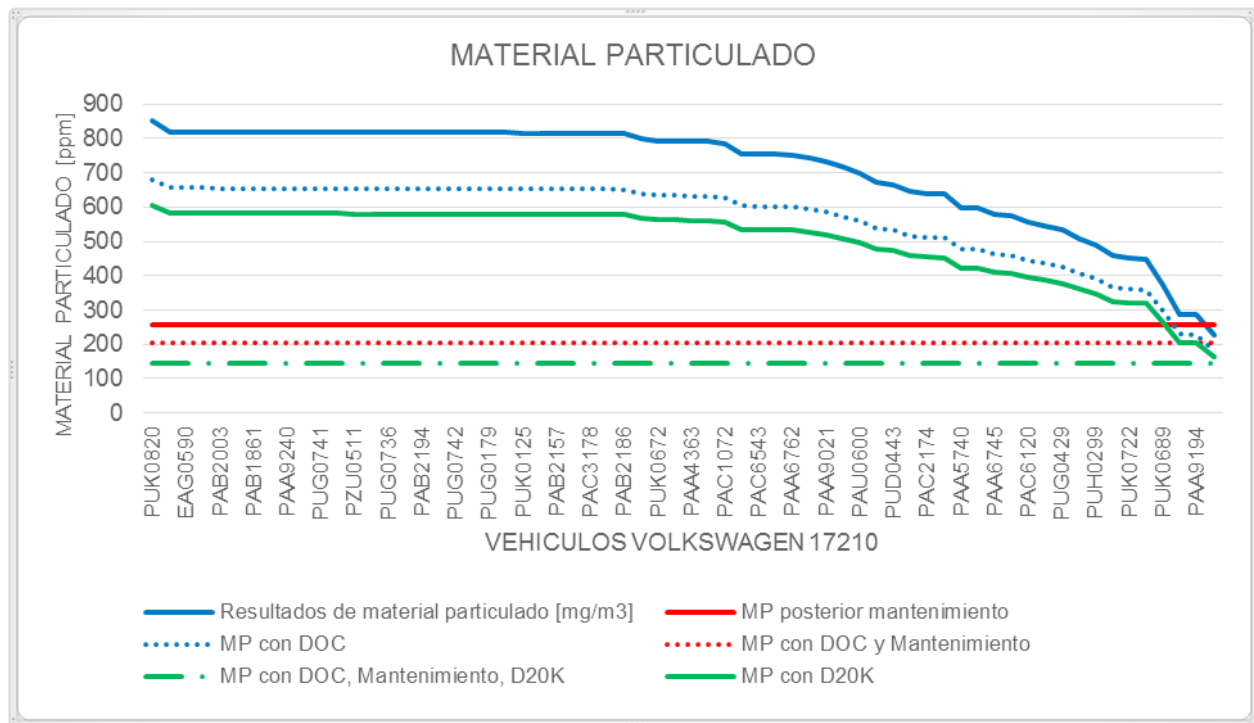


Figura 1. Niveles de PM<sub>2.5</sub>, antes y después de las alternativas estudiadas.

#### 4. CONCLUSIONES

La aplicación del mantenimiento a los vehículos de transporte público permite reducir el PM<sub>2.5</sub> y a la vez se verificó un aumento en el rendimiento de alrededor del 4%, por lo que también disminuyen las emisiones de CO<sub>2</sub>.

Debido a la calidad de combustible disponible en el Ecuador esto es de 500 ppm de azufre en la norma, con 300 ppm de azufre en la realidad, la tecnología post combustión con DOC ha dado buenos resultados, como es el caso del proyecto Retrofit Quito.

Del análisis de la mezcla queroseno-Diésel se concluye que, a más concentración de queroseno, mayor reducción de PM<sub>2.5</sub>, sin embargo, concentraciones mayores al 20% superan la norma en contenido de azufre del combustible.

Las alternativas estudiadas son viables para las condiciones tecnológicas, geográficas, de operación y mantenimiento de los vehículos de transporte público del DMQ.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Transferencia Tecnológica para la Capacitación e Investigación en Control de Emisiones Vehiculares de la Escuela Politécnica Nacional.

#### 6. REFERENCIAS

Ayala, A. (2017), Motores de Combustión Interna para el Transporte Personal y Comercial, Quito-Ecuador.

Eugenio, C., & Montalvo, F. (2016). *Evaluación del comportamiento y emisiones en un motor de combustión interna utilizando una mezcla diésel-queroseno* (tesis de maestría). Escuela Politécnica Nacional, Quito.

Pilliza, E., Ivan, C., & Montalvo Márquez, F. J. (2016). Evaluación del comportamiento y emisiones en un motor de combustión interna utilizando una mezcla Diésel-Queroseno (Bachelor's thesis, Quito, 2016.).

Patil, K. R., & Thipse, S. S. (2014). *Characteristics of performance and emissions in a direct-injection diesel engine fuelled with kerosene/diesel blends*. International Journal of Automotive and Mechanical Engineering, 10, 2102.

Walsh, M., Kolke, R. (2006). Combustibles y tecnologías vehiculares más limpias. *Transporte Sostenible* (4 a), p.36.

Yadav, S. R., Murthy, V. K., Mishra, D., & Baral, B. (2005). *Estimation of petrol and diesel adulteration with kerosene and assessment of usefulness of selected automobile fuel quality test parameters*. International Journal of Environmental Science and Technology, 1(4), 253-255.



## AUTOMATIZACIÓN DEL PRE - PROCESAMIENTO REQUERIDO PARA EL CÁLCULO DE EMISIONES DE MATERIAL RESUSPENDIDO DEBIDO A FUENTES MÓVILES EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ

### AUTOMATION OF THE PRE-PROCESSING REQUIRED FOR THE CALCULATION OF EMISSIONS OF MATERIAL RESUSPENDED DUE TO MOBILE SOURCES IN THE BOGOTA CITY.

Vanegas Gracia, Johan Sebastian<sup>1\*</sup>; García Lancheros, Manuel Alberto<sup>1</sup>; Sanabria Buitrago, Mayerling<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Facultad de Ingeniería, Universidad de La Salle, Bogotá

\*Autor de Correspondencia: Ingeniero Ambiental y Sanitario, Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia.

Celular: +57 310 5720772. Email: [ingamb.sebastian@gmail.com](mailto:ingamb.sebastian@gmail.com)

Celular: +57 3002206708. Email: [msanabria@unisalle.edu.co](mailto:msanabria@unisalle.edu.co)

#### RESUMEN

En marco del contrato 1467<sup>1</sup>, fue desarrollado para la SDA de la ciudad de Bogotá un modelo de Calidad del Aire que demandó en su etapa de pre - procesamiento la adquisición y depuración de información geográfica asociada al lugar de estudio; sin embargo, al ser uno de los primeros ejercicios en la referida modelación, el manejo de gran cantidad de componentes y registros saturó los distintos procedimientos contemplados inicialmente para la generación de resultados cartográficos, presentando posteriores y diversas fases del proceso lentas y tediosas de abordar. Ante esta situación, el nuevo proyecto 5224377<sup>2</sup> plantea la necesidad de estandarizar la metodología geográfica que implica el pre - procesamiento requerido para el posterior cálculo de emisiones de Material Resuspendido a través del diseño conceptual, automatización (herramienta de programación visual ModelBuilder) y posterior documentación del mismo, sobre plataforma ArcGIS. El desenlace de la presente propuesta expone el diseño de la línea de acción o flujograma conceptual de procesos (Modelo de Automatización) donde la información es procesada bajo herramienta ModelBuilder, obteniendo como resultado la desagregación espacial de la misma y depuración de atributos generados de manera organizada, optimizando además el rendimiento de la modelación por la corta ejecución del modelo en aplicación (nueve minutos de ejecución).

#### ABSTRACT

Under contract 1467, an Air Quality model was developed for the SDA of the city of Bogota, which demanded in its pre-processing stage the acquisition and debugging of geographic information attached to the study site; however, since it is one of the first exercises in said modeling, the management of large number of components and records saturated the different procedures provided initially for the ge-

<sup>1</sup>Contrato titulado "Desarrollo e implementación de un Modelo de Calidad del Aire para Bogotá", que para el año 2013 fue adelantado por el grupo Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental (CLIMA) junto con la Universidad de la Florida.

<sup>2</sup>Proyecto titulado "Fortalecimiento de las capacidades de modelación de calidad del aire en Colombia: desarrollo de un aplicativo de procesamiento de emisiones; revisión de factores de emisión de fuentes móviles y evaluación del impacto en salud humana", que para el año 2015 - 2016 fue adelantado por el grupo CLIMA, la Universidad de la Florida, Ecopetrol y la Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá (SDA).

neration of cartographic result, presenting the postures and different phases of the process slow and tedious to deal with. In view of this situation, the new project 5224377 raises the need to standardize the geographic methodology that involves the pre-processing required for the subsequent calculation of Material resuspended emissions through the conceptual design, automation (ModelBuilder visual programming tool) and subsequent documentation, on the ArcGIS platform. The outcome of this proposal exposes the design of the action line or conceptual process flowchart (Automation Model) where the information is processed under ModelBuilder tool, obtaining as a result the spatial disaggregation of the same and debugging of attributes generated in an organized manner, also optimizing the performance of the modeling by the short execution of the model in application.

**PALABRAS CLAVE** *Flujograma de Procesos, Herramienta de programación visual ModelBuilder, Material Resuspendido, Modelación de la Calidad del Aire, Sistemas de Información Geográfica.*

**KEYWORDS** *Air Quality Model, Flowchart of Processes, Geographic Information Systems, ModelBuilder visual programming tool, Resuspended Material, Resuspended Material.*

## 1. INTRODUCCION

Año tras año son nuevos los retos que afronta la ciudad de Bogotá frente al constante crecimiento poblacional y económico, razón por la cual denota la obligación gubernamental en la presentación de herramientas que busquen contrarrestar los diferentes enigmas en infraestructura, movilidad y medioambiente, en pro de brindar mejor calidad de vida para sus habitantes. El Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental (CLIMA), describe bajo su propuesta de investigación 5224377 “Bogotá es una de las ciudades con mayor contaminación del aire en Suramérica, siendo el material particulado el contaminante que causa mayor preocupación. Estudios recientes apuntan hacia los vehículos como la principal fuente de emisión de contaminantes al aire; en un periodo de diez años (2002-2012), la flota de vehículos particulares de la ciudad aumentó en un 200% llegando a cerca de un millón de unidades”. (Pachón Quinche, 2015).

Aunque la degradación de la calidad del aire puede estar relacionada con fuentes de origen natural, en general, las fuentes de emisión que caracterizan a Bogotá están relacionadas a la actividad antropogénica: transporte, industria, desarrollo de la infraestructura, entre otras; sin embargo, estudios contemporáneos denotan la constante preocupación por la amenaza que sugiere para la salud de los habitantes el grado de afectación del Material Particulado (Material Resuspendido), emisiones que superan frecuentemente los niveles máximos de inmisión regulados por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial mediante la Resolución 0610 del año 2010. (Ideam, 2016).

Por otro lado, son aún más alarmantes los registros presentados por el Instituto de Desarrollo Urbano, quien en el año 2015 informa 15.547 kilómetros de malla vial urbana, de la cual, el 40 % se encuentra en malas condiciones (6.219 kilómetros) y un 20 % en estado regular (3.109 kilómetros), características que inducen emisiones considerables de Material Particulado. De esta forma, los modelos de contaminación atmosférica han sido herramientas implementadas para la planificación de la gestión de calidad del aire, demandando como insumos de entrada: inventarios de emisiones, condiciones meteorológicas, e información geográfica propia del lugar; que, en un contexto general, describe el proceso de adquisición y depuración de la información asociada al lugar de estudio (procesamiento o desagregación espacial de la información geográfica), auxiliando así la protección de la salud pública. Dicho procesamiento, aunque ha sido de abundante aplicación en el mundo entero, ha estado atado a



escasa documentación; uno de los casos existentes y desarrollados en Colombia (sin documentación precisa de la etapa de pre-procesamiento) pertenece al grupo de calidad del aire del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental perteneciente a la Universidad Nacional de Colombia, quienes en colaboración con el laboratorio de polución de aire y suelo de la Escuela Politécnica Federal de Suiza (EPFL), desarrollaron la distribución espacial y temporal del inventario de emisiones provenientes de fuentes móviles y fijas en Bogotá durante los años 2008-2009; sin embargo, el desarrollo del inventario reportó las emisiones anuales totales, sin la distribución espacial y temporal de las emisiones requeridas por el modelo fotoquímico y de transporte a implementar TAPOM (Transport and Air Pollution Model). En consecuencia, para la distribución espacial, el proyecto definió una malla de modelación de 55 x 55 Km, con resolución de celdas de 1 x 1 Km sobre el perímetro urbano de Bogotá D.C; mientras que, con el fin de modelar un día típico, se definió una resolución temporal de una hora y un periodo de 24 horas. Asimismo, el proyecto delimitó una combinación de herramientas que incluyen Microsoft Excel, ArcGIS y el código fortran EMISENS desarrollado en la EPFL (Lausanne, Suiza), modelo que permite estimar las emisiones en caliente generadas por las fuentes móviles en el dominio a modelar, distribuyéndolas en espacio y tiempo. (Peñaloza Pabón, 2010).

Asimismo, y considerando la extensa producción de información geográfica en proyectos de contaminación atmosférica y en general, en cualquier área de investigación ambiental, surge el interés hacia la estandarización, automatización y optimización de pre - procesamientos involucrados a la evaluación de escenarios de calidad del aire para centros urbanos a través del diseño conceptual de los mismos sobre plataforma ArcGIS, permitiendo no solo alcanzar el control de calidad sobre la información producida de manera secuencial, sino también generando eficiencias ligadas al proceso de operación y ejecución. ModelBuilder, considerado como un lenguaje de programación visual y herramienta contenida en la misma plataforma, permite crear flujogramas de trabajo donde un modelo se representa como un diagrama que encadena secuencias de procesos (la salida de un proceso representa la entrada de un proceso conexo) y herramientas de geo procesamiento; documentando así, procesos de análisis espacial y administración de datos en cualquier campo de investigación.

A continuación, se presenta un diagrama de geo proceso implementado en este proyecto para optimizar la operatividad de la densa información con la que se contaba.

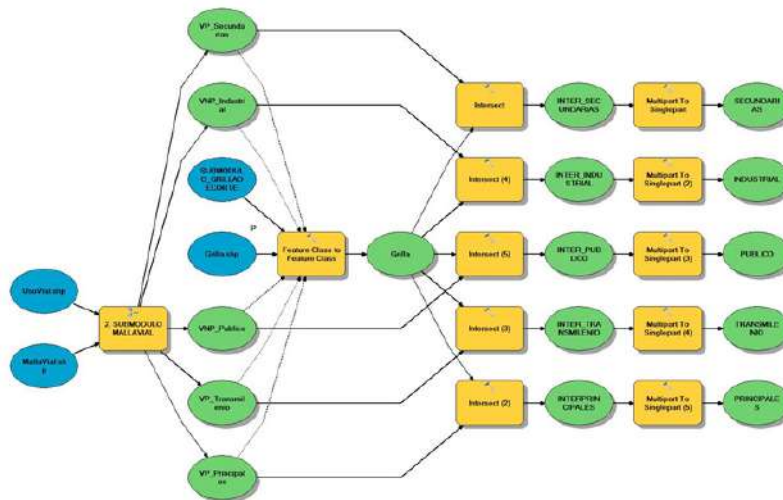


Figura 1. Caso Aplicativo ModelBuilder: Generación de Grilla para el proyecto.

Fuente: (Autores).

## 2. METODOLOGÍA

La presente propuesta contempló en su desarrollo metodológico, tres fases para su implementación final; una *primera fase* en la cual se realizó la identificación y caracterización de geo-procesos (variables) integrados al proceso de cálculo de emisiones de material resuspendido debido a fuentes móviles, involucrando en ella la obtención de información y sus principales metodologías de tratamiento (depuración y representación) sobre plataforma ArcGIS en pro del diseño final del flujograma conceptual de geoprocesos más adecuado a ser automatizado bajo herramienta de programación visual ModelBuilder. La *segunda fase* del proyecto contemplo la transcripción del flujograma conceptual a lenguaje de programación visual ModelBuilder, permitiendo generar un modelo automatizado capaz de brindar clasificación organizada de información geográfica para cada fase de la modelación, veracidad de resultados al obtener información sobre cada herramienta ejecutada por el modelo, y rendimiento de operación dado su corto tiempo de ejecución. Por último, la *tercera fase* examina de forma exhausta la ejecución total del modelo automatizado, permitiendo evaluar el ensamblaje de cada herramienta integrada al geoprocesamiento (determinado por el éxito o no de su ejecución); la visualización, clasificación y salidas graficas de resultados obtenidos; y, por último, la evaluación en cuanto a rendimiento alcanzado por la aplicación del mismo.

## 3. RESULTADOS

### *Primera Fase*

Jorge Eduardo Pachón Quinche, investigador principal del proyecto 5224377, en colaboración con la Universidad de La Salle, grupo CLIMA y la Universidad de La Florida, definen como variables integradas al proceso de cálculo de emisiones de material resuspendido debido a fuentes móviles:

- Puntos de Monitoreo de Material Particulado Resuspendido; información alfanumérica y tabular (Excel) del monitoreo en 40 puntos viales pavimentados más la referencia geográfica de 8 puntos viales adicionales para efectos de modelación y 16 puntos viales no pavimentados más la referencia geográfica de 4 puntos viales adicionales para efectos de modelación. En ellos se realizó el monitoreo de *Material Particulado Resuspendido* en términos de *Carga de Sedimento* para vías pavimentadas “*fracción de sedimento (Material Particulado) comprendido en cierta sección de área pavimentada*” y *Porcentaje de Finos* para vías no pavimentadas “*considerado como fracción de Material Particulado presente en sección no pavimentada capaz de ser retenido por malla tamiz con diámetro 200 µm en examen de laboratorio*”.
- Malla Vial; información obtenida de la SDA a manera de capa geográfica (shapefile), en la cual se define el conjunto de vías, calles o carreteras que conforman el espacio urbano lineal destinado a la circulación y transporte de vehículos. Su clasificación fue realizada entorno a: *Vías Pavimentadas (Principales, Secundarias y Transmilenio) y Vías No Pavimentadas (Uso Público y Uso Industrial)*.
- Flujo Vehicular; información obtenida de la SDA en formato numérico y tabular (Excel) para cada punto de monitoreo en el cual se registra el fenómeno cuantitativo originado por el tránsito de vehículos en una vía, calle, carrera o autopista de la ciudad.
- Grilla Espacial de Modelación; a manera de capa geográfica (shapefile), esta fue definida por el proyecto como unidad de análisis presenta un área de pixel equivalente a un 1 Km<sup>2</sup> en la ciudad, con una dimensión de pixeles de 64 x 64. para identificar la distribución espacial del cálculo de la emisión de material resuspendido (grueso - fino). Esta cuadrícula

Culminada la identificación y caracterización de variables, fue indispensable desarrollar de forma ope-

rativa bajo plataforma ArcGIS 10.1 la totalidad del pre - procesamiento requerido para el cálculo de emisiones de Material Resuspendido; pues, solo de esta forma, se podría identificar la mejor línea de acción para el desarrollo y diseño final de modelo automatizado. De esta forma se diseñó un diagrama de proceso que permitió establecer metodológicamente el desarrollo secuencial para el diseño óptimo del flujograma conceptual de procesos; flujogramas que corresponden a los Submódulos Estaciones, Malla Vial y Grilla de Corte respectivamente, integrando la totalidad de geoprocursos necesarios para la obtención de resultados deseados.

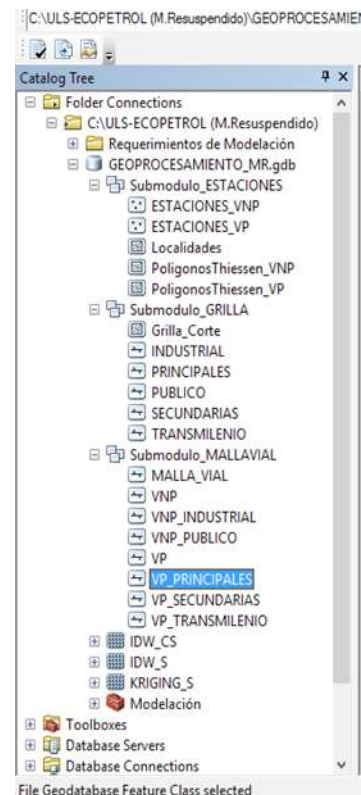
### Segunda Fase

Los Submódulos desarrollados conceptualmente en la primera fase, representa el pre-procesamiento operativo para el cálculo de emisiones de Material Resuspendido, fueron transcritos a lenguaje de programación visual ModelBuilder a través de herramientas contempladas por ArcToolbox, integrando a este modelo un único sistema de georeferenciación llamado sistema de coordenadas proyectadas “Equatorial Mercator” (sistema determinado y creado por el comité de investigación); conformando así, un nuevo e innovador modelo automatizado para el desarrollo óptimo de nuevos procesos de modelación en calidad del Aire.

### Tercera Fase

Se realizó la ejecución en su totalidad del Modelo Automatizado bajo dos sistemas operativos: uno de ellos, Windows 10 con un Procesador de 2.6 Ghz y Tarjeta RAM de 8 Gb; y el otro, Windows 10 con un Procesador de 2.2 Ghz y Tarjeta RAM de 8 Gb, presentado tiempos de ejecución de 9 y 24 minutos respectivamente, diferencia en tiempo específicamente por la variabilidad que pueda presentar cada ordenador; sin embargo, los presentes autores consideran que 24 minutos siendo el tiempo más elevado optimiza un procesamiento, y por ende las modelaciones de calidad del aire; que en ocasiones, pudiesen tardar desde horas hasta días dependiendo de quién sea su operador. Enlazado a esto, y sin importar el tiempo de ejecución, se presenta total congruencia en el ensamblaje de geo procesamientos y geo herramientas que determinaron el éxito de la modelación; resultados que exportaron seis salidas graficas llamadas *IDW Cs*, *Cokriging Cs*, *Polígonos de Thiessen VP*, *IDW %S*, *Kriging %S* y *Polígonos de Thiessen VNP*; y cinco salidas graficas llamadas *Principales*, *Secundarias*, *Transmilenio*, *Industrial* y *Publico* de las cuales, sus atributos entran a procesos posteriores de la referida modelación de calidad del Aire (Buscando la óptima presentación y organización de resultados obtenidos para el ya mencionado convenio, toda la “colección de datasets geográficos” fueron almacenados bajo sistema Geodatabase).

Figura 2. Presentación de Resultados Obtenidos y su almacenamiento bajo sistema Geodatabase.



Fuente: Autores

#### 4. CONCLUSIONES

Se definieron para el presente proyecto de modelación bajo herramienta ModelBuilder, cuatro variables consideradas como datos de entrada, las cuales son: Material Particulado Resuspendido (Cs y %S), Flujo Vehicular, Malla Vial y Grilla de Corte; considerando las diferentes metodologías apropiadas y adoptadas por CLIMA para su obtención y posterior depuración de la Información (Desagregación Espacial). De esta forma, se establecieron tres (3) sub módulos teóricos engranados denominados Estaciones, Malla Vial y Grilla de Corte, integrando la totalidad del geo procesamiento requerido para el posterior cálculo de emisiones de material resuspendido debido a fuentes móviles en la ciudad de Bogotá. Por medio de herramientas ArcToolBox (Extensión de ArcGIS), el proceso teórico comprendido por la definición de los tres sub módulos diseñados, fue transformado bajo lenguaje de programación ModelBuilder, obteniendo un único flujograma de geo procesamiento automatizado; estableciéndose así el proceso de modelación.

Se establece como rendimiento para el proceso de modelación, variabilidad conforme a los diferentes hardware que el operador disponga para su ejecución; bajo procesadores con velocidades de 2,5 Ghz, el tiempo de modelación puede oscilar de 8 a 12 minutos, según su tarjeta RAM; mientras que, procesadores con velocidades de operación menores, el tiempo de modelación puede tardar de 25 a 35 minutos; tiempos óptimos considerando el gran dimensionamiento de información manejado por modelaciones en calidad del aire. Desafortunadamente no todos los procesamientos realizados de forma manual y sistemática fueron automatizados por el Flujograma desarrollado en la herramienta ModelBuilder; ya que este, solo utiliza las herramientas existentes presentadas por el compendio de ArcToolBox, limitando los procesos de: interpolación Co-Kriging, inclusión de la información asociada a concentraciones de Material Particulado Resuspendido (Cs y %S) a la malla vial, y exportaciones de registros de salida a formato .dbf (Formato tabular requerido por el aplicativo de emisiones). Para ello, se realizaron procedimientos conexos en ArcMAP dando cumplimiento a la totalidad de requerimientos manejados por el Proyecto ULS-SDA-ECOPETROL.

#### 5. REFERENCIAS

Ghadiry, M., Shalaby, A., & Koch, B. (2012). A new GIS-based model for automated extraction of Sand Dune encroachment case study: Dakhla Oases, western desert of Egypt. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 15(1), 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2012.04.001>

Ideam. (2016). *Segundo Boletín sobre Contaminación Atmosférica, Colombia 2016*. Bogotá D.C.

Pachón Quinche, J. E. (2015). Proyecto de fortalecimiento de las capacidades de modelación de calidad del aire en Colombia: Desarrollo de un aplicativo de procesamiento de emisiones; revisión de factores de emisión de fuentes móviles y evaluación del impacto en salud humana., 21.

Peñaloza Pabón, N. E. (2010). Distribución espacial y temporal del inventario de emisiones provenientes de las fuentes móviles y fijas de la ciudad de Bogotá D.C., 92.

## IMPACTO EN EFICIENCIA ENERGÉTICA Y REDUCCIÓN DE EMISIONES APLICANDO LA TECNOLOGÍA MOLECULAR- GREEN EN DIESEL. VALLE DE ABURRÁ-COLOMBIA

## IMPACT ON ENERGY EFFICIENCY AND REDUCTION OF EMISSIONS APPLYING GREEN PLUS -MOLECULAR TECHNOLOGY IN DIESEL. VALLE DE ABURRÁ--COLOMBIA

Gómez, Miryam<sup>1</sup>, Posada, Enrique<sup>2</sup>; Monsalve, Viviana<sup>3</sup>

Investigadora Grupo GHYGAM, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid. Medellín–Colombia <sup>2</sup>Asesor de proyectos especiales, HATCHINDISA S.A. Medellín–Colombia

<sup>3</sup>Ingeniera de proyectos HATCHINDISA S.A. Medellín–Colombia

Autor de correspondencia: [mgomez@elpoli.edu.co](mailto:mgomez@elpoli.edu.co)

### RESUMEN

Los estudios realizados en el área metropolitana del Valle de Aburrá, demuestran que las fuentes móviles son las principales aportantes a las declaratorias de emergencias ambientales en los últimos años que demandan estrategias de intervención para garantizar el derecho a un aire limpio. En este contexto, surge un Proyecto tendiente a la validación de pruebas certificadas sobre Tecnologías moleculares con alto impacto en eficiencia energética y disminución de consumos de combustible. Entre diciembre de 2016 y abril 2017, se recolectó información asociada a 25 vehículos que operaran con combustible diésel, en la búsqueda de cambios sobre consumos de combustible por distancia recorrida, concentración de gases, material particulado incluyendo su caracterización. Se obtuvieron considerables reducciones en concentraciones y emisiones específicas de CO, NO<sub>x</sub>, MP y opacidad. Un aumento en el rendimiento del combustible, conllevó a un ahorro económico y a importantes emisiones evitadas de CO<sub>2</sub>.

### ABSTRACT

Studies done in the Aburrá Valley (Colombia) show that mobile sources are the main contributors to environmental emergency declarations in recent years. That is the reason why strategies of intervention are demanded to guarantee the right to clean air. In this context, there is a Project aimed at the validation of certified tests on Molecular Technologies with high impact in energy efficiency and reduction of fuel consumption. Between December 2016 and April 2017, information associated with 25 vehicles that operated with diesel fuel was collected in search of changes in fuel consumption by distance traveled, gas concentration, particulate matter including its characterization. Significant reductions in concentrations and specific emissions of CO, NO<sub>x</sub>, MP and opacity were obtained. In addition, an increase in fuel efficiency led to economic savings and significant avoided CO<sub>2</sub> emission.

**PALABRAS CLAVE** (Nanotecnología, emisiones vehiculares, diésel, eficiencia energética)

**KEY WORDS** (Nanotechnology, vehicular emissions, diesel, energy efficiency)

## 1. INTRODUCCION

La regulación sobre la emisión de gases de combustión de fuentes fijas y móviles constituye una de las últimas fronteras a nivel mundial y ha sido concebida con el propósito de forzar el desarrollo de procesos y nuevas tecnologías que sean capaces de cumplir los límites de emisión adoptados, los cuales son progresivamente más estrictos (Clean Air Institute, 2013). En este contexto, dado que en el área metropolitana del Valle de Aburrá, se ha demostrado que las fuentes móviles son las principales aportantes a las emergencias ambientales declaradas en los últimos años, demandando estrategias de intervención para garantizar el derecho a un aire limpio (AMVA, 2015). Se realizó un análisis de las potencialidades y beneficios de Tecnologías moleculares con propiedades catalizadoras, potenciales generadores de ahorros energéticos y emisiones atmosféricas, avaladas por organismos internacionales a nivel o equivalentes a la Environmental Agency Protection EPA y Agencia Europea de Medio Ambiente. Es así como de manera paralela a esta indagación, la Empresa Mexicana Horeb y Combustibles Ecológicos, realizó una búsqueda de Grupos de investigación en la temática calidad del aire en la región, invitando a la formulación de un Plan Piloto para la demostración del Impacto de la Tecnología Green Plus en combustibles líquidos usados en el Valle de Aburrá, cuyas características son similares al interés de los investigadores del presente estudio.

## 2. MATERIALES Y METODOS

Entre diciembre de 2016 y mayo de 2017, se recolectó información técnica asociada a 25 vehículos que operan con combustible diésel y otros 25 que operan con gasolina, en el Valle de Aburrá, Colombia, teniendo en cuenta que se tratara de vehículos que representaran la edad del parque vehicular en la región. Dicha información correspondió a los consumos de combustible por distancia recorrida, la concentración de gases según los protocolos aplicables a pruebas estáticas y la determinación de concentración de material particulado. Se llevaron a cabo mediciones simultáneas de flujos, humedades y temperaturas en la salida de los gases de escape de los distintos vehículos como insumo para los balances de masa para las cuatro situaciones estudiadas: línea base en condiciones ralenti y cruceo estático y con el uso del agente catalizador GREEN PLUS (GP) en las mismas condiciones. Se obtuvieron aproximación a las emisiones específicas de CO<sub>2</sub>, CO y MP, y los flujos de combustibles y de inquemados en la combustión bajo las condiciones de las pruebas estáticas. La caracterización de combustibles fue realizada por el laboratorio de Crudos y Derivados de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, bajo las normas de referencia, ASTM y la composición físico-química de la partícula C, O, Si, Al, Na, S, K, Fe, Ni y otros elementos detectables, se realizó a partir de la técnica SEM- en el Laboratorio Internacional MMC (Materials Characterization Center, University of Puerto Rico), carbono elemental (EC) y carbono orgánico (OC), Método Termal en el Desert Research Institute DRI, Nevada USA.

## 3. RESULTADOS

Pudo verificarse que el tipo de combustible Biodiésel (B10) utilizado en el Valle de Aburrá, catalizado con la Tecnología GREEN PLUS en una concentración de 20 ppm, no cambia en sus propiedades de manera significativa y se cumplen los parámetros exigidos en la normatividad de Colombia. Los resultados de cambio de rendimiento en vehículos diésel muestran globalmente una reducción a los 90 días de consumo de diésel catalizado con Green Plus del 6.8 % para toda la flota, y el 72 % de la muestra que presentó mejora, la reducción fue del 11.8%, (Ver Figura 1)

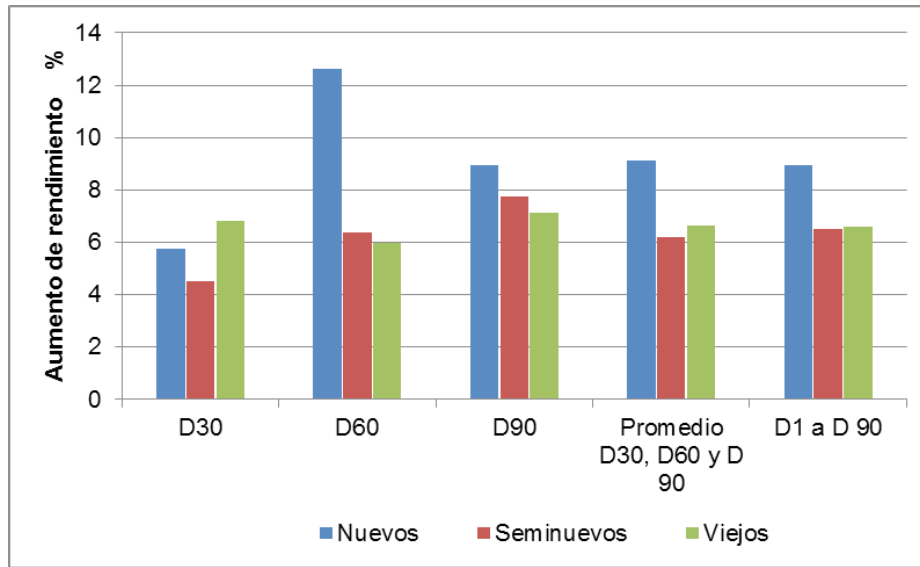


Figura 1. Incremento de rendimiento (%) de los vehículos a diésel, categorizado por edad vehicular. Plan piloto para la estimación de la eficiencia energética y la reducción de emisiones como resultado de la aplicación de la Tecnología Green Plus. Valle de Aburrá, 2017

La relación de las masas emitidas por unidad quemada, expresado como factor de emisión (kg/kg diésel) para el caso del CO en la velocidad ralenti, como se muestra en la Figura 2, evidenció una menor emisión con el uso de la Tecnología Green Plus.

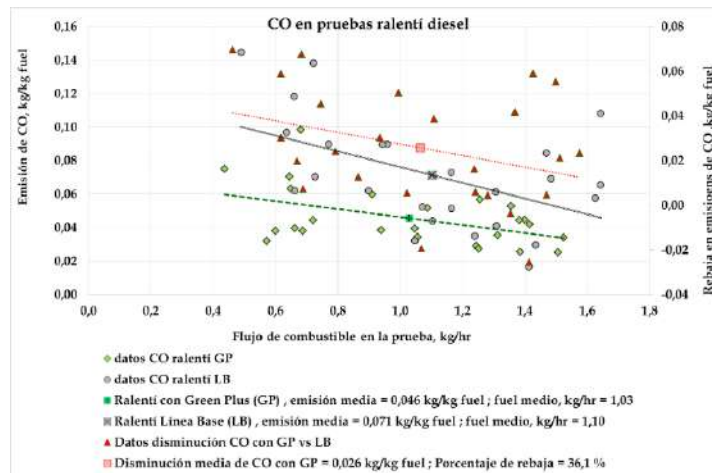


Figura 2. Emisiones específicas (kg/kg diésel) y reducciones de CO. Plan piloto para la estimación de la eficiencia energética y la reducción de emisiones como resultado de la aplicación de la Tecnología Green Plus. Valle de Aburrá, 2017

Las reducciones de  $\text{NO}_x$  a 90 días de uso del combustible con Green Plus, mostraron una mejora global en vehículos diésel en ralenti de 2,4% y 5,5% en cruceo y reducciones en la mayoría de los vehículos analizados (63% en ralenti y 58% en cruceo). En cuanto a la opacidad, durante el piloto es variable, y de acuerdo con los resultados. Se presenta disminución promedio global de 0.74%, mientras que para el 60% de los vehículos que presentaron reducción, una mejora en promedio del 7.9 % es obtenida. El Piloto arrojó reducciones en masa del 30.7 % del PST para toda la muestra y 54.2 % para el 79 % de la flota, asociada como disminución en  $\text{PM}_{2.5}$  de acuerdo con otros estudios similares (López; V Gabriel

y Estrada; F Abraham s.f), M. Matti Maricq (2007). Esta reducción evidencia el efecto de la mejora de combustión en las emisiones específicas de PM con relación a la relación aire combustible A/C (Ver Figura 3). emitidos por diésel en su mayor rango,  $PM_{2.5}$ , son un importante resultado como aporte a las soluciones requeridas para disminuir las condiciones actuales declaradas en calidad del aire en el Valle de Aburrá con referencia a este contaminante criterio, el cual supera con frecuencia, los niveles de calidad del aire establecidos en la Resolución 610 de 2010 de Colombia. Igualmente, teniendo como referente, el inventario de emisiones  $PM_{2.5}$  de 1508 Ton/año, según balance (AMVA, 2016) para los vehículos diésel, son importantes los efectos benéficos en la salud esperados por la reducción en las emisiones diésel principalmente. Las emisiones EC, en kg/kg de combustible, presenta una reducción en el 60% de las muestras, en promedio del 28,7 Dado a que este contenido de carbono se encuentra en forma de la fracción fragmental EC o Black carbón BC y como carbono orgánico OC, esta reducción es importante como indicador de la combustión más eficiente y como aportante a la disminución de la cantidad de materia carbonacea emitida y la cual, para el caso del Valle de Aburrá, hace parte en promedio del 48 % del  $PM_{2.5}$  ambiental respirable en la región (AMVA, Convenio CA 315, 2014). El BC ha sido estudiado y asociado con efectos cancerígenos en la salud de acuerdo con reportes de la OMS desde el 2012, siendo por lo tanto de alto beneficio la reducción en materia orgánica o carbonacea derivada de la Tecnología molecular GREEN PLUS aplicada al diésel, teniendo en cuenta que este componente igualmente, conforma en promedio el 28 % de la masa  $PM_{2.5}$ .

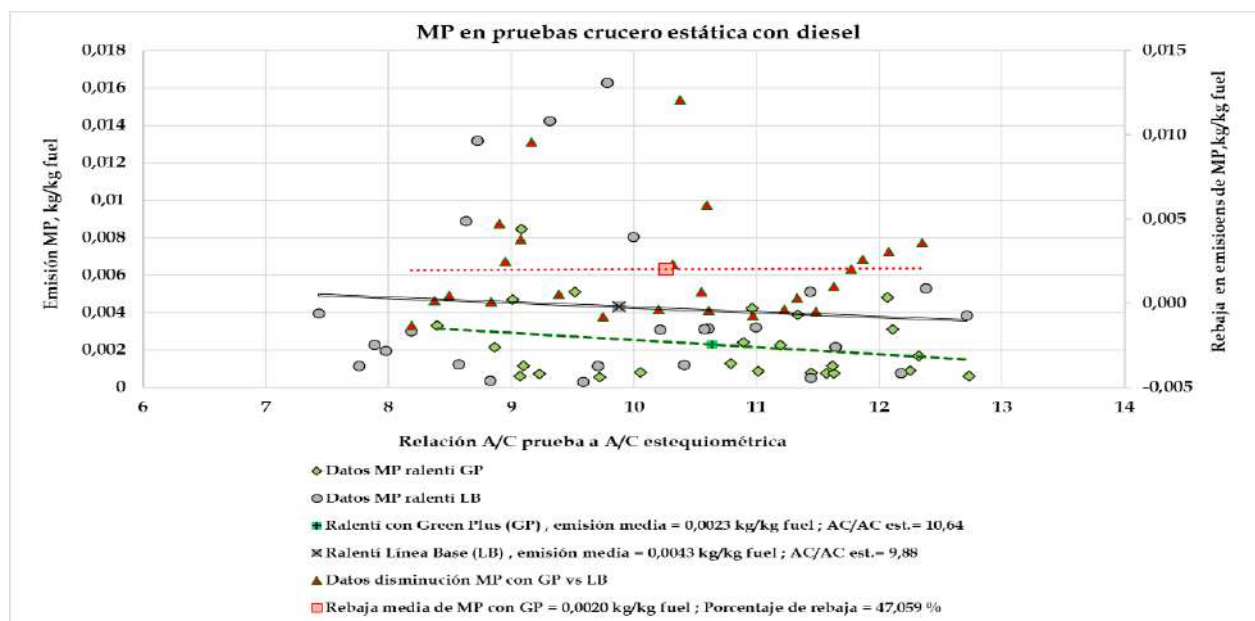


Figura 3. Reducción emisión MP (Kg/Kg fuel). Plan piloto para la estimación de la eficiencia energética y la reducción de emisiones como resultado de la aplicación de la Tecnología Green Plus. Valle de Aburrá, 2017. La reducción de PM

#### 4. CONCLUSIONES

Los resultados del Piloto “Estimación de la eficiencia energética y la reducción de emisiones como resultado de la aplicación del Tecnología Molecular GREEN PLUS en el diesel utilizado en el Valle de Aburrá”, muestra considerables reducciones en las concentraciones MP (asociado al  $PM_{2.5}$ ), CO e HC. Un aumento en el rendimiento del combustible derivado de la utilización de la Tecnología molecular Green, representa no solo un ahorro económico, sino importantes emisiones no generadas



La reducción en MP en vehículos diésel se evidenció durante todo el estudio en la mayoría de los vehículos analizados representando una disminución proporcional de  $PM_{2.5}$ , partículas de gran impacto en la salud de los habitantes del Valle de Aburrá.

Es fundamental la reducción en el contenido de carbono, y la fracción BC, de alto riesgo en la salud por su naturaleza cancerígena.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores reconocemos la confianza y libertad en el estudio de los financiadores del estudio Empresa HOREB y Combustibles ecológicos y DUCÍN S.A y al AMVA por el acompañamiento durante el estudio.

## 6. REFERENCIAS

Area Metropolitana del Valle de Aburrá (2017). Inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá, año base 2015. Convenio 335 de 2016. Medellín.

Area Metropolitana del Valle de Aburrá. (2015). Informe técnico del episodio de calidad del aire en el Valle de Aburrá.

Burnett, R. T., Pope, C. A., Ezzati, M., Olives, C., Lim, S. S., Mehta, S., Cohen, A. (2014). An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environmental Health Perspectives*, 122(4), 397–403. Disponible en: <https://doi.org/10.1289/ehp.1307049>.

Clean Air Institute - Universidad Pontificia Bolivariana. (2013). Proyecto piloto del estándar de cuantificación de políticas y acciones. Estudio de caso: plan de descontaminación del aire en la región metropolitana del Valle de Aburrá. Washington D.C.

Environmental Protection Agency. (2013). An Open-Source Platform to Quantify the Health Impacts and Economic Value of Stressors Briefing for Office of Water October 30.

López G., Estrada A. Morfología y composición química de las partículas emitidas por los automotores a diésel en los grandes centros de población del país. Instituto Mexicano del Petróleo.

M. Matti Maricq (2007). Chemical characterization of particulate emissions from diesel engines: A review. *Research and Advanced Engineering*, Ford Motor Company, P.O. Box 2053, MD 3179, Dearborn, MI 48121, USA.



## INVENTARIO DE EMISIONES Y ANALISIS DE CICLO DE VIDA DE TECNOLOGIAS CONVENCIONALES Y EMERGENTES PARA LA PRODUCCIÓN DE BIODIESEL

### EMISSIONS INVENTORY AND LIFE CYCLE ASSESSMENT OF CONVENTIONAL AND EMERGING BIODIESEL PRODUCTION TECHNOLOGIES

Marulanda, Víctor

Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental CLIMA, Universidad de La Salle, Bogotá

Autor de correspondencia: [vfmarulanda@unisalle.edu.co](mailto:vfmarulanda@unisalle.edu.co)

#### RESUMEN

Diversos estudios se han enfocado en evaluar la viabilidad técnica, económica y ambiental de los métodos de producción convencional de biodiesel utilizando datos de laboratorio, factores de emisión y datos y simulaciones del proceso industrial. Desde el punto de vista ambiental, el análisis de ciclo de vida brinda información para el diseño de equipos u optimización, así como la comparación de diferentes métodos de producción y sus posibles ventajas y desventajas en términos de desempeño ambiental. Esta metodología, estandarizada por la ISO 14040, se fundamenta en el análisis de inventarios de insumos, productos y emisiones a través del ciclo de vida, desde la cuna hasta la tumba, utilizando datos o factores de emisión para aproximar indicadores de impacto asociados con cambio climático, ozono, formación de smog, salud humana y ecotoxicidad.

En concordancia, se presentan los resultados del análisis de ciclo de vida desde el cultivo hasta el uso, de la producción de biodiesel por dos métodos: convencional por catálisis y emergente por transesterificación supercrítica. A tal fin, se realizó el inventario de emisiones a partir de datos experimentales, factores de emisión y simulación de procesos, y se la evaluaron los impactos por medio del software TRACI v.2.1 de la USEPA. Los resultados permiten concluir que, en el proceso convencional, usado a escala industrial en el país, presenta un mayor consumo de materias primas y una mayor generación de emisiones que el proceso supercrítico, causando una mayor afectación ambiental y a la salud humana en todas las categorías de impacto evaluadas.

#### ABSTRACT

Several studies have reported technical, economical and environmental feasibilities of conventional biodiesel production processes by using lab scale data, emission factors and process simulations. From an environmental standpoint, LCA provides information for equipment desing and optimization, as well as the comparison of several production methods based on environmental performance. Accordingly, in this work the results of a LCA analysis from cradle to gate, cultivation to production, of two biodiesel production processes, conventional catalized and supercritical transesterification, are presented. Emission inventories were carried out by using reported experimental data, emission factors and process simulation, and the impacts assessment was accomplished through the software TRACI v.2.1 (USEPA). The results indicated the conventional process, currently implemented at large scale in Colombia, has a higher raw materias consumption and emissions that the supercritical process, which is related to increased environmental and human health impacts through the production cycle.

PALABRAS CLAVE LCA, TRACI, ciclo de vida, biodiesel

KEY WORDS LCA, TRACI, life cycle, biodiesel

## 1. INTRODUCCION

Durante los últimos años se ha venido investigando el método de transesterificación supercrítica como alternativa al método convencional, el cual, al no requerir catalizador, presenta ventajas en cuanto al tipo de materia prima y la menor generación de desechos (Pinnarat y Savage, 2008). Sin embargo, las condiciones de alta temperatura (300-400 °C) y presión (> 100 bar) implican un potencial de impacto ambiental considerable debido al elevado consumo energético (Marulanda et al., 2010). Por lo tanto, en este trabajo se comparan los métodos de producción de biodiesel por medio del método convencional de catálisis básica y el método de transesterificación supercrítica, a través de una evaluación de análisis de ciclo de vida (ACV) y de impacto ambiental usando las herramientas TRACI (Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts) y WAR (waste reduction algorithm) de la Environmental Protection Agency (USEPA).

## 2. MATERIALES Y METODOS

El análisis de ciclo de vida o LCA de la producción de biodiesel se formuló a partir de la definición del alcance y los objetivos, el análisis de inventario, evaluación de impactos y por último la interpretación de resultados, para lo cual se partió de una aproximación desde la cuna hasta la tumba (cradle to grave) (Scopioni et al., 2009; Bare, 2002), es decir desde el cultivo de palma y la producción del metanol usado para la reacción de transesterificación, la producción industrial del aceite y del biodiesel y la generación de subproductos y emisiones de estos procesos, tal como se muestra en la Figura 1 (Kiwjaroun et al., 2009).

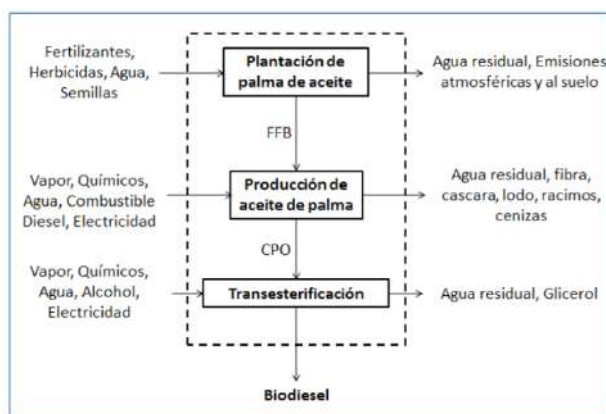


Figura 1. Límites del sistema en el ACV del proceso de producción de biodiesel (Kiwjaroun et al., 2009).

El inventario de emisiones se realizó teniendo en cuenta reportes de la literatura y bases de datos especializadas, a partir de la cantidad de insumos, tanto para el proceso como para servicios auxiliares de calentamiento, así como la simulación del proceso industrial de producción a partir de datos experimentales por medio del software de diseño de procesos Aspen Plus. El software TRACI consiste en una base de datos en la que cada químico presente en las emisiones tiene unos valores para calcular los indicadores de ciclo de vida tales como calentamiento global y agotamiento de ozono, entre otros

(Bare et al., 2003).

La evaluación de impacto ambiental con el software WAR consiste de un balance de potencial de impacto ambiental, es decir del efecto que tendría una descarga de un compuesto químico en el ambiente (Cardona et al., 2004), sobre las entradas y salidas del proceso de producción de biodiesel, así como del consumo energético. En comparación con el ACV la evaluación de impacto ambiental está completamente dirigida al diseño y optimización del proceso químico, mientras que el ACV tiene en cuenta la generación de impactos por fuera del proceso productivo, siendo una medida aceptada desde el punto de vista de la evaluación de sostenibilidad (Marulanda, 2012).

### 3. RESULTADOS

El análisis comparativo de los resultados de ambas evaluaciones para el proceso convencional de producción de biodiesel por medio de catálisis básica y el proceso supercrítico mostró que, aunque el proceso supercrítico se lleva a cabo a condiciones de temperatura y presión extremas, el consumo energético de este es menor que el del proceso convencional, debido al menor número de operaciones de separación y purificación del biodiesel en el primero. Por medio del software WAR, se evaluó el potencial de impacto ambiental para el proceso supercrítico y el convencional, con base en ocho categorías de potencial de impacto terrestre y humano. El indicador global, obtenido de la ponderación del impacto de las diferentes categorías, permitió concluir que el proceso supercrítico produce un menor potencial de impacto ambiental por Kg de biodiesel producido, al tener un consumo energético menor y al no generar aguas residuales debido a la ausencia de catalizador y a la posibilidad de usar los productos derivados del glicerol como parte del biocombustible. El ACV permitió comparar ambos procesos desde el punto de vista del agotamiento de combustibles fósiles presentado por la utilización de diesel en las etapas de plantación y extracción de aceite, así como las categorías de calentamiento global y salud humana - material particulado  $PM_{2.5}$ .

### 4. CONCLUSIONES

A pesar de las condiciones de elevada temperatura y presión, se encontró un menor consumo energético para el proceso supercrítico debido al menor número de operaciones unitarias y a la ausencia de operaciones de lavado y remoción del catalizador. A partir del consumo energético y resumen de corrientes se encontró que el método convencional en ninguna categoría considerada ocupó el puesto de menor impacto, debido al mayor uso de materias primas e insumos, además de ser necesario el refinamiento de aceite de palma. Ambas evaluaciones reflejaron una menor afectación al medioambiente del proceso supercrítico, tanto al considerar indicadores individuales, así como totales, lo cual puede atribuirse no solo al menor consumo energético sino también a una reducción en la cantidad de materias primas, así como a la mayor productividad observada en el proceso supercrítico.

### 5. REFERENCIAS

Bare J. C. Traci. J. (2002). *Ind. Ecol.* 6:49–78. doi:10.1162/108819802766269539.

Bare J. C., Norris G. A., Pennington D.W., Mckone T. (2003) TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *J. Ind. Ecol.* 6:49–78. doi:10.1162/108819802766269548.

Cardona C.A., Marulanda V.F., Young D. (2004). Analysis of the environmental impact of butylacetate process through the WAR algorithm. *Chem. Eng. Sci.* 59:5839–45. doi:10.1016/j.ces.2004.06.043.

Kiwjaroun C., Tubtimdee C., Piumsomboon P. (2009). LCA studies comparing biodiesel synthesized by conventional and supercritical methanol methods. *J. Clean. Prod.* 17:143–53. doi:10.1016/j.jclepro.2008.03.011.

Marulanda V. F. (2012). Biodiesel production by supercritical methanol transesterification: Process simulation and potential environmental impact assessment. *J. Clean. Prod.* 33:109–16. doi:10.1016/j.jclepro.2012.04.022.

Marulanda V. F., Anitescu G., Tavlarides L. L. (2010). Biodiesel fuels through a continuous flow process of chicken fat supercritical transesterification. *Energy and Fuels.* 24:253–60. doi:10.1021/ef900782v.

Pinnarat T., Savage P.E. (2008). Assessment of noncatalytic biodiesel synthesis using supercritical reaction conditions. *Ind. Eng. Chem. Res.* 47:6801–8. doi:10.1021/ie800542k.

Scipioni A., Mazzi A., Niero M., Boatto T. (2009). LCA to choose among alternative design solutions: The case study of a new Italian incineration line. *Waste Manag.* 29:2462–74. doi:10.1016/j.wasman.2009.04.007.

## IMPACTO DE EL NIÑO EN LA EMISIÓN DEL CICLO DE VIDA DE VEHÍCULOS ELÉCTRICOS

### IMPACT OF EL NIÑO ON THE LIFE CYCLE EMISSION FROM ELECTRIC VEHICLES

Cuéllar, Yohén<sup>1</sup>; Belalcázar, Luis Carlos<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: [lbelalcazar@unal.edu.co](mailto:lbelalcazar@unal.edu.co)

#### RESUMEN

Los vehículos eléctricos (VE) se promueven como un modo sostenible de transporte, aunque sus beneficios dependen del mix de generación eléctrico. En Colombia el 70% de la electricidad se genera por hidroeléctricas y el 30% de termoeléctricas. Sin embargo, El Niño (Oscilación del Sur) reduce las precipitaciones, en 2015 cambió la generación de electricidad a 50% hidroeléctrica. Este trabajo evaluó el impacto de El Niño en las emisiones del Ciclo de Vida (ECV) de VE, comparándolas con vehículos de combustión interna (VCI). Se usó el enfoque *well-to-wheels*, la base de datos de Ecoinvent y el software OpenLCA®. Se consideraron las categorías de impacto cambio climático (CO<sub>2-Eq</sub>) y calidad del aire (emisiones de PM<sub>2.5</sub>). Se utilizó la unidad funcional masa de contaminante por kilómetro y por pasajero transportado (masa/km-pasajero). Los resultados muestran que las emisiones de los autobuses eléctricos en condiciones normales son menores que las provenientes de los otros VCI evaluados. Además, durante El Niño las emisiones de VE se incrementan.

#### ABSTRACT

Electric vehicles (EV) are promoted as a sustainable mode of transportation, although their benefits depend on the mix of electric generation. In Colombia, 70% of electricity is generated by hydroelectric plants and 30% of fossil fuels. However, *El Niño* (Southern Oscillation) reduces precipitation, in 2015 the generation of electricity changed to 50% hydroelectric. This work evaluated the impact of El Niño on the life cycle emissions (LCE) of EV, Comparing them with internal combustion vehicles (ICV) emissions. The well-to-wheels approach, the Ecoinvent database and the OpenLCA® software were used. The impact categories climate change (CO<sub>2-Eq</sub>) and air quality (PM<sub>2.5</sub> emissions) were considered. The functional unit mass of pollutant per kilometer and per passenger transported (mass/km-passenger) was used. The results show that the emissions of electric buses under normal conditions are lower than those of the other ICVs evaluated. In addition, during *El Niño*, EV emissions increase.

**PALABRAS CLAVE** (Cambio climático, Calidad del aire, mezcla de generación de electricidad, vehículos eléctricos)

**KEY WORDS** (Climate change, Air Quality, electricity generation mix, electric vehicles)

## 1. INTRODUCCION

Los vehículos de motor de combustión interna son una fuente importante de gases de efecto invernadero y contaminantes del aire en los ambientes urbanos (Bergthorson & Thomson, 2014; Dryer, 2015; Fuglestvedt *et al.*, 2010; Kalghatgi, 2015). Por ello los vehículos eléctricos (VE) se promueven como un modo sostenible de transporte de pasajeros. Sin embargo, las emisiones no solo se emiten por el tubo de escape del vehículo, también se generan en la producción de la fuente energética, su transporte y distribución (Faria *et al.*, 2013; Faria, Moura, Delgado, & de Almeida, 2012; Gao & Winfield, 2012a; García Sánchez, López Martínez, Lumbreras Martín, Flores Holgado, & Aguilar Morales, 2013; Lucas, Alexandra Silva, & Costa Neto, 2012; Ma, Balthasar, Tait, Riera-Palou, & Harrison, 2012; Streimikiene, Baležentis, & Baležentienė, 2013). En este sentido, los vehículos eléctricos podrían disminuir las emisiones atmosféricas en las ciudades, pero aumentarlas en los lugares donde se genera electricidad, dependiendo de si el mix de generación está dominado por recursos fósiles. En este aspecto, Lang *et al.*, (2013) sugieren que los vehículos eléctricos se deben promover en las regiones con una mayor proporción de la energía hidráulica, energía eléctrica de gas natural y energías limpias.

Para evaluar y comparar los impactos ambientales potenciales en toda la cadena se puede aplicar la metodología Análisis de Ciclo de Vida (ACV), que evalúa los impactos ambientales potenciales asociados a un producto o proceso abarcando desde las etapas de extracción de los recursos hasta su uso previsto, disposición, reciclaje o reúso (ISO, 2006). Los ACV han sido ampliamente utilizados como herramienta para la evaluación del impacto de varios combustibles y fuentes energéticas vehiculares en distintos escenarios; los ACV de combustibles para el transporte son generalmente denominados análisis *Well-to-Wheels* (WTW) o del pozo a las ruedas (Gao & Winfield, 2012b; Messagie, Boureima, Coosemans, Macharis, & Mierlo, 2014).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto del fenómeno de El Niño en las emisiones del Ciclo de Vida (ECV) de Vehículos eléctricos (VE) de Bogotá, comparando dichas emisiones con vehículos convencionales de combustión interna (VCI). Se comparan vehículos a gasolina (automóviles particulares), diésel (buses articulados del sistema *TransMilenio – Buses de Tránsito Rápido, BTR-*) y los vehículos eléctricos considerando diferentes formas de generación eléctrica (hidroeléctrica, termoeléctrica, eólica y solar). También se evaluaron alternativas de combustibles como el biodiésel y el bioetanol. Se usó el enfoque *well-to-wheels*, la base de datos de Ecoinvent, el software OpenLCA®, y la información disponible en el país. Se consideraron las categorías de impacto cambio climático ( $CO_{2-Eq}$ ) y calidad del aire (emisiones de  $PM_{2.5}$ ). Se utilizó la unidad funcional masa de contaminante por kilómetro y por pasajero transportado (masa/km-pasajero).

## 2. MATERIALES Y METODOS

Se siguió la metodología empleada por Cuellar *et al.* (2016). Los límites de sistema comprenden la cadena completa de producción de los combustibles fósiles, biocombustibles y electricidad: extracción de materias primas, transporte, cultivo de biomasa, producción, transporte, distribución y uso como fuente energética en un vehículo, entre otros. En la Tabla 1 se muestran los Factores de emisión, la economía de combustible y la capacidad (número de pasajeros/vehículo-km) para la flota vehicular evaluada.

La generación de energía eléctrica en Colombia se da principalmente por hidroeléctricas, en el año 2016 se registró una contribución del 69.9 % hidráulica, 12.6 % gas natural, 8.2 % carbón, 8.6 % combustibles líquidos derivados del petróleo, 0.1 % eólica y 0.6 % biomasa (Unidad de planeación Minero



Energética (UPME), 2016). Sin embargo, en 2015 durante fenómeno de El Niño el mix de generación de electricidad cambió, presentándose una reducción del 20 % en la energía hidroeléctrica. La brecha dejada por la hidroelectricidad fue cubierta con producción a partir de gas natural, combustibles líquidos y carbón. En promedio en el año 2015 se tuvo el siguiente esquema de generación: 50.0% hidráulica, 17.4 % gas natural, 9.0 % carbón, 23.0 % combustibles líquidos derivados del petróleo, 0.1 % eólica y 0.6 % biomasa (Subdirección de Energía Eléctrica – Grupo de Generación, 2015).

Con el fin de tener en cuenta todas las emisiones relacionadas con la producción de electricidad se seleccionaron las tecnologías de energía renovables más comunes (solar, eólica, hidroeléctrica).

Tabla 1. Factores de emisión, economía de combustible y número de pasajeros/vehículo-km para la flota vehicular de Bogotá  
(Adaptado de: Cuellar et al. (2016))

Vehículos		Factores de emisión operación (gkm <sup>-1</sup> )		Economía de Combustible		Pasajeros/vehículo-km
Criterio de clasificación	Fuente de energía	CO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	Valor	unidad	
Bus GNV 120 pasajeros	GNV	1889.7	3.15E-08	1	km/m <sup>3</sup>	120
BTR TransMilenio B5	Diésel	3428.9	0.286	0.7	km/L	160
Bus B5 35-60 pasajeros	Diésel	787.0	1.21	3.4	km/L	60
Taxi GN	GN	241	0.003	7.2	km/m <sup>3</sup>	3
Automóvil E10 con TWC; >1400 c.c.	Gasolina	312	0.003	7	km/L	5
Motocicleta 4T < 150 cm <sup>3</sup>	Gasolina	149.8	0.008	10.9	km/L	2
BTR TransMilenio Eléctrico	Electricidad	N/A	N/A	0.5	km/kWh	160
Automóvil Eléctrico	Electricidad	N/A	N/A	5	km/kWh	4
Motocicleta Eléctrica	Electricidad	N/A	N/A	17.8 <sup>3</sup>	km/kWh	2
Bicicleta Eléctrica	Electricidad	N/A	N/A	159 <sup>4</sup>	km/kWh	1

### 3. RESULTADOS

En la Figura 1 se muestran las emisiones totales de CO<sub>2-Eq</sub> y PM<sub>2.5</sub> del ACV para vehículos livianos de transporte de pasajeros usadas en Bogotá. Se puede observar que hay un aumento en las emisiones los VE durante el fenómeno de El Niño. Se estima un incremento del 38 % en CO<sub>2-Eq</sub>, mientras que para PM<sub>2.5</sub> es del 57 %.

<sup>3</sup> (ENTER.CO S.A.S., 2014; Zero Motorcycles, 2017)

<sup>4</sup> (Bikelec, 2014; Legend eBikes, 2016)

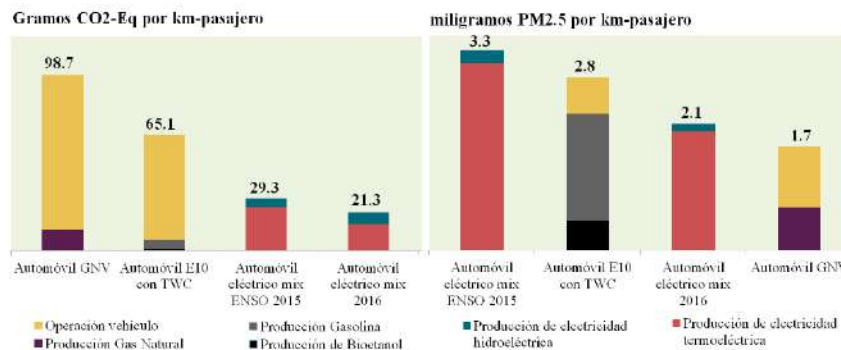
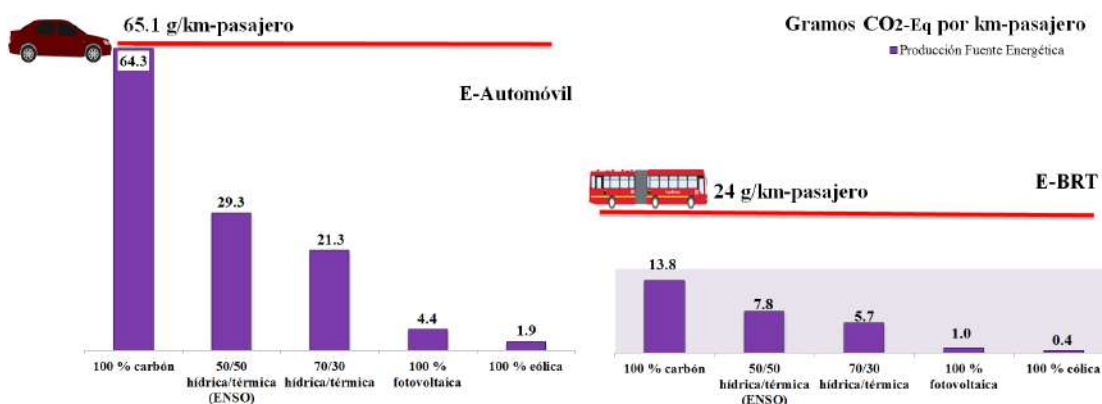


Figura 1. Emisiones totales de CO<sub>2</sub>-Eq (gramos/kilómetro-pasajero transportado) y PM<sub>2.5</sub> (miligramos/kilómetro-pasajero transportado) del ACV para los vehículos de transporte de pasajeros en Bogotá. E10: mezcla 10% bioetanol en gasolina; TWC: *Three way catalyst* (Catalizador de tres vías).

Pese al incremento de las emisiones los VE livianos durante el fenómeno de El Niño, las emisiones de CO<sub>2-Eq</sub> son inferiores a las originadas por los vehículos de motor de combustión interna. Por su parte, las emisiones de PM<sub>2.5</sub> se ubican por encima del automóvil a gasolina; no obstante, los valores se sitúan dentro del mismo rango 3.3 frente 2.8 mg/km-pasajero (Figura 1).

De modo general el uso de energía eléctrica tiene un impacto positivo en la reducción de las emisiones de CO<sub>2-Eq</sub> (Figura 2). Sin embargo, en el caso del PM<sub>2.5</sub> el uso de energía 100 % fotovoltaica en un automóvil tiene mayores emisiones que las de un vehículo convencional que opera con gasolina (mezcla E10), estas emisiones se originan principalmente por las materias primas utilizadas en la fabricación del panel solar; este resultado es más favorable para los buses del sistema BRT (*Bus Rapid Transit*) eléctricos, debido a la cantidad de pasajeros que transporta (Figura 2). Adicionalmente, se encuentra que las emisiones de los autobuses eléctricos en condiciones normales (70% de energía hidroeléctrica y 30% termoeléctrica) están muy por debajo de las emisiones de todos los otros VCI (automóviles particulares y autobuses). En estas condiciones, las emisiones por kilómetro y por pasajero de un VE están en el mismo nivel de emisiones de los autobuses convencionales de transporte público.



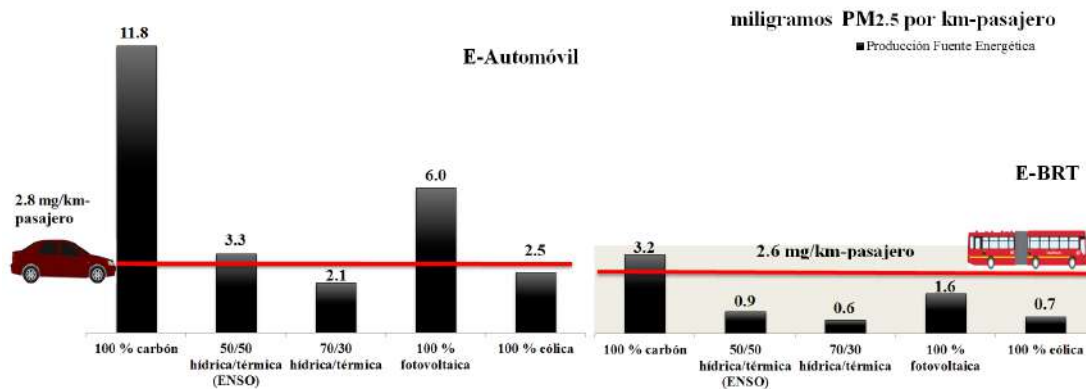


Figura 2. Emisiones ACV de diferentes fuentes de generación de electricidad para los vehículos de transporte de pasajeros eléctricos: Automóvil y BRT (*Bus Rapid Transit*). 50 % hidroeléctrica - 50 % termoeléctrica representa el mix de generación del año 2015 (ENSO) y 70 % hidroeléctrica - 30 % termoeléctrica representa el mix de generación del año 2016. Superior: Emisiones de CO<sub>2-Eq</sub> (gramos/kilómetro-pasajero transportado); Inferior: Emisiones de PM<sub>2.5</sub> (miligramos/kilómetro-pasajero transportado).

#### 4. CONCLUSIONES

Por medio del análisis de ciclo de vida del pozo a las ruedas realizado se puede concluir que durante el fenómeno de El Niño las emisiones de CO<sub>2-Eq</sub> de un vehículo eléctrico (VE) se incrementan en un 38 %, mientras que para PM<sub>2.5</sub> el incremento es del 57 %. De igual modo, para los buses de tránsito rápido eléctricos (e-BRT) se tienen un incremento del 37 % de las emisiones de CO<sub>2-Eq</sub> y del 50 % en PM<sub>2.5</sub>. Aunque las emisiones de un VE durante este fenómeno se incrementan estas siguen estando por debajo de las emisiones de los vehículos de motor de combustión interna (VCI) para los contaminantes y categorías de vehículo analizados, con excepción del automóvil eléctrico donde las emisiones de PM<sub>2.5</sub> se ubican 15 % por encima del automóvil a gasolina. Por último, el uso de energía solar tiene un potencial para la reducción de emisiones de CO<sub>2-Eq</sub>, pero se tienen mayores emisiones de PM<sub>2.5</sub> comparados con los demás modos de generación de electricidad.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias a la Convocatoria 753 de 2016 de Colciencias para la formación de capital humano del Departamento de Norte de Santander; el Grupo de Investigación Calidad del Aire de la Universidad Nacional de Colombia; y al Centro Suizo para Inventarios de Análisis de Ciclo de Vida (*Swiss Centre for Life Cycle Inventories*).

#### 6. REFERENCIAS

Bergthorson, J. M., & Thomson, M. J. (2014). A review of the combustion and emissions properties of advanced transportation biofuels and their impact on existing and future engines. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1–46. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.034>

Bikelec. (2014). La eficiencia energética de las bicicletas eléctricas. Retrieved March 21, 2017, from <https://www.bikelec.es/blog/la-eficiencia-energetica-de-las-bicicletas-electricas/>

Cuellar, Y., Buitrago-Tello, R., & Belalcazar-Ceron, L.-C. (2016). Life cycle emissions from a bus rapid transit system and comparison with other modes of passenger transportation. *CT&F - Ciencia, Tecno-*

*logía Y Futuro*, 6(3), 25–36.

Dryer, F. L. (2015). Chemical kinetic and combustion characteristics of transportation fuels. *Proceedings of the Combustion Institute*, 35(1), 117–144. <http://doi.org/10.1016/j.proci.2014.09.008>

ENTER.CO S.A.S. (2014). Moto Eléctrica Zero DS. Retrieved March 21, 2017, from <http://www.enter.co/cultura-digital/el-popurri/estos-son-los-vehiculos-electricos-que-usara-la-policia-colombiana/>

Faria, R., Marques, P., Moura, P., Freire, F., Delgado, J., & de Almeida, A. T. (2013). Impact of the electricity mix and use profile in the life-cycle assessment of electric vehicles. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 271–287. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.063>

Faria, R., Moura, P., Delgado, J., & de Almeida, A. T. (2012). A sustainability assessment of electric vehicles as a personal mobility system. *Energy Conversion and Management*, 61, 19–30. <http://doi.org/10.1016/j.enconman.2012.02.023>

Fuglestedt, J. S., Shine, K. P., Berntsen, T., Cook, J., Lee, D. S., Stenke, A., ... Waitz, I. a. (2010). Transport impacts on atmosphere and climate: Land transport. *Atmospheric Environment*, 44(37), 4648–4677. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.04.044>

Gao, L. & Winfield, Z. C. (2012a). Life Cycle Assessment of Environmental and Economic Impacts of Advanced Vehicles. *Energies*, 5(12), 605–620. <http://doi.org/10.3390/en5030605>

Gao, L., & Winfield, Z. C. (2012b). Life cycle assessment of environmental and economic impacts of advanced vehicles. *Energies*, 5(12), 605–620. <http://doi.org/10.3390/en5030605>

García Sánchez, J. A., López Martínez, J. M., Lumbreras Martín, J., Flores Holgado, M. N., & Aguilar Morales, H. (2013). Impact of Spanish electricity mix, over the period 2008–2030, on the Life Cycle energy consumption and GHG emissions of Electric, Hybrid Diesel-Electric, Fuel Cell Hybrid and Diesel Bus of the Madrid Transportation System. *Energy Conversion and Management*, 74, 332–343. <http://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.05.023>

ISO. (2006). ISO 14040: Environmental Management —Life Cycle Assessment— Principles and Framework. Ginebra: ISO.

Kalghatgi, G. T. (2015). Developments in internal combustion engines and implications for combustion science and future transport fuels. *Proceedings of the Combustion Institute*, 35(1), 101–115. <http://doi.org/10.1016/j.proci.2014.10.002>

Lang, J., Cheng, S., Zhou, Y., Zhao, B., Wang, H., & Zhang, S. (2013). Energy and Environmental Implications of Hybrid and Electric Vehicles in China. *Energies*, 6(5), 2663–2685. <http://doi.org/10.3390/en6052663>

Legend eBikes. (2016). ¿Cuántos kilómetros puedo recorrer con una bicicleta eléctrica? Retrieved March 21, 2017, from <https://legendebikes.com/consejos-bicis-electricas/autonomia-bicicleta-electrica/>

Lucas, A., Alexandra Silva, C., & Costa Neto, R. (2012). Life cycle analysis of energy supply infrastructure for conventional and electric vehicles. *Energy Policy*, 41, 537–547. <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.11.015>

Ma, H., Balthasar, F., Tait, N., Riera-Palou, X., & Harrison, A. (2012). A new comparison between the life cycle greenhouse gas emissions of battery electric vehicles and internal combustion vehicles. *Energy Policy*, 44, 160–173. <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.01.034>

Messagie, M., Boureima, F.-S., Coosemans, T., Macharis, C., & Mierlo, J. (2014). A Range-Based Vehicle Life Cycle Assessment Incorporating Variability in the Environmental Assessment of Different Vehicle Technologies and Fuels. *Energies*, 7(3), 1467–1482. <http://doi.org/10.3390/en7031467>

Streimikiene, D., Baležentis, T., & Baležentienė, L. (2013). Comparative assessment of road transport technologies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 20, 611–618. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2012.12.021>

Subdirección de Energía Eléctrica – Grupo de Generación. (2015). *Informe Mensual de Variables de Generación y del Mercado Eléctrico Colombiano – Diciembre de 2015*. Bogotá D.C. Retrieved from [http://www.siel.gov.co/portals/0/generacion/2015/Seguimiento\\_Variables\\_Diciembre\\_2015.pdf](http://www.siel.gov.co/portals/0/generacion/2015/Seguimiento_Variables_Diciembre_2015.pdf)

Unidad de planeación Minero Energética (UPME). (2016). *Informe Mensual de Variables de Generación y del Mercado Eléctrico Colombiano - Diciembre de 2016*. Subdirección de Energía Eléctrica - Grupo Generación. Bogotá D.C. Retrieved from [http://www.siel.gov.co/portals/0/generacion/2016/Segui\\_variables\\_dic\\_2016.pdf](http://www.siel.gov.co/portals/0/generacion/2016/Segui_variables_dic_2016.pdf)

Zero Motorcycles. (2017). Zero Motorcycles. Retrieved August 2, 2017, from <http://www.zeromotorcycles.com/es/zero-ds-ficha-tecnica>



## HACIA UNA MOVILIDAD SOSTENIBLE EN BOGOTÁ, COLOMBIA

## TOWARDS A SUSTAINABLE MOBILITY IN BOGOTÁ, COLOMBIA

Cuéllar, Yohén<sup>1</sup>; Belalcázar, Luis Carlos<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: [lcbelalcazar@unal.edu.co](mailto:lcbelalcazar@unal.edu.co)

### RESUMEN

Los vehículos constituyen la principal fuente de contaminación del aire en las ciudades. Este trabajo busca encontrar modos de transporte de pasajeros más sostenibles para Bogotá. Se aplicó la metodología análisis de ciclo de vida (ACV). Se utilizó el software OpenLCA®; la base de datos de Ecoinvent y toda la información disponible en la ciudad. Se evaluaron vehículos convencionales de gasolina, diésel y gas natural (automóviles particulares, taxis, motocicletas, autobuses públicos y BTR –Buses de Tránsito Rápido-). También se evaluaron vehículos eléctricos (e-motocicletas, e-carros, e-BTR y e-bicicletas) utilizando la generación actual de electricidad (70% de energía hidroeléctrica y 30% termoeléctrica), 100% eólica y 100% solar. Se consideraron las categorías de impacto: cambio climático (CO<sub>2-Eq</sub>) y calidad del aire (emisiones de PM<sub>2.5</sub>). La unidad funcional es la masa de contaminante por kilómetro y por pasajero transportado (masa/km-pasajero). Los resultados muestran que los automóviles y las motocicletas producen las mayores emisiones. Las emisiones más bajas se consiguen mediante e-bicicletas seguidas del e-BTR.

### ABSTRACT

Vehicles are the main source of air pollution in cities. This work looks for to find the most sustainable modes of passenger transportation for Bogotá, Colombia. The life cycle assessment (LCA) methodology was applied. OpenLCA® software, the Ecoinvent database and all the information available in the city was used. Conventional gasoline, diesel and natural gas vehicles (private cars, taxis, motorcycles, public buses and BRT- Bus Rapid Transit) were evaluated. Electric vehicles (e-motorcycles, e-cars, e-BTRs and e-bikes) were also evaluated using current electricity generation (70% hydroelectric and 30% thermoelectric), 100% wind and 100% solar. The categories of impact: climate change (CO<sub>2-Eq</sub>) and air quality (PM<sub>2.5</sub> emissions) were considered. The functional unit was mass of the pollutant per kilometer and per passenger transported (mass/km-passenger). The results show that passenger cars and motorcycles produce the highest emissions. The lowest emissions are achieved by e-bikes followed by e-BTR.

**PALABRAS CLAVE** (Calidad del aire, Cambio climático, e-movilidad, vehículos eléctricos, fuentes de energía alternativas)

**KEY WORDS** (Air quality, climate change, e-mobility, electric vehicles, alternative sources of energy)

## 1. INTRODUCCION

El desarrollo de los vehículos de motor de combustión interna, especialmente los automóviles, es uno de los mayores logros de la tecnología moderna. Los automóviles han hecho grandes contribuciones al crecimiento de la sociedad satisfaciendo muchas de sus necesidades de movilidad en la vida cotidiana. Sin embargo, los vehículos automotores se han convertido en una fuente importante de contaminantes del aire en los ambientes urbanos (Bergthorson & Thomson, 2014; Dryer, 2015; Fuglestvedt et al., 2010; Kalghatgi, 2015). En este aspecto, dentro de las políticas para la reducción de emisiones propuestas a nivel mundial se destacan el aumento del apoyo a la generación de energía renovable no térmica, mejorar el transporte público, planificación urbana y apoyo a los combustibles alternativos para el transporte (IEA - International Energy Agency -, 2016). Pese a que las medidas técnicas ofrecen un potencial de reducción (Fuglestvedt et al., 2010), los diferentes modos de transporte difieren en su impacto ambiental, y los factores de emisión varían dependiendo de la tecnología (IEA - International Energy Agency -, 2016). Del mismo modo, se debe destacar que las emisiones no solo se dan por el tubo de escape del vehículo, también se generan en la producción de la fuente energética y su transporte (Cuellar, Buitrago-Tello, & Belalcazar-Ceron, 2016).

Debido a los impactos provocados por los vehículos una evaluación del desempeño del transporte urbano de pasajeros es relevante. En este sentido, para evaluar y comparar los impactos ambientales potenciales en toda la cadena se puede aplicar la metodología Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Un ACV evalúa los impactos ambientales potenciales asociados a un producto o proceso abarcando desde las etapas de extracción de los recursos hasta su uso previsto, disposición, reciclaje o reúso (ISO, 2006). Los ACV han sido ampliamente utilizados como herramienta para la evaluación del impacto de varios combustibles y fuentes energéticas vehiculares en distintos escenarios; los ACV de combustibles para el transporte son generalmente denominados análisis *Well-to-Wheels* (WTW) o del pozo a las ruedas (Gao & Winfield, 2012; Messagie, Boureima, Coosemans, Macharis, & Mierlo, 2014).

El objetivo de este trabajo fue evaluar las emisiones de diferentes modos de transporte de pasajeros de Bogotá aplicando la metodología análisis de ciclo de vida (ACV) del pozo a las ruedas. Se evaluaron vehículos convencionales de combustión interna a gasolina, diésel y gas natural (automóviles particulares, taxis, motocicletas, autobuses públicos y BTR –Buses de Tránsito Rápido-). También se incluyen vehículos eléctricos (e-motocicletas, e-carros, e-BTR y e-bicicletas) utilizando la generación actual de electricidad (70 % de energía hidroeléctrica y 30 % de combustibles fósiles), 100 % energía eólica y 100 % de energía solar). Se usó el software OpenLCA®, la base de datos Ecoinvent y la información disponible en la ciudad. Se consideraron las categorías de impacto: cambio climático ( $\text{CO}_{2\text{-Eq}}$ ) y calidad del aire ( $\text{PM}_{2.5}$ ). Se utilizó la unidad funcional masa de contaminante por kilómetro y por pasajero transportado (masa/km-pasajero).

## 2. MATERIALES Y METODOS

Se siguió la metodología empleada por Cuellar et al. (2016). Los límites de sistema comprenden la cadena completa de producción de los combustibles fósiles, biocombustibles y electricidad: extracción de materias primas, transporte, cultivo de biomasa, producción, transporte, distribución y uso como fuente energética en un vehículo, entre otros. En la Tabla 1 se muestran los Factores de emisión, la economía de combustible y la capacidad (número de pasajeros/vehículo-km) para la flota vehicular evaluada.



Con el fin de tener en cuenta todas las emisiones relacionadas con la producción de electricidad se seleccionaron las tecnologías de energía renovable más comunes (solar, eólica, hidroeléctrica). La generación de energía eléctrica en Colombia se da principalmente por hidroeléctricas, en el año 2016 se registró una contribución del 69.9 % hidráulica, 12.6 % gas natural, 8.2 % carbón, 8.6 % combustibles líquidos derivados del petróleo, 0.1 % eólica y 0.6 % biomasa (Unidad de planeación Minero Energética (UPME), 2016).

Tabla 1. Factores de emisión, economía de combustible y número de pasajeros/vehículo-km para la flota vehicular de Bogotá (Adaptado de: Cuellar *et al.* (2016))

Vehículos		Factores de emisión operación (gkm <sup>-1</sup> )		Economía de Combustible		Pasajeros/vehículo-km
Criterio de clasificación	Fuente de energía	CO <sub>2</sub>	PM2.5	Valor	unidad	
Bus GNV 120 pasajeros	GNV	1889.7	3.15E-08	1	km/m <sup>3</sup>	120
BTR TransMilenio B5	Diésel	3428.9	0.286	0.7	km/L	160
Bus B5 35-60 pasajeros	Diésel	787.0	1.21	3.4	km/L	60
Taxi GN	GN	241	0.003	7.2	km/m <sup>3</sup>	3
Automóvil E10 con TWC ; >1400 c.c.	Gasolina	312	0.003	7	km/L	5
Motocicleta 4T < 150 cm3	Gasolina	149.8	0.008	10.9	km/L	2
BTR TransMilenio Eléctrico	Electricidad	N/A	N/A	0.5	km/kWh	160
Automóvil Eléctrico	Electricidad	N/A	N/A	5	km/kWh	4
Motocicleta Eléctrica	Electricidad	N/A	N/A	17.8 <sup>5</sup>	km/kWh	2
Bicicleta Eléctrica	Electricidad	N/A	N/A	159 <sup>6</sup>	km/kWh	1

### 3.RESULTADOS

Los resultados muestran que los vehículos privados convencionales y las motocicletas producen las mayores emisiones de contaminantes por pasajero (Figura 1). Las emisiones de los autos eléctricos (70 % de la energía hidroeléctrica y 30 % termoeléctrica) se sitúan al mismo nivel de los autobuses de transporte público del sistema BTR: 21.3 frente a 24.0 g/km-pasajero para CO<sub>2,Eq</sub>, y 2.6 frente a 2.1 mg/km-pasajero para PM<sub>2.5</sub>. Del mismo modo, se encuentra similitud entre las emisiones de PM<sub>2.5</sub> de los automóviles livianos eléctricos y los vehículos con motor a gasolina: 2.1 frente a 2.8 mg/km-pasajero.

Las emisiones más bajas de CO<sub>2,Eq</sub> por pasajero se consiguen mediante e-bicicletas seguidas del e-BTR: 2.7 y 5.7 g/km-pasajero, respectivamente (Figura 1); mientras que para PM<sub>2.5</sub> las menores emisiones se dan para el Bus a Gas Natural de 120 pasajeros, seguido de la e-bicicleta: 0.3 y 0.1 mg/km-pasajero, respectivamente (Figura 1).

La Tabla 2 muestra las reducciones en porcentaje en las emisiones de CO<sub>2,Eq</sub> y PM<sub>2.5</sub> alcanzadas al cambiar de un bus BRT y un automóvil convencional hacia otros modos como el e-BRT, el e-automóviles y el bus a gas natural de 120 pasajeros. En esta se evidencia que los mayores porcentajes se logran

<sup>5</sup> (ENTER.CO S.A.S., 2014; Zero Motorcycles, 2017)

<sup>6</sup> (Bikelec, 2014; Legend eBikes, 2016)

al pasar del automóvil hacia los buses. Por su parte, cambiar un BRT diésel por un e-BRT traería una reducción del 76 % de las emisiones de  $CO_{2-Eq}$ ; mientras que cambiar de un BRT diésel hacia un bus a gas natural de 120 pasajeros traería una reducción del 96 % de las emisiones de  $PM_{2.5}$ .

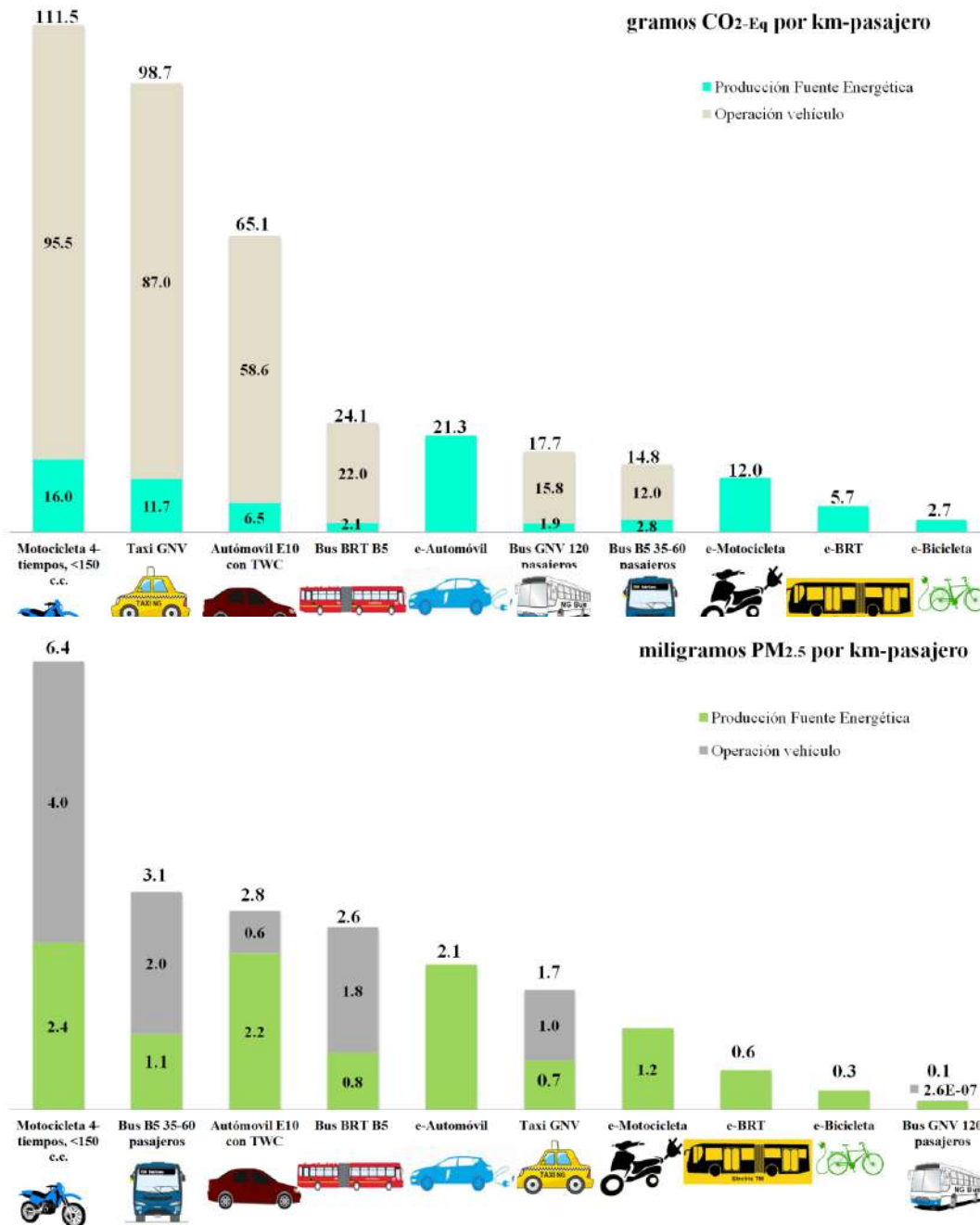


Figura 1. Emisiones totales del ACV para los vehículos de transporte de pasajeros en Bogotá. E10: mezcla 10 % bioetanol en gasolina; B5: mezcla 5 % biodiésel en diésel; TWC: *Three way catalyst* (Catalizador de tres vías). Superior: Emisiones de  $CO_{2-Eq}$  (gramos/kilómetro-pasajero transportado); Inferior: Emisiones de  $PM_{2.5}$  (miligramos/kilómetro-pasajero transportado).

Tabla 2. Porcentaje de reducción de emisiones de CO<sub>2-Eq</sub> y PM<sub>2.5</sub> al cambiar de un bus BRT y un automóvil convencional hacia el e-BRT, el e-automóviles y el bus a gas natural de 120 pasajeros

	Emisiones CO <sub>2-Eq</sub>			Emisiones PM <sub>2.5</sub>		
	e-Automóvil	e-BRT	Bus GNV 120 pasajeros	e-Automóvil	e-BRT	Bus GNV 120 pasajeros
Bus BRT B5	11%	76%	26%	21%	79%	96%
Automóvil E10 con TWC	67%	91%	73%	27%	81%	96%

#### 4. CONCLUSIONES

Del análisis de ciclo de vida (ACV) del pozo a las ruedas realizado se puede concluir que los automóviles y las motocicletas producen las mayores emisiones por kilómetro y pasajero transportado. Las emisiones de CO<sub>2-Eq</sub> de los automóviles livianos eléctricos son similares a las de los autobuses de transporte público del sistema BTR; mientras que en el caso del PM<sub>2.5</sub> estas se acercan a las de los vehículos con motor a gasolina. Se debe decir que las emisiones más bajas de CO<sub>2-Eq</sub> se consiguen mediante la e-bicicleta seguida de los buses del sistema buses de tránsito rápido de Bogotá eléctricos (e-BTR).

Finalmente, se concluye que las políticas deben centrarse en la expansión de los sistemas de transporte masivos (BTR, e-BTR, Buses a gas natural).

Se recomiendan evaluaciones adicionales para identificar los modos más convenientes de transporte de pasajeros (ACV incluyendo la fabricación de los vehículos, *Life Cycle Costing*, entre otros).

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias a la Convocatoria 753 de 2016 de Colciencias para la formación de capital humano del Departamento de Norte de Santander; el Grupo de Investigación Calidad del Aire de la Universidad Nacional de Colombia; y al Centro Suizo para Inventarios de Análisis de Ciclo de Vida (*Swiss Centre for Life Cycle Inventories*).

#### 6. REFERENCIAS

Bergthorson, J. M., & Thomson, M. J. (2014). A review of the combustion and emissions properties of advanced transportation biofuels and their impact on existing and future engines. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1–46. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.034>

Bikelec. (2014). La eficiencia energética de las bicicletas eléctricas. Retrieved March 21, 2017, from <https://www.bikelec.es/blog/la-eficiencia-energetica-de-las-bicicletas-electricas/>

Cuellar, Y., Buitrago-Tello, R., & Belalcazar-Ceron, L.-C. (2016). Life cycle emissions from a bus rapid transit system and comparison with other modes of passenger transportation. *CT&F - Ciencia, Tecnología Y Futuro*, 6(3), 25–36.

Dryer, F. L. (2015). Chemical kinetic and combustion characteristics of transportation fuels. *Proceedings of the Combustion Institute*, 35(1), 117–144. <http://doi.org/10.1016/j.proci.2014.09.008>

ENTER.CO S.A.S. (2014). Moto Eléctrica Zero DS. Retrieved March 21, 2017, from <http://www.enter.co/cultura-digital/el-popurri/estos-son-los-vehiculos-electricos-que-usara-la-policia-colombiana/>

Fuglestvedt, J. S., Shine, K. P., Berntsen, T., Cook, J., Lee, D. S., Stenke, A., ... Waitz, I. a. (2010). Transport impacts on atmosphere and climate: Land transport. *Atmospheric Environment*, 44(37), 4648–4677. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.04.044>

Gao, L., & Winfield, Z. C. (2012). Life cycle assessment of environmental and economic impacts of advanced vehicles. *Energies*, 5(12), 605–620. <http://doi.org/10.3390/en5030605>

IEA - International Energy Agency -. (2016). *Energy and Air Pollution. World Energy Outlook - Special Report*. Retrieved from <http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/WorldEnergyOutlookSpecialReport2016EnergyandAirPollution.pdf>

ISO. (2006). ISO 14040: Environmental Management –Life Cycle Assessment– Principles and Framework. Ginebra: ISO.

Kalghatgi, G. T. (2015). Developments in internal combustion engines and implications for combustion science and future transport fuels. *Proceedings of the Combustion Institute*, 35(1), 101–115. <http://doi.org/10.1016/j.proci.2014.10.002>

Legend eBikes. (2016). ¿Cuántos kilómetros puedo recorrer con una bicicleta eléctrica? Retrieved March 21, 2017, from <https://legendebikes.com/consejos-bicis-electricas/autonomia-bicicleta-electrica/>

Messagie, M., Boureima, F.-S., Coosemans, T., Macharis, C., & Mierlo, J. (2014). A Range-Based Vehicle Life Cycle Assessment Incorporating Variability in the Environmental Assessment of Different Vehicle Technologies and Fuels. *Energies*, 7(3), 1467–1482. <http://doi.org/10.3390/en7031467>

Unidad de planeación Minero Energética (UPME). (2016). *Informe Mensual de Variables de Generación y del Mercado Eléctrico Colombiano - Diciembre de 2016. Subdirección de Energía Eléctrica - Grupo Generación*. Bogotá D.C. Retrieved from [http://www.siel.gov.co/portals/0/generacion/2016/Segui\\_variables\\_dic\\_2016.pdf](http://www.siel.gov.co/portals/0/generacion/2016/Segui_variables_dic_2016.pdf)

Zero Motorcycles. (2017). Zero Motorcycles. Retrieved August 2, 2017, from <http://www.zeromotorcycles.com/es/zero-ds-ficha-tecnica>



**CASAP 2017**

**Santiago de Cali, Colombia**

**Septiembre 6-8  
2017**

**Dinámicas Atmosféricas**



## 20 AÑOS DE ESTUDIO DE CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES EN LA ATMÓSFERA

Dr Esteban Abad  
Laboratorio de Dioxinas, Dept. Química Ambiental  
IDÆA-CSIC  
España

En esta presentación se muestran algunos de los hallazgos más importantes obtenidos tras la ejecución de un proyecto de investigación cuyo principal objetivo es el estudio de los niveles de algunas familias de contaminantes orgánicos persistentes (COP), incluyendo las policlorodibenzo-p-dioxinas y los policlorodibenzofuranos (PCD-D/F), más comúnmente conocidos como dioxinas y furanos, en un período superior a 20 años, en Catalunya, España. Se trata de uno de los proyectos de mayor envergadura en cuanto a tiempo de monitoreo como en número de localizaciones y muestras analizadas que se pueda documentar en la literatura científica. En general, las conclusiones ponen de manifiesto un descenso generalizado de los niveles de dioxinas y furanos en aire ambiente, en la mayoría de los puntos estudiados. Este hecho va en línea con otros trabajos similares y, en consonancia, con la aplicación de medidas paliativas que se han aplicado sobre fuentes antropogénicas bien identificadas de formación de dioxinas, relacionado con procesos térmicos que implican reacciones de combustión.





## CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR POLUENTES ORGÁNICOS PERSISTENTES EN LATINOAMÉRICA: USO DE MUESTREADORES PASIVOS

Karina S.B Miglioranza  
Lab. de Ecotoxicología, y Contaminación Ambiental FCEyN,  
Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina  
[kmiglior@mdp.edu.ar](mailto:kmiglior@mdp.edu.ar)

La Red Latinoamericana de Muestreo Atmosférico Pasivo (LAPAN) se ha establecido para permitir estudios a largo plazo de las tendencias espaciales y temporales de los contaminantes atmosféricos a escala regional de una manera sostenible y rentable. También permitirá a los países signatarios cumplir con las exigencias del Convenio de Estocolmo (SC) sobre la identificación de las principales fuentes y proporcionar datos comparables sobre la contaminación por COP. Además, se consideran otros contaminantes como los actuales pesticidas usados (CUP). La red emplea muestreadores pasivos constituidos por un cilindro de malla de acero inoxidable lleno de XAD-2 (resina de copolímero de estireno / divinilbenceno). Los muestreadores atmosféricos pasivos se han implementado en los países de América Latina desde 2010. Hasta ahora, la red opera 73 sitios, cubriendo áreas con diferentes antecedentes (de bajo impacto (remoto), urbano, industrial y rural) incluyendo Argentina, Bolivia, Brasil, Colombia, Chile, Ecuador, Perú, Uruguay, Venezuela y Honduras. Además, se incluyeron sitios de la Antártida. Treinta y nueve congéneres de PCB, veintisiete plaguicidas organoclorados (DDT, endosulfanos, clordanos, drins, metoxicloro, heptalaxtros, HCH, mirex y HCB) y tres CUP (diclofluanida, clorotalonil y trifluralina) se cuantificaron utilizando un GC Perkin Elmer Clarus 500 Cromatógrafo de gases equipado con un detector de captura de electrones 63Ni (ECD) y GC/MS Perkin Elmer Clarus 680 SQ-8T. En general, los niveles de contaminantes atmosféricos (fase de gas) siempre fueron más altos en los sitios urbanos y rurales que en los de bajo impacto. Bahía Blanca (Argentina) mostró los niveles más altos de DDT, endosulfán, PCB y PBDE, mientras que Puerto Maldonado (Perú) presentó los niveles más altos de clordano.  $\Sigma$ PCB estaban presentes en todos los sitios con concentraciones que varían de 3 a 29.1  $\text{pg m}^{-3}$ . Las áreas agrícolas y urbanas mostraron los niveles más altos de PCB (29.1  $\text{pg m}^{-3}$ ). Aunque los niveles de PBDE fueron bajos (variaron desde <DL a 8.2  $\text{pg m}^{-3}$ ) en todos los sitios de muestreo, se observó un predominio de los compuestos bromados inferiores. Entre los CUP, Diclofluanida y Trifluralina exhibieron las concentraciones más altas con un nivel máximo de 10.2 y 10.1  $\text{pg m}^{-3}$ , respectivamente. Los endosulfanos (<DL a 81.2  $\text{pg m}^{-3}$ ) y  $\Sigma$ DDT (<DL-104.3  $\text{pg m}^{-3}$ ) presentaron los niveles más altos en áreas urbanas y agrícolas debido probablemente a su uso reciente e ilegal, respectivamente. Los niveles encontrados en áreas de bajo impacto fueron similares a los reportados para sitios remotos de Chile (4 a 7  $\text{pg m}^{-3}$ ) 15 y Australia (<DL a 1  $\text{pg m}^{-3}$ ) 16, bajo la red GAPS. Las concentraciones de otros plaguicidas organoclorados ( $\text{pg m}^{-3}$ ) fueron bajas, dentro de los siguientes rangos:  $\Sigma$ HCH (<DL- 4.8  $\text{pg m}^{-3}$ ), heptacloros (<DL - 9.8  $\text{pg m}^{-3}$ ), clordanos (<DL - 8.9  $\text{pg m}^{-3}$ ), y Drins, Mirex y Methoxichlor fueron <DL en todos los sitios. Estos resultados proporcionan los primeros indicios de cambios en las concentraciones de los productos químicos inicialmente enumerados en el Convenio de Estocolmo, así como información de referencia sobre los COP recientemente incluidos.



## UNA PRIMERA ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE MATERIAL PARTICULADO ASOCIADAS A LA PRODUCCIÓN DE PETRÓLEO EN LA ORINOQUIA COLOMBIANA

### A FIRST ESTIMATION OF PARTICULATE MATTER EMISSIONS ASSOCIATED WITH OIL PRODUCTION IN COLOMBIAN ORINOQUIA

Alberto Díaz<sup>1</sup>; Rodrigo Jimenez<sup>2</sup>, Andrea J. Hernández<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional de Colombia – Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación en Calidad del Aire, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: [rjimenezp@unal.edu.co](mailto:rjimenezp@unal.edu.co)

#### RESUMEN

Dada la relevancia del material particulado para la salud y del sector hidrocarburos para la renta del país, la importancia de la optimización energética y por tanto de los impactos ambientales de la producción de Hidrocarburos en Colombia es relevante, a pesar que el país se encuentre o no en bonanza petrolera ya que de igual forma seguirá generando Gases de Efecto invernadero- GEI y partículas perjudiciales a la salud y al ambiente, principalmente por el consumo de combustibles fósiles requeridos para obtener la energía suficiente de extracción del crudo. Se estima el consumo de potencia para cada campo en la Orinoquia Colombiana a partir de los conceptos básicos de la dinámica de fluidos y las emisiones de material particulado ( $PM_{10}$ ) con el factor de emisión de la EPA asociadas a la producción de hidrocarburos. Presentando así unas emisiones aproximadas de 33.000 Ton/año de  $PM_{10}$ .

#### ABSTRACT

Given the relevance of particulate matter for health and the hydrocarbons sector for the country's income and social support, the importance of the energy optimization and therefore of the environmental impacts of the production of Hydrocarbons in Colombia is relevant despite the fact that the country is or is not in oil boom since it will also continue to generate GHG and particles harmful to health and the environment by the Consumption of fossil fuels required to obtain sufficient energy to the extraction of crude oil. The power consumption for each field in the Colombian Orinoquia is estimated from the basic concepts of fluid dynamics and emissions of particulate matter ( $PM_{10}$ ) with the EPA emission factor associated with hydrocarbon production. Thus presenting approximately emissions of 33,000 Ton / year  $PM_{10}$ .

**PALABRAS CLAVE** Orinoquia, Producción petrolera, Emisiones de  $PM_{10}$ , Factor de actividad, Factor de emisión.

**KEYWORDS** Orinoquia, oil production,  $PM_{10}$  emission, activity data, emission factor

## 1. INTRODUCCION

La contaminación atmosférica causa más de dos millones de muertes prematuras cada año a nivel global (World Health Organization, 2006) y cerca de 6.000 muertes al año en Colombia (BM, 2008). Por ejemplo un aumento de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$  en la concentración diaria implica un incremento de mortalidad del 1% (WHO, 2000).

Para el año 2014 en el mundo se produjo cerca de 93.201 KBPD (U.S. Energy Information Administration, 2015) y en Colombia 1.009 KBPD (ANH, 2015), dejando entre vista una participación representativa de Colombia en la producción mundial de petróleo. A nivel nacional la producción hidrocarburífera aumentó un 28% entre el año 2010 y 2014 (ANH, 2014), valor que tendrá que aumentar para cubrir la demanda de petróleo dada por el crecimiento poblacional y el desarrollo industrial y tecnológico, de esta forma el Plan Nacional de Desarrollo 2014-2018 contempla una meta de producción de 1.146 KBPD para el año 2018.

En 2014 la producción petrolera representó entre 5% y 6% del PIB nacional, entre tanto, la participación de la renta derivada del petróleo en los ingresos del gobierno nacional pasó de 10% en 2001 a cerca del 23% en 2013. A nivel regional para el año 2012 el 9% del PIB nacional fue aportado por la Orinoquia, como consecuencia principalmente de los ingresos provenientes del sector de hidrocarburos, equivalente a 60,05 billones de pesos colombianos a precios corrientes (DANE, 2014). Cabe resaltar que la Orinoquia aporta el 74% de la producción nacional de petróleo (ANH, 2015), destacando su importancia como área de estudio en la producción de material particulado asociado a la producción de hidrocarburos en el país.

Siendo un líquido oleoso bituminoso necesario para el mantenimiento de la sociedad actual y una renta tan importante para el país, es de esperarse que el sector hidrocarburífero sea priorizado para aumentar su producción, y la inversión en nuevos proyectos de exploración y producción, dada la caída de los pozos existentes. Y por ende también se incrementarán las emisiones de material particulado asociado al proceso, no obstante con el fin de afrontar el grave problema que ello implica es necesario tener una línea base de la estimación de dichas emisiones a nivel regional desagregada espacialmente para conocer la dimensión del problema y brindar las herramientas para que instituciones públicas y de investigación puedan plantear alternativas de mitigación del cambio climático o de prevención y reducción de la contaminación atmosférica y sus impactos negativos para el país.

## 2. MATERIALES Y METODOS

La información de producción es muy difícil de conseguir y procesar, ya que en gran parte es confidencial y cada campo la reporta de manera individual en formularios no idénticos, ni procesables digitalmente. En total se transcribieron digitalmente cerca de 210 formas oficiales de reporte para hidrocarburos, que cada operador debe presentar a la Agencia Nacional de Hidrocarburos – ANH. Se procesó la forma 9SH: Informe mensual de producción pozos de petróleo y gas, forma 16 CR: Informe mensual sobre ensayos de potencial de pozos de petróleo y la forma 20 CR: Informe mensual sobre inyección de agua para todos los campos activos en la Orinoquia colombiana en el año 2016. Esto permitió levantar la información detallada de producción de petróleo, agua y gas mensual de 210 campos, así como sus proporciones y algunas de sus propiedades PVT, correspondientes a un aproximado de 3741 pozos.

A partir de allí la estimación de la energía requerida por los motores para la extracción de crudo se realizó con un balance general de energía partiendo de los conceptos de la dinámica de fluidos, calculan-

do las pérdidas de fricción mediante la Ecuación de Haaland (Haaland, 1983) y la viscosidad efectiva de la mezcla en emulsión a través del método de Wen (Wen et al., 2016). Por su parte para el cálculo de emisiones se aplicó la AP-42 de la EPA para motores con combustible Diesel correspondiente a  $1.34 \times 10^{-3}$  kg/kWh.

### 3. RESULTADOS

Entre el año 2010 y 2014, la producción de crudo en Colombia aumentó un 28%, aportando entre el 5 y el 6% del PIB Nacional (DANE, 2015), y alcanzando una producción promedio de un poco más de 1 millón de BPD en el año 2015. La participación de la producción petrolera en los ingresos fiscales creció del 10% en el año 2001 al 23% en el año 2013. Dentro de esta producción nacional la Orinoquia aporta aproximadamente el ~75% (ACP, 2015). Las formaciones hidrocarburíferas en esta región contienen petróleo altamente diluido en agua. La producción proviene de 278 campos petroleros activos, la mayoría de los cuales son relativamente remotos y no se encuentran conectados al Sistema Interconectado Nacional de energía eléctrica – SIN.

Los campos no interconectados suplen sus requerimientos de potencia para extracción, separación, tratamiento, bombeo e inyección mediante autogeneración, principalmente con diésel y algunos con gas de campo, generando emisiones sustanciales de GEI y material particulado ( $PM_{10}$ ). El crudo de la zona es pesado, con altas cantidades de agua y en general no fluye naturalmente. En promedio solamente se obtiene 1 barril de petróleo por cada 18 barriles de fluido extraído. Los restantes 17 barriles de agua deben ser tratados e inyectados de nuevo al pozo por razones regulatorias y operacionales (mantenimiento de presión). Según el Informe de Desempeño Ambiental del 2015 para el sector realizado por la Asociación Colombiana del Petróleo - ACP, por cada barril de crudo producido a nivel nacional se generan cerca de 12 barriles de agua.

La información de la producción en Orinoquia que hemos obtenido y procesado (año 2016) totaliza una producción de 716 mil BPD de petróleo y 12 millones de BPD de agua con 210 campos, la cual es volumétricamente comparable a la producción de petróleo de Arabia Saudita (10 millones BPD) o Rusia (11 millones BPD). La mayor parte de la producción de crudo es generada por pequeños y medianos campos, que producen entre 100 y 1000 BPD. La producción modal es de 735 BPD de petróleo y 5079 BPD de agua. La Orinoquia también produjo 12 millones de miles de pies cúbicos - KPC de gas.

La producción de hidrocarburos en la Orinoquia para el año 2015 fue de cerca de 746 KBPD y fue generada por cerca de 278 campos activos, 17 en Arauca, 174 en Casanare y 87 en Meta según el boletín estadístico de la ACP. Una vez organizada y procesada manualmente la información brindada por la Agencia Nacional de Hidrocarburos – ANH para el año 2016, se obtuvo la información de 211 campos repartidos con 23 campos en Arauca de los cuales se reportan 15 activos, 125 en Casanare con 114 activos y 61 en Arauca con 48 activos aproximadamente. Los datos analizados del año 2016, corresponden a una producción promedio de 716 mil BPD de petróleo, 12 millones BPD de agua, y 12 millones de KPC de gas. Mostrando las cifras modales que se observan en la Tabla 1.

Tabla 1: Datos Analizados

Departamento	Petróleo (BPD)	Agua (BPD)	Gas (KPC)	Relación agua/petróleo
Arauca	97,086	4,043,477	9,395,154	41.65
Casanare	160,621	859,921	2,577,160	5.35
Meta	458,700	7,567,908	20,376	16.5
<b>Total</b>	<b>716,407</b>	<b>12,471,306</b>	<b>11,992,690</b>	<b>17.41</b>

El primer resultado relevante es la cantidad de agua extraída para el periodo analizado, que corresponde a 12 millones BPD, equivalente a 1.920.000 m<sup>3</sup>/día, es decir 22 m<sup>3</sup>/s. Cifra similar al caudal promedio de la cuenca media del Río Bogotá (28.45 m<sup>3</sup>/s)<sup>7</sup> o la cantidad de agua necesaria para satisfacer 3 veces el consumo diario de los 8 millones de habitantes de la ciudad de Bogotá (7.1 m<sup>3</sup>/s)<sup>8</sup>.

De los 3741 pozos de la Orinoquia Colombiana, el método de extracción más frecuente es la Bomba Electrosumergible, presente en 2598 pozos, correspondiente al 69%.

Tras haber analizado la actividad, se planteó un modelo matemático para la estimación de las emisiones del proceso basado en el concepto de la dinámica de Fluidos. Este modelo se presenta en la ecuación N° 1.

#### Ecuación N° 1: Modelo Matemático Cálculo de Emisiones

$$\beta_{ij} = \frac{W_{ij}}{W_i} \rightarrow E_i = W_i \sum_j \beta_{ij} * e_j$$

Donde:

- $\beta_{ij}$  = Fracción de potencia con el método de extracción i y el tipo de combustible j.
- $W_{ij}$  = Potencia con el método de extracción i y el tipo de combustible j.
- $W_i$  = Potencia total con el método de extracción i.
- $E_i$  = Emisiones con el método de extracción i.
- $e_j$  = Emisiones con el combustible j.

En la aplicación del modelo se tuvieron en consideración varias suposiciones básicas:

1. El 100% del agua extraída es inyectada en los pozos.
2. Las profundidades por formación se mantienen constantes.
3. Las relaciones Agua/Petróleo se mantienen constantes entre el año 2016 y el año 2015.
4. Para el cálculo de las pérdidas por fricción se calcula una tubería recta desde la superficie hasta la boca de la formación, de longitud igual a la profundidad del pozo, sin pérdidas por accesorios.

La producción diaria se toma como el promedio diario que resulta de la producción mensual registrada en los formularios presentados por los operadores a la ANH.

<sup>7</sup>Tomado en línea: [[http://siteresources.worldbank.org/INTLAC/Resources/257803-1351801841279/ATTOH2UG\\_.pdf](http://siteresources.worldbank.org/INTLAC/Resources/257803-1351801841279/ATTOH2UG_.pdf)]

<sup>8</sup>Tomado en línea: [[http://www.eltiempo.com/Multimedia/especiales/salvar\\_agua\\_bogota/](http://www.eltiempo.com/Multimedia/especiales/salvar_agua_bogota/)]

El total de emisiones de Material particulado para esta primera estimación corresponde a 33,000 ton/año de  $PM_{10}$  generados por la extracción de crudo en la Orinoquia Colombiana.

#### 4. CONCLUSIONES

Se hizo una estimación inicial de la energía calculada a partir del balance general de energía, teniendo en cuenta que la consecución de información ha dificultado bastante el cálculo. Se halló que la extracción de petróleo tiene un aporte significativo en la generación de  $PM_{10}$ , en comparación con la producción de  $PM_{10}$  en Bogotá por fuentes fijas que corresponde a  $1,400 \pm 150$  (Behrentz, 2009).

Se requiere diferenciación de los combustibles fósiles utilizados en cada campo, ya que no en todo el esto permitirá hacer un cálculo más riguroso.

#### 5. REFERENCIAS

ANH. (2008). *Cadena Productiva de los Hidrocarburos*. Bogotá, Colombia.

ANH. (2015). *Estadísticas del Petróleo*. Bogotá, Colombia.

Behrentz, Eduardo, (2009) Elementos Técnicos del Plan Decenal de Descontaminación de Bogotá. Pp 36.

S.E. Haaland (1983). Simple and explicit formulas for the friction factor in turbulent pipe flow, Trans. ASME, JFE 10589.

U.S. Environmental Protection Agency. (2014). Emission Estimation Protocol for Petroleum Refineries. U.S. *Environmental Protection Agency Research*, (May 2011), 250.

Wen, Jiangbo., Zhang, Jinjun. y Wei, Min (2016). Effective viscosity prediction of crude-oil water mixtures with high water fraction.760-770. Doi:1001016/j.petrol.2016.09.052.

World Health Organization. (2006). WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: global update 2005: summary of risk assessment. *Geneva: World Health Organization*, 1–22.





## DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE CONCENTRACIONES DE SO<sub>2</sub> Y SU RELACIÓN CON FUENTES DE EMISIONES Y CONDICIONES METEOROLÓGICAS

### TEMPORAL DISTRIBUTION OF SO<sub>2</sub> CONCENTRATIONS AND THEIR RELATION WITH EMISSION SOURCES AND METEOROLOGICAL CONDITIONS

Cuesta, Andrea<sup>1</sup>; Wahl, Matthew<sup>1</sup>; Aristizábal, Beatriz<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental  
Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales

Autor de correspondencia: [apcuestam@unal.edu.co](mailto:apcuestam@unal.edu.co)

#### RESUMEN

La variación de concentraciones de SO<sub>2</sub> en una ciudad tropical, fue controlada por el efecto de la capa de mezcla y los patrones de viento, al analizar mediciones cada 5 minutos en un periodo de 15 meses. Las condiciones meteorológicas diluyeron y concentraron las emisiones vehiculares e industriales, respectivamente, y permitieron la influencia de emisiones volcánicas del Nevado del Ruíz. La tendencia más consistente se encontró en un pico de concentración en la mañana 7:39 AM  $\pm$  37 min ( $\pm$  SD), observado el 97% de los días analizados ( $n = 405$ ), producto de emisiones vehiculares y su posterior dilución. Se observó también la influencia de emisiones industriales con un pico de concentración en promedio a las 8:13 PM  $\pm$  67 min, el 89% de los días analizados. Este estudio provee una perspectiva de la variación temporal de concentraciones de un contaminante criterio en una ciudad tropical de montaña, y un marco para identificar la influencia de fuentes de emisión.

#### ABSTRACT

Variation of ambient-air sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>) concentration in a tropical Andean city, were controlled by the combined effect of diurnal vertical mixing and orographic wind flow reversal, over 15-month study with 5-minute observations. Meteorological conditions, served to dilute and concentrate vehicular and industrial emissions, and provided a differentiation between them and providing a timeframe to identify volcanic SO<sub>2</sub> influence from Nevado del Ruiz (29.3 km SW of the monitoring station). The most consistent trend was an early concentration and dilution of vehicular SO<sub>2</sub> emissions, resulting in a time-of-concentration averaging at 7:39 AM  $\pm$  37 min ( $\pm$  SD), and occurring on 97% of the days ( $n = 405$ ). Nearly as consistent was the arrival of upslope industrial emissions, with an average time of concentration of 8:13 PM  $\pm$  67 min, occurring on 89% of the days. This study offers a time-of-concentration perspective for a criteria pollutant in a tropical montane setting, and a framework to differentiate SO<sub>2</sub> sources.

**PALABRAS CLAVE** Dióxido de azufre, emisiones antropogénicas, emisión volcánica, capa de mezcla.

**KEY WORDS** sulfur dioxide, anthropogenic emissions, volcanic emission, mixing layer.

## 1. INTRODUCCION

Increases in public exposure levels of  $\text{SO}_2$  are associated with increases in fossil fuel combustion. Man-made  $\text{SO}_2$  emissions occur predominantly close to the earth's surface, and often near population density (Krotkov et. al., 2016). Most public health exposure to  $\text{SO}_2$  results from anthropogenic emissions, because natural  $\text{SO}_2$  sources are mostly volcanic and marine emissions, 13.7% and 18.2% of total  $\text{SO}_2$ , respectively (Textor et. al., 2003).

On regional to local scales, cities and municipalities are developing emission inventories of their vehicular and fixed  $\text{SO}_2$  sources. In this way, bottom-up monitoring can be improved and sampling protocols optimized, filling the information gap between emission sampling and remote sensing. However, little information is available for tropical montane regions like Manizales, Colombia, located on the western slope of the Cordillera Central in the tropical Andes, where in a comparison of anthropogenic sources, most (90%) of the combustion emissions were inventoried to be vehicular versus industrial fixed sources (González et. al., 2017). The emissions of volcanic  $\text{SO}_2$  in Manizales from Nevado del Ruiz (29 km from monitoring station), is dependent on random activity events, and the development of conveying meteorological conditions.

The meteorology of Manizales is characterized by low wind velocity ( $\leq 1.5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{mo}^{-1}$ ), wide diurnal variation in relative humidity (50% - 100%), and temperature ( $12^\circ\text{C}$  -  $24^\circ\text{C}$ ), strong orographic airflow patterns with diurnal rising and nocturnal falling air, steep mountain slopes with intrinsic instability, and the development and collapse of mixing layer (González et al., 2015), that not only function to dilute  $\text{SO}_2$  exposure during its development, but also concentrate exposure with its collapse - like a piston expanding and contracting a parcel of air containing pollutants. The hypothesis is that population centers located midway up the western slope of the Central Cordillera, in the  $5^\circ\text{N}$  Latitude tropical Andes, have a unique mix of climate moderating exposure to manmade and volcanic  $\text{SO}_2$ . Here we offer a detailed record of  $\text{SO}_2$  concentration in the Andean city along with meteorological information, with the goal of highlighting mechanisms important to  $\text{SO}_2$  exposure and analyzing how mixing layer mediation of man-made versus volcanic emissions is different.

## 2. MATERIALS AND METHODS

Located on the western slope of the central Andean range, the climate of Manizales (pop. 368000) is influenced by an oscillation in orographic flow - air moving up-slope during the day and downslope at night. This results in two wind reversals of and associated periods of calm. Wind reversals are periods minimum ventilation - reducing the dispersion of emitted  $\text{SO}_2$  and allowing the gas to become relatively concentrated.

$\text{SO}_2$  is continuously monitored in Manizales by the UV fluorescence method. Inside the  $\text{SO}_2$  analyzer the sample is drawn through a reaction chamber where it is exposed to ultraviolet light, causing any  $\text{SO}_2$  present to fluoresce. The instrument measures the amount of fluorescence to quantify the amount of  $\text{SO}_2$  present in the sample of air. The analyzer measures  $\text{SO}_2$  concentrations in the range of 0 to 500 ppb (0 to  $1310 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ) and is located on the terrace of the local Government building ~20 m above the ground, at a downtown location inside a zone mainly influenced by vehicular emissions.

Concentrations are reported by the analyzer in ppb, each five minute. In order that, 12 data are generated each hour, 288 data per day and more than 105000 data per year. The data generated are correc-

ted to standard conditions using temperature and atmospheric pressure (25 °C and 1.013 hPa). Data-set used in this study consist in 121724 data of SO<sub>2</sub> observations from 16 July, 2014 to 30 September, 2015. For this study, temperature, wind speed and wind direction, relative humidity, solar radiation, and precipitation data from 2014 and 2015 were collected from meteorological station Hospital, measuring each five minute and located 1 km away from the SO<sub>2</sub> analyzer. Data of concentrations were collected and analyzed from July 2014 to August 2015. Data analysis was performed using software R (3.1.3 version) and the Openair library. Statistical and graphical analysis through descriptive statistics and time series plot.

### 3. RESULTS

From the analysis of 405 days of observations, it was possible to identify a strong bimodal pattern of SO<sub>2</sub> concentration along the day: Two intrinsic peaks were detected at 7:39 am ± SD 37 min (morning peak) and 08:13 pm ± SD 67 min (evening peak), with average concentrations of 4.38 µg•m<sup>-3</sup> ± SD 2.26 and 5.09 µg•m<sup>-3</sup> ± SD 3.92, respectively (Figure 1). The morning peak was observed the 97% of days analyzed (n= 405). Its occurrence is associated with vehicular emissions peak according to traffic dynamics, and lower wind speed values registered in average at 7:49 am ± SD 28 min. During the morning peak time, the evolution of mixing layer is still weak and the atmosphere is stable. These conditions stimulate high SO<sub>2</sub> concentration in downtown resulting in a period of higher concentration in the morning. After morning peak, a decrease in SO<sub>2</sub> concentration was observed. This decrease is associated with mixing layer evolution along the day, which generates a dilution effect that reduces concentration and make SO<sub>2</sub> reach its minimum values at noon (Figure 1). Lower SO<sub>2</sub> concentration at noon occurred in spite of a high traffic flow taking place in the city from 11:30 am to 02:30 pm, demonstrating the dominant effect of meteorological conditions.

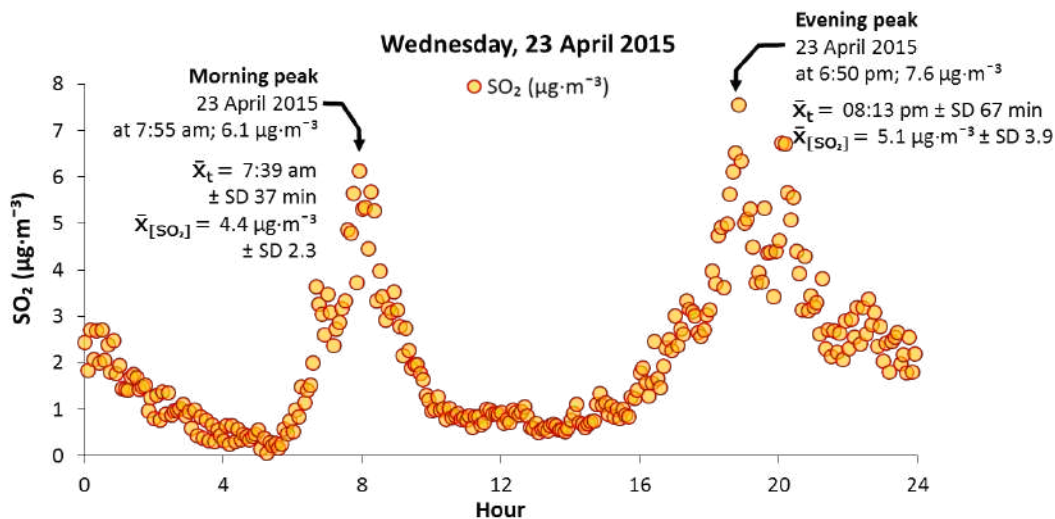


Figure 1. Morning and evening intrinsic concentration peaks

The evening peak taking place at 08:13 pm ± SD 67 min, was observed the 89% of the days analyzed. The wind flow change and its associated calms (wind speed between 0 to 0.2 m s<sup>-1</sup>), promote the displacement of air masses charged with industrial SO<sub>2</sub> from facilities located in the east and southeast of Manizales, downslope towards center town, representing an extra contribution of measured SO<sub>2</sub> concentrations. The industrial input contribution added to vehicular SO<sub>2</sub> emissions, produce a higher

concentration in the evening ( $5.09 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \pm \text{SD } 3.92$ ) compared with the morning ( $4.38 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \pm \text{SD } 2.26$ ).

Bimodal patterns in  $\text{SO}_2$  concentration are common in urban areas where vehicular traffic and domestic heating are identified as  $\text{SO}_2$  sources. Studies as Henschel et al. (2013), presents daily  $\text{SO}_2$  profiles using hourly measurements from roadside and urban background monitoring sites in 6 European cities. Henschel et al. (2013) research reveals the occurrence of morning  $\text{SO}_2$  peaks as a common factor to all cities, varying according the start and the end of the working day. In Athens, the morning  $\text{SO}_2$  peaks occurring around 08:00 am ( $15 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ), were associated with vehicular emissions (Henschel et al., 2013). In the city was observed a concentration decay after morning peak, and a new peak occurring in the evening (08:00 pm  $17 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ). A similar pattern was observed in the other 5 European cities studied (Brussels, London, Vienna, Barcelona and Paris).

Additional concentration peaks were detected and associated with extrinsic processes different from the typical dynamics involved in morning and evening peaks. An early morning peak was observed the 23% of the days, occurring at 2:59 am  $\pm \text{SD } 70$  min with an average concentration of  $3.72 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \pm \text{SD } 2.70$ . The early morning peak is associated with volcanic emissions that are more likely to influence night time and early morning  $\text{SO}_2$  concentration, as consequence of flow wind direction at night.

#### 4. CONCLUSIONS

Meteorology mediated exposure to  $\text{SO}_2$  emissions in Manizales by effectively diluting vehicular emissions, concentrating industrial emissions, and conveying and controlling exposure to volcanic emissions. The separation of vehicular from industrial  $\text{SO}_2$  emissions was a matter of timing, with diurnal increase of mixing layer height coinciding with peak time of vehicular emission. On the other hand, evening wind reversal, from daytime air moving upslope to nighttime descending, served to concentrate  $\text{SO}_2$  in the industrial area upslope and east of Manizales during the relative calm. This parcel of more concentrated  $\text{SO}_2$ , subsequently descended towards populated Manizales during a time of decreasing or relatively low mixing layer height - in effect facilitating transport and delivery of industrial  $\text{SO}_2$  emissions to the city of Manizales. Although levels of peak  $\text{SO}_2$  exposure remained well below international standards, times of  $\text{SO}_2$  concentration observed in Manizales provided a short-lived tracer to better understand the air pollution dynamics of tropical montane systems.

#### 5. REFERENCES

Krotkov, N. A., McLinden, C. A., Li, C., Lamsal, L. N., Celarier, E. A., Marchenko, S. V., ...Streets, D. G. (2016). Aura OMI observations of regional  $\text{SO}_2$  and  $\text{NO}_2$  pollution changes from 2005 to 2015. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 4605-4629.

Textor, C., Graf, H.F., C., Timmreck, and Robock, A. (2003). *Emissions from volcanoes*. Granier C., Artaxo P., Reeves, C.E. (Eds.). *Emissions of Chemical Compounds and Aerosols in the Atmosphere*. (pp. 269-301). Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers.

González, C.M., Gómez, C.D., Rojas, N.Y., Acevedo, H., Aristizábal, B.H. (2017). Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city. *Atmospheric Environment*, 152, 279-289.

González, C.M., Cortés, J., Aristizábal, B.H. (2015). Influence of meteorology and source variation on airborne PM<sub>10</sub> levels in a high relief tropical Andean city. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 74, 200-212.

Henschel S., Querol, X., Atkinson, R., Pandolfi, M., Zeka, A., Le Tertre, A., and P.G. Goodman. (2013). Ambient air SO<sub>2</sub> patterns in 6 European cities. *Atmospheric Environment*, 79, 236-247.



## SIMULACIÓN DE CALIDAD DEL AIRE EN UNA CIUDAD INTERMEDIA ANDINA CON WRF-CHEM: SIMULACIÓN DE OZONO PARA UN PERIODO HÚMEDO Y SENSIBILIDAD A LAS CONDICIONES INICIALES

C.M. González\*, C. Arango<sup>♦</sup> †, T. Beisiegel<sup>♦</sup> †, B.H. Aristizábal\*

\*Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales, <sup>♦</sup> Meteocolombia S.A.S., †Grupo de Calidad de Aire Universidad Nacional de Colombia

### RESUMEN

Se aplicó el modelo euleriano meteorológico-químico WRF-Chem a un periodo húmedo en la ciudad de Manizales, con el fin de evaluar su desempeño. La resolución horizontal corresponde a una distancia de 1km entre puntos de grilla. Los procesos meteorológicos aplicados incluyen la interacción entre seis hidrometeoros. La radiación y la microfísica interactúan con el módulo químico. Evaporación y evapotranspiración se calculan mediante un modelo hidrológico completo. Se simuló las condiciones meteorológicas para todo el mes de mayo de 2015 y los resultados se compararon con los datos de la estación meteorológica "Ingeominas" de Manizales en intervalos horarios. Las emisiones de los contaminantes provienen de datos globales combinado con el inventario local de la ciudad de Manizales. Para evaluar el desempeño del modelo se simuló la concentración de ozono troposférico por ser un contaminante secundario que depende de la concentración de varios contaminantes primarios para los días 26 a 30 de mayo de 2015. Los resultados se compararon con las mediciones de la red de medición de la calidad de aire de la ciudad de Manizales. Los datos de entrada de uso de suelo y de topografía que trae el modelo por omisión no son validados para el territorio colombiano. Se repitieron la serie de simulación mensual de las condiciones meteorológicas y la serie de la concentración de ozono con datos de entrada geográficos ajustados al territorio colombiano. Finalmente se comparó el ajuste de las simulaciones a las observaciones meteorológicas y la concentración de ozono medida para las diferentes fuentes de datos de entrada utilizadas.

## 1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la calidad de aire se apoya fuertemente en los modelos de transporte y de la química de la atmósfera. Así la EPA publicó ya en el año 1978 su primera guía sobre modelos de calidad de aire [1]. La mayoría de estos modelos eran unidimensionales, no incluyeron reacciones químicas y asumieron una pluma gaussiana.

Con el aumento de la capacidad de cómputo se desarrollaron modelos más complejos y se obtuvo una gama de modelos diversificada. Así hoy se cuenta con modelos unidimensionales hasta tridimensionales, estacionarios y dinámicos. Estos últimos incluyen modelos aptos para la predicción de la calidad del aire. El transporte se simula con advección euleriana, lagrangiana o semilagrangiana. La selección del modelo adecuado debe depender del tipo de fuente de emisión (puntual, extensa o móvil), de la extensión de la zona de interés de la complejidad del terreno, de la capacidad de cómputo y de los datos de entrada disponibles. El presente trabajo aplica el modelo WRF-chem, actualmente uno de los modelos de calidad de aire más complejos basado en los desarrollos recientes. WRF-chem es un modelo dinámico con advección euleriana que utiliza una grilla tridimensional. Según el mecanismo químico seleccionado calcula diversas reacciones entre los compuestos químicos. La dispersión depende de los flujos turbulentos en la atmósfera, los cuales se aproximan con diferentes parametrizaciones a la selección del usuario. WRF permite llegar a simular con alto detalle utilizando simultáneamente grillas de diferente resolución, una insertada dentro de la otra. De esa forma es aplicable en la escala global hasta a una zona de pocos kilómetros cuadrados. WRF-chem es apto para simular fuentes puntuales, fuentes de áreas y móviles con variabilidad temporal en la tasa de emisión.

En el presente trabajo se analiza la capacidad del modelo de simular la concentración de contaminantes en un terreno complejo. El ejemplo es la ciudad de Manizales. El estudio enfoca la representación de la concentración de ozono por ser un contaminante secundario. Se realizaron simulaciones para época seca y húmeda. Aprovechando las múltiples opciones de configuración, se ajustó el modelo a las condiciones locales. Para cada resultado se analiza la sensibilidad del modelo a la calidad de los datos de entrada, cambiando los datos por omisión de topografía y uso de suelo con datos actualizados y validados en campo.

### 2. Caso de estudio: Manizales

Respecto a la meteorología se trata de una zona altamente compleja. Manizales está bajo la influencia de las brisas de montaña-valle y valle-montaña. Su representación mediante simulación requiere de un alto detalle de topografía. En un radio de 30 kilómetros alrededor de la ciudad de Manizales la altitud varía entre 880m y 5300m. En su ubicación interactúan los procesos de diversas zonas climáticas. Por lo anterior los cambios bruscos en el estado del tiempo son frecuentes.

Con respecto a la calidad del aire, no se han medido concentraciones que sobrepasen la norma nacional. Las fuentes vehiculares son su principal fuente de emisión de precursores de ozono como NO<sub>x</sub> y COVs [2]. En términos de emisiones industriales, se destaca un grupo de industrias al oriente de la ciudad que emiten principalmente SO<sub>x</sub>. Asimismo, existe influencia de las emisiones por el volcán Nevado del Ruiz, principalmente en época de alta actividad volcánica con un aumento predominantemente de gases azufrados y cenizas. En mayo del año 2015 la actividad volcánica fue baja.

### 3. Modelo WRF-chem y configuración

Se definieron cuatro dominios con distancias entre puntos de grilla en la horizontal de 27km, 9km,



3km y 1km. El dominio de menor extensión y mayor resolución está centrado en la ciudad de Manizales y su extensión alcanza desde el río Cauca en el extremo oeste hasta el Río Magdalena al este. Los dominios de menor resolución prestan las condiciones iniciales y de borde al siguiente dominio más denso mediante la herramienta "ndown".

Los procesos meteorológicos aplicados incluyen la interacción entre seis hidrometeoros. La radiación y la microfísica interactúan con el módulo químico. Evaporación y evapotranspiración se calculan mediante un modelo hidrológico completo.

Aparte de la configuración óptima del modelo mediante sus más de 300 parámetros de configuración, se considera la importancia de los datos de entrada de las condiciones geográficas. Estas cobran importancia en un terreno tan complejo como el de Manizales y sus alrededores. En el presente trabajo se analizó el efecto de utilizar diferentes fuentes de datos de topografía y uso de suelo. Los datos de topografía por omisión provienen del Servicio geológico de Estados Unidos y no se validaron en campo para Colombia. Como alternativa se generó un conjunto de datos en el formato digital apropiado con base en las capas de altitud del Instituto Geográfico Nacional de Colombia, IGAC. Los datos de uso de suelo provienen del sensor MODIS instalado en dos satélites orbitales y presentan el país con gran detalle. Sin embargo, los datos a resolución de 30s que trae el modelo por omisión no se han actualizado desde su liberación. Por eso se descargaron las recientes imágenes del sensor, se armó el mosaico para Colombia y se reemplazaron los archivos de entrada correspondientes para la presente simulación. En seguida se distinguen los resultados obtenidos con los datos de omisión con el nombre USGS y la simulación con datos ajustados con IGAC. Los primeros tres dominios se alimentaron únicamente con las emisiones globales. Se utilizaron datos del modelo de emisiones biogénicas MEGAN. Las emisiones antropogénicas salen de los archivos de análisis del modelo MOZART que incluye además emisiones por quemaduras. La simulación química se realizó con el preprocesador cinético KPP. Se seleccionó el mecanismo químico RADM2 con 21 especies inorgánicas, 26 especies orgánicas estables y 16 radicales peroxy, el mismo que se ha utilizado con éxito para la simulación de ozono en Brasil [3] y Bogotá [4].

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Meteorología

Se comparan tres variables con gran influencia en la concentración del ozono troposférico, que son la radiación en superficie, la temperatura a 2 metros de altura y la velocidad de viento a 10 metros de altura. La comparación se realizó para la estación "Ingeominas" al oeste de la ciudad y la estación sinóptica del aeropuerto "La Nubia" al oriente. Con cada serie medida se comparan los resultados simulados con ambos conjuntos de datos de entrada geográficos.

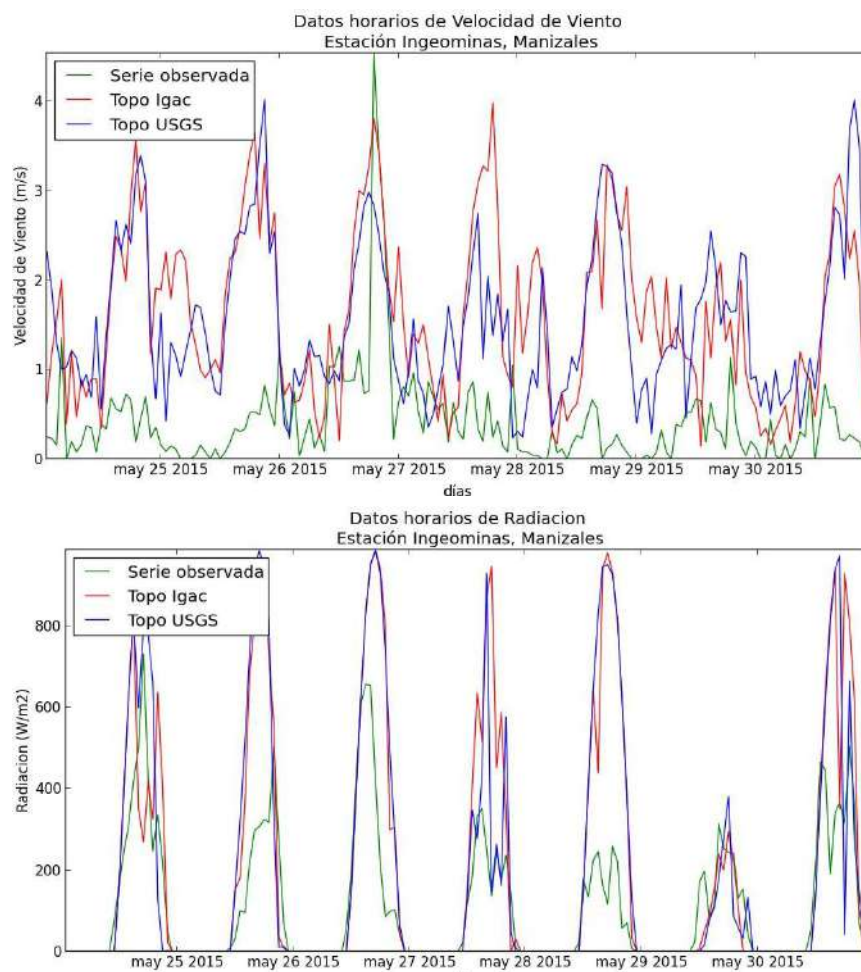


Figura 1. Velocidad de viento (izquierda) y Radiación solar (derecha) simulada y observada en la estación Ingeominas desde el 24 al 31 de mayo de 2015.

Tabla 1. Indicadores estadísticos para velocidad de viento, temperatura y radiación simulados y observados en el aeropuerto La Nubia, Manizales.

	Pearson		Spearman		RMSE		BIAS		Promedio	
	IGAC	USGS	IGAC	USGS	IGAC	USGS	IGAC	USGS	IGAC	USGS
Vel.Viento	0.57	0.57	0.55	0.59	0.23	0.21	0.40	-0.11	2.3	1.79
Temperatura	0.57	0.47	0.18	0.23	0.61	0.59	1.47	1.71	16.21	16.45

Tabla 2. Indicadores estadísticos para velocidad de viento, temperatura y radiación simulados y observados en la estación Ingeominas, Manizales.

	Pearson		Spearman		RMSE		BIAS		Promedio	
	IGAC	USGS	IGAC	USGS	IGAC	USGS	IGAC	USGS	IGAC	USGS
Vel.Viento	0.30	0.22	0.24	0.27	0.12	0.11	1.19	1.12	1.60	1.54
Temperatura	0.31	0.37	0.29	0.36	1.35	1.30	17.38	16.76	17.80	17.18
Radiación	0.74	0.75	0.94	0.93	18.37	18.39	92.65	86.99	206.14	200.49

#### 4.2 Concentración Ozono

La grafica 2 muestra los resultados obtenidos para el ozono troposférico en el área urbana de Manizales. La simulación en periodo húmedo mostró en promedio resultados similares en las distribuciones temporales de este contaminante al emplear información topográfica IGAC y USGS con valores de correlación de Pearson de 0.6 en ambos casos analizados y valores de RMSE cercanos a 7 ppb. Sin embargo, se notan diferencias en las concentraciones extremas. Comparando la gráfica 2 con la distribución de la velocidad de viento presentada en la gráfica 1 se nota una similitud en las diferencias. En ambos casos las simulaciones generaron una subestimación en los niveles máximos de ozono con respecto a los niveles observados en la estación “Gobernación” ubicada en el centro de la ciudad.

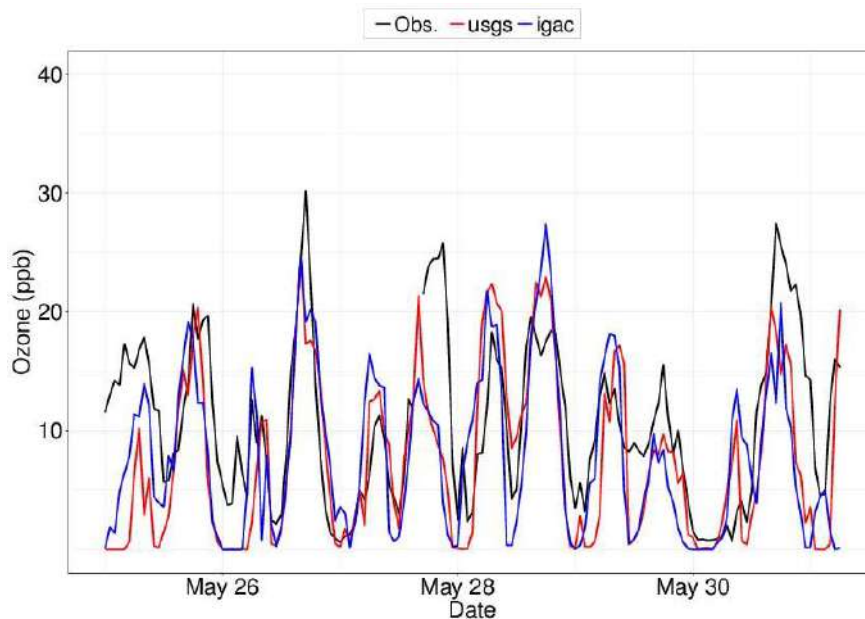


Figura 2. Concentración de Ozono simulada y observada en la estación “Gobernación” entre el 24 y 31 de mayo de 2015.

Este resultado sugiere que la subestimación de ozono podría estar ligada mayoritariamente a los flujos de emisión estimados de precursores como NO<sub>x</sub> y VOCs en el inventario de emisión local. Posiblemente una subestimación de las emisiones de NO<sub>x</sub> y/o la sobreestimación de COVs que podría estar asociada al consumo de moléculas de NO, lo que impide finalmente la formación de ozono en periodos de alta actividad fotoquímica debido a una menor formación de la especie NO<sub>2</sub>. Comparando los resultados de representación de ozono con respecto a aquellos obtenidos en una simulación previa realizada en un periodo seco de julio de 2015, se obtuvo una leve disminución en el coeficiente de correlación de Pearson pasando de 0.8 (periodo seco) a 0.6 (periodo húmedo).

Sin embargo, se conserva un valor similar del RMSE al obtenido en periodo seco que fue de 7.6 ppb. Lo anterior sugiere que el modelo representa relativamente bien los perfiles de ozono en la ciudad de Manizales, permitiendo así pensar en la posibilidad de evaluar a futuro escenarios de emisión y su efecto sobre los niveles de este contaminante en la ciudad.

## 5. REFERENCIAS

United States Environmental Protection Agency. *Guideline on air quality models EPA-450/2-78-027*, 1978.

Gómez C.D. Rojas N.Y. Acevedo H. González, C.M. and B.H. Aristizábal. Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized andean city. *Atmos. Environ.*, 152:279–289, 2017.

Andrade M.F. Kumar P. Ynoue R.Y. Vara-Vela, A. and A.G. Muñoz. Impact of vehicular emissions on the formation of fine particles in the sao paulo metropolitan area: a numerical study with the wrf-chem model. *Atmos. Chem. Phys.*, 16:777–797, 2016.

*Application of WRF-Chem model to simulate ozone concentration over Bogot.* CMAS Conference Archive. Chapel Hill, 2014.

## DETERMINACIÓN DEL COMPORTAMIENTO ÁCIDO DE LAS PRECIPITACIONES EN INMEDIACIONES DEL RESGUARDO INDÍGENA DE LA SERRANÍA EL MAJUY EN COTA, CUNDINAMARCA Y SU EFECTO EN LÍQUENES DE LA ZONA

Vargas, Camilo<sup>1</sup>; Álvarez, Johan<sup>2</sup>; Herrera, Gabriel<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Grupo de investigación ITACH, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia

<sup>2</sup>Grupo de investigación INAM, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia

<sup>3</sup>Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: [canvargas@unisalle.edu.co](mailto:canvargas@unisalle.edu.co); [johanalvarez@usantotomas.edu.co](mailto:johanalvarez@usantotomas.edu.co)

### RESUMEN

La Serranía El Majuy ubicada en el municipio de Cota, Cundinamarca, es una formación montañosa con una alta relevancia ecológica la cual, debido al incesante crecimiento industrial en la sabana de Bogotá, principalmente en la sabana centro (sector de Siberia) puede sufrir alteraciones de tipo ambiental, paisajístico o sociocultural. El presente trabajo explora la posible incidencia de la expansión industrial en el sector de Siberia, sobre las precipitaciones en inmediaciones del resguardo indígena de Cota, esto mediante pruebas fisicoquímicas (pH, nitritos, sulfatos y conductividad) para el periodo comprendido entre el segundo semestre del año 2015 y el segundo semestre del 2016. Se muestrearon bioindicadores como los líquenes presentes en la zona (*Cetrelia sp.*, *Flavopunctelia sp.*, *Usnea sp.*, *Hypotrachyna sp.*, *Xanthoparmelia sp.*, *Acarospora socialis*, *Caloplaca chantolyta*, *Caloplaca socialis*, *Candelariella xanthostigma*), con los cuales se calculó el Índice de Diversidad Liquénica (IDL), índice de Shannon e Índice de Pureza Atmosférica (IPA). También se realizó un mapeo de dispersión para la incidencia de la emisión atmosférica, con el cual se determinó que la Serranía El Majuy se podría presentar una concentración de contaminantes considerable sin lograr a identificar plenamente dicha afectación. Un posible comportamiento ácido en la zona de interés no es identificado por esta metodología, aunque las variaciones entre los distintos lugares y semestres muestreados, dejan entrever posibilidades de afecto ácido por confirmar.

### ABSTRACT

El Majuy is a geological formation located in the municipality of Cota, Cundinamarca, with a high ecological relevance of the quality, due to the constant industrial growth in the savanna of Bogota, mainly in the savannah center (sector of Siberia) can undergo alterations of environmental, landscape or socio-cultural type. The present work explores the possible impact of industrial expansion in the Siberian sector, on precipitation and the vicinity of the Cota indigenous reserve, through physicochemical tests (pH, nitrites, sulfates and conductivity) for the period from the second semester (*Cetrelia sp.*, *Flavopunctelia sp.*, *Hypotrachyna sp.*, *Xanthoparmelia sp.*, *Acarospora socialis*, *Caloplaca chantolyta*, *Caloplaca socialis*, *Candelariella xanthostigma*) were sampled as liquids present in the area. with which the Lichen Diversity Index (IDL), Shannon Index and Atmospheric Purity Index (IPA) are calculated.

A dispersion mapping was also performed for the incidence of atmospheric emission, with which it was determined that the Serenity. A possible behavior in the area of interest not identified by this methodology, although the variations between the different places and the sampled, show the possibilities of acid affect to be confirmed.

PALABRAS CLAVE Lluvia ácida, contaminación del aire, líquen, bioindicadores

KEY WORDS Acid rain, air pollution, lichen, bioindicators

## 1. INTRODUCCION

De acuerdo al PBOT del municipio, la Serranía del Majuy se clasifica en suelo de protección debido a su clasificación en “Áreas de conservación y protección ambiental”, por poseer parte de la estructura ecológica principal, tal como nacimientos de agua y zonas de recarga de acuíferos (Alcaldía Municipio de Cota, s.f), adicional se encuentra el Alto de la Cruz, el cual corresponde al equipamiento de culto del municipio lo que implica visitantes a la zona, como también el Resguardo Indígena Muisca.

El incremento de la actividad industrial cercana a esta Serranía podría dar lugar a posibles transformaciones a la zona debido al aporte que realiza a los niveles de contaminación en la atmósfera, en donde para este caso se destacan los precursores de la lluvia ácida (óxidos de azufre  $SO_x$  y óxidos de nitrógeno  $NO_x$ ). Es así como se crea una gran preocupación acerca de los posibles efectos a los que esta zona pudiese estar expuesto si se determinará algún tipo de comportamiento ácido en la precipitación de la zona, teniendo en cuenta la vulnerabilidad de este ecosistema.

## 2. MATERIALES Y METODOS

La investigación desarrollada es de tipo exploratorio, y se llevó a cabo en la vereda en tres sectores de la formación El Majuy a saber: Veredas Parcelas (Finca Innovación Andina), El Hoyo (Hacienda Santa Elena), y El Abra (Alto de la Cruz).

Para la estimación de concentraciones se emplearon equipos portátiles como la sonda multiparamétrica Hach®, y la estación meteorológica Davis Vantage Pro2 ® (insitu). Los análisis exsitu se apoyaron en Espectrofotómetro DR3900TM Hach.

- Muestreo fisicoquímico agua lluvia:

El muestro se realizó mediante el diseño de una red de monitoreo constituida por un total de 28 estaciones, dispuesta según un protocolo para su instalación.

Las estaciones están compuestas por cuatro elementos, el primer elemento es el “colector primario” con aproximadamente un volumen de quinientos (500) mL es este el que recibe la primera fracción de los eventos de precipitación, este colector primario se encuentra dentro de un “colector secundario” el cual cuenta con un volumen aproximado de tres (3) Litros y lo que hará es recolectar muestra en tal caso que el primer colector llegase a rebosar.

Como tercer elemento se encuentra un embudo plástico que en su parte superior lleva un angeo con el fin de cuidar la muestra de agentes externos y poder conducirla lo más limpia al colector primario, y por último se encuentra la base de toda la estación, un trípode de acero inoxidable con cobertura anticorrosiva de 1m de altura para proteger la muestra de la fauna de la zona. En la Ilustración 1 se muestra cada uno de los elementos descritos.

Las muestras contaron con cadena de custodia pre validada y se analizaron en el Centro Tecnológico de Ambiente y Sostenibilidad (CTAS) de la Universidad de la Salle.

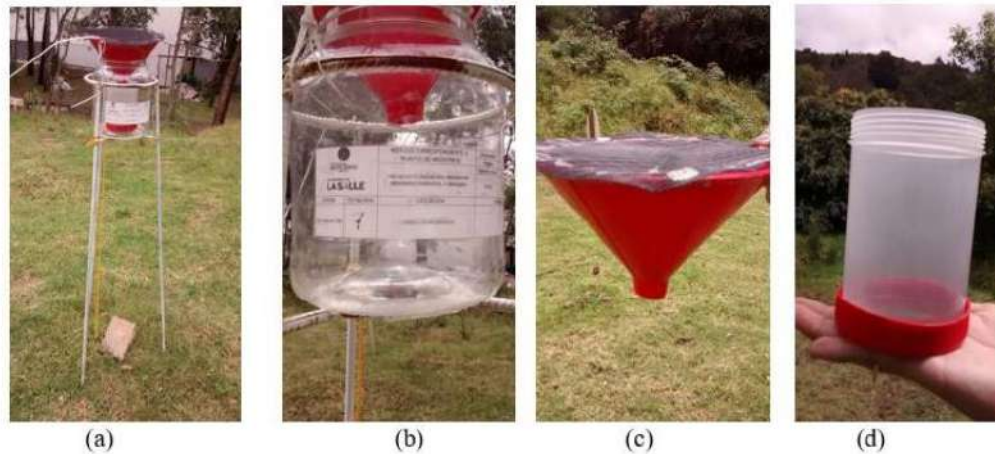


Ilustración 1. Elementos de las estaciones pluviométricas de la malla de muestreo. (a): Base, (b): Colector secundario, (c): Embudo con angeo, (d): Colector primario

-Caracterización de especies líquénicas:

Para medir la cobertura por especie de líquen se empleó una metodología basada en la propuesta de Monge- Nájera 2002, tomando como unidades de evaluación árboles y material rocoso. Los especímenes se recolectaron siguiendo la metodología de Chaparro de Valencia et al., 2002 y se analizaron en el laboratorio de microbiología de la Universidad Santo Tomas.

Tabla 1. Ejemplo de evaluación líquenica. Sector Cerro de la Cruz, I Semestre de 2016.

Especie	Tipo	Área de ocupación (cm <sup>2</sup> )	Clasificación
<i>Cetrelia</i> sp. (Pavel Bely, Vladimir Golubkov, andrei Tsurykau, Evgenii Sidorovich., 2014), (Volkmar Wirth, Ruprecht Düll, Xavier Llimona, Rosa Ros, Olaf Werner., 2004),	Folioso	4305,8	Sensible. (George Manson University, s.f.)
<i>Flavopunctelia</i> sp. (José L. Chaves, Robert Lücling, Harrie Sipman, Loengring Umaña., s.f.),		752,2	Nitrofila y metales pesados. (George Manson University, s.f.), (Jenny V. Rincon J., 2012).
<i>Hypotrachyna</i> sp. (José L. Chaves, Robert Lücling, Harrie Sipman, Loengring Umaña., s.f.),		193,9	Sensible. (George Manson University, s.f.)
<i>Xanthoparmelia lecanorales</i> (José L. Chaves, Robert Lücling, Harrie Sipman, Loengring Umaña., s.f.),		412,5	Metales pesados (K. Sweat, T. Zambo, T. Nash III).
<i>usnea</i> Sp. 1 y Sp. 2 (José L. Chaves, Robert Lücling, Harrie Sipman, Loengring Umaña., s.f.),	Fruticoso	62,9	Sensible especialmente al SO <sub>2</sub> . (Jenny V. Rincon J., 2012), (David L. Hawksworth, Teresa Iturriaga, Ana Crespo., 2005)

Especie	Tipo	Área de ocupación (cm <sup>2</sup> )	Clasificación
<i>Acarospora socialis</i> sp. (North America Lichen Herbaria, s.f.).	Crustoso	35,6	Sensible a compuestos nitrogenados. (Hessom, Elizabeth Curie, 2012)
<i>Caloplaca xantholyta</i> sp. (Volkmar Wirth, Ruprecht Düll, Xavier Llimona, Rosa Ros, Olaf Werner., 2004).		304,1	-
<i>Caloplaca aurantia</i> sp. (Volkmar Wirth, Ruprecht Düll, Xavier Llimona, Rosa Ros, Olaf Werner., 2004).		111,1	Nitrófila, heliófila, termófila y xerófila. (JAROSLAV SOUN, JAN VONDRÁK, 2008), (Jacob Garty, Margalith Galun, Camil Fuchs, Nava Zisapel, 1977).
<i>Candelariella Xanthostigma</i> (North America Lichen Herbaria, s.f.).		2100,5	-

### Cálculo de Índices

El índice de diversidad líquénica (LDV) se calculó mediante la suma de las frecuencias de todas las especies de líquenes encontradas en cada forófito (árbol o roca). Las frecuencias obtenidas fueron sumadas separadamente por cada punto cardinal. Para el cálculo del índice de pureza atmosférica (IPA), se empleó una cuadrilla la metodología descrita por Jaramillo et al., 2010. En tanto el índice de Shannon (H) se empleó la formulación de Rincón, 2012.

### 3. RESULTADOS

A continuación, la síntesis de resultados por componentes de interés:

#### *Comportamiento de la precipitación:*

A lo largo del periodo muestreado los comportamientos de la precipitación fueron condicionados por eventos atípicos registrados por IDEAM (fenómeno de El Niño y fenómeno de La Niña). La tendencia registrada en la estación meteorológica instalada en la zona de estudio, fue igual a un total medio diario de 8 mm, presentándose valores máximos diarios de 15mm y valores mínimos de precipitación iguales o menores a 1mm. El valor mensual de precipitación fue de 52mm.

#### *Comportamiento de la temperatura:*

Se presentó una temperatura media de 16°C, una temperatura máxima de 22°C y una mínima de 10°C, en contraste a valores promedios históricos promedio igual a 7°C (mínima) y 15°C (máxima).

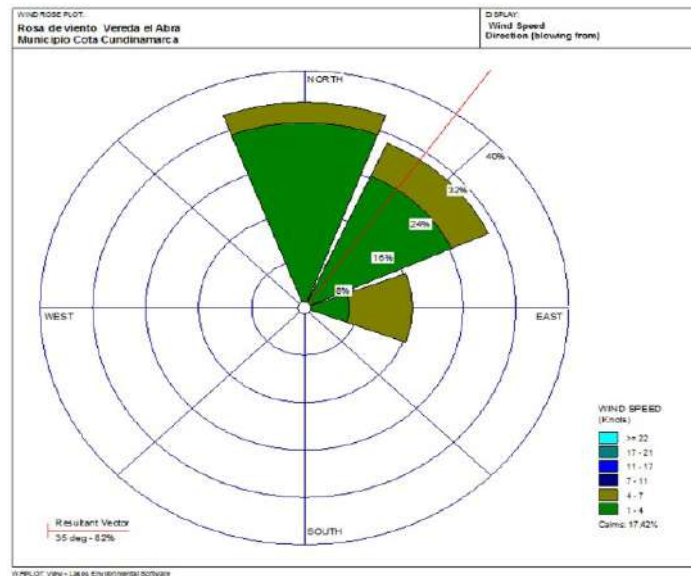
#### *Comportamiento de la humedad relativa:*

El valor promedio de la humedad relativa durante el muestreo fue de 84%. El pico más alto de humedad fue 96% y el menor 76%.



*Comportamiento del viento:*

A partir de los datos obtenidos de la estación meteorológica de velocidad y dirección del viento en la zona, se realizó la rosa de los vientos correspondiente, como se observa en la siguiente ilustración: Rosa de los vientos-tendencia promedio acumulada.



*Comportamiento fisicoquímico y biológico:*

Los rangos obtenidos de pH son levemente más ácidos, pero a pesar de que dichos niveles tienden a ser bajos, se podría determinar que no hay presencia considerable de lluvia ácida en el municipio de Cota. Alguna posible causa del fenómeno puede llegar a ser que las industrias no estén generando altas concentración de los contaminantes causantes de la lluvia ácida en sus emisiones o que los vientos a pesar de que su dirección da hacia el municipio, no tengan la suficiente velocidad para transportar contaminantes, por lo cual no llegan hasta el municipio, evidenciando así un posible factor que pueda modificar el estudio. Los valores de pH más bajo se obtuvieron altimétricamente en el resguardo indígena en el alto de la cruz, y dicha connotación de elevación podrían haberse manifestado a modo de lavado atmosférico.

Los valores de conductividad están por encima del rango que determina lluvia ácida, esto podrai llegar a estar asociado a la presencia de compuestos inorgánicos que elevan los niveles de conductividad, provocando una leve acidificación en la lluvia, algunas de las posibles causas de esto podrían ser el flujo el vehicular y/o la actual industrialización en la vía Bogotá-Medellín. Las concentraciones de nitratos logran estar en los rangos que determinan la presencia de lluvia ácida. El fenómeno puede llegar a estar asociado a la localización de las estaciones de muestreo respecto a centros poblacionales y otros aspectos antrópicos.

La concentración de sulfatos evidencia una leve acidificación en la lluvia, con multiples causas no identificadas. Adicionalmente, los indices de diversidad liquénica y de pureza atmosférica, indicarían que alguna sustancia presente en el aire puede inhibir el desarrollo de los géneros liquénicos monito-reados, al comparar esta información con la sensibilidad de las algas a los nitratos y a la polución, se puede evidenciar una relación directa entre las algas y las concentraciones obtenidas en las muestras

de dichas estaciones, ya que a altos niveles de nitratos o polución, estas presentan un cambio en su morfología por lo que al componer al líquen, le proporcionarían dicha sensibilidad, provocando una disminución notable en el número de individuos de los dos géneros liquénicos monitoreados (*Flavoparmelia* sp y *Usnea* sp).



Ilustración 3. Comportamiento fisicoquímico espacial de la precipitación.  
 Ejemplo NOx- II Semestre 2016.

#### 4. CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta los resultados alcanzados se puede deducir que la lluvia en la Vereda el Abra no responde a condiciones plenas de acidez debido a que su pH oscila entre 5,46 y 6,07; si se compara con los resultados de la Vereda El Hoyo el pH oscilan entre 5,98 y 7,01, las variaciones pueden corresponder entre otras variables a la altimetría de los sectores.

Respecto a los valores de conductividad, estos oscilan entre  $1,67e+4$  y  $7,57e+4$   $\mu\text{s}/\text{cm}$  para el sector sur de la Serranía, mientras que para el sector central entre 18,3 y 205  $\mu\text{s}/\text{cm}$ .

De acuerdo con los datos obtenidos los valores de varían entre 0 y 4,4 mg/l y 1,2 a 9,7 mg/l para 2015 y 2016 respectivamente. El valor promedio de sulfatos oscila entre 8,83 y 15 mg/L.

Todos los datos obtenidos de los parámetros fisicoquímicos de las precipitaciones fueron analizados con el programa SPSS, se les aplicaron las pruebas de kolmogorov-smirnov y Shapiro – Wilk con la cual se verifico la distribución normal de los datos de cada una de las variables. También se realizó un análisis ANOVA y de regresión lineal múltiple, planteando como variable dependiente al pH y como variables independientes a la conductividad, concentración de nitratos y sulfatos, con el fin de identificar la homogeneidad de los datos, la correlación entre las variables y plantear un modelo estadístico que permita conocer qué variables explican la acidez del agua lluvia.

Se encontraron 6 especies hortícolas con una presencia significativa en los sustratos valorados. El Índice de Diversidad Liquénica final para el presente estudio fue de 25,33. El Índice de Pureza Atmos-

férica (IPA) correspondió a valores mínimos de 10 y máximos de 26. El índice de Shannon obteniendo reporta un valor de 1.38, por lo que podría afirmarse que existe poca diversidad de líquenes en la zona de estudio teniendo en cuenta que el índice de Shannon varía de 1 a 5 (Magurran, 2004)

## 5. REFERENCIAS

Acosta, D., & Barahona, L. (2008). *Estudio preliminar sobre los efectos que puede causar la lluvia ácida en las especies vegetales Caucho Sabanero, Arboloco y Cajeto en la estación Piloto de la Universidad La Salle, localidad 17, La Candelaria. Bogotá D.C.* (tesis de pregrado). Universidad La Salle.

Alcaldía de Cota. (2014). Cota. Recuperado de Link

Canseco, A., Anze, R., & Franken, M. (2006). Comunidades de líquenes: indicadores de la calidad del aire en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Acta Nova*, 3(2).

Castillo Rodríguez, F. (2005). *Biología Ambiental*. Madrid: Tébar.

Caucalí, C., & Ibarra, N. (2008). Diagnóstico de la lluvia ácida en el sector histórico de la candelaria Bogotá D.C. y sus efectos sobre la fachada de la Catedral Primada de Colombia. Bogotá D.C.: Universidad La Salle.

David L. Hawksworth, Teresa Iturriaga, Ana Crespo. (2005). Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Iberoam Micol*, 22, 71-82.

E. Ospina & H. Ramirez. (2014). Evaluación de la calidad del agua de lluvia para su aprovechamiento y uso doméstico en Ibagué, Tolima, Colombia. *Ingeniería Solidaria*, 10(17), 125-138.

García Lozada, H., Antolinez Esquivel, A. N., & Díaz Álvarez, C. (2003). Estimativo de precursores y comportamiento de la precipitación ácida-húmeda y seca en el norte de Bogotá, D.C. Bogotá D.C.: Universidad Nacional de Colombia.

Jaramillo, M., & Botero, L. (2010). Comunidades líquénicas como bioindicadores de calidad del aire del Valle de Aburrá. *Gestión y Ambiente*, 13(1), 97-110.

Magurran, A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Main: Blackwell Publishing.

Rincón, J. (2012). Líquenes como bioindicadores en el monitoreo de la calidad del aire. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander.

Vélez Upegui, J. J., Valencia Giraldo, M., Londoño Carvajal, A., González Duque, C. M., & Mariscal Moreno, J. P. (2010). Contaminación del aire y lluvia ácida diagnóstico del fenómeno en la ciudad de Manizales. Manizales: Universidad Nacional.

V. L. Lopez Jimenez y G. Herrera Torres, «Diagnóstico de lluvia ácida y condiciones meteorológicas asociadas en el barrio La candelaria Bogotá D.C.» *Revista especializada en ingeniería de procesos en alimentos y biomateriales*, vol. IV, n° 5, pp. 101-119, 2011.



## USO DE EMISIONES LOCALES PARA MEJORAR LA REPRESENTACIÓN DE OZONO TROPOSFÉRICO EN UNA SIMULACIÓN DE CALIDAD DEL AIRE EN ALTA RESOLUCIÓN Y ESTUDIO DE CONTRIBUCIÓN DE EMISIONES

### USE OF LOCAL EMISSIONS FOR IMPROVING THE REPRESENTATION OF TROPOSPHERIC OZONE IN A HIGH-RESOLUTION AIR QUALITY MODELLING AND STUDY OF EMISSION SOURCES CONTRIBUTION

C.M. González<sup>1\*</sup>, R.Y. Ynoue<sup>2</sup>, A. Vara-Vela<sup>2</sup>, S. Ibarra<sup>2</sup>, N.Y. Rojas<sup>2</sup>, B.H. Aristizábal<sup>1\*\*</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental (GTAIHA). Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales

<sup>2</sup>Departamento de Ciências Atmosféricas do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas. Universidade de São Paulo, Sao Paulo, Brasil.

<sup>3</sup>Grupo de Calidad del Aire. Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá

Autor de correspondencia: \*[cmgonzalezd@unal.edu.co](mailto:cmgonzalezd@unal.edu.co); \*\*[bharistizabalz@unal.edu.co](mailto:bharistizabalz@unal.edu.co)

#### RESUMEN

En este trabajo fue evaluada la influencia del uso de inventarios globales y el inventario de emisión (IE) local en la representación de los niveles de ozono troposférico de la ciudad intermedia andina de Manizales, Colombia; a partir de la aplicación del modelo euleriano de calidad del aire acoplado WRF-Chem. Adicionalmente, las simulaciones realizadas buscaron evaluar el impacto relativo de las emisiones por fuentes móviles en ruta y fuentes estacionarias puntuales en la formación de ozono. Las simulaciones llevadas a cabo en un periodo seco en 2015, mostraron mejoras en la representación del O<sub>3</sub> en Manizales al incluir las emisiones locales ( $r = 0.81$ ; RMSE = 7.6 ppb), en comparación con los resultados obtenidos al utilizar inventarios globales como RETRO y EDGAR ( $r = 0.64$ ; RMSE = 13.9 ppb). Este resultado resalta la importancia de estimar y mejorar los IE en ciudades intermedias. Sumado a esto, el análisis del impacto relativo de emisiones locales sugiere que la química de formación de ozono es controlada por precursores provenientes de fuentes vehiculares en Manizales.

#### ABSTRACT

This work aimed to analyze the influence of using local or global emission inventories (EI) in the representation of tropospheric ozone profiles in the medium-sized Andean city of Manizales, Colombia, from the application of the fully-coupled on-line WRF-Chem model. Additionally, the impact of on-road vehicular and industrial point-source emissions on ozone formation was analyzed. High-resolution simulations during a one-week dry period in 2015 were performed. Results showed that the use of the local EI allowed a better ozone representation ( $r = 0.81$ ; RMSE = 7.6 ppb) in comparison with that obtained when global EIs (e.g. RETRO or EDGAR) were used ( $r = 0.64$ ; RMSE = 13.9 ppb). This result highlights the importance of improving local EI estimates in medium-sized cities. Furthermore, analysis of the relative impact of anthropogenic emissions suggests that ozone chemistry in the urban area of Manizales were controlled by emissions of its precursors from on-road vehicular sources.

**PALABRAS CLAVE** Modelización de calidad del aire; WRF-Chem; ozono troposférico; ciudades intermedias

**KEY WORDS** Air quality modelling; WRF-Chem; tropospheric ozone; medium-sized cities.

## 1. INTRODUCCION

La modelización numérica se ha establecido como un componente fundamental para el estudio de la dinámica e impacto de gases y aerosoles sobre la calidad del aire, siendo además una herramienta de importancia en la conformación de Planes de Gestión de Calidad del Aire (PGCA) (Freitas et al., 2009; Borge et al., 2014). Gracias a los recientes avances computacionales y el trabajo mancomunado entre grupos de investigación y agencias internacionales, ha sido posible el desarrollo de modelos numéricos de transporte químico (CTM por sus siglas en inglés) acoplados y de código libre, los cuales son modelos de última generación que permiten el estudio en línea de la química y la meteorología para un diferente rango de escalas (Grell et al., 2005). Uno de los componentes principales en la aplicación de CTM es la información de las emisiones de contaminantes del aire. Diferentes inventarios globales están disponibles para su uso en simulaciones numéricas. Éstos tienen la característica de utilizar resoluciones bajas, por ejemplo, los inventarios globales RETRO y EDGAR con resoluciones de 0.5 y 0.1 grados respectivamente; y se convierten en la única alternativa para aquellas zonas donde no se tiene información local de sus emisiones a la hora de aplicar un CTM.

En países emergentes de Latinoamérica, como Colombia, existen carencias no solo en la estimación de inventarios de emisiones en sus ciudades, sino también en la implementación de herramientas de simulación numérica para el estudio de la contaminación del aire. En Colombia el uso de CTM para el estudio de la contaminación del aire a nivel urbano se extiende únicamente a las principales ciudades como Bogotá y Medellín. Algunos ejemplos recientes son los trabajos realizados en Bogotá aplicando modelos de transporte químico on-line como el CCAT-BRAMS (Rincón, 2015), y los modelos WRF-CMAQ (Nedbor-Gross et al., 2014; 2017) y WRF-Chem (Kumar et al., 2014; 2016) en el estudio de contaminantes como CO, PM<sub>10</sub> y O<sub>3</sub>. En el caso de las ciudades intermedias, no se reporta el uso de CTM. Sin embargo, estas ciudades están experimentando un rápido crecimiento, lo que puede generar problemas futuros de contaminación. Su situación es aún más crítica debido a la falta de información en la estimación de sus emisiones, haciendo imposible el estudio sus posibles impactos en la calidad del aire. Estas dificultades no permiten la conformación de PGCA que permitan, por una parte, plantear estrategias de mitigación y control; así como la elaboración de planes de prevención para evitar posibles episodios futuros de contaminación.

Uno de los ejemplos de ciudades intermedias del país que experimentan un rápido crecimiento es la ciudad de Manizales, Caldas. Esta ciudad intermedia con una población urbana 368000 habitantes (proyección a 2015), tiene un área urbana aproximada de 54 km<sup>2</sup>. La ciudad se caracteriza por un área limitada para su expansión urbana por su ubicación en una zona de topografía compleja, sobre la vertiente occidental de la Cordillera Central de los Andes a 2150 msnm. A pesar de ser una urbe pequeña, la ciudad tiene la influencia de emisiones por fuentes vehiculares e industriales. El inventario de emisiones reciente desarrollado en la ciudad (González et al., 2017), sugiere que las emisiones vehiculares en ruta aportan más del 90% de emisiones de contaminantes criterio, a excepción de los SO<sub>x</sub>, cuyo aporte predominante proviene de emisiones estacionarias puntuales (~80%). Esta información es de importancia si se tienen en cuenta que Manizales tiene uno de los índices de vehículos por habitante más altos del país (398 vehículos/1000 habitantes), con un parque automotor en crecimiento

como lo demuestra el aumento de vehículos particulares y motos, que registraron incrementos entre 2009 y 2016 del 77% y 150% respectivamente (Manizales Como Vamos, 2017).

Este estudio buscó evaluar el modelo WRF-Chem en la ciudad de Manizales como herramienta para el estudio de los niveles de ozono troposférico ( $O_3$ ) en la zona urbana. El objetivo inicial fue comparar el uso de inventarios globales o el inventario local en la representación del contaminante en la ciudad, analizando la importancia de la estimación de emisiones locales para obtener resultados más realistas en ejercicios de simulación. Teniendo en cuenta que no hay un conocimiento completo sobre el impacto relativo de sus fuentes de emisión en la formación del  $O_3$ , se utilizó el modelo para analizar la contribución de las fuentes antropogénicas en los niveles de  $O_3$  medidos en la zona urbana.

## 2. MATERIALES Y METODOS

Se utilizó el modelo euleriano de transporte químico on-line, WRF-Chem, para realizar simulaciones de calidad del aire sobre el municipio de Manizales durante un periodo seco de una semana del año 2015 (junio 28 a julio 5). La Figura 1 muestra la configuración de los cuatro dominios anidados diseñados para la simulación, incluyendo información general sobre las opciones empleadas en el modelo.

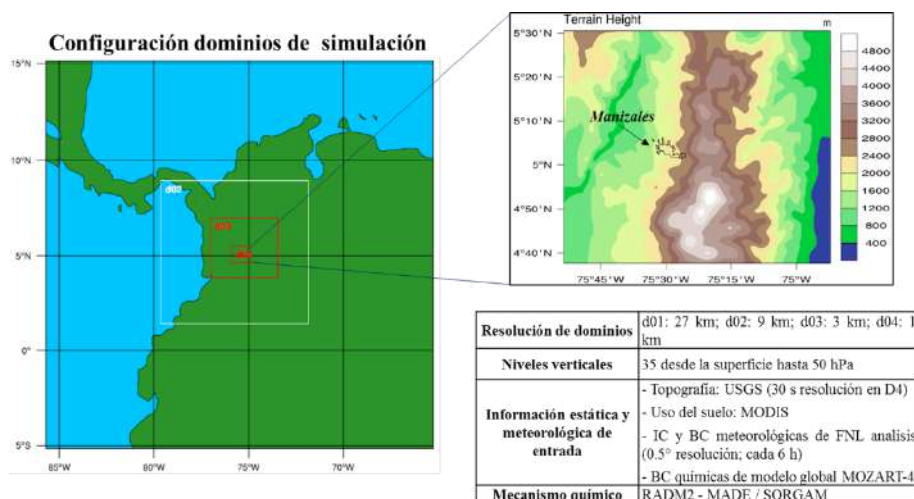


Figura 1. Configuración de dominios de simulación y opciones generales del modelo

Se realizaron tres simulaciones diferenciadas para evaluar la representatividad de los inventarios de emisión global y el inventario local. Cada simulación incluyó de forma independiente las emisiones de los inventarios evaluados, identificándose como: *IE\_G-RETRO* (inventario global RETRO); *IE\_G-EDGAR-HTAP* (inventario global EDGAR-HTAP); y *IE\_Loc.* (inventario de emisión local). Las emisiones globales fueron incluidas mediante la herramienta prep-chem-sources\_v1.5 (Freitas et al., 2011), mientras que las emisiones locales se incluyeron utilizando la herramienta AAS4WRF (Vara-Vela et al., 2011). Los resultados de las simulaciones fueron comparados con registros horarios de ozono troposférico medidos en la estación de calidad del aire “Gobernación”, ubicada en el centro histórico de la ciudad de Manizales (N5° 4' 6.8"; W75° 31' 1.6"). Se compararon los resultados con gráficas de series temporales y estadísticos de desempeño (MB, MGE, RMSE, r) calculados a partir del software R y su librería Openair.

### 3. RESULTADOS

Una representación más realista de los perfiles de ozono medidos en la ciudad de Manizales se obtuvo al utilizar la información de las emisiones locales en comparación con los dos inventarios globales evaluados, tal como se observa en la Figura 2. Este resultado es soportado por los estadísticos de desempeño calculados, donde en las simulaciones con el inventario local se obtuvo una correlación de Pearson ( $r$ ) de 0.81 y un error medio cuadrático (RMSE) de 7.6 ppb. Un mejor resultado en comparación con el inventario global de mejor desempeño (EDGAR-HTAP), en el cual se obtuvo un  $r = 0.64$  y un RMSE de 13.9 ppb. Asimismo, se observa mediante los diagramas de Taylor como las simulaciones con el inventario local representan de mejor forma la variabilidad de las observaciones, como lo indican los valores de desviación estándar cercanos a 10 ppb.

El inventario global de mejor desempeño se caracterizó por una sobreestimación de los valores máximos de ozono. Esta sobreestimación se debe en parte a la baja resolución del inventario global (~10 km) que implica una ubicación poco realista de las zonas de mayor emisión de precursores de ozono, por ejemplo, NO, tal como se muestra en la Figura 3a (izquierda). Se observa en esta gráfica una mayor emisión de NO en una zona con baja influencia de fuentes de emisión antropogénicas. Esto genera zonas de producción de ozono con mayores niveles hacia el norte de Manizales durante las horas de alta actividad fotoquímica (12:00 del día) Figura 3b (izquierda), explicando los picos de ozono generados que sobrepasan en gran medida las observaciones. De otra parte, las emisiones locales de NO, Figura 3a (derecha), son bien representadas en los puntos de mayor influencia vehicular, permitiendo así resultados más coherentes en la dinámica de formación de ozono en el área urbana de Manizales.

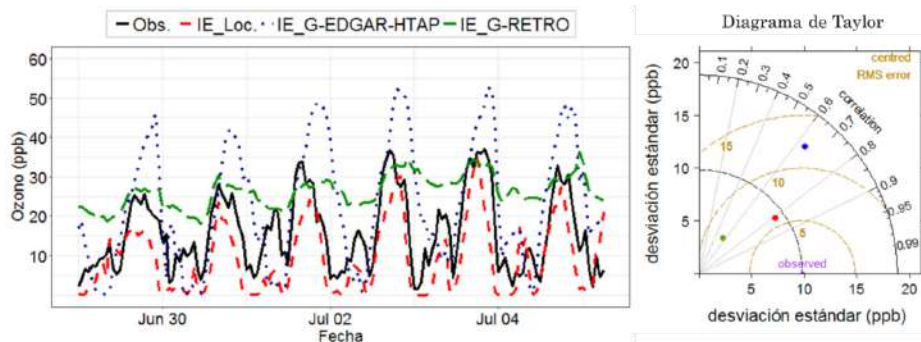
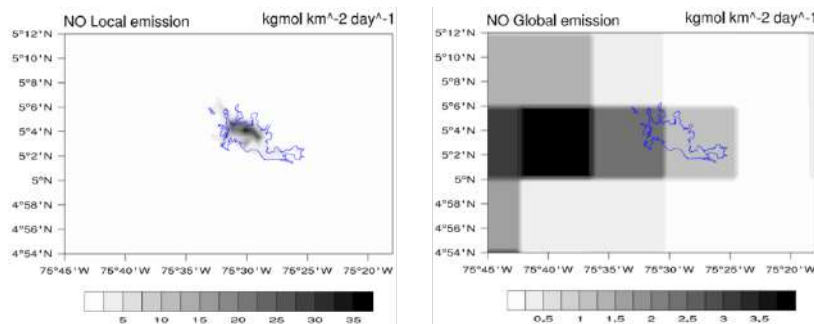


Figura 2. Perfiles horarios de ozono obtenidos en las simulaciones con el inventario local e inventarios globales y comparación con datos observados (Obs). El diagrama de Taylor obtenido se muestra a la derecha.



(a)



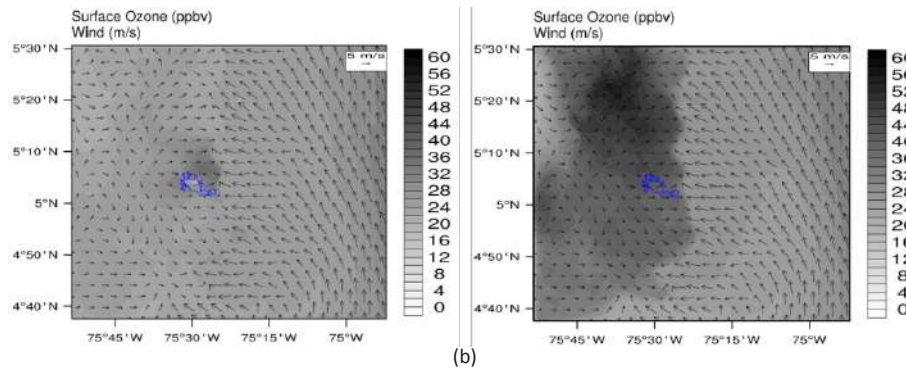


Figura 3. Mapas de distribución de emisiones de NO (a) y concentración media de ozono obtenida a las 12:00m (hora local) (b), para simulaciones con inventario global (derecha) y simulación con inventario local (izquierda).

Los resultados obtenidos con el inventario local se caracterizaron por una leve subestimación en los picos máximos de ozono horario observados, sugiriendo una posible subestimación de las emisiones de NO<sub>x</sub> y/o la sobreestimación de COVs en el inventario local. Por ejemplo, mayores flujos de COVs podrían estar asociados con mayor consumo de moléculas de NO, lo que impide finalmente la formación de ozono en periodos de alta actividad fotoquímica debido a una menor formación de la especie NO<sub>2</sub>.

Analizando el impacto relativo de las fuentes de emisión locales, los resultados obtenidos en la Figura 4 (donde se analiza el efecto de las emisiones industriales y vehiculares por separado), muestran claramente que la química de formación de ozono en Manizales es controlada por precursores emitidos por fuentes vehiculares (móviles en ruta). A partir de estas emisiones se lograron representar los perfiles de producción y consumo observados en la ciudad, a diferencia de las emisiones industriales, en las cuales se obtiene una concentración constante de ozono, que se asocia a un nivel típico de background.

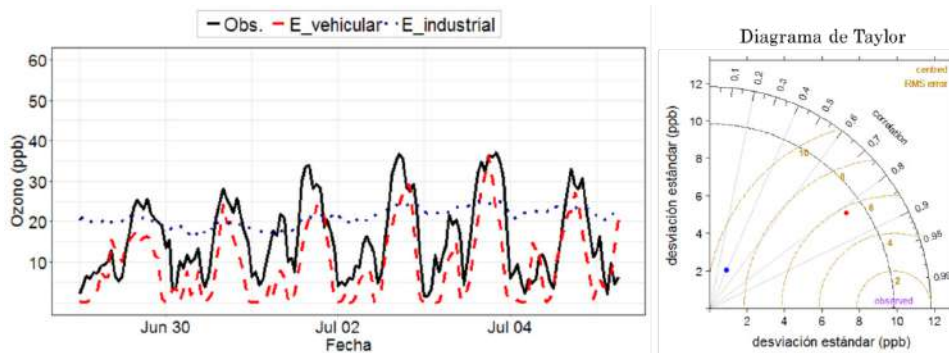


Figura 4. Perfiles horarios de ozono obtenidos analizando por separado las emisiones locales vehiculares e industriales. El diagrama de Taylor obtenido se muestra a la derecha.

#### 4. CONCLUSIONES

Este estudio demuestra la importancia de la estimación de inventarios locales para su uso en modelo de transporte químico, que permitan obtener resultados más realistas de la dinámica de contaminantes secundarios como el ozono. Lo anterior aplica especialmente a ciudades intermedias como Manizales, que, por su reducida área, no son bien representadas por inventarios globales debido a su baja resolución. Asimismo, se demuestra la importancia de las fuentes vehiculares en la química de formación de ozono en la ciudad, sugiriendo que las políticas públicas y planes de prevención deben

estar enfocados inicialmente a este tipo de fuente.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo brindado por la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales y el Instituto de Astronomía, Geofísica y Ciencias Atmosféricas de la Universidad de Sao Paulo, Brasil. Asimismo, el apoyo brindado por Colciencias a través de la convocatoria doctoral crédito-beca 528.

## 6. REFERENCIAS

Borge, R., Lumbreras, J., Pérez, J., de la Paz, D., Vedrenne, M., de Andrés, J.M. y Rodríguez, M.E. (2014). Emission inventories and modeling requirements for the development of air quality plans. Application to Madrid (Spain). *Sci. Total Environ.* 466–467, 809–819. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.093>.

Freitas, S.R., Longo, K.M., Silva Dias, M.A.F., Chatfield, R., Silva Dias, P., Artaxo, P., ....., Panetta, J. (2009). The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) – Part 1 : Model description and evaluation. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 2843-2861.

Freitas, S.R., Longo, K.M., Alonso, M.F., Pirre, M., Marecal, V., Grell, G.,....., Spanchez-Gácita, M. (2011). PREP-CHEM-SRC – 1.0: a preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models. *Geosci. Model Dev.* 4, 419–433. doi:10.5194/gmd-4-419-2011.

González, C.M., Gómez, C.D., Rojas, N.Y., Acevedo, H., Aristizábal, B.H. (2017). Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city. *Atmos. Environ.* 152, 279-289. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.048>.

Grell, G.A., Peckham, S.E., Schmitz, R., McKeen, S.A., Frost, G., Skamarock, W.C., Eder, B. (2005). Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. *Atmos. Environ.* 39, 6957-6975. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.04.027.

Kumar, A., Rincón, A., Rojas, N. (2014). Application of WRF-Chem model to simulate ozone concentration over Bogotá. 13th Annual CMAS Conference Archive. Chapel Hill, NC. Disponible en: [https://www.cmascenter.org/conference/2014/abstracts/anikender\\_kumar\\_application\\_wrf-chem\\_2014.pdf](https://www.cmascenter.org/conference/2014/abstracts/anikender_kumar_application_wrf-chem_2014.pdf).

Kumar, A., Jiménez, R., Belalcázar, L.C., Rojas, N.Y. (2016). Application of WRF-Chem Model to Simulate PM10 Concentration over Bogotá. *Aerosol Air. Qual. Res.* 16, 1206–1221.

Nedbor-Gross, R., Henderson, B.H., Davis, J.R., Baublitz, C., Pachón, J.E., Rincón, A., Galvis, B. (2014). Implementation of a WRF-CMAQ Air Quality Modeling System in Bogotá, Colombia. 13th Annual CMAS Conference Archive. Chapel Hill, NC. Disponible en: <http://www.cmascenter.org/conference/2014/agenda.cfm>.

Nedbor-Gross, R., Henderson, B.H., Pérez-Peña, M.P., Pachón, J.E. (2017). Air quality modeling in Bogotá, Colombia using local emissions and natural mitigation factor adjustment for re-suspended particulate matter. *Atmos. Pollut. Res.* In Press. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2017.07.004>.

Manizales Cómo Vamos (2017). Informe de calidad de vida Manizales 2017. Disponible en: <http://manizalescomovamos.org/6343-2/>.

Rincón, M.A. (2015). Simulación regional de contaminantes atmosféricos para la Ciudad de Bogotá. Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá. Bogotá D.C., Colombia (Master Thesis).

Vara-Vela, A., Muñoz, A.G., Lomas, A. (2011). OLE2-AAS4WRF: OLE2's Another Assimilation System for WRF\_Chem. Observatorio Latinoamericano de Eventos Extraordinarios (OLE2). Disponible en: [http://www.cmc.org.ve/mediawiki/index.php?title=Calidad\\_de\\_Aire](http://www.cmc.org.ve/mediawiki/index.php?title=Calidad_de_Aire).



## MODELOS ARIMA PARA EVALUAR EL EFECTO DE LA COBERTURA SUPERFICIAL SOBRE LAS CONCENTRACIONES DE PM<sub>10</sub> EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ (COLOMBIA)

Carlos Zafra-Mejía<sup>1</sup>, Yolanda Hernández-Peña<sup>2</sup> y Julio Beltrán-Vargas<sup>3</sup>

<sup>1</sup>PhD. en Ingeniería Ambiental, Grupo de Investigación para el Desarrollo Sostenible-INDESOS, Maestría en Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá D.C., Colombia.

Email: [czafra@udistrital.edu.co](mailto:czafra@udistrital.edu.co)

\*Autor corresponsal.

<sup>2</sup>PhD. en Geografía, Grupo de Investigación para el Desarrollo Sostenible-INDESOS, Maestría en Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá D.C., Colombia.

Email: [ythernendezp@udistrital.edu.co](mailto:ythernendezp@udistrital.edu.co)

<sup>3</sup>PhD. en Ciencias, Grupo de Investigación para el Desarrollo Sostenible-INDESOS, Maestría en Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá D.C., Colombia.

Email: [jebeltran@udistrital.edu.co](mailto:jebeltran@udistrital.edu.co)

### RESUMEN

**Introducción:** El incremento de enfermedades respiratorias en niños y adultos mayores generado por la contaminación atmosférica de áreas urbanas está fuertemente relacionado con el aumento de las concentraciones del material atmosférico particulado.

**Objetivo:** Presentar un análisis temporal diario mediante modelos ARIMA de la influencia de la cobertura superficial sobre las concentraciones de PM<sub>10</sub> en la ciudad de Bogotá, Colombia.

**Métodos:** La investigación se desarrolló a partir de registros de seis estaciones de monitoreo, las cuales cubrieron una distancia de 23.9 km sobre el casco urbano de la ciudad. Las estaciones estuvieron equipadas con instrumentos de medición para PM<sub>10</sub>, temperatura, radiación solar, y velocidad y dirección del viento. El periodo de muestreo tuvo una duración de seis años. Se analizó la condición de estabilidad atmosférica y distribución espacial de la cobertura en superficie (vegetada, no vegetada, impermeable y cuerpos de agua) antes de aplicar el proceso iterativo de Box-Jenkins para modelos ARIMA. **Resultados:** Los modelos ARIMA permitieron evidenciar una mayor persistencia de PM<sub>10</sub> en áreas con cobertura vegetada (árboles y pastizales); la persistencia disminuyó con el incremento de la cobertura impermeable (techos, pavimentos y senderos). La persistencia de PM<sub>10</sub> en áreas con cobertura vegetada fue de dos días. La mejor distancia para evidenciar estos hallazgos estuvo entre 50 y 100 m, con respecto a la localización física de las estaciones de monitoreo. Las áreas urbanas con predominio de cobertura vegetada registraron menores concentraciones de PM<sub>10</sub> en comparación con áreas con predominio de cobertura impermeable (diferencia promedio diaria = 42.7%).

**Palabras Clave** Cobertura superficial; Modelos ARIMA; PM<sub>10</sub>.

## 1. INTRODUCCIÓN

El incremento de enfermedades respiratorias en niños y adultos mayores generado por la contaminación atmosférica de áreas urbanas está fuertemente relacionado con el aumento de las concentraciones de material particulado atmosférico (PM) (Wang et al., 2015; Chow et al., 2006; Pope and Dockery, 2006). El aumento del PM está principalmente asociado con la concentración de actividades industriales e incremento del parque automotor en sectores urbanos (Gocheva-Ilieva et al., 2014; Soto et al., 2014; Jian et al., 2012; Liu, 2009). De esta manera, muchos países decidieron fortalecer el monitoreo activo en áreas urbanas para controlar este contaminante atmosférico. A partir de lo anterior, es relevante desde el punto de vista de la salud pública estudiar la posible relación entre las concentraciones del PM y el tipo de cobertura superficial existente en áreas urbanas (e.g., vegetada, suelo descubierto e impermeable). Resulta inevitable incluir en el anterior análisis las condiciones climáticas del área de estudio (Díaz-Robles et al., 2008; Connell et al., 2005). Por ejemplo, Zhang et al. (2012) y Seinfeld y Pandis (2012) reportaron que la distribución y transporte del PM dependieron significativamente del grado de estabilidad atmosférica (condiciones del viento) y el tipo de cobertura superficial según el uso del suelo existente.

Las investigaciones reportan que la estabilidad atmosférica juega un papel importante en el transporte y dispersión del  $PM_{10}$ , estando significativamente relacionada con la variación de la temperatura en altitud (gradiente térmico) y la velocidad del viento (Chambers et al., 2015; Perrino et al., 2008; Zoras et al., 2006). Al respecto, Lee et al. (2013) reportaron que bajo condiciones extremas de estabilidad atmosférica (inversión térmica) en la ciudad de Seúl (Corea) las concentraciones de  $PM_{10}$  tendieron a aumentar significativamente ( $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Vecchi et al. (2007) reportaron un incremento del 13% en las concentraciones de  $PM_{10}$  bajo las condiciones predominantes de estabilidad atmosférica nocturna en la ciudad de Milán (Italia), a pesar de existir una reducción en las fuentes de emisión activas como el tráfico (-35%), la calefacción doméstica (5 a.m. - 11 p.m.) y la actividad industrial. Los investigadores reportaron que bajo condiciones de inestabilidad atmosférica las concentraciones de  $PM_{10}$  tendieron a disminuir (mayor dispersión).

Con respecto a la cobertura superficial, Chen et al. (2015) reportaron que la presencia de árboles en la ciudad de Wuhan (China) permitió disminuir entre 7-15% la concentración del  $PM_{10}$ . Igualmente, Islam et al. (2012) y Yin et al. (2007) reportaron una reducción de las partículas suspendidas totales ( $< 100 \mu\text{m}$ ) de áreas urbanas del 55% (Khulna, Bangladesh) y 30% (Shanghai, China), respectivamente. McDonald et al. (2007) pronosticaron mediante técnicas de sistemas de información geográfica e investigación de campo que un aumento entre el 3.7-16.5% y 3.6-8.0% de la cobertura total de árboles en conurbaciones de West Midlands y Glasgow (Reino Unido) generaría una reducción del 10% y 2% en las concentraciones del  $PM_{10}$  primario, respectivamente. La cobertura superficial con árboles actúa como un sumidero efectivo de contaminantes atmosféricos gaseosos y particulados, con tasas de deposición atmosférica seca que superan entre 3 y 20 veces las tasas de deposición atmosférica seca de los pastizales (Gallagher et al., 2002; Fowler et al., 2004).

El polvo mineral de suelos descubiertos (i.e., sin cobertura vegetal permanente) fue identificado como el responsable de la disminución de la calidad del aire en varias ciudades de Europa Central (e.g., Berlín y Zúrich) (Wolf-Benning et al., 2009; Minguillon et al., 2012). Al respecto, Titos et al. (2014) reportaron para la ciudad de Granada (España) que durante condiciones de verano seco más del 50% del  $PM_{10}$  correspondió a polvo mineral re-suspendido desde suelos descubiertos y vías urbanas. Waked et al. (2014) encontraron que el 13% del  $PM_{10}$  promedio anual de la ciudad de Lens (Francia) fue aporta-

do por suelos descubiertos (fuentes de polvo mineral). Existe consenso que los principales parámetros que determinan la producción de polvo y  $PM_{10}$  son la tasa de saltación (energía cinética por viento) y la textura del suelo (Avecilla et al., 2016). Varios autores encontraron que el potencial de emisión de  $PM_{10}$  aumentó con el contenido de limo y arcilla, y disminuyó con el contenido de arena del suelo (e.g., Carvacho et al., 2004; Funk et al., 2008).

La experiencia en la modelización de la calidad del aire evidencia que los modelos meteorológicos multi-paramétricos más sofisticados tienden a subestimar o sobrestimar significativamente las concentraciones de contaminantes atmosféricos debido a la complejidad de los fenómenos involucrados (Zhang et al., 2013; Kumar y Jain, 2010; Argiriou, 2007; Seinfeld y Pandis, 2006). Es decir, a los procesos físico-químicos que los contaminantes experimentan, las condiciones meteorológicas, al uso del suelo y la incertidumbre en los registros de los parámetros en estudio. De esta manera, desde el punto de vista operacional los pronósticos a corto plazo están fundamentados en técnicas de modelización estadística de series de tiempo (Reisen et al., 2014; Kumar y Jain, 2010; Díaz-Robles et al., 2008). Athanasiadis et al. (2005) realizaron una comparación entre varios modelos estadísticos (regresión lineal, ARIMA y componentes principales) y algoritmos de clasificación (redes neuronales artificiales, árboles de decisiones y reglas conjuntivas), concluyendo que en términos de la raíz del error cuadrático medio los modelos de regresión lineal (0.128) y ARIMA (0.153) fueron los más adecuados para modelizar la calidad del aire.

Los modelos ARIMA desarrollados para el análisis estadístico de series de tiempo han sido aplicados en varias investigaciones, las cuales reportan un ajuste razonable y gran utilidad para simular y pronosticar el comportamiento de los contaminantes atmosféricos (e.g., Soni et al., 2014; Gocheva et al., 2013; Liu, 2009). Adicionalmente, se ha reportado la utilidad de los modelos ARIMA para evaluar el grado de persistencia en el tiempo de los contaminantes atmosféricos. Es decir, facilitaron de una manera auto-regresiva (“memoria” del fenómeno) la interpretación de la variabilidad de los datos en la serie de tiempo (Hsu et al., 2014; Hernández et al., 1992).

Por otro lado, los modelos ARIMA han incluido variables meteorológicas que permitieron entender el comportamiento de los contaminantes con respecto a las dinámicas atmosféricas de una zona determinada (Jian et al., 2012). Por ejemplo, Vana y Tamm (2002) usaron preliminarmente este tipo de modelos para generar una serie de tiempo estacionaria y así poder evaluar la relación entre las concentraciones de aerosoles (10 nm - 10  $\mu$ m) y el movimiento de las masas de aire sobre dos localidades de Estonia (Tahkuse y Kellasaare). Jian et al. (2012) y Liu (2009) sugirieron que los elementos meteorológicos incluidos en los modelos ARIMA (temperatura de rocío, y velocidad y dirección del viento) fueron variables significativas en los pronósticos de las concentraciones de  $PM_{1.0}$  ( $R^2$ : 0.820) y  $PM_{10}$  ( $R^2$ : 0.789), respectivamente.

La presente investigación se desarrolla en una ciudad latinoamericana de elevada altitud. La ciudad de Bogotá (Colombia) se encuentra localizada sobre la cordillera de los Andes (04° 36'35"N-74° 04'54"W) a una altitud promedio de 2600 m.s.n.m. Su clima tropical de montaña se caracteriza por registrar amplias variaciones horarias en la temperatura (variación máxima: 12 °C). En la localidad se registran condiciones de inestabilidad atmosférica diurna debido al incremento de la radiación solar hacia las horas del mediodía e inicios de la tarde (máxima turbulencia). Durante las horas de la noche la velocidad del viento es mínima y el flujo de calor es negativo, indicando condiciones atmosféricas estables y neutrales (Montoya et al., 2004).

La capital colombiana es reconocida como el centro urbano de mayor densidad poblacional y el tercero en contaminación atmosférica de Latinoamérica. La ciudad está organizada en 20 localidades con un alto nivel de segregación socio-espacial y una tendencia creciente de la informalidad laboral (Nelson et al., 2005; Sarmiento et al., 2015). Lo anterior ha generado una variación significativa de la cobertura superficial, lo cual probablemente ha afectado el comportamiento del  $PM_{10}$  en la ciudad. Por lo tanto, esta interacción entre la cobertura superficial y  $PM$  ha despertado el interés por su estudio.

El presente artículo tiene por objeto presentar un análisis temporal diario (2007-2012) mediante modelos ARIMA de la influencia de la cobertura superficial sobre las concentraciones urbanas de  $PM_{10}$  en una ciudad de elevada altitud: Bogotá, Colombia. La investigación se desarrolla en seis estaciones automáticas de monitoreo ubicadas sobre cuatro localidades de la ciudad de Bogotá D.C. (Colombia): Kennedy, Puente Aranda, Suba y Barrios Unidos. Las estaciones seleccionadas cubren una distancia de 23.9 km sobre el casco urbano de la ciudad.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Descripción de los lugares de investigación

Las seis estaciones automáticas de monitoreo (S) se ubicaron en las localidades de Kennedy (S1 y S2), Puente Aranda (S3), Suba (S4 y S5), y Barrios Unidos (S6) de la ciudad de Bogotá, Colombia (Figura 1). El clima tropical de montaña (clima frío) de los lugares de investigación se caracterizó por presentar durante el período de muestreo una temperatura promedio diaria entre 13.3 y 14.3 °C, con variaciones horarias entre 7.2 y 19 °C. La Tabla 1 presenta las principales características de las zonas de localización de cada estación de monitoreo. Todas las estaciones de monitoreo contaron con instrumentos de medición para  $PM_{10}$ , temperatura, y dirección y velocidad del viento. Adicionalmente, las estaciones S1, S5 y S6 fueron proveídas con instrumentos para la medición de radiación solar. Las estaciones cubrieron en línea recta una distancia de 23.9 km sobre el área urbana de la ciudad (Figura 1). Las estaciones seleccionadas no experimentaron cambios significativos en la cobertura superficial durante el periodo de investigación.

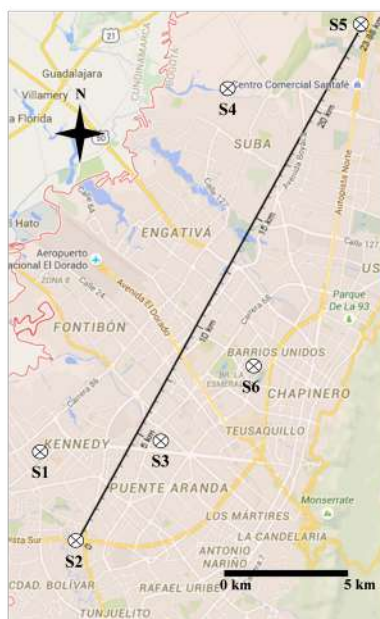


Figura 1. Localización de las estaciones de monitoreo (S) en la ciudad de Bogotá, Colombia (Google Maps, 2015)



Tabla 1. Características de las zonas de localización de las estaciones de monitoreo

Característica	S1 (Kennedy)	S2 (Carvajal)	S3 (Puente Aranda)	S4 (Corpas)	S5 (Guaymaral)	S6 (Barrios Unidos)
Coordenadas	4°37'30.18"N 74°9'40.80"W	4°35'44.22"N 74°8'54.90"W	4°37'54.36"N 74°7'2.94"W	4°45'40.49"N 74°5'36.46"W	4°47'1.52"N 74°2'39.06"W	4°39'30.48"N 74°5'2.28"W
Elevación (m.s.n.m.)	2580	2563	2590	2571	2580	2577
PM <sub>10</sub> promedio diario (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>a</sup>	85.9	81.7	65.7	58.7	34.9	40.0
Precipitación promedio anual (mm) <sup>a</sup>	521	728	909	762	832	1084
Velocidad promedio diaria del viento <sup>a</sup>	2.2	2.0	2.5	1.2	1.0	1.35
Dirección predominante del viento <sup>a</sup>	SW	SW	W	SE	SE	W
Temperatura promedio diaria (°C) <sup>a</sup>	14.3	14.3	14.1	13.3	14.2	14.3
Tipo de zona	Urbana	Urbana	Urbana	Suburbana	Suburbana	Urbana
Uso del suelo <sup>b</sup>	R-C	I-R	I-C	R-IN	IN	R-IN
Impermeable/Vegetada/No vegetada/Cuerpos de agua (%)	68.9/30.7/0.4/0.0	88.2/10.1/0.0/1.7	86.0/4.6/9.5/0.0	35.6/59.7/4.7/0.0	22.6/74.6/1.1/1.7	9.7/86.2/4.1/0.0
Localización del toma muestra (m) <sup>c</sup>	7	6	13	9	4	4.6
Densidad poblacional (habitantes/ha)	400	350	50	250	< 1	30

<sup>a</sup>durante el periodo de investigación; <sup>b</sup> R-residencial, I-industrial, C-comercial, IN-institucional; <sup>c</sup> con respecto a la superficie del terreno.

## 2.2. Sistema de muestreo de PM<sub>10</sub>

El periodo de muestreo tuvo una duración de seis años (01/01/2007-31/12/2012). El sistema de muestreo para PM<sub>10</sub> estuvo constituido por equipos de monitoreo continuo de partículas mediante atenuación de rayos beta (Met One Instruments, BAM 1020). El protocolo de muestreo para PM<sub>10</sub> se basó en lo establecido por la U.S.EPA: EPA/625/R-96/010a-IO-1.2 (U.S.EPA, 1999). La tasa de flujo constante de los equipos fue de 16.7 l/min. El límite inferior de detección fue de 3.6 µg/m<sup>3</sup> y 1.0 µg/m<sup>3</sup> para intervalos de muestreo horarios y diarios, respectivamente. La resolución en la medición fue de 0.24 µg en un rango de 1 mg. La precisión fue de ± 8% para intervalos horarios y ± 2% para intervalos diarios.

## 2.3. Condición de estabilidad atmosférica

La condición de estabilidad atmosférica (EA) fue determinada a través de las metodologías de Pasquill (1961), Turner (1964) y Gifford (1976), con registros horarios de velocidad del viento y radiación solar (Zoras et al., 2006; Chambers et al., 2015). Se analizó la condición de EA predominante según su frecuencia horaria de ocurrencia en toda el área urbana de localización de las estaciones de monitoreo (23.9 km de distancia en línea recta). Las estaciones utilizadas para este cálculo fueron S1, S5 y S6 (ver Figura 1). En el presente estudio se adaptó la siguiente escala cuantitativa para identificar cada condición de EA: 1-estable, 2-ligeramente estable, 3-neutra, 3.5-neutra a ligeramente inestable, 4-ligeramente inestable, 4.5-ligeramente inestable a inestable, 5-inestable, 5.5-inestable a muy inestable, y 6-muy inestable.

#### 2.4. Análisis de la cobertura superficial

Para determinar el tipo de cobertura superficial alrededor de cada estación en estudio se trazó sobre imágenes satelitales (resolución de 15x15 m) un recuadro inicial de 80000 m<sup>2</sup>, con diagonales de 400 m y centro en cada una de las estaciones de monitoreo. Adicionalmente, para evaluar la variación espacial en el tipo de cobertura superficial se consideraron recuadros de diferentes longitudes en sus diagonales para cada estación de monitoreo: 100 m (5000 m<sup>2</sup>), 200 m (20000 m<sup>2</sup>), 400 m (80000 m<sup>2</sup>), 800 m (320000 m<sup>2</sup>), 1600 m (1280000 m<sup>2</sup>) y 3200 m (10240000 m<sup>2</sup>). En los anteriores análisis se tomaron como guías metodológicas las investigaciones sobre uso del suelo y calidad del aire de Bach et al. (2015) e Irga et al. (2015), respectivamente.

Se establecieron cuatro tipos de coberturas superficiales urbanas: vegetada (árboles y pastizales), no vegetada (suelos descubiertos), impermeable (tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales) y cuerpos de agua (ríos, lagos y humedales). La identificación y cuantificación de las coberturas superficiales se realizó mediante el programa informático Google Earth Pro V. 7.1.5.1557. Se buscó que los lugares de investigación seleccionados no hubieran estado sometidos a cambios significativos en su cobertura superficial durante el período de monitoreo de PM<sub>10</sub> (01/01/2007-31/12/2012).

#### 2.5. Desarrollo de modelos ARIMA

Los registros horarios de PM<sub>10</sub> fueron agregados diariamente para el análisis ARIMA (media móvil 24 horas). La metodología para el desarrollo de modelos ARIMA se fundamentó en lo establecido por las investigaciones sobre la calidad del aire de Díaz-Robles et al. (2008), Jian et al. (2012) y Zhou et al. (2014). Se aplicaron las etapas del proceso iterativo de Box-Jenkins (1970) para el desarrollo de los modelos ARIMA: (i) identificación, (ii) estimación de parámetros, (iii) verificación de supuestos, y (iv) uso del modelo; las cuales fueron desarrolladas mediante el programa informático estadístico IBM-SPSS (Statistical Package for the Social Sciences, V. 21.0.0). No se consideraron datos atípicos para los modelos ARIMA desarrollados. Una vez elegido el modelo ARIMA con las mejores características estadísticas, sus términos fueron analizados para deducir la estructura temporal (AR, I, MA) de las series de tiempo de las concentraciones diarias de PM<sub>10</sub>. La estructura temporal ARIMA fue analizada con respecto a la variación espacial de la cobertura superficial, según las distancias de influencia establecidas para cada estación de monitoreo: 50 m, 100 m, 200 m, 400 m, 800 m y 1600 m.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1. Condición de estabilidad atmosférica

En el análisis de EA para toda el área de investigación se utilizaron las estaciones S1, S5 y S6. A partir de la localización de las estaciones monitoreo, se consideró que las estaciones S2 y S3 estuvieron cubiertas por la estación S1, y la estación S4 estuvo cubierta por la estación S5 (ver Figura 1).

La Figura 2 presenta la condición promedio horaria de EA durante el período de investigación a partir de la escala cuantitativa adoptada en el presente estudio. Se observó que la condición de EA dominante entre las 6 y 18 horas fue ligeramente inestable (EA: 4; frecuencia para 24 h, f-24 h: 19.5%), inestable (EA: 5; f-24 h: 24.5%) e inestable (EA: 5; f-24 h: 22.7%) para las estaciones S1, S5 y S6, respectivamente. La condición de EA dominante entre las 18 y 6 horas fue estable (EA: 1): 35.0% (f-24 h), 49.2% (f-24 h) y 50.0% (f-24 h), respectivamente (Figura 2). Por lo tanto, los resultados mostraron para toda el área de investigación que la condición dominante de EA durante el día (6-18 horas) estuvo entre ligeramente inestable e inestable (EA entre 4 y 5.5; f-24 h: 46.1%). Durante la noche (18-6 horas) la condición de EA predominante fue estable (EA: 1; f-24 h: 45.1%). Una prueba ANOVA entre las esta-

ciones S1, S5 y S6 mostró que no existieron variaciones horarias significativas en la condición de EA ( $p > 0.05$ ). Lo anterior evidenció un comportamiento horario similar en la condición de EA para todas las estaciones seleccionadas, sugiriendo en el presente estudio que las diferencias en los términos de los modelos ARIMA desarrollados no estuvieron principalmente influenciadas por la condición de EA.

### 3.2. Análisis de la cobertura superficial

La Figura 3 presenta la variación en el tipo de cobertura superficial para las distancias de influencia definidas sobre cada estación de monitoreo. Existieron tres estaciones con predominio de cobertura impermeable: S1, S2 y S3. Este tipo de cobertura representó entre el 54.5-85.8%, 80.9-93.3%, 86.0-92.0% del área, respectivamente; a partir de las distancias de influencia establecidas para cada estación de monitoreo (entre 50-1600 m). El orden de precedencia para este tipo de cobertura superficial en las estaciones de monitoreo fue el siguiente: S3 > S2 > S1.

Por otro lado, existieron tres estaciones con predominio de cobertura vegetada: S4, S5 y S6. Este tipo de cobertura representó entre el 6.4-71.8%, 40.1-78.4%, 39.3-97.0% del área, respectivamente. El orden de precedencia para este tipo de cobertura en las estaciones de monitoreo fue el siguiente: S6 > S5 > S4 (Figura 3). Como se observó, para los análisis con los modelos ARIMA existieron tres estaciones de monitoreo con predominio de cobertura impermeable (S1, S2 y S3) y tres estaciones con predominio de cobertura vegetada (S4, S5 y S6).

### 3.3. Evaluación de las concentraciones de $PM_{10}$

Se observó en todas las estaciones de monitoreo un incremento en la concentración promedio horaria de  $PM_{10}$  a partir de las 5 a.m., disminuyendo entre las 11 a.m. y 12 p.m. Los picos en las concentraciones de  $PM_{10}$  se registraron entre las 8 y 9 a.m. Los resultados mostraron en promedio una tendencia horaria similar en las concentraciones de  $PM_{10}$  para todas las estaciones durante el periodo de estudio (ver Figura 4). Un análisis de correlación lineal entre todas las estaciones de monitoreo mostró relaciones positivas entre medias y muy fuertes,  $r\text{-Pearson} \geq 0.62$  (ver Tabla 2). Por lo tanto, los resultados sugirieron un comportamiento uniforme en los ciclos horarios de las fuentes de emisiones fijas y móviles de  $PM_{10}$  en toda el área de estudio. Debido a que las concentraciones horarias de  $PM_{10}$  fueron agregadas diariamente para el análisis ARIMA, se consideró este mismo comportamiento para las series de tiempo diarias de  $PM_{10}$  generadas en este estudio.

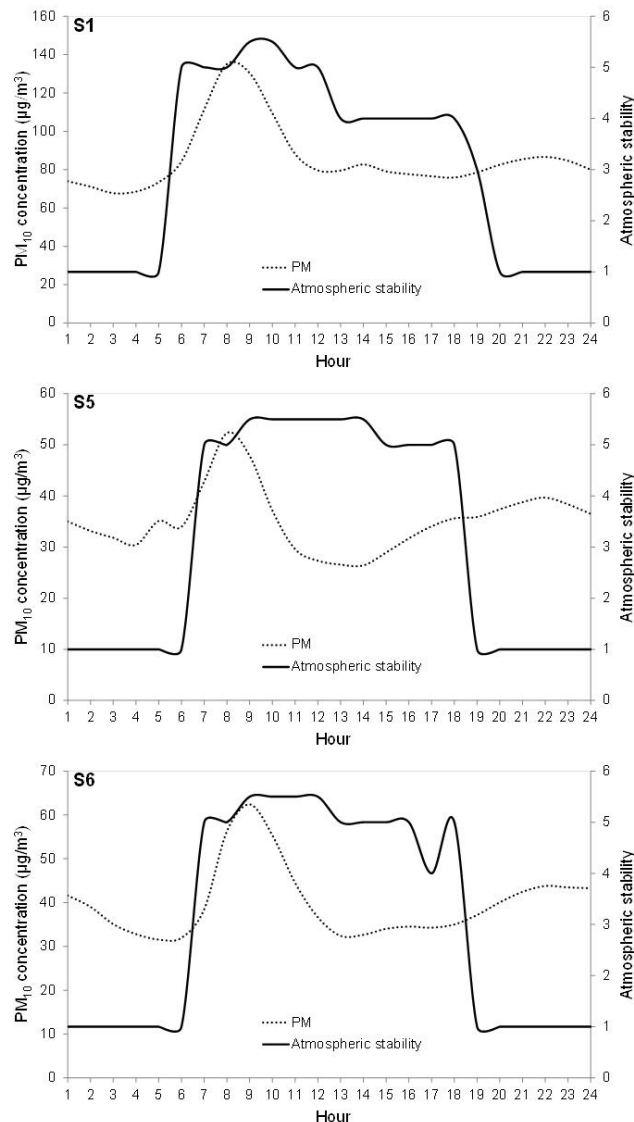


Figura 2. Condición de EA promedio horaria en el área de investigación. EA: 1-estable, 2-ligeramente estable, 3-neutra, 3.5-neutra a ligeramente inestable, 4-ligeramente inestable, 4.5-ligeramente inestable a inestable, 5-inestable, 5.5-inestable a muy inestable, y 6-muy inestable. PM: concentración promedio horaria de  $PM_{10}$ .

Adicionalmente, los hallazgos sugirieron que el comportamiento horario de las concentraciones de  $PM_{10}$  estuvo principalmente influenciado por los ciclos uniformes de emisión de las fuentes fijas y móviles de las áreas de estudio antes que por la condición de EA existente. Lo anterior estuvo sustentado en el hecho de que la condición horaria de EA durante el periodo de estudio no experimentó variaciones horarias significativas (ANOVA,  $p > 0.05$ ). La EA predominante durante el día (6-18 horas) estuvo entre ligeramente inestable e inestable (f-12 h: 92.2%), y durante la noche (18-6 horas) la EA predominante fue estable (EA: 1; f-12 h: 90.2%). Por lo tanto, en los posteriores análisis se consideró un escenario donde la condición de EA no tuvo una influencia directa en la estructura temporal de los modelos ARIMA desarrollados en la presente investigación.

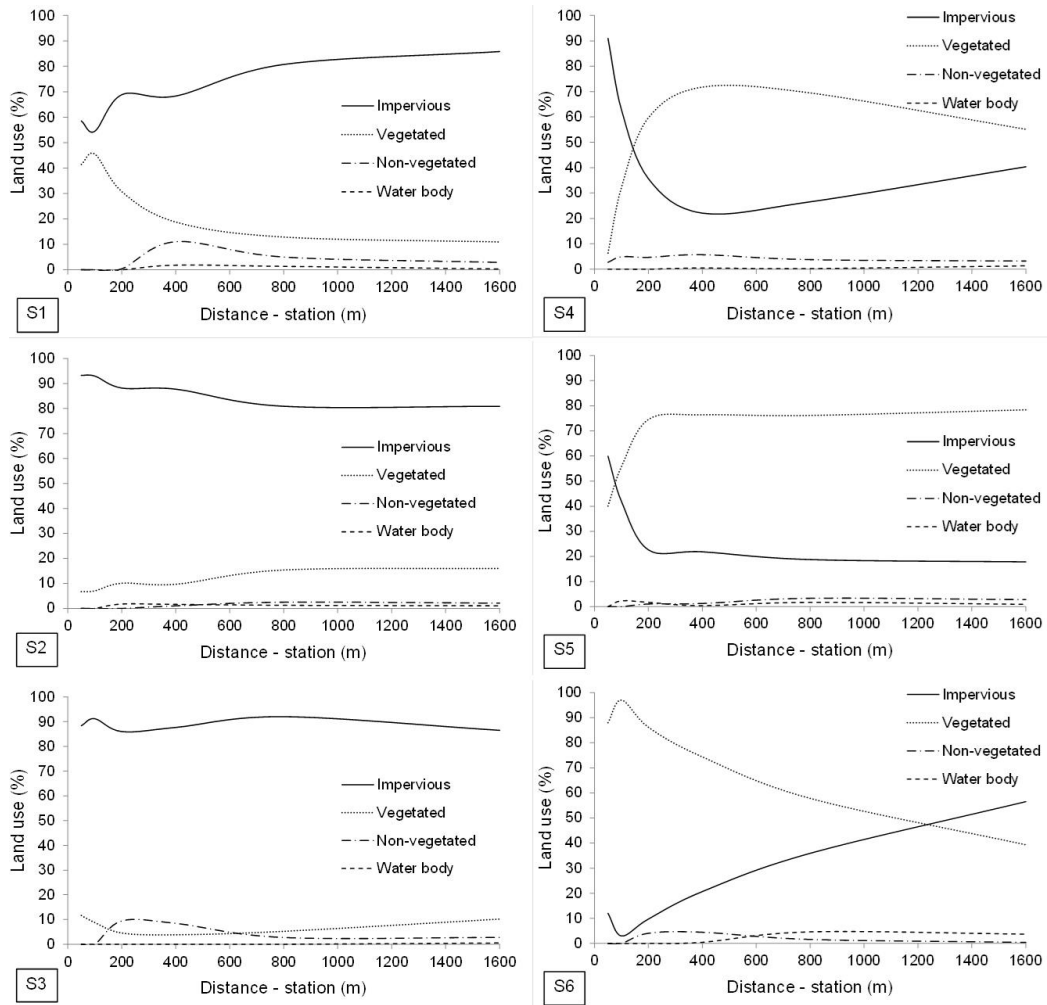


Figura 3. Variación espacial del tipo de cobertura superficial con respecto a las estaciones de estudio. Vegetada: árboles y pastizales; no vegetada: suelos descubiertos; impermeable: tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales; y cuerpos de agua: ríos, lagos y humedales. S1, S2 y S3: predominio de cobertura impermeable. S4, S5 y S6: predominio de cobertura vegetada.

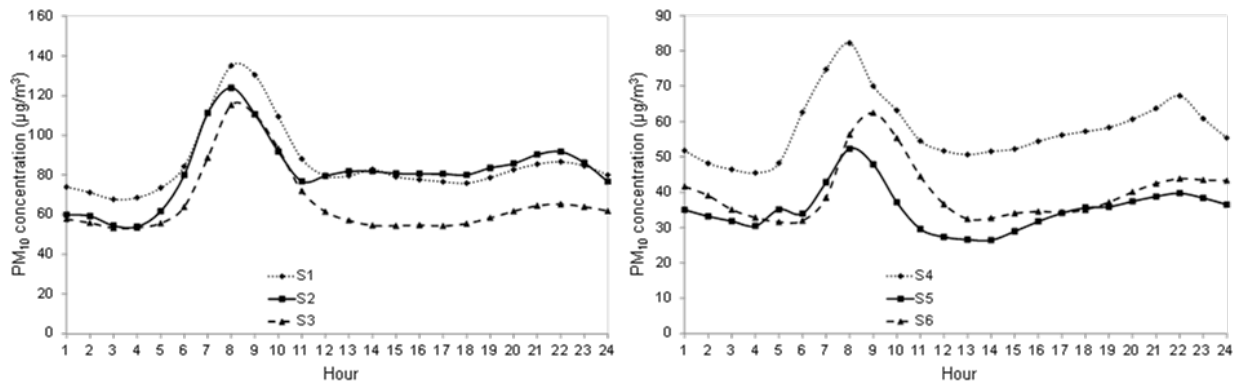


Figura 4. Concentración promedio horaria de PM<sub>10</sub> durante el periodo de estudio. S1, S2 y S3: predominio de cobertura impermeable. S4, S5 y S6: predominio de cobertura vegetada.

Tabla 2. Correlaciones lineales (*r*-Pearson) entre estaciones para la concentración promedio horaria de  $PM_{10}$

Station	S1	S2	S3	S4	S5	S6
S1	1.00					
S2	0.89	1.00				
S3	0.98	0.81	1.00			
S4	0.87	0.93	0.83	1.00		
S5	0.78	0.71	0.80	0.86	1.00	
S6	0.82	0.62	0.87	0.66	0.74	1.00

### 3.4. Desarrollo y análisis de modelos ARIMA

La Tabla 3 presenta los términos, tipo de transformación,  $R^2$  y error absoluto porcentual promedio para los modelos ARIMA desarrollados para la concentración de  $PM_{10}$ . También presenta la distribución en los tipos de cobertura superficial según las distancias de influencia seleccionadas para cada estación. Un análisis de correlación lineal entre las estaciones donde predominó el tipo de suelo impermeable (S1, S2 y S3) mostró en promedio que la estación de monitoreo con las mejores correlaciones fue S1 (*r*-Pearson promedio: 0.91). Adicionalmente, el análisis de correlación permitió observar que las distancias de influencia a cada estación con las mejores y peores correlaciones fueron 1600 m (*r*-Pearson promedio: 0.97) y 100 m (*r*: 0.88), respectivamente. Los resultados sugirieron que a medida que aumentó la distancia con respecto a las estaciones de monitoreo, la distribución de las coberturas superficiales impermeables fue más similar entre estaciones (ver Figura 3). A partir de lo anterior, la estación seleccionada de referencia para comparar los modelos ARIMA desarrollados para suelos con predominio de cobertura impermeable fue S1 y la distancia de influencia seleccionada para analizar las posibles diferencias entre los modelos desarrollados fue 100 m.

A partir de lo anterior, los resultados mostraron una diferencia entre estaciones para la distribución de la cobertura superficial de tipo impermeable: S1 54.5%, S2 93.0% y S3 91.2%. El término auto-regresivo (AR) de los modelos ARIMA desarrollados permitió sugerir una diferencia probablemente asociada con este tipo de cobertura superficial. Al disminuir la cobertura impermeable alrededor de una estación de monitoreo se sugirió un incremento en el término AR del modelo ARIMA (ver Tabla 3). En otras palabras, entre menor sea el área impermeable alrededor de una estación de monitoreo, mayor será la influencia de las concentraciones de  $PM_{10}$  de los días anteriores. En este caso particular de dos días (48 horas) inmediatamente anteriores (S1, AR = 2). En el presente estudio los resultados sugirieron una mayor persistencia en el tiempo del  $PM_{10}$  en áreas urbanas donde disminuyó la cobertura de tipo impermeable y aumentó la cobertura de tipo vegetada (i.e., árboles y pastizales).

Un análisis de correlación lineal entre las estaciones donde predominó la cobertura de tipo vegetada (S4, S5 y S6) mostró en promedio que la estación de monitoreo con las mejores correlaciones fue S4 (*r*-Pearson promedio: 0.73). Además, el análisis de correlación lineal permitió observar que las distancias de influencia a cada estación con las mejores y peores correlaciones fueron 800 m (*r*-Pearson promedio: 0.87) y 50 m (*r*: 0.64), respectivamente. A partir de lo anterior, la estación seleccionada de referencia para comparar los modelos ARIMA desarrollados para suelos con predominio de cobertura

vegetada fue S4 y la distancia de influencia seleccionada para analizar las posibles diferencias entre los modelos desarrollados fue 50 m.

A partir de lo anterior, los resultados mostraron una diferencia entre estaciones para la distribución de la cobertura superficial de tipo vegetada: S4 6.4%, S5 40.1% y S6 88.0%. El término auto-regresivo (AR) de los modelos ARIMA desarrollados permitió sugerir una diferencia probablemente asociada con la cobertura de tipo vegetada. Al aumentar la cobertura vegetada alrededor de una estación de monitoreo probablemente existió un incremento en el término AR del modelo ARIMA (Tabla 3). Entre mayor sea el área vegetada alrededor de una estación de monitoreo, mayor será la influencia de las concentraciones de  $PM_{10}$  de los días anteriores. En este caso particular de dos días (48 horas) inmediatamente anteriores (S6, AR = 2). De nuevo los resultados sugirieron una mayor persistencia en el tiempo del  $PM_{10}$  en áreas urbanas donde aumentó la cobertura superficial de tipo vegetada y disminuyó la cobertura de tipo impermeable (i.e., tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales). Los hallazgos fueron coherentes con los expuestos anteriormente para las estaciones con predominio de cobertura impermeable (S1, S2 y S3).

Tabla 3. Modelos ARIMA desarrollados según la variación en la cobertura superficial

Estación	Modelo ARIMA							Cobertura superficial (%)							
	AR	I	MA	Transformación	R <sup>2</sup>	Error absoluto promedio (%)	Distancia: 100 m				Distancia: 1600 m				
							V	T	I	CA	V	T	I	CA	
S1	2	1	2	Log natural	0.993	1.08	45.5	0	54.5	0	10.9	2.9	85.9	0.3	
S2	1	1	0	Log natural	0.969	1.50	7.0	0	93.0	0	16.0	2.1	80.9	1.0	
S3	1	1	1	Log natural	0.971	1.85	8.8	0	91.2	0	18.2	2.8	86.5	0.5	
							Distancia: 50 m				Distancia: 800 m				
S4	1	1	3	Log natural	0.999	0.77	6.4	2.7	90.9	0	69.5	3.8	26.5	0.2	
S5	1	1	2	Log natural	0.992	1.32	40.1	0	59.9	0	76.1	3.4	18.8	1.7	
S6	2	1	3	Log natural	0.993	1.70	88.0	0	12.0	0	57.9	1.6	35.9	4.6	

Las estaciones con predominio de cobertura vegetada registraron menores concentraciones de  $PM_{10}$  con respecto de las zonas con predominio de cobertura impermeable (ver Figura 4). Esta tendencia en las concentraciones de  $PM_{10}$  probablemente influyó en su persistencia sobre áreas con predominio de cobertura vegetada, evidenciada en un incremento del término auto-regresivo (AR) de los modelos ARIMA desarrollados. Por lo tanto, los resultados de este estudio sugirieron que en las zonas donde se registraron menores concentraciones de  $PM_{10}$  se tendió a presentar una mayor influencia de las concentraciones de  $PM_{10}$  de días anteriores. En este caso particular, de dos días inmediatamente anteriores (48 horas).

El término de promedios móviles (MA) de los modelos ARIMA desarrollados permitió evidenciar una

diferencia probablemente asociada con la cobertura de tipo vegetada. Los resultados mostraron que en las estaciones con predominio de cobertura vegetada (S4, S5 and S6) se tendieron a registrar mayores magnitudes en el término MA (see Table 3). Entre mayor sea la cobertura vegetada alrededor de una estación de monitoreo, mayor será la influencia de las variaciones en la concentración de  $PM_{10}$  de días anteriores. En este caso particular entre dos y tres días inmediatamente anteriores (MA entre 2 y 3). Por lo tanto, los resultados en este estudio sugirieron que en las áreas con predominio de cobertura vegetada existió una mayor variabilidad de las concentraciones de  $PM_{10}$ .

#### 4. CONCLUSIONES

Se presenta un análisis temporal diario (2007-2012) mediante modelos ARIMA de la influencia de la cobertura superficial sobre las concentraciones urbanas de  $PM_{10}$  en una ciudad de elevada altitud: Bogotá, Colombia. Los hallazgos obtenidos en este estudio permiten concluir lo siguiente.

La condición de EA tiende a registrar un comportamiento horario similar en superficie durante todo el período de estudio. EA diurna entre ligeramente inestable e inestable, con una frecuencia horaria promedio en 24 h de 46.1%. EA nocturna estable, con una frecuencia horaria promedio en 24 h de 45.1%. Adicionalmente, en la superficie urbana no se evidencian variaciones espaciales significativas de la condición de EA diurna y nocturna durante el periodo de estudio. Las concentraciones de  $PM_{10}$  están principalmente influenciadas por los ciclos de emisión de las fuentes fijas y móviles de las áreas de estudio antes que por la condición de EA existente.

Los análisis de los modelos ARIMA evidencian una mayor persistencia en el tiempo del  $PM_{10}$  cuando aumenta la cobertura vegetada (árboles y pastizales) y disminuye la cobertura impermeable (tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales). En este caso particular la persistencia del  $PM_{10}$  en suelos urbanos con predominio de cobertura vegetada es de dos días (48 horas). Lo anterior se evidencia en un incremento del término auto-regresivo (AR) de los modelos ARIMA desarrollados. Igualmente, el término de promedios móviles (MA) tiende a aumentar en áreas urbanas con predominio de cobertura vegetada. Los resultados sugieren que en estas áreas existe una mayor variabilidad de las concentraciones de  $PM_{10}$ .

Finalmente, los hallazgos de esta investigación se constituyen en un punto de referencia para profundizar el conocimiento acerca de la aplicación e interpretación de los modelos ARIMA en estudios de  $PM_{10}$ , y para el desarrollo e implementación de estrategias diferenciadas para el control de la contaminación atmosférica según la cobertura del suelo urbano.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Secretaría Distrital de Ambiente de la ciudad de Bogotá y a la Maestría en Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas (Colombia).

#### 6. REFERENCIAS

Argiriou, A.A., 2007. Use of neural networks for tropospheric ozone time series approximation and forecasting-A review. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 7, 5739-5767.

Athanasiadis, I.N., Karatzas, K., Mitkas, P., 2005. Contemporary air quality forecasting methods: a com-



parative analysis between classification algorithms and statistical methods. Fifth International Conference on Urban Air Quality Measurement, Modelling and Management, March 29-31, 2005, Valencia, Spain, pp. 1-12.

Avecilla, F., Panebianco, J.E., Buschiazzo, D.E., 2016. A wind-tunnel study on saltation and PM<sub>10</sub> emission from agricultural soils. *Aeolian Res.* 22, 73-83.

Bach, P.M., Staalesen, S., McCarthy, D.T., Deletic, A., 2015. Revisiting land use classification and spatial aggregation for modelling integrated urban water systems. *Landsc. Urban Plann.* 143, 43-55.

Box, G.E.P., Jenkins, G.M., 1970. *Time Series Analysis, Forecasting and Control*, first ed. Holden-Day, San Francisco.

Carvacho, O.F., Ashbaugh, L.L., Brown, M.S., Flocchini, R.G., 2004. Measurement of PM<sub>2.5</sub> emission potential from soil using the UC Davis resuspension test chamber. *Geomorphology* 59, 75-80.

Chambers, S.D., Wang, F., Williams, A.G., Xiaodong, D., Zhang, H., Lonati, G., Crawford, J., Griffiths, A.D., Ianniello, A., Allegrini, I., 2015. Quantifying the influences of atmospheric stability on air pollution in Lanzhou, China, using a radon-based stability monitor. *Atmos. Environ.* 107, 233-243.

Chen, X., Pei, T., Zhou, Z., Teng, M., He, L., Luo, M., Liu, X., 2015. Efficiency differences of roadside greenbelts with three configurations in removing coarse particles (PM<sub>10</sub>): A street scale investigation in Wuhan, China. *Urban For. Urban Gree.* 14, 354-360.

Chow, J.C., Watson, J.G., Mauderly, J.L., Costa, D.L., Wyzga, R.E., Vedal, S., Hidy, G.M., Altshuler, S.L., Marrack, D., Heuss, J.M., Wolff, G.T., Pope, C. A., Dockery, D.W., 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Japca J. Air Waste Ma.* 56, 1368-1380.

Connell, D.P., Withum, J.A., Winter, S.E., Statnick, R.M., Bilonick, R.A., 2005. The Steubenville Comprehensive Air Monitoring Program (SCAMP): Analysis of short-term and episodic variations in PM<sub>2.5</sub> concentrations using hourly air monitoring data. *Japca J. Air Waste Ma.* 55, 559-573.

Díaz-Robles, L.A., Ortega, J.C., Fu, J.S., Reed, G.D., Chow, J.C., Watson, J.G., Moncada-Herrera, J.A., 2008. A hybrid ARIMA and artificial neural networks model to forecast particulate matter in urban areas: The case of Temuco, Chile. *Atmos. Environ.* 42, 8331-8340.

Fowler, D., Skiba, U., Nemitz, E., Choubedar, F., Branford, D., Donovan, R., Rowland, P., 2004. Measuring aerosol and heavy metal deposition on urban woodland and grass using inventories of 210PB and metal concentrations in soil. *Water Air Soil Pollut. Focus.* 4, 483-499.

Funk, R., Reuter, H.I., Hoffmann, C., Engel, W., Öttl, D., 2008. Effect of moisture on fine dust emission from tillage operations on agricultural soils. *Earth Surf. Processes Landf.* 33, 1851-1863.

Gallagher, M.W., Nemitz, E., Dorsey, J.R., Fowler, D., Sutton, M.A., Flynn, M., Duyzer, J., 2002. Measurements and parameterizations of small aerosol deposition velocities to grassland, arable crops, and forest: Influence of surface roughness length on deposition. *J. Geophys. Res. D. Atmos.* 107, D12, 10, doi:10.1029/2001JD000817, issn:0148-0227.

Gifford, F.A., 1976. Turbulent Diffusion Typing Schemes: A Review. *Nucl. Safety* 17, 68-86.

Gocheva-Ilieva, S.G., Ivanov, A.V., Voynikova, D.S., Boyadzhiev, D.T., 2014. Time series analysis and forecasting for air pollution in small urban area: An SARIMA and factor analysis approach. *Stoch Environ. Res. Risk Assess.* 28, 1045-1060.

Hernández, E., Martín, F., Valero, F., 1992. Statistical forecast models for daily air particulate iron and lead concentrations for Madrid, Spain. *Atmos. Environ. Part B Urban Atmos.* 26, 107-116.

Hsu, H., Adamkiewicz, G., Houseman, E.A., Spengler, J.D., Levy, J.I., 2014. Using mobile monitoring to characterize roadway and aircraft contributions to ultrafine particle concentrations near a mid-sized airport. *Atmos. Environ.* 89, 688-695.

Irga, P.J., Burchett, M.D., Torpy, F.R., 2015. Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment? *Atmos. Environ.* 120, 173-181.

Islam, M.N., Rahmanb, K.S., Bahar, M.M., Habib, M.A., Andoa, K., Hattoria, N., 2012. Pollution attenuation by roadside greenbelt in and around urban areas. *Urban For. Urban Gree.* 11, 460-464.

Jian, L., Zhao, Y., Zhu, Y., Zhang, M., Bertolatti, D., 2012. An application of ARIMA model to predict sub-micron particle concentrations from meteorological factors at a busy roadside in Hangzhou, China. *Sci. Total Environ.* 426, 336-345.

Kumar, U., Jain, V.K., 2010. ARIMA forecasting of ambient air pollutants ( $O_3$ , NO,  $NO_2$  and CO). *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 24, 751-760.

Lee, S., Ho, C., Lee, Y.G., Choi, H., Song, C., 2013. Influence of transboundary air pollutants from China on the high- $PM_{10}$  episode in Seoul, Korea for the period October 16-20, 2008. *Atmos. Environ.* 77, 430-439.

Liu, P.G., 2009. Simulation of the daily average  $PM_{10}$  concentrations at Ta-Liao with Box-Jenkins time series models and multivariate analysis. *Atmos. Environ.* 43, 2104-2113.

McDonald, A.G., Bealey, W.J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R.I., Donovan, R.G., Brett, H.E., Hewitt, C.N., Nemitz, E., 2007. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of  $PM_{10}$  in two UK conurbations. *Atmos. Environ.* 41, 8455-8467.

Minguillon, M.C., Querol, X., Baltensperger, U., Prevot, A.S.H., 2012. Fine and coarse PM composition and sources in rural and urban sites in Switzerland: local or regional pollution? *Sci. Total Environ.* 427, 191-202.

Montoya, G.J., Cepeda, W., Eslava, J.A., 2004. Características de la turbulencia y de la estabilidad atmosférica en Bogotá. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 28, 327-335.

Nelson, G., Maisonet, M., Miyashiro, M., 2005. An assessment of health effects of ambient air pollution in Latin America and the Caribbean, first ed. Pan Americana Health Organization, Washington D.C.

Pasquill, F., 1961. The estimation of the dispersion of windborne material. *Meteorol. Mag.* 90, 33-49.

Perrino, C., Catrambone, M., Pietrodangelo, A., 2008. Influence of atmospheric stability on the mass concentration and chemical composition of atmospheric particles: A case study in Rome, Italy. *Environ. Int.* 34, 621-628.

Pope, C.A., Dockery, D.W., 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Japca J. Air Waste Ma.* 56, 709-742.

Reisen, V.A., Sarnaglia, A.J.Q., Reis, N.C., Lévy-Leduc, C., Santos, J.M., 2014. Modeling and forecasting daily average PM<sub>10</sub> concentrations by a seasonal long-memory model with volatility. *Environ. Model. Softw.* 51, 286-295.

Sarmiento, R., Hernández, L.J., Medina, E.K., Rodríguez, N., Reyes, J., 2015. Respiratory symptoms associated with air pollution in five localities of Bogotá, 2008-2011, a dynamic cohort study. *Biomedica* 35, 167-176.

Seinfeld, J., Pandis, S., 2016. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, third ed. John Wiley & Sons, New Jersey.

Soni, K., Kapoor, S., Parmar, K.S., Kaskaoutis, D.G., 2014. Statistical analysis of aerosols over the Gangetic-Himalayan region using ARIMA model based on long-term MODIS observations. *Atmos. Res.* 149, 174-192.

Soto, D.F.P., Mejía, C.A.Z., Miranda, J.P.R., 2014. Evaluation of the air quality by using a mobile laboratory: Puente Aranda (Bogotá D.C., Colombia). *Rev. Fac. Ing.* 71, 153-166.

Titos, G., Lyamani, H., Pandolfi, M., Alastuey, A., Alados-Arboledas, L., 2014. Identification of fine (PM<sub>1</sub>) and coarse (PM<sub>10-1</sub>) sources of particulate matter in an urban environment. *Atmos. Environ.* 89, 593-602.

Turner, D.B., 1964. A diffusion model for an urban area. *J. Appl. Meteorol.* 3, 83-91.

U.S.EPA (Environmental Protection Agency), 1999. *Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air*, U.S.EPA/625/R-96/010a, Washington D.C., 723 pages.

Vana, M., Tamm, E., 2002. Propagation of atmospheric aerosol and the area of representativeness of its measurements in the Baltic Sea region, *Atmos. Environ.* 36, 391-401.

Vecchi, R., Marcazzan, G., Valli, G., 2007. A study on nighttime-daytime PM<sub>10</sub> concentration and elemental composition in relation to atmospheric dispersion in the urban area of Milan (Italy). *Atmos. Environ.* 41, 2136-2144.

Waked, A., Favez, O., Alleman, L.Y., Piot, C., Petit, J.E., Delaunay, T., Verlinden, E., Golly, B., Besombes, J.L., Jaffrezo, J.L., Leoz-Garziandia, E., 2014. Source apportionment of PM<sub>10</sub> in a north-western Europe regional urban background site (Lens, France) using positive matrix factorization and including primary biogenic emissions. *Atmos. Chem. Phys.* 14, 3325-3346.

Wang, P., Liu, Y., Qin, Z., Zhang, G., 2015. A novel hybrid forecasting model for PM<sub>10</sub> and SO<sub>2</sub> daily concentrations. *Sci. Total Environ.* 505, 1202-1212.

Wolf-Benning, U., Draheim, T., Endlicher, W., 2009. Spatial and temporal differences of Particulate Matter in Berlin. *Int. J. Environ. Waste Manage.* 4, 3-16.

Yin, S., Cai, J.P., Chen, L.P., Shen, Z.M., Zou, X.D., Wu, D., Wang, W.H., 2007. Effects of vegetation status in urban green spaces on particle removal in a street canyon atmosphere. *Acta Ecol. Sin.* 27, 4590-4595.

Zhang, H., Liu, Y., Shi, R., Yao, Q., 2013. Evaluation of PM<sub>10</sub> forecasting based on the artificial neural network model and intake fraction in an urban area: A case study in Taiyuan City, China. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 63, 755-763.

Zhang, Y., Bocquet, M., Mallet, V., Seigneur, C., Baklanov, A., 2012. Real-time air quality forecasting, part I: History, techniques, and current status. *Atmos. Environ.* 60, 632-655.

Zhou, Q., Jiang, H., Wang, J., Zhou, J. 2014. A hybrid model for PM<sub>2.5</sub> forecasting based on ensemble empirical mode decomposition and a general regression neural network. *Sci. Total Environ.* 496, 264-274.

Zoras, S., Triantafyllou, A.G., Deligiorgi, D., 2006. Atmospheric stability and PM<sub>10</sub> concentrations at far distance from elevated point sources in complex terrain: Worst-case episode study. *J. Environ. Manage.* 80, 295-302.

## SISTEMAS DE MONITOREO DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SOCIEDADES INDUSTRIALIZADAS

Ch. Burbano<sup>1</sup>, C. Gamboa<sup>1</sup>, C. -W. Sánchez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Grupo KIMSA, Facultad de Ingeniería  
Fundación Universitaria Católica Lumen Gentium,  
Cali - Colombia

[cmburbano001@unicatolica.edu.co](mailto:cmburbano001@unicatolica.edu.co)

### RESUMEN

En el presente texto se expone acerca de las herramientas usadas en la industria, cuyo propósito es el monitoreo y seguimiento de variables ambientales atmosféricas, enmarcado en la problemática actual del efecto invernadero y del cambio climático como resultado de las actividades antropogénicas. Se desarrolla a partir de su pertinencia para las sociedades altamente industrializadas y las que se encuentran en esta ruta, con el objetivo de enfatizar su importancia en tanto que se explica la situación en la que se encuentran los ecosistemas de los que formamos parte. Se pretende abordar específicamente la temática referente al aire y la calidad del mismo y como a través de la implementación de estas los sistemas de monitoreo, es posible el análisis de información que fundamente la adecuada toma de decisiones para el mejoramiento medio ambiental desde la integración de los sectores industriales y académicos. Además, se expone el desarrollo de un sistema inalámbrico de monitoreo de variables atmosféricas, basado en tecnologías de software y hardware libre, como alternativa a los sistemas convencionales.

### ABSTRACT

The following text, will present the tools used in the industry aimed at monitoring and studying atmospheric environmental variables, set in the ongoing problem of the greenhouse effect and climate change because of anthropogenic activities. It develops from its relevance to the highly industrialized societies and those found on this route, in order to emphasize its importance as the situation in which current ecosystems is explained. It is intended to specifically address the issue concerning the air quality same as through the implementation of these facilities that allow us information analysis supporting appropriate decision making for possible environmental improvement through the unification of the academic and industrial fields.

Palabras Clave Calidad del Aire, Gases de Efecto Invernadero, Monitoreo Ambiental.

KEY WORDS Air Quality, Environmental Monitoring, Greenhouse Gases.

## 1. INTRODUCCIÓN

No es un secreto para nuestras sociedades que una consecuencia directa de la actividad industrial es la contaminación del medio ambiente. El agua, los suelos, los océanos, ríos y el aire en especial se han visto gravemente perjudicados desde el auge de la revolución que dio paso a lo que conocemos hoy en día, un mundo rebosante en tecnología. Con el transcurrir del tiempo y a medida que las necesidades del hombre cambiaban, su resolución e ingenio se vieron desafiados, y como resultado de los desarrollos tecnológicos y científicos para satisfacerlas, se originó un desequilibrio significativamente grande en las condiciones naturales de los ecosistemas. En el presente artículo se tratará con prioridad la cuestión referente al aire y especialmente a los mecanismos diseñados para la medición de los agentes contaminantes que se encuentran en el mismo y cuya fuente principal son las grandes industrias de producción y prestación de servicios.

El aire es la mezcla homogénea de todos aquellos gases que conforman la atmósfera terrestre, se constituye de nitrógeno en una proporción aproximada de 78%, oxígeno en 20% y la parte restante es hidrogeno, argón, ozono y helio por mencionar solo algunos (F. Galvez, 1998). Cuando estas proporciones son alteradas en cierta medida, en su mayoría por causas antropogénicas y dichas alteraciones suponen riesgos para el normal desarrollo de los organismos vivientes de una región determinada, entonces se considera que existe contaminación atmosférica (UBA, 2016), además a lo largo de las décadas se han creado diferentes legislaciones en cada país que definen las cantidades permisibles de cada agente en proporciones volumétricas. Para el control de la situación ambiental de los países y las ciudades, los gobiernos y las compañías se sirven de las instituciones de investigación que conformados por equipos técnico-científicos generan información a partir de datos obtenidos mediante el uso de las instalaciones de monitoreo ambiental. Cuando se hace referencia a los gases de efecto invernadero, estas cifras generalmente se encuentran expresadas en partes por millón (ppm) o microgramos por metro cúbico ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ). El uso de estos sistemas es inherente a la iniciativa de las nuevas sociedades de llevar un mejor control de sus actividades tanto rurales como urbanas para el alcance del desarrollo sostenible.

A continuación, se presentará una descripción acerca del propósito de estas acciones, cuál es su funcionamiento, cuales son las legislaciones que rigen sus aplicaciones, su importancia a nivel social, económico y ambiental. Además, se hará un recorrido a través de la incursión de la comunidad universitaria alrededor del mundo en el campo de investigación para de esta manera proponer la articulación de los sectores académicos e industriales en actividades colaborativas para el mejoramiento de la situación medioambiental de las ciudades.

## 2. MONITOREO AMBIENTAL

El monitoreo ambiental se realiza a efectos de medir la presencia y concentración de contaminantes en el ambiente, así como el estado de conservación de los recursos naturales. Esta actividad se efectúa con el objetivo último de buscar quién es el responsable de la alteración ambiental identificada para la toma de acciones pertinentes. En este sentido, a través de dicha acción se brinda soporte para las tareas de supervisión, fiscalización y sanción ambiental por parte de las instituciones gubernamentales designadas en cada territorio, en tanto que permite conocer el nivel de afectación que puede ser atribuido a un potencial responsable (OEFA, 2015). Esta labor puede desempeñarse tanto en los ríos y océanos, como los suelos, sedimentos y finalmente en la atmosfera.

Los sistemas de monitoreo atmosféricos tienen pertinencia cuando se tratan temáticas relacionadas con la radiación, la evaluación del ruido, las emisiones de gases y material particulado, es decir, todos los factores que afecten directa o indirectamente la calidad del aire. En este sentido el índice de la calidad del aire (AQI, por sus siglas en inglés) es una herramienta usada por la EPA (US Environmental Protection Agency) y otras agencias para proveerle al público información oportuna y fácil de comprender sobre la calidad del aire local, también indica si los niveles de polución son perjudiciales a la salud (UBA, 2016). Además de esto, la metodología IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) sugiere a las instituciones el uso de los factores de emisión, que son herramientas que permiten estimar la cantidad de emisiones de un determinado contaminante, generada por la fuente en estudio. Varían no solamente de acuerdo con el tipo de combustibles sino con la actividad en la que se aplique su proceso de combustión (generación de energía, procesos industriales, aplicaciones residenciales) y la tecnología utilizada para tal fin (calderas, hornos, estufas) (Academia Colombiana de Ciencias Exactas, 2003).

Se debe tomar siempre en consideración, la legislación ambiental vigente; seleccionar los indicadores de impacto, con base en su utilidad para la toma de decisiones, planeación, regulación e instrumentación; determinar la frecuencia de recolección de información, mínima necesaria, que permita contar con una idea objetiva del comportamiento del universo de estudio. (Comisión de Cooperación Ecológica Fronteriza, 2013)

En este sentido el monitoreo ambiental se lleva a cabo mediante el método de toma de muestras simples que posteriormente son analizadas por equipos expertos para explicar el comportamiento de las variables en el área de estudio.

### 3. SISTEMAS DE MONITOREO ATMOSFÉRICO

El uso de sistemas de monitoreo ambiental es uno de los más comunes y efectivos en cuanto al cuidado del medio que nos rodea se refiere. Estos son instalaciones diseñadas para registrar de manera periódica las variaciones de los componentes presentes en un ambiente determinado y realizar posteriores evaluaciones de los datos obtenidos. Hoy en día, con el avance de la tecnología, la implementación de estos sistemas puede ser adaptativa y escalable, es decir, se cuenta con la ventaja de decidir qué herramientas serán utilizadas para realizar el monitoreo y cuáles serán las variables medidas.

En líneas generales, es bastante común encontrarse con estaciones estáticas que evalúan la tendencia de concentración de partículas en espacios determinados, sin embargo es posible realizar el montaje de los dispositivos para identificar contaminantes en plataformas móviles y otros aparatos de implementación más sencilla en comparación, esto con el objetivo de estudiar las variaciones en grandes terrenos sin necesidad de incurrir en los gastos de instalación de redes de sensores y en sus desventajas. Bajo estas alternativas se tiende a disminuir los costos de desarrollo e implementación con lo que se hace más accesible para las compañías el realizar estudios de las emisiones que están generando mediante sus actividades y por lo tanto tomar acción en cuanto a disminuciones y reducción de daño.

Los sistemas de monitoreo pueden ser operados a varios niveles, dependiendo de la naturaleza del problema en cuestión, y de la jurisdicción correspondiente a la agencia de monitoreo, estos niveles se refieren generalmente a lo siguiente

Tabla 1. Niveles de Monitoreo Ambiental

Nivel de Monitoreo	Alcance (km)
Local	0-100
Regional	100-1000
Continental	1.000-10.000
Global	>10.000

Una división general muy útil dentro de los programas de monitoreo del ambiente es aquella que mide objetivos, que puede mostrar cambios en la distribución o comportamiento, y aquellas que miden factores que pueden causar cambios en el ambiente. Esto se presenta, por ejemplo, cuando se hace monitoreo de la fuente de emisión, en el punto de exposición y dentro del objetivo entre otros (Sors, 1987).

Además del sector del transporte, estos dispositivos tienen aplicación en el seguimiento de fugas al ambiente en la industria productora de papel o la textil las cuales emanan grandes cantidades de sulfuro de hidrógeno ( $\text{SH}_2$ ), en las centrales de generación de electricidad y las plantas cementeras caracterizadas por la liberación de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), óxidos de azufre ( $\text{SO}_x$ ) y óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ), en la industria metalúrgica y minera en las cuales es común la expulsión al aire de óxido de carbono ( $\text{CO}$ ) y dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ), y finalmente en las refinerías petroleras dónde prima la fuga de hidrocarburos aromáticos como el benceno, tolueno y el xileno (BTX), el etileno ( $\text{C}_2\text{H}_4$ ), el propano ( $\text{C}_3\text{H}_8$ ), el propileno ( $\text{C}_3\text{H}_6$ ) entre otros (Gallelli, 2008).

#### 4. EFECTO INVERNADERO Y SU RELACIÓN CON LA INDUSTRIA

El efecto invernadero, se define como el aumento de la temperatura de la tierra debido al incremento de niveles de dióxido de carbono y otros gases atmosféricos. Este es un fenómeno natural que ha formado parte de la historia de la tierra por billones de años. Este efecto es resultado de un equilibrio delicado entre la vida y el medio ambiente, sin embargo, actualmente puede estar llevando al planeta a una situación en la que está en riesgo la raza humana y los demás seres vivientes. Desde la revolución industrial, la presencia de cantidades adicionales de estos gases, denominados, gases de efecto invernadero o simplemente GEI, amenaza con afectar al clima global y las consecuencias previstas de este aumento es motivo de controversia entre los científicos. (Mary K. Theodore, 2010)

Los GEI en la atmósfera tales como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), el metano ( $\text{CH}_4$ ), óxidos nitrosos ( $\text{N}_x\text{O}_y$ ), vapor de agua ( $\text{H}_2\text{O}$ ), y el ozono ( $\text{O}_3$ ) absorben la radiación infrarroja desde el Sol y vuelven a irradiar algo de él en la superficie, calentando así la atmósfera terrestre. La temperatura media de la atmósfera con estos compuestos se ha estimado a ser 30 ° centígrados más caliente que si sin estos gases. Este efecto es natural cuando se produce como resultado de actividades no humanas; por otra parte, el efecto invernadero aumentado denota aumentos en el efecto causado por gases de efecto invernadero emitido a la atmósfera por las actividades humanas (Dutch, 2009). Entre estas, las contribuyentes en mayor medida van desde la agroindustria animal, el transporte, la industrial productiva, la minera, de



fundición hasta la nuclear. En el año 2003 cerca del 78% de las emisiones de GEI se debieron a actividades relacionadas con el procesado de la energía y dentro de ellas el 26% a industrias del sector energético, 24% al sector del transporte y el 17% a industrias manufactureras y de la construcción. Del 22% restante, la agricultura es responsable del 11%, los procesos industriales sin combustión el 8% y el tratamiento y eliminación de residuos el 3% (Zaragozá, 2008).

Colombia es un país en constante desarrollo, que anteriormente había sido reconocido en su mayoría por ser un fuerte exportador de materias primas, dado que a lo largo del siglo XX los factores productivos relativamente abundantes fueron los recursos naturales y la fuerza laboral de baja calificación. Aun así, en estos últimos 20 años la nación se ha venido consolidando como un excelente productor (Adolfo & Ramírez, 2009), actividades del sector secundario, como la producción de textiles, alimentos y bebidas, automóviles, químicos, cauchos, derivados del petróleo y las industrias de la metalurgia y el cemento, solo por mencionar algunos, implican un mejor funcionamiento de la economía del país y constituyen gran parte del Producto Interno Bruto (PIB) (Departamento Administrativo Nacional de Estadística, 2015). Sin embargo, debido a la falta de controles por parte de los entes gubernamentales para el cumplimiento de las regulaciones ambientales, estas actividades tienden a presentar repercusiones negativas en cuanto a la calidad del aire, ya sea directa o indirectamente y contribuyen en gran manera a las 72.423 toneladas de CO<sub>2</sub> generadas en el país anualmente (The World Bank Group, 2014).

## 5. REGLAMENTACIONES AMBIENTALES

En el año 1972, un total de 133 países se reunieron en Estocolmo, Suecia con el objetivo de proponer una solución de alcance mundial a la gran problemática del impacto negativo a la naturaleza por parte del ser humano (Barry, Dobson, & Stephens, 2006). Abarcando principalmente los contaminantes orgánicos persistentes, esta reunión fue el preámbulo para la creación de legislaciones, la consolidación de las normativas correspondientes y los parámetros necesarios para llevar a cabo una gestión ambiental adecuada en la sociedad, mediante la inclusión de los sectores que más perjuicios traían. Posterior a esto se establecieron una serie de planes de acción direccionadas a la integración de la mayor cantidad posible de países en pro de la disminución de los elementos contaminantes arrojados a la naturaleza debido a sus actividades económicas, enmarcadas en el desarrollo sostenible de las comunidades involucradas. En junio de 1992 se llevó a cabo La Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro organizada por la Organización de Naciones Unidas y se estableció la Declaración de Río que busca promover el desarrollo sostenible en todas las naciones del mundo (United Nations, 1992).

En Colombia el funcionamiento de estas actividades está vigilado por el Sistema Nacional Ambiental (SINA), que es un conjunto de normas, recursos, programas e instituciones que habilitan el desempeño de los principios ambientales y el cumplimiento del dicho desarrollo. En cuanto a la calidad del aire de manera específica, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial establece la Resolución número 610 del 2006, con la reciente modificación de marzo de 2010 (Bogotá A. d., 2010), y posteriormente la de marzo del 2012. En esta se establece la Norma de Calidad del Aire o Nivel de Inmisión, para el territorio nacional en condiciones de referencia. Aquí aparecen especificados los Niveles Máximos Permitidos para Contaminantes Criterios, Niveles Máximos Permisibles para Contaminantes No Convencionales con Efectos Carcinogénicos y Umbrales para las Principales Sustancias Generadoras de Olores Ofensivos, el Procedimiento de Medición de la Calidad del Aire, las disposiciones para Las Mediciones de la Calidad del Aire por la Autoridades y la Declaración de los Niveles de Prevención, Alerta y Emergencia por Contaminación del Aire, entre otros.

Las anteriores normativas tienen contemplados los niveles de emisiones permitidos según el tipo de fuente, la región e inclusive de actividad generadora de los gases, por ejemplo se establecen las normas y estándares de emisión admisibles de contaminantes a la atmósfera por fuentes fijas a través de la resolución 909 del 5 de Junio del 2008 (Ministerio de Ambiente, <http://www.minambiente.gov.co/>, 2016) o la los niveles máximos de emisión y los requisitos ambientales a los que están sujetas las fuentes móviles del sector de servicio público de transporte terrestre de pasajeros en los sistemas colectivo, masivo e integrado de Bogotá, Distrito Capital (Bogotá A. d., 2012). Según lo anterior se evidencia que el marco jurídico ha evolucionado en gran medida en cuanto a normatividad ambiental se refiere, y a pesar de la sensación común del público del general incumplimiento de la misma en escala comunitaria, municipal, regional y estatal, es de vital importancia la concientización de los actores principales para el acatamiento de estas.

## 6. METODOLOGÍA PARA LAS MEDICIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

En Colombia para realizar las mediciones de gases, el personal técnico de los análisis ambientales debe hacer uso de los criterios establecidos en los métodos EPA que se encuentran aprobados por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), esta es una entidad adscrita al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible encargada del manejo de la información científica hidrológica, meteorológica, atmosférica y afines en el país (Instituto de Hidrología, 2014). Los parámetros para hacer el muestreo son consignados en los documentos de Protocolo para el Control y Vigilancia de Contaminación Atmosférica según la fuente de generación, sean estas fijas o móviles. Para ejemplificar lo anterior, en un caso de medición de gases en una chimenea (fuente estacionaria) los métodos más apropiados son los siguientes:

Tabla 2. Métodos para Medición de Gases en Fuentes Fijas

<b>US EPA 1</b>	Para la determinación del punto y velocidad muestreo
<b>USA EPA 2</b>	Para la determinación de la velocidad y tasa de flujo volumétrica de gases en chimenea
<b>USA EPA 3</b>	Para el análisis de gases para la determinación del peso molecular en base seca
<b>USA EPA 7</b>	Para la determinación de las emisiones de Óxidos de Nitrógeno

Las emisiones de contaminantes al aire varían de una fuente a otra, por lo cual es necesario evaluar inicialmente la información disponible para la evaluación atmosférica. Esta información debe incluir las variables de diseño, operación y mantenimiento de los procesos y de los sistemas de control. Para determinar el adecuado funcionamiento de los sistemas de los mismos (Ministerio de Ambiente, Proto-

colo para el Control y Vigilancia de la Contaminación Atmosférica Generada por Fuentes Fijas, 2010). En este sentido, según la metodología los análisis ambientales deben contener la siguiente información para ser admitidos por una entidad pertinente:

- Métodos y procedimientos de muestreo y análisis
- Fuentes de error durante la medición
- Descripción general del proceso que genera la emisión
- Combustible
- Información del equipo utilizado
- Método de toma de muestras y análisis
- Procedimiento de control y aseguramiento de la calidad
- Cálculos y resultados de la medición
- Frecuencia de monitoreo
- Evaluación de la conformidad legal

## 7. INCURSIÓN ACADÉMICA E INTEGRACIÓN DE CONOCIMIENTOS

Parte integral de la ciencia es la divulgación de los saberes obtenidos a lo largo de la historia, y de igual manera es fundamental la generación constante de conocimiento. La aplicación del mismo es en gran medida un factor decisivo para el desarrollo de la humanidad, es por eso que el avance debe partir desde la integración de actividades que muchas veces se consideran lejanas e incluso incompatibles. Entender la relación que existe entre las ciencias medioambientales, las ingenierías, las leyes e incluso las humanidades es de vital importancia si se quiere alcanzar un estado de equilibrio entre las actividades antropogénicas y el funcionamiento de los ecosistemas para la preservación de la calidad de vida de los seres humanos y de la naturaleza. Este concepto es claro para muchas instituciones académicas alrededor del mundo, a raíz de esto se ha empezado a pavimentar el camino para el desarrollo de herramientas que permitan estudiar el comportamiento de variables ambientales en diversos entornos. Es por esto que hasta el momento se han gestado proyectos vanguardistas que incorporan competencias que van desde la robótica, la inteligencia artificial y la mecánica, hasta la geografía.

Actualmente países como Italia tienen una presencia formidable en el campo de desarrollo de estas herramientas, la Università degli Studi di Firenze por ejemplo ha expuesto de manera constante la importancia de los instrumentos de monitoreo para la industria de agricultura, dado que para conocer la producción de un sistema agrícola, se deberán conocer y controlar todas las condiciones que influyen en el rendimiento de los cultivos y precisamente, los factores ambientales son uno de los más importantes y cuyas aplicaciones van desde la previsión del comportamiento de los cultivos hasta la sustentabilidad del sistema agrícola nacional de ser implementado de manera adecuada (Marco, 2003). En la Universidad de Agricultura y Tecnología de Tokio se desarrolló una plataforma robótica móvil capaz de realizar tareas de vigilancia medioambiental, el prototipo mide la distribución de gas utilizando una “nariz electrónica” y proporciona tres mediciones de viento dimensionales usando un anemómetro ultrasónico. Con esto pudieron hacer un mapeo de gases en tres ambientes no controlados y muy diferentes entre sí (Marco Trincavelli, 2008).

En el Dipartimento di Elettronica e Informazione di Politecnico di Milano en Italia, se desarrolló una red robótica de sensores orientada al monitoreo de campos electromagnéticos, cuya aplicación es de vital importancia para garantizar la seguridad de las personas que viven en ambientes donde las variaciones de este fenómeno son significativas. A través de la información obtenida mediante el uso la red robótica de sensores se puede determinar si los niveles de los campos electromagnéticos son

compatibles con los seres humanos (Francesco Amigoni, 2007). América no se ha quedado atrás, en la Universidad Pontificia Católica del Perú, Mónica Abarca, diseñó un dron que dispone de sensores que monitorean la calidad del aire, el dispositivo podrá detectar si los pueblos cercanos a las minas se ven afectados por contaminantes. El dron ha sido desarrollado con el objetivo de mejorar la calidad de vida de al menos un millón de peruanos en el transcurso de tres a cinco años (Izuiza, 2015). En Colombia, por ejemplo, la Universidad Católica de Oriente UCO de Antioquia, desde el 2008 hasta la fecha actual el grupo de investigación en Computación Móvil y Ubicua ha venido desarrollando el proyecto de Apropiación de la Tecnología de Redes de Sensores Inalámbricos Mediante la Implementación de una Red de Monitoreo Ambiental (Echeverry, Vargas, & Arcila, 2011). Además de esto el Grupo de Estudios Ambientales de la Universidad del Cauca está incursionando al campo de los dispositivos de monitoreo mediante la Plataforma tecnológica de soporte a la gestión de procesos productivos agropecuarios a partir del monitoreo y análisis de variables agroclimatológicas (Casas, y otros, 2009). Por otra parte, en la Universidad de los Llanos, se ha gestado la investigación sobre la implementación de TICs y tecnologías electrónicas de bajo costo en el campo agrícola para una óptima utilización del suelo, haciendo uso de un prototipo móvil con GPS y un sensor de temperatura y humedad relativa de uso industrial, por los cuales se recopila información esencial para recrear un mapa básico de los patrones de temperatura y humedad de un terreno determinado (César Romero, 2014)).

Como estos existen muchos otros proyectos que le apuntan a la aplicación de las ciencias y tecnologías para ofrecer soluciones a las problemáticas ambientales actuales y del futuro. Es entonces como surge el SiMVA, Sistema de Monitoreo de Variables Atmosféricas, desarrollado a partir de herramientas de software y hardware libre, que responde estas necesidades desde el ámbito académico desde la ciudad de Cali.

## 8. INICIATIVA UNICATÓLICA

Para realizar un aporte a la presente línea de investigación, la Fundación Universitaria Católica Lumen Gentium (UNICATÓLICA) ha venido apoyando los proyectos del grupo de investigación de la facultad de ingeniería, el grupo KIMSA, en los que se propone la incursión a actividades de monitoreo, seguimiento y control de variables ambientales. Los primeros acercamientos giran en torno a variables atmosféricas que van desde los gases de efecto invernadero hasta la toma de decibeles para la determinación de los niveles de ruido de la institución. Uno de estos proyectos consiste en el desarrollo de un sistema de monitoreo de dióxido de carbono, vapor de agua, metano, óxidos nitrosos y temperatura mediante el uso de tecnologías de software y hardware de libre acceso, cuyo propósito radica en realizar estudios de emisiones de gases en fuentes fijas, el cual implica la captación de variables de punto, el análisis de los datos obtenidos y la transmisión clara de información que le permita a las empresas en las cuales la instalación es aplicada, conocer la cantidad de emisiones de GEI que están generando, discernir si estos niveles se encuentran en conformidad con las regulaciones que rigen en la zona en las que están establecidas y según sea el caso tomar decisiones ya sean como acciones correctivas o preventivas. Con lo anterior se pretende ofrecer una alternativa de monitoreo atmosférico de bajo costo, a las compañías que están interesadas en la preservación del medioambiente y el cumplimiento de las legislaciones nacionales e internacionales. En la siguiente tabla se muestran los parámetros usados durante las pruebas de campo realizadas hasta el momento en la sede Pance de UNICATÓLICA.

Tabla 3. Datos de Prueba de Campo	
Lugar	Unicatólica- Sede Pance
Periodo	5000 segundos (83.3 minutos)
Intervalo de Captación	10 segundos
VARIABLES	t, T, Hr, CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , CO
Datos obtenidos	3000 (500 x variable)

Es importante anotar que el funcionamiento del sistema se llevó a cabo bajo condiciones de temperatura y humedad controlada de 24 grados centígrados y 62 %.

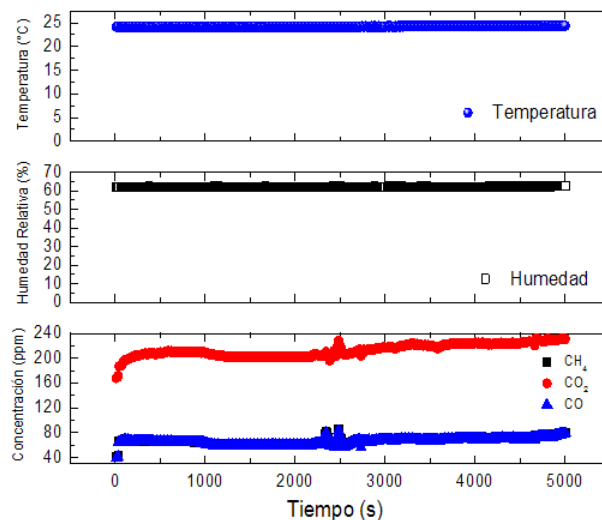


Figura 1. Grafica de Temperatura, Humedad relativa y concentración detectada por los sensores del sistema desarrollado en función del tiempo

En la figura 1 se puede observar que existe una relación proporcional en el comportamiento de los gases entre sí, especialmente el óxido de carbono y el metano, estos se concentran en cantidades no mayores a 100 ppm.

Por otro lado, el dióxido de carbono oscila entre 200 y 230 ppm, lo cual se encuentra dentro de los parámetros establecidos por la norma.

## 9. CONCLUSIONES

Generar conciencia y respeto por el ecosistema en que vivimos, es una prioridad en la sociedad moderna en la que se impone el capital individual sobre el bien común, ocasionando así, un proceder irresponsable hacia el medio ambiente. Hoy en día es necesario contribuir al desarrollo e implementación de dispositivos capaces de realizar monitoreo ambiental que ofrezca a las instituciones y empresas un diagnóstico claro del nivel de contaminación que están generando de forma que estas puedan

asumir medidas correctivas. Las actividades de seguimiento del comportamiento de un sin número de variables son las que les permiten a los estados tener un entendimiento del impacto por el cual son responsables. Los proyectos que articulan diversos sectores sociales, académicos y empresariales suponen un mejor futuro para la humanidad de ser desarrolladas adecuadamente.

A raíz de la información recopilada se pudo observar que existe una tendencia clara hacia la implementación de estas herramientas en la industria agrícola debido al apogeo de la misma en las actividades económicas colombianas, por lo tanto esta constituye un nicho de la investigación para ser explotado por parte de las instituciones, en el sentido que existe la oportunidad de implementar las alternativas de monitoreo desarrolladas desde el sector académico y así contribuir con la generación de conocimiento y a las empresas con el cumplimiento de las normas y ahorro de dinero al momento de hacer evaluaciones ambientales.

También se hace evidente la existencia de una gran cantidad de regulaciones de carácter ambiental a nivel mundial, continental, nacional y regional, sin embargo, se carece de accesibilidad a información en cuanto a las medidas de aseguramiento y acciones de control para el cumplimiento hacia el sector industrial. Es por esto que se considera necesario que esta se haga más evidente tanto al público en común como a las organizaciones responsables de impactos significativos a la naturaleza.

Es claro que incursionar el campo implica el esfuerzo de aprender de una plétora de contenidos que en un principio pueden parecer tediosos e incluso abrumadores, sin embargo, a través de la formación de grupos interdisciplinarios dónde además se integren las actividades académicas e industriales es posible impactar positivamente en la situación en la que nos encontramos inmersos.

## 10. REFERENCIAS

Academia Colombiana de Ciencias Exactas, F. y. (2003). Factores de Emisión de los Combustibles Colombianos. Bogotá: UPME.

Adolfo, M. R., & Ramírez, M. (2009). Economía colombiana del siglo XIX. Bogotá: Fondo de Cultura Económica.

Barry, J., Dobson, A., & Stephens, P. (2006). Contemporary Environmental Politics: From Margins to Mainstream (Environmental Politics). Routledge.

Bogotá, A. d. (2010). Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire. Resolución 0650 de 2010. Bogotá: Alcaldía Mayor de Bogotá.

Bogotá, A. d. (29 de Octubre de 2012). <http://www.alcaldiabogota.gov.co/>. Recuperado el 19 de 08 de 2016, de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=50125>

Casas, A. F., Ordoñez, S. A., Corrales, J., Martínez, J., Daza, S. J., & ValenciaRojas, M. P. (2009). Plataforma de Entrega de Servicios de Monitoreo Climático bajo una Perspectiva de Arquitectura Basada en Servicios. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas, 77-78.

César Romero. (2014)). Prototipo de robot agrícola teleoperado usando LabVIEW y la plataforma Arduino. Twelfth LACCEI Latin American and Caribbean Conference for Engineering and Technology (LAC-

CEI'2014). Guayaquil.

Comision de Cooperación Ecológica Fronteriza. (10 de 12 de 2013). <http://virtual.cocef.org/>. Recuperado el 5 de 8 de 2016, de [http://virtual.cocef.org/Estudios\\_Mexico/MXest43/Ojinaga/Relleno\\_Sanitario/Capitulo7.pdf](http://virtual.cocef.org/Estudios_Mexico/MXest43/Ojinaga/Relleno_Sanitario/Capitulo7.pdf)

Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2015). Cuentas Trimestrales - Colombia. Bogotá: DANE.

Dutch, S. I. (2009). Encyclopedia of Global Warmin (Vols. 1 Abrupt Climate Change- Energy Policy Act of 1992). Pasadena, California, USA: Salem Press.

Echeverry, L. F., Vargas, M. C., & Arcila, L. D. (2011). Apropiación de la tecnología de redes de sensores inalámbricos mediante la implementación de una red de monitoreo ambiental. Catálogo de Apropiación.

F. Galvez, R. L. (1998). Física, Curso Teórico Práctico de Fundamentos Físicos en la Ingeniería. Madrid: Tébar Flores S. L.

Francesco Amigoni, G. F. (2007). Robotic Sensor Networks: An Application to Monitoring Electro-Magnetic Fields. Emerging Artificial Intelligence Applications in Computer Engineering: Real Word AI Systems with Applications in eHealth, HCI, Information Retrieval and Pervasive Technologies . Amsterdam.

Gallelli, F. (24 de Noviembre de 2008). Sistema de Monitoreo de Emisiones. Recuperado el 14 de Julio de 2016, de [http://www02.abb.com/global/arabb/arabb101.nsf/0/8780246268f7606fc1257520005a5feb/\\$file/12+Sistemas+de+Monitoreo+de+Emisiones,+FGallelli.pdf](http://www02.abb.com/global/arabb/arabb101.nsf/0/8780246268f7606fc1257520005a5feb/$file/12+Sistemas+de+Monitoreo+de+Emisiones,+FGallelli.pdf)

Instituto de Hidrología, M. y. (2014). ideam.gov.co. (Gobierno de Colomba) Recuperado el 12 de 9 de 2016, de <http://www.ideam.gov.co/>

Izuiza, R. I. (2015). Peruana desarrolló dron que detecta contaminación del aire. Lima.

Marco Trincavelli, M. R. (2008). Towards Environmental Monitoring with Mobile Robots. IEEE/RSJ International Conference on Intelligent Robots and Systems. Nice.

Marco, B. (2003). Instrumentos para el monitoero del impacto ambiental sobre la producción agrícola. Santa Fe: Universidad Católica de Santa Fe.

Mary K. Theodore, L. T. (2010). Introduction to Environmental Managment. London: CRC Press.

Ministerio de Ambiente, V. y. (Octubre de 2010). Protocolo para el Control y Vigilancia de la Contaminación Atmosférica Generada por Fuentes Fijas. Recuperado el 19 de 09 de 2016, de [http://www.sisaire.gov.co:8080/faces/docs/12-3-2012-0-21-6-396-1-1Protocolo\\_para\\_el\\_control\\_y\\_vigilancia\\_de\\_la\\_contaminaci%F3n\\_atmosf%E9rica\\_generada\\_por\\_fuentes\\_fijas.pdf](http://www.sisaire.gov.co:8080/faces/docs/12-3-2012-0-21-6-396-1-1Protocolo_para_el_control_y_vigilancia_de_la_contaminaci%F3n_atmosf%E9rica_generada_por_fuentes_fijas.pdf)

Ministerio de Ambiente, V. y. (2016). <http://www.minambiente.gov.co/>. Recuperado el 16 de 08 de 2016, de <http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/f0-Resoluci%>

C3%B3n%20909%20de%202008%20%20-%20Normas%20y%20estandares%20de%20emisi%C3%B3n%20Fuentes%20fijas.pdf

OEFA. (13 de Diciembre de 2015). Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental. (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental Perú) Recuperado el 25 de Enero de 2016 , de <http://www.oefa.gob.pe/actividades-principales/monitoreo-ambiental-2>

Sors, A. I. (1987). Documentos de Divulgación: Monitoreo y evaluación de impacto ambiental. Ciudad de Mexico: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud.

The World Bank Group. (June de 2014). The World Bank Group. Recuperado el December de 2015, de <http://wdi.worldbank.org/table/3.8>

UBA. (Marzo 27 de 2016). Facultad de Agronomía UBA. (Universidad de Buenos Aires) Obtenido de <http://www.agro.uba.ar/users/semmarti/Atmosfera/contatmosf.pdf>

United Nations. (1992). Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Rio de Janeiro: UN.  
Zaragoza, D. E. (2008). El impacto ambiental de las actividades industriales: el cambio necesario. UBE Corporation Europe, 55-63. doi:978-84-7993-048-6



## ¿PIRÓLISIS DE BAGAZO DE CAÑA – UNA ALTERNATIVA ECOLÓGICA DE COMBUSTIÓN?

### SUGAR CANE BAGASSE PYROLYSIS - AN ECOLOGICAL COMBUSTION ALTERNATIVE?

Afanasjeva, Natalia<sup>1</sup>; Jiménez, Christian<sup>2</sup>; González, Andrea<sup>3</sup>

<sup>1,2,3</sup>Departamento de Química, Universidad del Valle, Grupo de investigación en contaminación ambiental en metales pesados y pesticidas GICAMP, Cali, Colombia

Autor de correspondencia: [natalia.afanasjeva@correounivalle.edu.co](mailto:natalia.afanasjeva@correounivalle.edu.co)

#### RESUMEN

La conversión térmica de la biomasa residual bajo atmósfera inerte es hoy en día un centro de atención de los investigadores como una alternativa para obtener productos con potencial energético (combustibles) y de valor agregado (productos alimenticios, antioxidantes). La pirólisis del bagazo de la caña de azúcar se realiza en un reactor cerrado, y produce tres fracciones: una mezcla gaseosa, el bio-oil y el bio-coque. El objetivo de este trabajo fue realizar la pirólisis del bagazo de caña de azúcar proveniente del departamento Valle del Cauca (Colombia), y analizar las fracciones gaseosas por espectroscopia IR-TF, elaborar la metodología de análisis cromatográfico de los gases con dos detectores en línea: con el detector de llama (FID) y el detector de conductividad (TCD) en el mismo equipo. Además, la identificación de los compuestos se realizó por GC-EM. Los compuestos mayoritarios de diferentes muestras de bio-gas de pirolisis de bagazo de caña son parecidos (acetaldehído; 2-metilpropeno; butano; 2-metil-1-buteno; 3-metilfurano o/y metilacetato).

#### ABSTRACT

The thermal conversion of the residual biomass under inert atmosphere is nowadays a focus of researchers as an alternative to obtain products with potential as fuels and value added (food products, antioxidants). The pyrolysis of sugarcane bagasse is carried out in a closed reactor, producing three fractions: a gaseous mixture, bio-oil and bio-coke. The objective of this work was to perform the pyrolysis of sugarcane bagasse from the department of Valle del Cauca (Colombia), and to analyze the gaseous fractions by IR-TF spectroscopy, to elaborate the methodology of chromatographic analysis of the gases with two detectors in line: the flame (FID) and the conductivity detector (TCD). In addition, the identification of compounds was performed by GC-EM. Major compounds of different bio-gas samples from cane bagasse pyrolysis are similar (acetaldehyde, 2-methylpropene, butane, 2-methyl-1-butene, 3-methylfuran and / and methylacetate).

**PALABRAS CLAVE** química forestal, pirólisis, bagazo de caña, bio-gas, GC-EM

**KEY WORDS** forest chemistry, pyrolysis, sugar cane bagasse, biogas, GC-MS

## 1. INTRODUCCION

La biomasa se genera de residuos sólidos orgánicos, producto de la extracción de la materia prima obtenida de los cultivos de café, palma, arroz, caña de azúcar, entre otros. Actualmente hay un gran interés en el uso de la biomasa como una fuente de energía renovable con el medio ambiente. El uso de la biomasa en procesos de pirólisis puede reducir los problemas de contaminación ambiental y proveer un método efectivo para la disposición de los residuos agrícolas además, el uso de gas de síntesis (syngas) de la pirolisis de biomasa es viable en las celdas de combustible (Al Arni S, Bosio B, Arato E, 2010). La pirólisis es un proceso térmico en el cual la biomasa se transforma en una fracción sólida, una líquida y una gaseosa, en ausencia del oxígeno del aire. La termólisis de la biomasa sin el uso de catalizadores es un método muy simple y en principio barato para la conversión de energía (Peres P. AG et al., 2013). La caña de azúcar es el cultivo más difundido en los países subtropicales. En todo el mundo, abarca un área de 26 millones de hectáreas produciendo 1.83 billones de toneladas (Cardona MC, 2010). En Colombia, el mayor porcentaje de residuos agrícolas (21.6 %) proviene de los cultivos de caña de azúcar (Cardona MC y otros, 2010). Esta industria genera 100 toneladas de bagazo por cada 1000 toneladas de caña de azúcar procesada. Este material típicamente se quema directamente en los trapiches y centrales azucareras para la producción de energía. El bagazo contiene altas cantidades de material volátil (cerca del 80 %), por lo cual puede ser una excelente materia prima para producir compuestos de valor agregado vía pirólisis. Las macromoléculas que se encuentran con mayor frecuencia son la hemicelulosa y la celulosa. En la celulosa, los enlaces se rompen aleatoriamente a lo largo de la cadena mientras que, en las hemicelulosas, primero se rompen las cadenas laterales o ramificaciones seguidas por la ruptura de las cadenas lineales. A medida que se suministra más calor, se genera un mayor número de moléculas más pequeñas (Baskar C, Baskar S, Dhillon RS., 2012). La distribución del producto final depende de las condiciones de operación del reactor (temperatura, presión, flujo de gas y tipo de reactor) y de las características de la materia prima (Al Arni S, Bosio B, Arato E, 2010).

Los tres tipos de fracciones generadas están constituidas en general por hidrocarburos de cadena lineal, compuestos aromáticos, derivados fenólicos, éteres, trazas de esteres, aminas, carbohidratos, alcoholes y cetonas, entre otros compuestos orgánicos (Montoya J et al., 2017, Afanasjeva N, González. T., 2012). La fracción de gases no condensables del proceso de pirólisis consiste principalmente de  $H_2$ ,  $CO$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$  y algunos hidrocarburos de bajo peso molecular, y es usado como un combustible gaseoso. El gas producido puede ser procesado a través de un quemador de gas y puede ser usado como una fuente de calor para un pirolizador bajo un suministro restringido de aire lo que mejora la economía del proceso, o puede usarse en turbinas de gas o calderas de gas para producir vapor y electricidad. El biogas también puede emplearse como materia prima para otros productos, de esta manera, autores como (Demirbaş, A., 2002) obtuvieron el hidrógeno a partir de los desechos obtenidos de la carbonización de la celulosa usando sales inorgánicas de cromatos, cloruros y carbonatos (catalizadores) para favorecer la velocidad de reacción de la producción de este gas.

Esta investigación se enfoca en la conversión térmica del bagazo de caña de azúcar colombiano por medio del proceso de la pirolisis lenta para la obtención y posterior análisis del bio-gas así como la elaboración de la metodología de análisis cromatográfico de los gases con dos detectores en línea: un detector de llama (FID) y otro detector de conductividad (TCD) en el mismo equipo y análisis CG-EM.

## 2. MATERIALES Y METODOS

### 2.1 Muestras de bagazo de caña.

El bagazo de la caña es un residuo agrícola; generalmente contiene 33-48 % de celulosa, 19-43 % de hemicelulosa y 6-32 % de lignina (Filho M.R., Lunelli BH, Peres P. AG., 2013). En el presente trabajo se usó bagazo de caña de azúcar cultivada en Colombia, proveniente del departamento del Valle del Cauca (BV) recolectado del ingenio Manuelita, las muestras fueron molidas y secadas previamente.

### 2.2 Pirólisis lenta del bagazo de caña.

Los experimentos de pirólisis fueron llevados a cabo en un reactor tipo batch de acero inoxidable de diseño original en el laboratorio de “Química de fracciones pesadas” de UniValle. El reactor fue purgado con gas nitrógeno a alta presión para proveer un ambiente inerte para las reacciones y luego fue sellado y calentado. Las temperaturas de pirólisis se determinaron por el método termogravimétrico (TGA) (Afanasjeva N, González. T., 2012). Los experimentos de rompimiento térmico fueron conducidos desde temperatura ambiente (25 °C) hasta alcanzar las temperaturas de reacción (315, 370, 390 °C). Los productos de la reacción fueron recolectados como fracción gaseosa (bio-gas), fracción líquida (bio-oil), y el residuo sólido (bio-coque o bio-char). La cantidad de la fracción gaseosa obtenida en la pirólisis de diferentes tipos de bagazo de caña es parecida y varía de ~33 -39% mas, bio-oil 18-26%, y el coque ~40-45% (Afanasjeva N, González. T., 2012).

### 2.3 Análisis de la fracción gaseosa de pirolisis por IR-FT, CG, CG-EM

Para la preparación de la celda de gases para el análisis de IR-TF se realizó un proceso de purga de la celda con N<sub>2</sub> por 1 min, después se adicionaron 500µL a la celda por triplicado con un total de 1500 µL y finalmente se realizó 16 veces el escaneo en el equipo de IR a la muestra para obtener una mejor resolución.

El equipo de cromatografía de gases Shimadzu GC-2010 fue especialmente acoplado para analizar la muestra gaseosa en línea con los dos detectores (primero con el TCD para los gases polares y posteriormente con el FID para los gases de combustión). El detector FID se programó a una temperatura de 150 °C con una velocidad de muestreo de 40 ms durante 50 min. En la muestra gaseosa de pirolisis de bagazo de caña BV el detector TCD se programó a una temperatura de 150 °C con una corriente de 60 mA con una velocidad de muestreo de 40 ms por 50 min. Para esta muestra el equipo GC-2010 se programó a una temperatura del horno de la columna de 33,0°C, la temperatura de inyección fue de 150°C en modo *Split*, el control de flujo fue a velocidad lineal (a 36,1 cm/s) con una presión de 47,5 kPa. El flujo total fue de 9,1 mL/min, el flujo de la columna de 1,01mL/min, el flujo de purga fue de 3,0 ml/min y el *Split ratio* (relación de separación) de 5,0. La temperatura del horno se programó a 33,0 °C por 15min con un tiempo de equilibrio de 1,0 min y con un gas de arrastre de helio.

El método CG implementado para la muestra de bagazo BV se realizó con el modo de inyección de tipo *Split*, se utilizó el N<sub>2</sub>/aire como gas de arrastre, la velocidad del gas de arrastre fue de 12,8 cm/s a una presión de 22,2 kPa; el flujo de purga fue de 3 mL/min. Inicialmente el tipo de columna utilizado fue RTX-1 de 0,25 µm de diámetro y 30 m de largo; la columna se programó a una temperatura de 40 °C por un tiempo total de 16 min que duró el análisis. El detector FID se programó a una temperatura de 250 °C con una velocidad de muestreo de 40 ms por 16 min. En la muestra de bagazo BV el detector TCD se programó a una temperatura de 250 °C con una corriente de 55 mA y una velocidad de muestreo de 40 ms por 16 min. Para la muestra BV, se realizó un proceso de pirolisis hasta una temperatura de 375 °C. El modo de inyección fue de tipo *Split*, gas de arrastre N<sub>2</sub>/aire, la velocidad

del gas de arrastre fue de 6,0 cm/s a una presión de 17,0 kPa, el flujo de purga fue de 0 mL/min. El tipo de columna que dio la mejor separación de los compuestos polares fue RTX-35 de 0,25  $\mu\text{m}$  de diámetro y 30 m de largo.

Para el análisis de las muestras de bio-gas también se utilizó un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas GCMS-QP2010 Shimadzu. Este equipo tiene una velocidad de escaneo de 20000u/s, siendo uno de los más rápidos de su clase sin pérdida de sensibilidad. El detector implementado en la espectrometría de masas (EM) fue el TIC (Corriente Iónica Total). Inicialmente la programación del equipo GC-2010 fue con una temperatura del horno de la columna de 30,0 °C, la temperatura de inyección fue de 150 °C en modo Split, el control de flujo fue a velocidad lineal (a 36,1 cm/s) con una presión de 46,6 kPa. El flujo total fue de 29,3 ml/min, el flujo de la columna de 1,01ml/min, el flujo de purga fue de 3,0 ml/min y el "Split ratio" (relación de separación) de 25,0. La temperatura del horno se programó a 30,0 °C por 15min. Con un tiempo de equilibrio de 1,0 min y con un gas de arrastre de helio.

### 3. RESULTADOS

En el análisis IR-TF de los gases de la pirolisis de bagazo de caña BV se pudo observar una banda de intensidad baja a 3016.80  $\text{cm}^{-1}$  característica de la vibración de tensión de los grupos metilo ( $-\text{CH}_3$ ), otra banda de gran intensidad entre 2360,97 y 2341,68  $\text{cm}^{-1}$  característica de la vibración de tensión de especies  $\text{X}=\text{C}=\text{X}$  o de grupos nitrilo ( $-\text{C}\equiv\text{N}$ ). A 1303,94  $\text{cm}^{-1}$ , se presenta una banda de baja intensidad correspondiente a la vibración de tensión del grupo éster ( $\text{O}-\text{C}-\text{O}$ ). Se determinó la acidez de las muestras de bio-gas del bagazo de caña del departamento del Valle, y se observó alta acidez con  $\text{pH}\sim 1.5-2.0$ .

Las cromatogramas de la muestra gaseosa GC-FID y GC-TCD de la pirólisis de bagazo de caña BV a 390 °C se representan en la Figura 1. La mayoría de estos productos se forman principalmente por las reacciones de fragmentación, descarboxilación, y formación de anillos de carbohidrato piranosos, lo que proviene de la celulosa y la hemicelulosa del bagazo de caña. El rendimiento de todos estos productos se incrementa con la temperatura en concordancia con los resultados en la literatura (Montoya J, Pecha B et al, 2017). La muestra gaseosa de pirolisis de bagazo de caña de BV también se analizó por CG-EM como se muestra en la Figura 2. De acuerdo con los resultados obtenidos de los diez compuestos químicos determinados en las muestras de bagazo de Valle (BV) por CG-EM, los productos principales fueron acetaldehído/dióxido de carbono, 2-buteno/2-metilpropeno, 2-metil-1-buteno butano, metilacetato, 3-metilfurano. Al comparar los resultados de los compuestos químicos más representativos en las fracciones de bio-gas de la pirolisis de bagazos de caña de diferentes regiones de Colombia, se observa que el compuesto de mayor volumen de formación es el acetaldehído o éster metílico.

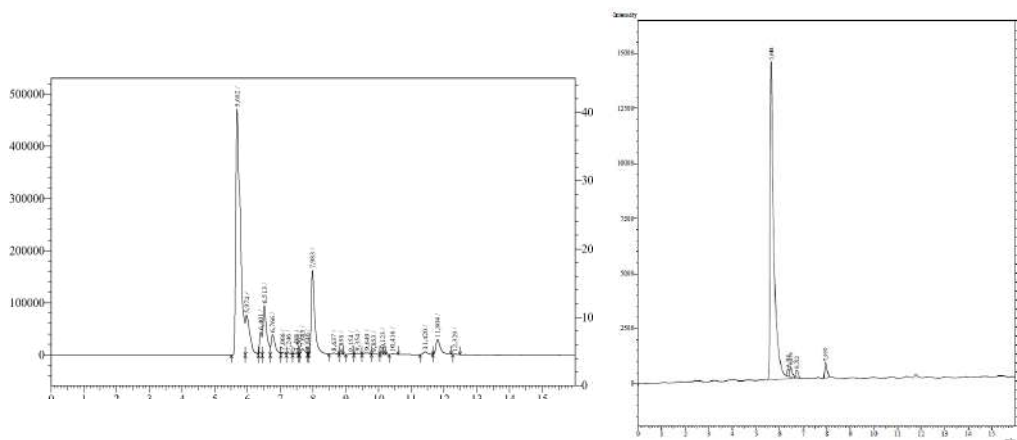


Figura 1. Cromatograma (CG) de la fracción gaseosa de la pirolisis de BV a 390 °C con detectores FID (izquierda) y TCD (derecha).

Todas las muestras de pirólisis de bagazo de caña son recolectadas y no contaminan el aire como lo hace la combustión abierta al aire de las muestras de bagazo. Los compuestos obtenidos pueden convertirse en productos alimenticios por la reacción de oxidación de acetaldehído en ácido acético (vinagre) o en materia prima de obtención de hidrógeno para refinerías, celdas de combustible, solvente para pegamentos, otros.

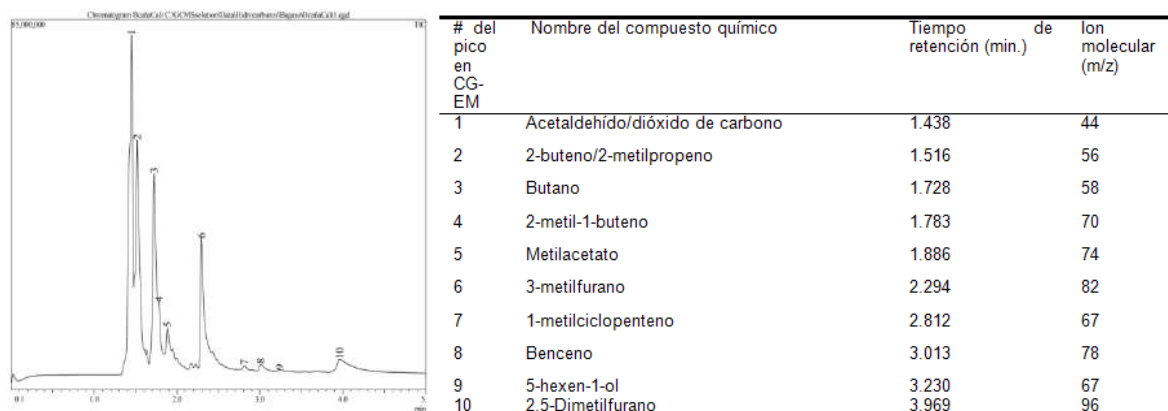


Figura 2. Compuestos químicos determinados en las muestras de bagazo de Valle (BV) por CG-EM de la fracción gaseosa de la pirolisis de bagazo de caña BV a 390 °C.

#### 4. CONCLUSIONES

La cantidad de la fracción gaseosa obtenida en la pirolisis de diferentes tipos de bagazo de caña es parecida y varía desde 33% (mas.) hasta 39% (mas.)

El proceso de conversión térmica en atmosfera inerte de bagazo de caña produce tres fracciones (bio-gas, bio-oil y bio-coque) en unas condiciones controladas, lo cual representa una alternativa más ecológica y de valor agregado que el proceso de combustión usado actualmente.

Los compuestos químicos mayoritarios en las muestras de la fracción gaseosa del bagazo de caña del departamento del Valle representan los compuestos ácidos con pH~1.5-2.0 (acetaldehído/dióxido de

carbono; butano; 3-metilfurano y metilacetato) lo que impide utilizar el bio-gas directamente en los procesos de combustión sin un proceso de purificación previo. La metodología desarrollada para el análisis de bio-gas de la pirolisis de diferentes bagazos de caña por CG-FID, CG-TCD y CG-EM es útil y válida.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento al equipo de la Vice-rectoría de investigaciones de La Universidad del Valle por la financiación del proyecto de investigación “Obtención de los compuestos fenólicos con propiedades antioxidantes vía conversión térmica”, código 71076.

## 6. REFERENCIAS

Al Arni S, Bosio B, Arato E. (2010). Syngas from sugarcane pyrolysis: An experimental study for fuel cell applications. *Renew Energy* [Internet]. 35(1):29–35. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2009.07.005>

Filho M.R., Lunelli BH, Peres P. AG. (2013). Application of Biomass to Hydrogen and Syngas Production. *Chem Eng Trans.* (32) 589–94.

Baskar C, Baskar S, Dhillon RS. (2012). Biomass conversion: The interface of biotechnology, chemistry and materials science. Biomass Conversion: The Interface of Biotechnology. *Chemistry and Materials Science.* 1-465 p.

Cardona MC, Duarte M., Escalante H, Orduz J, Zapata H. (2010). *Atlas del Potencial Energético de la Biomasa Residual*. Bucaramanga, Colombia.: Universidad Industrial de Santander, (pp.163) Upme, Ideam, Colciencias.

Montoya J, Pecha B, Roman D, Janna FC, Garcia-Perez M. (2017). Effect of temperature and heating rate on product distribution from the pyrolysis of sugarcane bagasse in a hot plate reactor. *J Anal Appl Pyrolysis* [Internet], (123) ,347–63. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2016.11.008>

Afanasjeva N, González. T. Obtención y caracterización de biocombustibles líquidos a partir de la conversión pirolítica a baja temperatura del bagazo de caña. *Colombia Forestal.*, vol. 15 (supl.1), oct.11-12, 2012, 42.

Demirbaş, A. (2002). Gaseous products from biomass by pyrolysis and gasification: effects of catalyst on hydrogen yield. *Energy Convers. Manag.* 7(43), 897–909. Available from: [https://doi.org/10.1016/S0196-8904\(01\)00080-2](https://doi.org/10.1016/S0196-8904(01)00080-2)

## BIOFILTRACIÓN DE ÁCIDO ACÉTICO USANDO COMO LECHO FILTRANTE COMPOST A PARTIR DE POLLINAZA- RESIDUOS DE PODA- CASCARILLA DE ARROZ

### BIOFILTRATION OF ACETIC ACID USING AS A FILTERING BED COMPOSED FROM POLLINAZA-PRUNING- RISE HUSK

Forero Daniel<sup>1</sup>; Peña, Cesar<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Ingenieros ambientales, Universidad Santo Tomas, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: [danielfelipe-9@hotmail.com](mailto:danielfelipe-9@hotmail.com)

#### RESUMEN

El lecho filtrante para el presente proyecto se obtuvo a partir de un proceso de compostaje con pollinaza utilizando como biomasa complementaria: residuos de poda (PO) y cascarilla de arroz (CA). Se utilizó como lecho filtrante las mezclas de pollinaza con residuos de poda con tamaño de partícula menor a 25 mm y la cascarilla de arroz de 5 a 10 mm con una proporción 1:1 generados en el proceso de compostaje para el sistema de biofiltración. La evaluación de los medios filtrantes se realizó a través de la exposición a diferentes concentraciones del contaminante iniciando en un valor de 200 ppm y llegando hasta 400 ppm con un incremento de 100 ppm. Cada ensayo tuvo una duración de 1 o 2 semanas, obteniendo eficiencias de remoción para 200 y 300 ppm por encima de 99,9% y para 400 ppm se ve una caída en el nivel de remoción llegando a una eficiencia del 77,1%. El lecho filtrante con residuos de poda se encontró que era más eficiente en cuanto a su remoción respecto al de cascarilla de arroz para la eliminación de ácido acético.

#### ABSTRACT

The filter bed for the present project was obtained from a composting process with pollinaza using as complementary biomass: pruning residues (PO) and rice husk (CA). Poultry mixtures with pruning residues with a particle size of less than 25 mm and the rice husk of 5 to 10 mm with a 1: 1 ratio generated in the composting process for the biofiltration system were used as the filter bed. The evaluation of the filter media was carried out through exposure to different concentrations of the contaminant beginning at a value of 200 ppm and reaching up to 400 ppm with an increase of 100 ppm. Each trial had a duration of 1 or 2 weeks, obtaining removal efficiencies for 200 and 300 ppm above 99.9% and for 400 ppm a drop in removal level was seen reaching an efficiency of 77.1%. The filter bed with pruning residues was found to be more efficient in its removal from that of rice husks for the removal of acetic acid.

**PALABRAS CLAVE** Biofiltración, Pollinaza, Compuestos orgánicos volátiles, ácido acético.

**KEY WORDS** Biofiltration, Pollinaza, Volatile Organic Compounds, Acetic Acid.

## 1. INTRODUCCION

La biofiltración es un proceso biológico para el tratamiento de contaminantes por medio de la adsorción, absorción y posterior degradación, el cual retiene materia de una corriente gaseosa por medio de una superficie o material poroso. Los materiales más utilizados a la hora de hacer la biofiltración son los compostajes a partir de madera, estiércol, turba y suelo. Para el tratamiento de los compuestos orgánicos volátiles por el método de biofiltración se deben tener en cuenta condiciones como la humedad, temperatura, pH, tasa de entrada de contaminantes y COV's. Esta técnica de biofiltración permite la conversión de los compuestos orgánicos en la corriente de gas en productos de degradación.

La biofiltración es un proceso biológico para el tratamiento de contaminantes por medio de la adsorción, absorción y posterior degradación, el cual retiene materia de una corriente gaseosa por medio de una superficie o material poroso. Los materiales más utilizados a la hora de hacer la biofiltración son los compostajes a partir de madera, estiércol, turba y suelo<sup>1</sup>. Para el tratamiento de los compuestos orgánicos volátiles por el método de biofiltración se deben tener en cuenta condiciones como la humedad, temperatura, pH, tasa de entrada de contaminantes y COV's<sup>1,2</sup>. Esta técnica de biofiltración permite la conversión de los compuestos orgánicos en la corriente de gas en productos de degradación.

Biofiltration is a biological process for the treatment of contaminants by adsorption, absorption and subsequent degradation, which retains the matter of a gaseous stream by the medium of a porous surface or material. The most widely used materials for biofiltration are compounds from wood, manure, peat and soil. For the treatment of volatile organic compounds by the biofiltration method the conditions of humidity, temperature, pH, pollutant input rate and VOC are taken into account. This biofiltration technique allows the conversion of organic compounds into the gas stream and degradation products.

This biofiltration project was divided into different stages: Collection of information on volatile compounds (VOCs) produced in poultry activity, physical-chemical characterization of composting raw materials, composting process, composting, contaminant selection, design, construction and start-up of the laboratory biofiltration system for the treatment of contaminated contamination and by the last of the evaluation of the conditions of the operation and the efficiency of the removal of acetic acid. Acetic acid, which is found in the poultry industry at a concentration of 1922.3  $\mu\text{g m}^{-3}$  in the areas where birds are found, has been treated. Having as filter bed for the biofiltration system the compounds generated from the pollination and other lignocellulosic compounds, hoping that the mixture of the bed has high removal efficiency.

## 2. MATERIALES Y METODOS

### 2.1 Compostadores

El material principal usado para el proceso de compostaje fue la pollinaza, la cual fue suministrada por la empresa avícola Agroinca ubicada en el municipio de Nemocon. Para cada compostador se utilizó una mezcla 1:1 diferente, una compuesta por pollinaza y residuos de poda y un segundo compostador con una mezcla de pollinaza y cascarilla de arroz. A estos dos sustratos se les realizó una caracterización<sup>3</sup>, la cual se muestra en la tabla 1.



Tabla 1. Caracterización de sustratos para compostajes.

Características	Unidades	PO (poda)	CA (Cascarilla de arroz)
pH	-	8.32	8.55
Materia orgánica	gKg <sup>-1</sup>	5.9	5.9
Sólidos volátiles	mg/mk	851.3±26	775.5±8.2
Porosidad	%(v/v)	75 <sup>4</sup>	64.75 <sup>5</sup>
C/N	-	80-150:1 <sup>6</sup>	95:1 <sup>6</sup>
Coef. Biodegradabilidad		-0.1192	0.0040
Humedad	%	50	50
Tamaño de partícula			
>25 mm	%	50	-
10-5 mm	%	-	50

*Promedio ± desviación estándar sobre tres muestras para sólidos volátiles*

La poda se recolectó de los residuos generados durante el mantenimiento de los parques de la zona norte de Bogotá, los cuales posteriormente fueron reducidos a un tamaño de partícula menor a 25 mm y la cascarilla de arroz se obtuvo de los residuos de un cultivo de arroz ubicado en el Huila.

### 2.1.1 Sistema de compostaje

Para la construcción de los compostadores se utilizaron canecas industriales de 210 L y un compresor. A cada una de las canecas se les incorporó un volumen de mezcla de 60 L con una humedad del 50%, con una proporción 1:1 (v/v), entre la pollinaza y el residuo previamente tamizado para eliminar material fino y evitar taponamiento en las entradas de aire al compostador. La corriente de aire administrada a los compostadores se generó por un compresor con una capacidad de 215 l/min y se aplicaba desde la parte baja, adicionalmente cada compostador estaba cubierto por un aislante térmico de fibra de vidrio de poliestireno tridireccional para evitar pérdidas de calor, como se presenta en la fig. 1. Otros factores que se tuvieron en cuenta fueron la humedad, sólidos volátiles, el pH y se calculó el coeficiente de biodegradabilidad durante todo el proceso. Las mezclas pasaron por un proceso de compostaje el cual duró aproximadamente 4 meses, en el que se hizo seguimiento a los factores anteriormente mencionados y un último mes para el proceso de maduración.

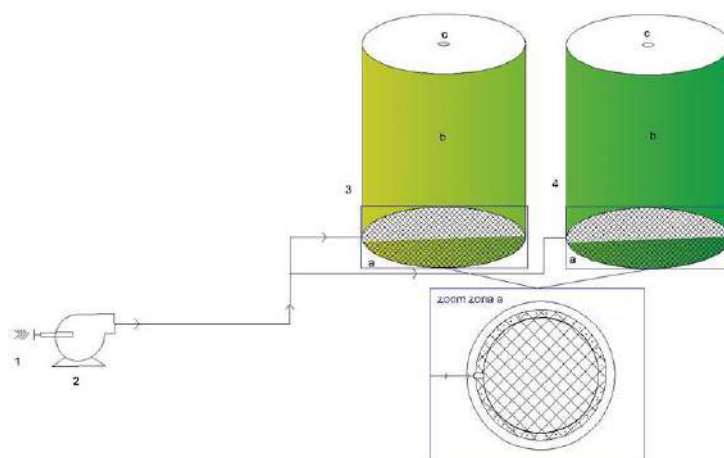


Figura 1. Esquema de compostadores. (1) Entrada de aire; (2) compresor; (3 y 4) compostadores; (a) rejilla; (b) aislante térmico de fibra de vidrio; (c) salida de la corriente de aire.

## 2.2 Unidad de biofiltración

Terminada la fase de compostaje, se obtuvieron los dos tipos de lechos ya maduros (PO; CA). El sistema de biofiltración consta de dos cilindros en PVC, con un diámetro de 4" y 1 m de altura, los cuales llenaron cada uno con 0.01 m<sup>3</sup> de material y fueron conectados a una estructura como se observa en la fig. 2 para simular las condiciones de una corriente generada por una industria avícola.

Para la elección de estos sustratos se tuvo en cuenta reportes previos en los cuales por sus características en factores como relación C/N, baja densidad aparente o su alta biodegradabilidad son propicios para la remoción de contaminantes en ambos sustratos, Para el caso de la poda, se encontraron estudios sobre su eficiencia de remoción<sup>5-9</sup>, mientras que la cascarilla de arroz tiene menos investigaciones para este uso pero aun así, se tienen remociones altas de contaminantes<sup>10</sup>.

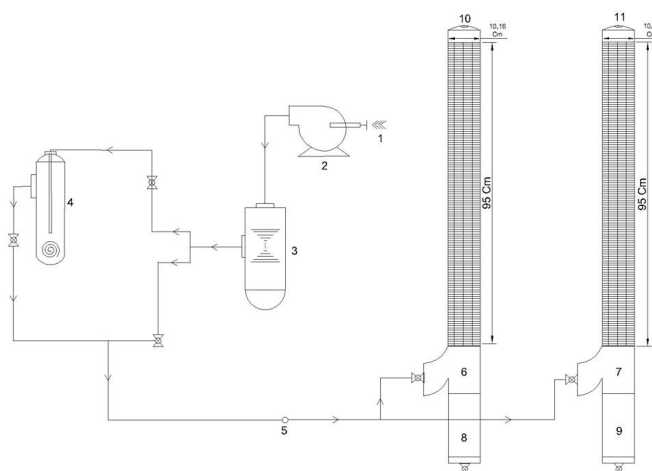


Figura 2. Esquema del sistema de biofiltración a escala piloto. (1) entrada de aire; (2) compresor; (3) zona de humidificación de aire; (4) zona de volatilización del contaminante; (5) punto de muestreo a la entrada; (6) biofiltro PO; (7) biofiltro CA; (8 y 9) drenaje de agua; (10 y 11) salida del gas del biofiltro / muestreo puerto de salida.

La evaluación de los medios filtrantes se realizó a través de la exposición a diferentes concentraciones del ácido acético con un nivel de pureza del 99,8%: Días del 1-11 se inició con concentraciones de ácido acético de 200 ppm; días 12-15 se aumentó la concentración del ácido acético a 300 ppm; días del 16-25 se utilizó una concentración de 400 ppm del contaminante.

El tiempo de retención del biofiltro se ajustó a 66 s, teniendo en cuenta que el tiempo de retención óptimo que está entre 30 segundos y 1 minuto aproximadamente, para que los procesos del sistema sean eficientes <sup>11 - 13</sup> seguido a esto, por medio del tiempo de retención y el lecho filtrante se obtiene el caudal del flujo de aire 4,1 m<sup>3</sup>/s <sup>8</sup>.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Análisis de parámetros del compostaje

##### 3.1.1 Temperatura

La temperatura tiene una gran importancia en el proceso de compostaje, ya que los microorganismos que realizan los procesos de degradación se desarrollan en temperaturas entre los 15 °C y 40 °C aproximadamente, por lo cual es muy importante realizar el monitoreo de este parámetro, ya que es una manera por la cual se puede verificar la actividad microbiana. A continuación, en la fig. 3, se observa el comportamiento de la temperatura del compostaje:

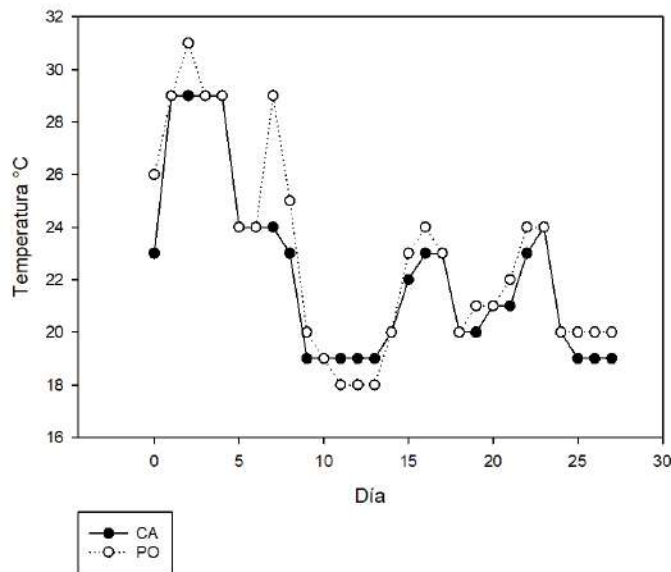


Figura 3. Variación de temperatura en función del tiempo.

La variación de la temperatura en los compostadores como se ve en la fig. 3 presenta un incremento inicial, ya que contienen una alta disponibilidad de materia orgánica y nutrientes, lo cual es fundamental para que se produzca la actividad microbiana. Después de la segunda semana se ve una disminución en la temperatura causada por la reducción en la materia orgánica ya consumida por los microorganismos, pero en ningún momento bajando de los 19 °C, temperatura que se encuentra dentro del rango óptimo de 15-40 °C para la actividad microbiana en mesófilos<sup>15</sup>. Con estos comportamientos

se puede decir que la relación entre la temperatura y la actividad microbiana es directa, además de esto no se alcanzaron temperaturas más altas debido a que el material lignocelulósico era difícil de degradar en las condiciones.

Se observa un comportamiento anormal entre el día 10 y 15, que puede deberse a una falla y posterior retiro del compresor, el cual se encarga de aportar oxígeno, generando una disminución en la actividad microbiana, ya que el oxígeno es fundamental para el metabolismo aerobio<sup>11</sup>. A partir del día 15 hay un leve aumento en la temperatura, que pudo ser causado por la reincorporación del compresor generando de nuevo un alza en la actividad microbiana y así mismo en la temperatura, hasta llegar al punto de estabilidad, donde la temperatura del biodigestor es igual a la temperatura ambiente.

### 3.1.2 Análisis de humedad

En el proceso de compostaje, uno de los parámetros primordiales a tener en cuenta es la humedad [16], el cual tiene una relación muy cercana al parámetro de aireación<sup>17,18</sup>, el comportamiento de este parámetro en el compost se puede observar a continuación en la fig. 4:

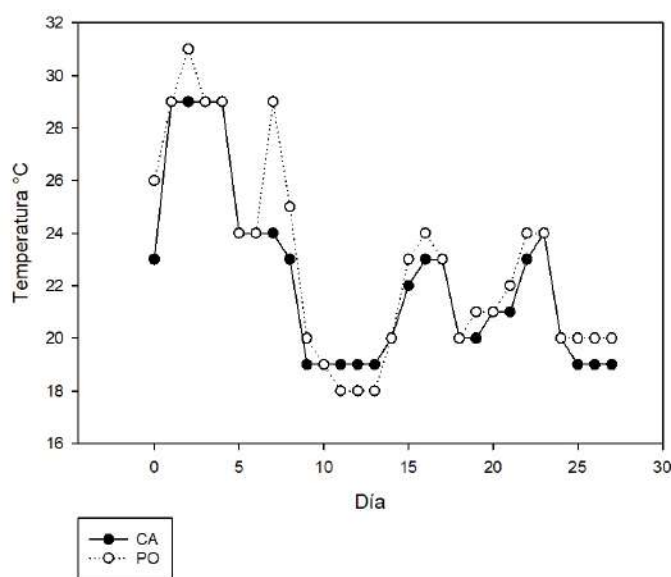


Figura 4. Variación de humedad en función del tiempo.

En la fig. 4 se presenta la variación de la humedad con respecto al tiempo en el proceso de compostaje. Inicialmente se controló la humedad entre un rango de 40%-50% para los dos compostadores, en éste rango se favorece la población microbiana<sup>17</sup>. Si la humedad se encuentra por debajo de 45%, la población microbiana en el compostaje no tendrá suficiente disponibilidad de agua y su actividad se volverá más lenta<sup>16</sup>, y si se aumenta demasiado, podría disminuir la porosidad del compostaje generando zonas por las que el aire no podrá circular. Con lo cual se observa el comportamiento en la figura 3 el cambio de la temperatura a lo largo del proceso de compostaje en función de la humedad que se observa en la figura 4, ya que este factor condiciona la actividad microbiana, teniendo en cuenta las gráficas de los factores mencionados se evidencia una relación directa<sup>19</sup>.

### 3.1.3 Análisis de variación de pH

El pH para cada compostador se determinó de acuerdo al manual de procedimientos de laboratorio de la Universidad Industrial de Santander<sup>3</sup>. En la Fig. 5 se puede observar el comportamiento de este parámetro a lo largo del proceso de compostaje.

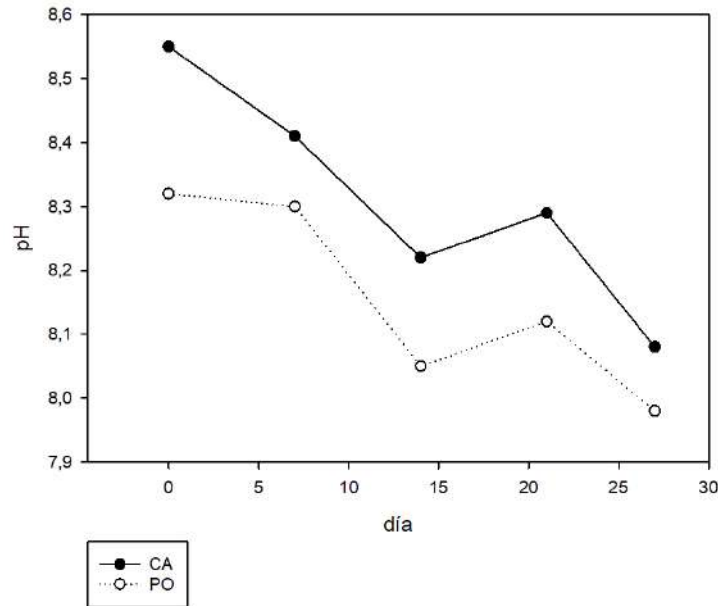


Figura 5. Variación de pH en función del tiempo.

En la primera parte la fig. 5 indica un pH alcalino para ambas muestras, esto se debe principalmente por el pH de la pollinaza. El cambio entre ambos compostadores, se ve influenciado por el pH de los dos sustratos, cascarilla y poda. Sin embargo el comportamiento del proceso de compostaje para ambos casos fue casi el mismo, pues se caracterizó del día 6 al 12 por una disminución gradual del pH debido al metabolismo microbiano, en donde se da la producción de ácidos orgánicos a partir de la transformación de complejos carbonados y de la oxidación incompleta de materia orgánica<sup>20</sup>. Después en el punto medio del proceso (Día 13), se produjo un periodo de aumento en el pH entre los días 13 al 20 como consecuencia de la formación de amoníaco asociada a la degradación de proteínas y a la descomposición de ácidos orgánicos coincidiendo la actividad microbiana con la fase termofílica<sup>21</sup>. Finalmente se produce nuevamente una disminución de este parámetro a partir del día 20 hasta el día 30 tendiendo a la neutralidad e indicando la fase final del proceso o maduración del compost<sup>17,22</sup>. Para este parámetro no se realizó ningún control, debido a que no se quería ningún tipo de interferencia en los VOC's de los lechos generados por las sustancias químicas que afectan el comportamiento del pH.

### 3.1.4 Coeficiente de biodegradabilidad

A continuación, en la fig. 6 se observa el comportamiento del coeficiente de biodegradabilidad para los digestores con cascarilla de arroz (CA) y poda (PO) en los compostadores:

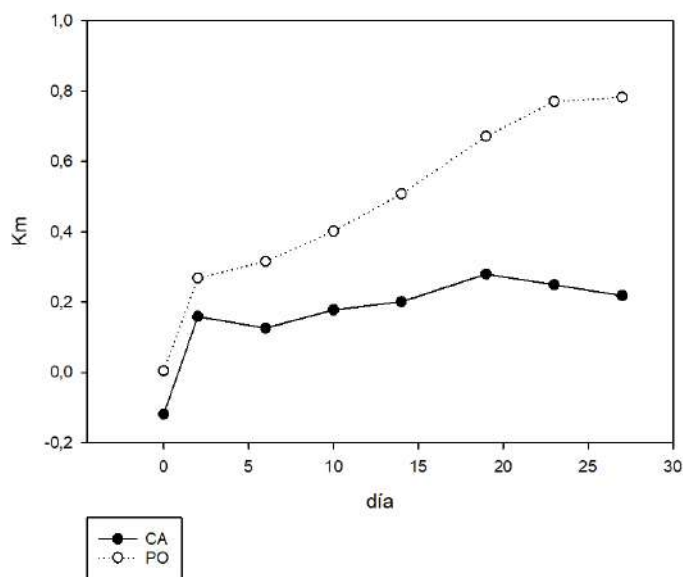


Figura 6. Coeficiente de biodegradabilidad en función del tiempo.

Se contempla en la gráfica de coeficiente de biodegradabilidad en la fig. 6, que va en aumento, este factor hace referencia a la cantidad de materia orgánica degradada por la actividad microbiana<sup>23</sup>, factor que se relacionó anteriormente con la temperatura. Partiendo de esto, comparando ambos parámetros se observa una relación inversa entre la temperatura (evidencia de actividad microbiana) y el coeficiente de biodegradabilidad microbiana, ya que en los puntos más bajos de temperatura se dan la mayor biodegradabilidad por parte de la actividad microbiana, ya que previamente con las altas temperaturas se ha degradado gran parte de la materia orgánica.

Respecto al tiempo, la relación es directa, esto se puede fundamentar en que a mayor tiempo de compostaje la biodegradabilidad es mayor. Haciendo la relación entre los dos tipos de mezclas, se obtiene un coeficiente de biodegradabilidad menor en la cascarilla de arroz, respecto a la poda, esto se debe a que la cascarilla de arroz debido al contenido de lignina es de baja biodegradabilidad<sup>22,24</sup>, mientras que la poda, al ser un compuesto celuloso, su biodegradabilidad puede llegar hasta el 70%<sup>25</sup>.

### 3.2 Análisis de datos de biofiltros

Para las mediciones de eficiencia de remoción de los biofiltros (PO; CA) se obtuvieron los siguientes resultados:

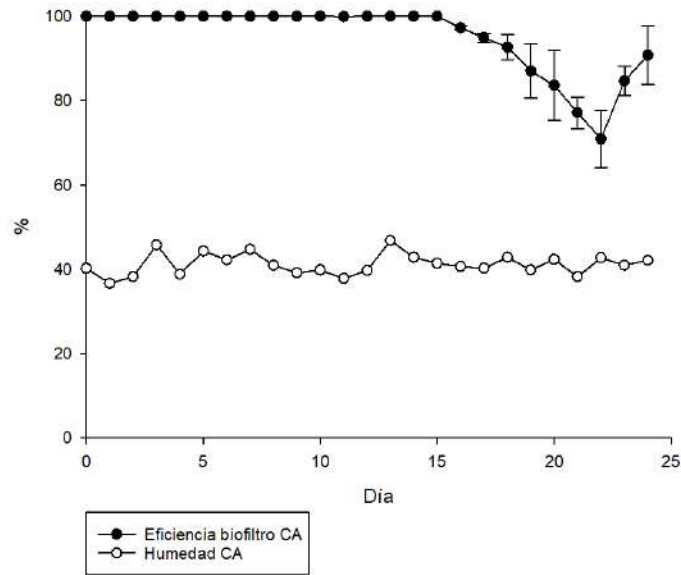


Figura 7. Porcentaje de remoción del contaminante y humedad del medio en biofiltro CA en función del tiempo.

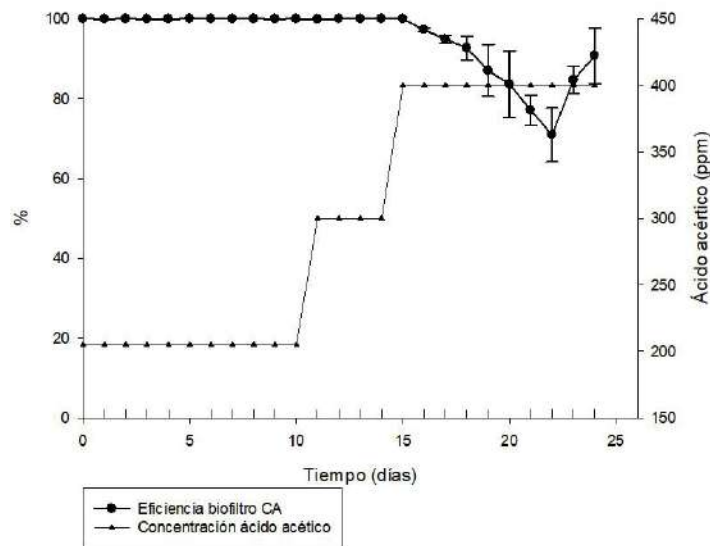


Figura 8. Porcentaje de remoción y concentración del contaminante en biofiltro CA en función del tiempo.

Como se muestra en la fig. 7, la eficiencia de remoción del ácido acético llegó al 100% en los primeros días. Esta alta eficiencia inicial está relacionada con la característica hidrófila del contaminante efectuando los procesos de adsorción y desorción más fácilmente<sup>26</sup>. El tiempo se determina con el tamaño y el tipo de sustrato con el que se va a trabajar. Pasada la primera semana se observa un comportamiento estable y óptimo en la remoción del contaminante donde se presenta una eficiencia por encima del 99%. Para la concentración de 300 ppm la eficiencia alcanza su máxima remoción eliminando el 100% del ácido acético de la corriente de aire sin cambiar su eficiencia, debido a la alta eficiencia se subió la concentración para ver su cambio.

En cuanto se aplica la concentración de 400 ppm se contempla una disminución en el porcentaje de remoción con el paso de los días en relación a las otras dos concentraciones. En el primer día que se aplica esta concentración, se ve una eficiencia del 100% y a medida que los días pasan, se presenta una reducción constante en la remoción, hasta llegar a una eficacia del 70,9%. Esto se argumenta por dos razones; la saturación del medio por una concentración más alta combinada con el tiempo acumulado de los muestreos para las concentraciones anteriores y la segunda razón puede ser producida por la posible disminución en la materia orgánica y los nutrientes, ya que los microorganismos en algunas ocasiones acuden a la degradación de la materia orgánica del lecho, esta degradación en largos periodos de tiempo pueden causar disminución en la eficiencia de remoción del contaminante por anaerobiosis causado por la aparición de caminos preferenciales en las corrientes de oxigenación<sup>27</sup>. Al final de las mediciones con concentración de 400 ppm (días 23-25) se presenta una subida de la eficiencia de remoción del contaminante esto probablemente a la aclimatación del sistema a una nueva concentración como se puede observar en la figura 8, lo que puede indicar que los biofiltros necesitan un tiempo de re-aclimatación para volver a retomar su eficacia optima<sup>9,28</sup>. Esta evaluación se hizo para analizar condiciones transitorias en operación real del filtro y mirar la capacidad de adaptación a variación de las concentraciones del COV presente en la corriente. Se identificó una alta estabilidad y reacción eficiente a los cambios de la concentración que se generaron.

La humedad de los biofiltros como se presenta en la figura 7, es un factor importante a tener en cuenta debido a la influencia que tiene la eficacia del medio<sup>29</sup>, por esto se observa una tendencia hacia rangos entre 40%-50%, debido a que se realizó un control en la humedad de los lechos filtrantes para mantener estos niveles, con el fin de favorecer la actividad metabólica<sup>30,31</sup>, ya que si hay exceso de humedad puede producir ausencia de oxígeno, compactación del medio, generar zonas anaerobias y desfavorecer la eficiencia de remoción del lecho<sup>17</sup>; si su porcentaje de humedad es demasiado baja no podrá realizar una adsorción óptima ya que el ácido acético al ser un compuesto polar, su solubilidad en agua es alta, y favorece la remoción en la corriente de aire administrada.

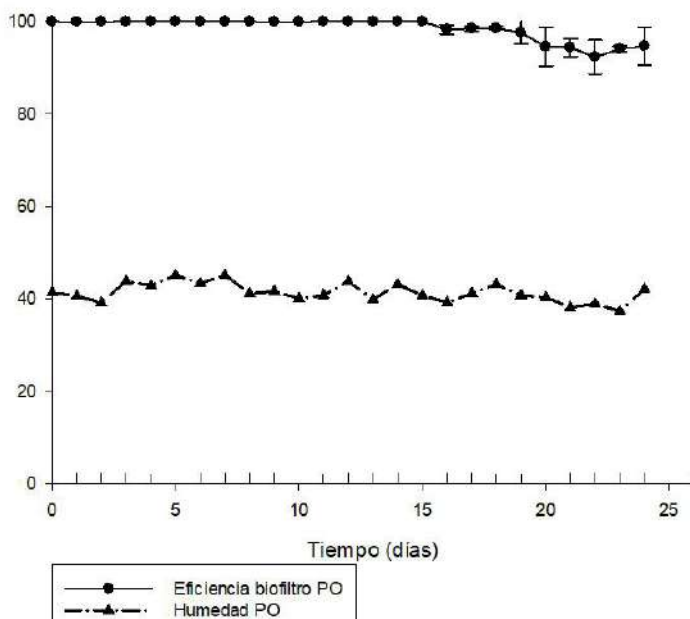


Figura 9. Porcentaje de remoción del contaminante y humedad del medio en biofiltro PO en función del tiempo.



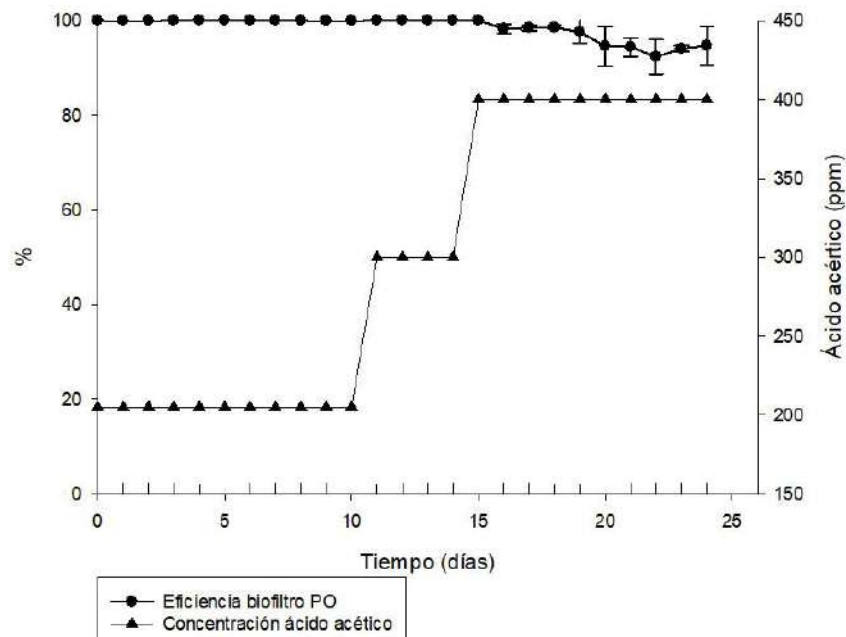


Figura 10. Porcentaje de remoción y concentración del contaminante en biofiltro PO en función del tiempo

Para el biofiltro PO en la figura 9 se observa un comportamiento similar en la gráfica correspondiente a la concentración de 200 ppm respecto al biofiltro CA, una pequeña caída en el porcentaje de remoción causado por la aclimatación del medio al contaminante, ya para la segunda concentración correspondiente a 300 ppm se evidencia una remoción del 100% y para la última concentración disminuye la remoción a 92% aproximadamente, aunque mayor respecto a la remoción obtenida en biofiltro CA que llegó a bajar del 70%, esto se debe a la mezcla usada en el lecho filtrante, ya que en el biofiltro PO se usa poda, con mayor potencial de biodegradabilidad, lo cual se puede observar en la fig. 6, en donde se representa la coeficiente  $K_m$  mayor al de la cascarilla, la cual depende de la biodegradabilidad que es fundamental para la actividad microbiana y esencial para la remoción dentro de los biofiltros.

Para la concentración de 400 ppm se observa una disminución en la remoción argumentado posiblemente por dos razones, la primera por la baja disponibilidad de materia orgánica en el medio consumido en las primeras semanas necesario para la estimulación de la actividad microbiana y la segunda a una saturación causada por la acumulación de ácido acético en los procesos de inmovilización en los biofiltros durante las pruebas de las concentraciones anteriores. En relación a los niveles de humedad en el lecho filtrante hay disminución en la remoción respecto a las dos pruebas iniciales (concentraciones de 200 y 300 ppm), bajando en casi 8 puntos porcentuales de eficiencia de remoción (remoción del 92% aproximadamente), esto está relacionado con el aumento en la concentración del contaminante a la entrada del biofiltro, ya que es el único factor que varía respecto a las dos primeras pruebas y darse una conducta similar en la disminución de remoción en el biofiltro CA.

Los resultados obtenidos en las pruebas piloto se observan niveles de remoción por encima del 70% para el biofiltro CA y se obtienen mejores resultados en el biofiltro PO, superiores al 90%, con esto se puede afirmar que para el caso del primer biofiltro en términos de remoción está a la altura e incluso con mejores resultados de otros materiales usados en la biofiltración de gases como los anillos rasching o esponja de poliuretano<sup>32</sup>. Para el biofiltro PO, se percibe que los rendimientos obtenidos en

este sistema son equiparables con biofiltros que usen también otros tipos compostaje como lecho filtrante, como la turba, pero también se contempla que incluso obtiene mejores rendimientos que otros compostajes como los realizados a partir de lodos de depuradora<sup>33</sup>.

#### 4. CONCLUSIONES

Los medios usados en la primera fase para el presente estudio (PO; CA) fueron aptos para el compostaje, esto se puede argumentar con los datos obtenidos durante la evaluación de los compostadores (PO; CA), donde se observó comportamientos similares en variables para cada mezcla como la temperatura o la constante de biodegradabilidad, pero en diferentes proporciones como en el caso de este último. Para la temperatura se notó una disminución en relación a la inicial, hasta llegar a una temperatura ambiente, lo que indica que el compostaje se ha madurado. Para el caso de la constante de biodegradabilidad se contempló una subida que posteriormente se mantiene constante, comportamiento que se da en el mismo momento en que la temperatura del compostaje se encuentra en los niveles de la temperatura ambiente, dado a la baja actividad microbiana, otra característica de la maduración de los compostajes.

En cuanto a las dos mezclas de lecho de filtración utilizadas, se denotó con los resultados obtenidos en las constantes de biodegradación, el mejor rendimiento se dio en el compostador PO, ya que es más estable, entre más cercano sea el valor a 1, el material es más estable, valor que llega a 0.78, mientras que para el compostador CA no pasó de 0.28.

Para la remoción de ácido acético con el sistema de biofiltración con los dos lechos filtrantes (PO; CA), se observó un periodo de aclimatación nulo, en el cual desde la primera semana se obtiene una eficiencia de eliminación del contaminante alta, que está relacionado por dos factores determinantes durante el proceso de filtración, la adsorción y la absorción, que ocurren ese mismo orden, el primero debido a que el contaminante es un compuesto polar que se caracterizan por ser hidrofílico, propiedad que facilita la adhesión del contaminante al lecho filtrante húmedo y el segundo, la absorción que depende del coeficiente de biodegradabilidad, que es alto para la mezcla PO respecto a la de CA, lo cual da explicación al mejor rendimiento para el biofiltro con la mezcla con poda respecto al de cascarrilla de arroz de aproximadamente 20 puntos porcentuales, ya que la poda es un residuo con un alto contenido de celulosa, los cuales se caracterizan por su alto grado de biodegradabilidad, además se evidenció que la poda tiene menores efectos de taponamiento y tiene mayor capacidad de adaptación a condiciones transitorias de operación. Los resultados demostraron que el medio de PO tuvo una mayor efectividad en las diferentes remociones para el ácido acético, teniendo en cuenta que es un contaminante hidrofílico y tiene una mayor facilidad de eliminación en biofiltros de compostaje.

#### 5. REFERENCIAS

<sup>1</sup> I.-K. Yoon and C.-H. Park, "Effects of gas flow rate, inlet concentration and temperature on biofiltration of volatile organic compounds in a peat-packed biofilter," *J. Biosci. Bioeng.*, vol. 93, no. 2, pp. 165–169, Feb. 2002.

<sup>2</sup> J. Perez, M. Reiser, and K. Fischer, "Emissions Control in African and Caribbean Countries," pp. 47–52, 2013.

<sup>3</sup> L. D. E. Biotecnología, "Manual de procedimientos de laboratorio digestión anaerobia," 2015.

- <sup>4</sup> A. David, G. Baquerizo, J. Pedro, X. Gamisans, D. Gabriel, and J. Lafuente, "Modeling of a bacterial and fungal biofilter applied to toluene abatement : Kinetic parameters estimation and model validation," vol. 140, pp. 52–61, 2008
- <sup>5</sup> E. MOLINA SALAS, "Evaluación del uso de la cascarilla de arroz en la fabricación de bloques de concreto.," instituto tecnológico de costa rica escuela de ingeniería en construcción, 2010.
- <sup>6</sup> E. D. E. Diferentes, R. D. E. Origen, and V. Y. Animal, "Universidad nacional agraria facultad de agronomía departamento de producción vegetal," 2007.
- <sup>7</sup> A. B. Neal and R. C. Loehr, "Use of biofilters and suspended-growth reactors to treat VOCs," *Waste Manag.*, vol. 20, no. 1, pp. 59–68, 2000.
- <sup>8</sup> R. Dehghanzadeh, A. Torkian, B. Bina, H. Poormoghaddas, and A. Kalantary, "Biodegradation of styrene laden waste gas stream using a compost-based biofilter," 2005.
- <sup>9</sup> I. O. Cabeza, R. López, I. Giraldez, R. M. Stuetz, and M. J. Díaz, "Biofiltration of  $\alpha$ -pinene vapours using municipal solid waste (MSW) - Pruning residues (P) composts as packing materials," *Chem. Eng. J.*, vol. 233, pp. 149–158, 2013.
- <sup>10</sup> E. Ramírez-López, J. Corona-Hernández, L. Dendooven, P. Rangel, and F. Thalasso, "Characterization of five agricultural by-products as potential biofilter carriers," *Bioresour. Technol.*, vol. 88, no. 3, pp. 259–263, 2003.
- <sup>11</sup> O. C. Rojas, "UTILIZANDO DIFERENTES TIPOS DE LECHO BASADOS EN MEZCLAS DE COMPOST DE RSU-PODA : MONITORIZACIÓN MEDIANTE DE COMPOST DE RSU-PODA : MONITORIZACIÓN MEDIANTE," 2013.
- <sup>12</sup> I. Omri, H. Bouallagui, F. Aouidi, J.-J. Godon, and M. Hamdi, "H<sub>2</sub>S gas biological removal efficiency and bacterial community diversity in biofilter treating wastewater odor," *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 22, pp. 10202–10209, 2011.
- <sup>13</sup> A. D. Dorado, G. Baquerizo, J. P. Maestre, X. Gamisans, D. Gabriel, and J. Lafuente, "Modeling of a bacterial and fungal biofilter applied to toluene abatement: Kinetic parameters estimation and model validation," *Chem. Eng. J.*, vol. 140, no. 1, pp. 52–61, 2008.
- <sup>14</sup> R. Tim Haug, *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers, 1993.
- <sup>15</sup> J. M. Casco, *Compostaje*, MUNDI PREN. MADRID BARCELONA MEXICO, 2008.
- <sup>16</sup> E. Madejón, M. Jesús Díaz, R. López, and F. Cabrera, "New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials," *Bioresour. Technol.*, vol. 85, no. 1, pp. 73–78, 2002.
- <sup>17</sup> A. B. Niño Rivera, "Compostación Acelerada De La Pollinaza Mediante Microorganismos Aerobios Para Su Utilización Como Abono Orgánico," *Proy. grado para optar al título Bióloga*. Univ. Ind. Santander, pp. 1–130, 2005.

- <sup>18</sup> R. Yañez, P. Bueno, A. Rivera, A. García-Barneto, and M. J. Díaz, “Selective organic compounds degradation under controlling composting conditions,” *Waste Manag.*, vol. 30, no. 5, pp. 755–763, 2010.
- <sup>19</sup> D. E. G. C. J. F. R. LONDOÑO, “Análisis E Implementación De Una Alternativa Tecnológica Para La Valorización De Lodos Provenientes De Plantas De Tratamiento De Agua Residual Industrial,” p. 49, 2016.
- <sup>20</sup> D. Liu et al., “Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff,” *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 19, pp. 9040–9049, 2011.
- <sup>21</sup> I. Petric, A. Helić, and E. A. Avdić, “Evolution of process parameters and determination of kinetics for co-composting of organic fraction of municipal solid waste with poultry manure,” *Bioresour. Technol.*, vol. 117, pp. 107–116, 2012.
- <sup>22</sup> R. Altieri, A. Esposito, and T. Nair, “Novel static composting method for bioremediation of olive mill waste,” *Int. Biodeterior. Biodegradation*, vol. 65, no. 6, pp. 786–789, 2011.
- <sup>23</sup> I. O. Cabeza, R. López, M. Ruiz-Montoya, and M. J. Díaz, “Maximising municipal solid waste - Legume trimming residue mixture degradation in composting by control parameters optimization,” *J. Environ. Manage.*, vol. 128, pp. 266–273, 2013.
- <sup>24</sup> L. M. Contreras Velásquez, I. Pereda Reyes, and O. Romero Romero, “Energetic Use of Rice Residuals By Bio-Conversion. Study Case Cuba,” *Dyna Energía y Sostenibilidad*, vol. 1, no. 1, pp. 1–11, 2012.
- <sup>25</sup> P. B. Márquez, M. J. Díaz Blanco, and F. Cabrera Capitán, “Factores que afectan al proceso de Compostaje,” *Univ. Huelva. Fac. Ciencias Exp.*, p. 16, 2005.
- <sup>26</sup> S. Dhamwichukorn, G. Kleinheinz, and S. Bagley, “Thermophilic biofiltration of methanol and -pinene,” *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 26, pp. 127–133, 2001.
- <sup>27</sup> Á. Arana de pablo, “biofiltro edificio de tamices de la e.d.a.r de arazuri: estudio y propuesta de mejoras,” escuela tecnica superior de ingenieros agronomos nekazaritzako ingeniarien goi mailako eskola teknikoa, 2010.
- <sup>28</sup> G. T. Kleinheinz, S. T. Bagley, W. P. St. John, J. R. Rughani, and G. D. McGinnis, “Characterization of alpha-pinene-degrading microorganisms and application to a bench-scale biofiltration system for VOC degradation,” *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 37, no. 2, pp. 151–157, 1999.
- <sup>29</sup> C. Kennes and M. C. Veiga, “Fungal biocatalysts in the biofiltration of VOC-polluted air,” *J. Biotechnol.*, vol. 113, no. 1, pp. 305–319, 2004.
- <sup>30</sup> Y. Cheng et al., “Challenges and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds,” *Biotechnol. Adv.*, vol. 34, no. 6, pp. 1091–1102, 2016.
- <sup>31</sup> S. Krailas and Q. T. Pham, “Macrokinetic determination and water movement in a downward flow biofilter for methanol removal,” *Biochem. Eng. J.*, vol. 10, no. 2, pp. 103–113, 2002.
- <sup>32</sup> I. Omri, F. Aouidi, H. Bouallagui, J.-J. Godon, and M. Hamdi, “Performance study of biofilter developed to treat H<sub>2</sub>S from wastewater odour,” *Saudi J. Biol. Sci.*, vol. 20, no. 2, pp. 169–176, 2013.

<sup>33</sup> A. Sánchez-Rodríguez, Daniela; Gómez-Borraz, Tania; González-Sánchez, Armando; Noyola, “operación de un sistema de biofiltración de metano para la mitigación de emisiones de efecto invernadero a la atmósfera,” *Amica*, Congr. Nac., pp. 20–23, 2015.



## NIVELES DE CONTAMINACIÓN EN EL AIRE DEL GRAN PLATA, PERÍODO 2012-2017

### AIR POLLUTION LEVELS IN GRAN LA PLATA CITY FOR THE PERIOD 2012-2017

Giuliani Daniela S.<sup>1</sup>; Orte Marcos<sup>1</sup>; Martins Enrique<sup>2</sup>; Mellado Daniela<sup>1</sup>, Colman Lerner, J. Esteban<sup>3</sup>; Porta A. Andrés<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA), Fac. Cs. Exactas, UN de Plata

<sup>2</sup>Instituto de Desarrollo e Investigaciones Pediátricas (IDIP) del Hospital de Niños de La Plata

<sup>3</sup>Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas (CINDECA), Fac. Cs. Exactas, UN de Plata

Autor de correspondencia: [danielag\\_sm32@hotmail.com](mailto:danielag_sm32@hotmail.com)

#### RESUMEN

Se caracterizó la contaminación atmosférica en La Plata y alrededores durante 2012-2017 en tres zonas diferenciadas: industrial, urbana y residencial. Se monitorearon compuestos orgánicos volátiles (COVs) y material particulado,  $MP_{10}$  y  $MP_{2.5}$ , incluyendo metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). Los resultados muestran que las medianas de las concentraciones tanto de  $MP_{10}$  como  $MP_{2.5}$  disminuyen desde la zona industrial, hacia la urbana y la residencial. Asimismo indican la presencia de 12 de los 16 HAPs prioritarios (US EPA). Respecto a los metales, se encontraron Cr, Cu, Mn y Pb en las distintas zonas. En cuanto a los COVs se observa que los subgrupos, BTEX, alcanos, clorados y oxigenados, siguen la tendencia: industrial>urbana>residencial. Para valorar posibles efectos sobre la salud de la población se determinaron los incrementos probables de cáncer, encontrándose los valores mayores para la zona industrial, pero en los tres casos se cumplen con OMS y US EPA.

#### ABSTRACT

Air pollution was characterized in La Plata and surroundings during 2012-2017 in three zones: industrial (I), urban (U) and residential (R). Volatile organic compounds (VOCs) and particulate matter,  $MP_{10}$  and  $MP_{2.5}$  were determined. Polycyclic aromatic hydrocarbons (HAPs) and metals were analyzed in the PM. The results show that the medians of PM concentrations decrease from I to U and R. They also indicate the presence of 12 of the 16 priority HAPs (US EPA). Regarding the metals, Cr, Cu, Mn and Pb were found in all zones. As for the VOCs, the subgroups, BTEX, alkanes, chlorinated and oxygenated, follow the trend: I>U>R. In order to evaluate possible effects on the population health, the probable increases of cancer were determined. The greatest values correspond to the industrial zone, but all values were below the levels of WHO and US EPA.

**PALABRAS CLAVE** Material Particulado, Metales, HAPs, COVs, La Plata

**KEY WORDS** Particulate Matter, Metals, PAHs, VOCs, La Plata

## 1. INTRODUCCION

La contaminación del aire es considerado actualmente un relevante factor determinante de salud. Numerosos estudios epidemiológicos han encontrado una asociación directa entre la contaminación del aire y una amplia gama de efectos adversos sobre la salud de la población general. Estos se extienden desde sutiles efectos subclínicos a la muerte temprana. Algunos grupos sociales, como los adultos mayores, los niños, las mujeres embarazadas y las personas con una enfermedad subyacente (como asma o EPOC), suelen tener un mayor riesgo, y desarrollan los efectos sobre la salud más rápidamente y con mayor gravedad al encontrarse expuestos al aire contaminado. Las poblaciones con mayor nivel de exposición incluyen quienes habitan en las inmediaciones de rutas de intenso tráfico vehicular, o de fuentes de emisión de contaminantes, o bien grupos ocupacionales (exposición laboral) e incluso aquellos grupos de alta vulnerabilidad debido a condiciones socioeconómicas específicas.

Los contaminantes del aire más usuales en los estudios epidemiológicos y toxicológicos incluyen el material particulado ( $MP_{10}$  y  $MP_{2.5}$ ) incluyendo grupos asociados como metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs); el ozono ( $O_3$ ), los óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ), el dióxido de azufre ( $SO_2$ ), y los compuestos orgánicos volátiles COVs (Lippmann, 2014; Ruckerl y col, 2011; WHO, 2013). En particular en el gran La Plata, los estudios previos evidencian elevados niveles de MP, HAPs y COVs en cercanía al Polo y en el casco urbano, además de los efectos adversos a la función respiratoria y alteraciones oculares asociados (Colman Lerner y col, 2014; Gutiérrez y col, 2013; Orte y col, 2015; Wichmann y col, 2009).

En este contexto se presentan los resultados obtenidos en un estudio de caracterización de la contaminación atmosférica en la ciudad de La Plata y alrededores en el periodo 2012-2017 en el cual fueron determinados COVs y material particulado,  $MP_{10}$  y  $MP_{2.5}$ . En el MP se analizaron HAPs y metales.

## 2. MATERIALES Y METODOS

### 2.1 REGIÓN DE ESTUDIO

La ciudad de La Plata ( $34^{\circ}56'00''S$   $57^{\circ}57'00''O$ ), es la capital de la provincia de Buenos Aires de la República Argentina. El aglomerado urbano está conformado por las ciudades de La Plata, Ensenada y Berisso, y cuenta con una población aproximada de 800.000 habitantes (INDEC, 2010). A 5 kilómetros del casco urbano de La Plata y en el límite entre Ensenada y Berisso se encuentra uno de los polos petroquímicos más importantes del país. El volumen de crudo procesado durante el año 2015 fue de 7.9363.986, 00 m<sup>3</sup>, lo que equivale a 21.745,0 m<sup>3</sup> por día (del Canto y col, 2016).

Los sitios de muestreo seleccionados para este trabajo se ubican en la zona industrial, cercanos al polo petroquímico, en la zona urbana, dentro del casco urbano y en la zona residencial, relativamente alejados de influencias industriales y con menor concentración de tráfico vehicular (Colman Lerner y col, 2012 y 2014; Orte y col, 2015; Wichmann y col, 2009).

### 2.2 MATERIAL PARTICULADO

Las muestras de material particulado se recolectaron utilizando un muestreador portable de bajo volumen MiniVol TAS Airmetrics según el protocolo seguido por Orte y colaboradores (2015).



### 2.2.1 METALES ASOCIADOS AL MATERIAL PARTICULADO

El análisis de metales (Cd, Cu, Cr, Mn, Ni y Pb) asociados al material particulado ( $MP_{10}$  y  $MP_{2.5}$ ) se realizó mediante espectroscopía de absorción atómica con horno de grafito (Varian AA240Z). Las muestras fueron digeridas en  $HNO_3$  con microondas (MARS 6), protocolo WS846 3546 (US EPA 2000).

### 2.2.2 HAPs ASOCIADOS AL MATERIAL PARTICULADO

El análisis de los 16 HAPs recomendados por la US EPA comporta la sonicación de cada muestra de MP con hexano y posterior determinación mediante UPLC/fluorescencia según Orte y col (2015).

### 2.3 COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES (COVs)

Monitoreo activo de COVs con tubos con carbón activado conectados a bombas Gillian (GilAir3), caudal de 0,2 L minuto<sup>-1</sup>, durante  $8 \pm 2$  horas, y de modo simultáneo en los 3 sitios señalados. Los COVs se desorbieron con diclorometano, por agitación y análisis mediante cromatografía gaseosa con espectrometría de masa (Thermo Trace 1310 ISQ, modo SIM).

### 2.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Mediante el software estadístico InfoStat versión 2008 se corrió la prueba de comparación de medianas Mann-Whitney para los contaminantes MP, HAPs y COVs; comparando pares de zonas de estudio, industrial-urbano, industrial-residencial y urbano-residencial. El nivel de significancia fue definido en  $p < 0,05$ .

### 2.5 ANÁLISIS DE RIESGO

Se calculó el LCR (lifetime cancer risk), que estima el riesgo de desarrollar cáncer a lo largo de toda la vida por exposición a HAPs y COVs en nuestro caso (Massolo y col, 2010; Colman Lerner y col, 2012; Colman Lerner y col, 2014; Sosa y col, 2017).

## 3. RESULTADOS

En la Tabla 1 se presentan los valores de  $MP_{10}$  y  $MP_{2.5}$ . No hay diferencias significativas entre las zonas. Para la provincia de Buenos Aires la mediana de  $MP_{10}$  en zona industrial sobrepasan el límite normado ( $50 \mu g m^{-3}$ , media anual, Decreto 3395, 1996). Por otro lado, según criterios de la OMS y la Unión Europea (WHO, 2000; Vicentey col, 2012), la mediana de  $PM_{10}$  de zona industrial se corresponde con una pobre calidad de aire y una mortalidad del 1,2%; mientras que para las medianas de zonas urbana y residencial la calidad de aire es buena y excelente, respectivamente, y en ambos casos sin mortalidad asociada.

Tabla 1. Niveles de MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub> expresados en µg m<sup>-3</sup>

	MP <sub>10</sub>				MP <sub>2,5</sub>			
	Media na	Mínim o	Máxi mo	N	Media na	Mínim o	Máxi mo	N
<b>Industrial</b>	52,2	14,4	142,3	1 6	16,3	5,4	47,3	2 5
<b>Urbano</b>	39,4	13,9	59,5	1 1	14,5	6,1	55,2	1 2
<b>Residenci al</b>	22,1	11,2	73,0	8	18,0	6,8	55,5	8

En la Tabla 2 se presentan los niveles de HAPs asociados a MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub> con concentraciones superiores a su límite de detección LD (ng m<sup>-3</sup>): 15,5 (naftaleno), 15,9 (acenaftileno), 17,3 (acenafteno), 0,8 (pireno). No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas en ambas fracciones de MP. Con estos valores se calcula el benzo(a)pireno equivalente (BaP<sub>eq</sub>) y el riesgo asociado en términos de LCR.

Tabla 2. Niveles de HAPs asociados a las fracciones MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub> expresados en ng m<sup>-3</sup>

	MP <sub>10</sub>			MP <sub>2,5</sub>		
	Industrial	Urbano	Residencial	Industrial	Urbano	Residencial
<b>Fluoreno</b>	<2,84	<2,84	16.58	0.86	25.51	25.76
<b>Fenantreno</b>	4.55	<0,969	14.27	6.49	4.44	2.55
<b>Antraceno</b>	12.72	18.71	41.31	14.03	19.25	25.47
<b>Fluoranteno</b>	<0,053	<0,053	0.13	0.08	<0,053	0.12
<b>Benzo(a)antraceno</b>	0.22	<0,020	0.06	0.13	0.80	<0,020
<b>Criseno</b>	<0,66	<0,66	8.38	<0,66	<0,66	3.81
<b>Benzo(b)fluoranteno</b>	1.04	0.14	0.26	0.44	0.15	0.05
<b>Benzo(k)fluoranteno</b>	0.36	<0,021	0.60	0.26	0.22	1.13
<b>Benzo(a)pireno</b>	0.18	<0,069	0.07	0.20	0.78	<0,069
<b>Dibenzo(a,h)antraceno</b>	0.23	<0,18	<0,18	0.18	<0,18	<0,18
<b>Benzo(g,h,i)perileno</b>	1.11	0.17	0.14	0.75	0.21	<0,11
<b>Indeno(1,2,3-c,d)pireno</b>	6.31	6.99	<1,02	3.32	<1,02	1.71
<b>HAPs Total</b>	12.50	7.30	8.67	9.57	23.76	25.78

En la Figura 1 se presentan los niveles de metales asociados a las distintas fracciones de MP. No se detectaron niveles de Cd y Ni (LD (Cd)=1 ng m<sup>-3</sup>, LD(Ni)=5 ng m<sup>-3</sup>) los cuales son metales con efectos carcinogénicos comprobados por la IARC. Sólo para los niveles de Cr se observa una misma tendencia en ambas fracciones, los niveles aumentan desde la zona residencial hacia la zona más antropizada.

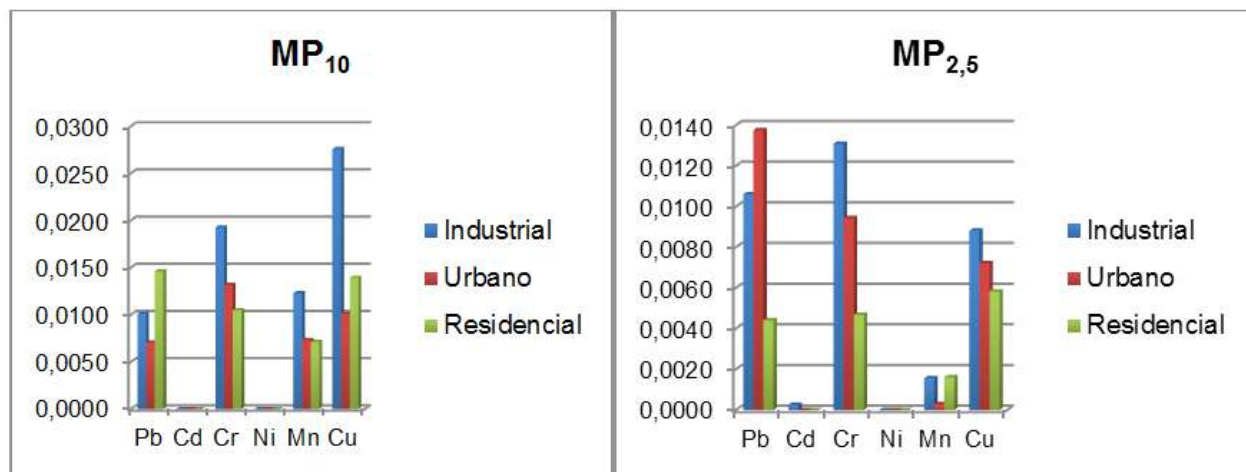


Figura 1. Niveles de metales asociados a las fracciones MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub> expresados en µg m<sup>-3</sup>

La norma de calidad de aire establece 1.5 µg m<sup>-3</sup> como el valor límite medio para Pb en aire, valor superior al nivel guía que sugiere la OMS de 0.5 µg m<sup>-3</sup>. Respecto a los niveles de Pb obtenidos en este trabajo, puede apreciarse que son menores a ambos límites. Por otro lado, el decreto provincial propone nivel guía para Cr, 1.1 x 10<sup>-4</sup> µg m<sup>-3</sup> en 1 año. Los niveles de Cr de este trabajo superan en al menos 2 órdenes de magnitud al valor guía provincial.

Los niveles de COVs relevados se presentan en la Figura 2. Puede observarse una tendencia generalizada en los COVs analizados, los niveles ascienden desde la zona residencial a la industrial, lo que indica posibles fuentes potenciales en la zona industrial. Al comparar los subgrupos de compuestos (BTEX, alcanos, clorados y oxigenados) entre las zonas residencial y urbana se observaron diferencias estadísticamente significativas para los alcanos, clorados y oxigenados, no así para los BTEX, lo cual indicaría como fuente potencial al tráfico vehicular en ambas zonas, el cual ha aumentado en los últimos años en la zona residencial. Al comparar las zonas industrial y residencial se observaron diferencias estadísticamente significativas para todos los subgrupos. Por último al comparar las zonas industrial y urbana se observaron diferencias estadísticamente significativas para todos los subgrupos con excepción de los clorados. En particular las concentraciones de benceno y tetracloroetileno se utilizan para el cálculo del LCR.

Comparando con otras ciudades del mundo, los niveles de contaminación de La Plata se encuentran muy por debajo de los de ciudades con graves problemas de contaminación como Chansha, Zhuzhoun y Xiangtan, de China. Luego al comparar con ciudades de países desarrollados como Barcelona, Marsella y Genua, los niveles platenses son superiores, aunque la diferencia no es tan notable como con las ciudades Chinas. Por último al comparar con ciudades latinoamericanas, se encuentran niveles inferiores respecto a Sao Paulo y Bogotá (Salameh y col, 2015; Tang y col, 2017; Vasconcellos y col, 2011).

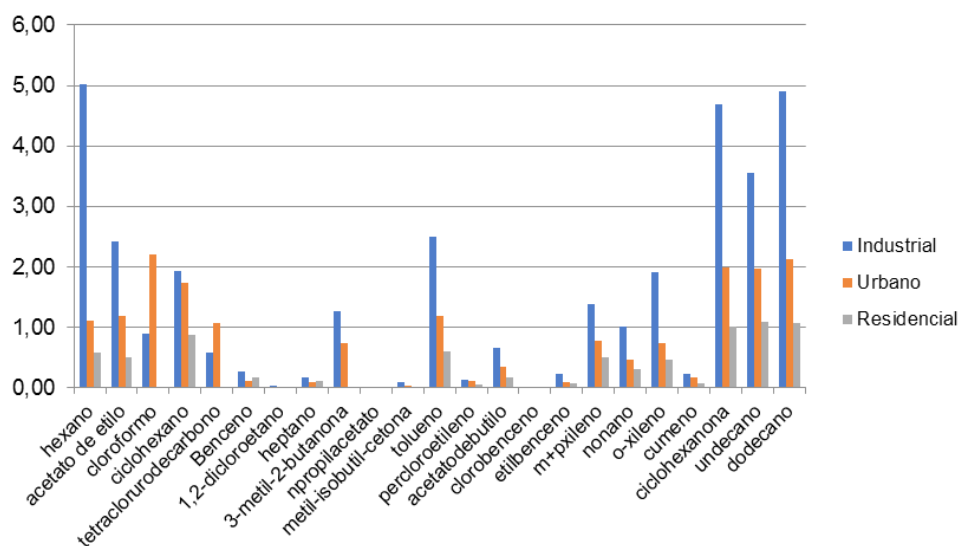


Figura 2. Niveles de COVs relevados por monitoreo activo, expresados en  $\mu\text{g m}^{-3}$

Para finalizar se presentan los valores hallados de LCR en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores de LCR para cada compuesto y total por zona de estudio

	Industrial	Urbana	Residencial
Benceno	$2,32 \text{ E}^{-07}$	$8,14 \text{ E}^{-08}$	$5,95 \text{ E}^{-08}$
Tetracloroetileno	$3,83 \text{ E}^{-08}$	$8,14 \text{ E}^{-08}$	$4,00 \text{ E}^{-09}$
BaPeq.(MP10)	$6,63 \text{ E}^{-08}$	$3,97 \text{ E}^{-08}$	$1,42 \text{ E}^{-08}$
BaPeq.(MP2,5)	$3,41 \text{ E}^{-08}$	$4,60 \text{ E}^{-08}$	$2,37 \text{ E}^{-08}$
<b>Total</b>	<b><math>3,71 \text{ E}^{-07}</math></b>	<b><math>1,49 \text{ E}^{-07}</math></b>	<b><math>1,01 \text{ E}^{-07}</math></b>

La OMS considera aceptables valores de LCR que se encuentren en el rango entre  $1 \times 10^{-5}$  and  $1 \times 10^{-6}$ , mientras que la US EPA recomienda valores menores a  $1 \times 10^{-6}$ . En nuestro caso todos los valores individuales de todas las zonas, e incluso los sumados cumplen con ambos requisitos. Sin embargo se mantiene la tendencia industrial > urbana > residencial.

#### 4. CONCLUSIONES

Se monitorearon tres sitios característicos, industriales, urbanos y residenciales de la ciudad de La Plata y alrededores. A destacar en este estudio es que la mediana de  $\text{MP}_{10}$  en zona industrial sobrepasa el límite normado en la provincia de Buenos Aires aunque no se encontraron diferencias significativas entre las zonas para  $\text{MP}_{10}$  y  $\text{MP}_{2,5}$  y los HAPs. De los metales analizados, no se detectaron el Cd y Ni, cancerígenos reconocidos por la IARC, aunque queda pendiente a futuro aumentar el número de muestras para analizar metales para lograr un número representativo. Con respecto a los COVs cabe resaltar la tendencia de la mayoría de los compuestos analizados que asciende desde la zona residencial a la industrial y que además se encontraron diferencias significativas entre las zonas para

la mayoría de los subgrupos, siendo una excepción los BTEX entre las zonas residencial y urbana, posiblemente debido al aumento del tráfico vehicular en los últimos años. Por último los valores de LCR calculados para cada zona cumplen con los valores definidos por la OMS y la US EPA.

## 5. REFERENCIAS

Colman Lerner, J.E., Sanchez, E. Y., Sambeth, J. E., & Porta, A. A. (2012). Characterization and health risk assessment of VOCs in occupational environments in Buenos Aires, Argentina. *Atmospheric environment*, 55, 440-447.

Colman Lerner JE., Kohajda T., Aguilar M., Massolo L., Sanchez EY., Porta A., Opitz P., Wichmann G., Herbarth O. y Mueller A., (2014). *Environ. Sci. Poll. Res.*, 21: 9676-9688.

Decreto 3395 (1996), reglamentario de la Ley Provincial 5965, Legislación de la Provincia de Buenos Aires. <http://www.gob.gba.gov.ar/legislacion/legislacion/96-3395.html>

Del Canto J., Zago R., (2016). DIAGNÓSTICO DE LA LOGÍSTICA DEL PETROLEO Y SUS DERIVADOS EN ARGENTINA, UIDIC – Unidad de Investigación y Desarrollo en Ingeniería Civil. Área Transporte. Facultad de Ingeniería / Universidad Nacional de La Plata

Gutiérrez M., Sedan D., Serradell M., Delaplace L., Porta A., Andrinolo D., (2013). Proceedings of 4th Colombian Meeting and International Conference on Air Quality and Public Health. JE. Pachon Ed., Universidad La Salle, Bogotá, Colombia, 459-464. ISBN 978-958-8572-90-1

IARC 2017, International Agency for Research on Cancer. Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–117

INDEC (2010). “Partido La Plata. Población total por sexo e índice de masculinidad, según edad en años simples y grupos quinquenales de edad.” “Partido Berisso. Población total por sexo e índice de masculinidad, según edad en años simples y grupos quinquenales de edad.” “Partido Ensenada. Población total por sexo e índice de masculinidad, según edad en años simples y grupos quinquenales de edad.”

Lippmann, M. (2014). Toxicological and epidemiological studies of cardiovascular effects of ambient air fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) and its chemical components: coherence and public health implications. *Critical reviews in toxicology*, 44(4), 299-347.

Massolo, L., Rehwagen, M., Porta, A., Ronco, A., Herbarth, O., & Mueller, A. (2010). Indoor–outdoor distribution and risk assessment of volatile organic compounds in the atmosphere of industrial and urban areas. *Environmental toxicology*, 25(4), 339-349.

Orte M., Colman Lerner JE. , Gutiérrez MA., Elordi ML., Matamoros N., Reyna Almandos J., Porta, A., (2015). Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina: Contribuciones del V Congreso PROIMCA, ES. Puliafito, D. Allende y MC. Panigatti, UTN, Bs As, 265-274.

Rückerl, R., Schneider, A., Breitner, S., Cyrus, J., & Peters, A. (2011). Health effects of particulate air pollution: a review of epidemiological evidence. *Inhalation toxicology*, 23(10), 555-592.

Salameh, D., Detournay, A., Pey, J., Pérez, N., Liguori, F., Saraga, D., ... & Latella, A. (2015). PM 2.5 chemical composition in five European Mediterranean cities: a 1-year study. *Atmospheric Research*, 155, 102-117.

Sosa, B. S., Porta, A., Lerner, J. E. C., Noriega, R. B., & Massolo, L. (2017). Human health risk due to variations in PM 10-PM 2.5 and associated PAHs levels. *Atmospheric Environment*, 160, 27-35..

Tang, X., Chen, X., & Tian, Y. (2017). Chemical composition and source apportionment of PM 2.5–A case study from one year continuous sampling in the Chang-Zhu-Tan urban agglomeration. *Atmospheric Pollution Research*.

US EPA, 2000. CFR Promulgated Test Methods (TM) METHOD 29 Determination of metals emissions from stationary sources. <http://www.epa.gov/ttn/emc/promgate/m-29.pdf>

Vasconcellos, P. C., Souza, D. Z., Ávila, S. G., Araújo, M. P., Naoto, E., Nascimento, K. H., ... & Behrentz, E. (2011). Comparative study of the atmospheric chemical composition of three South American cities. *Atmospheric environment*, 45(32), 5770-5777.

Vicente, A. B., Sanfeliu, T., & Jordan, M. M. (2012). Assesment of PM10 pollution episodes in a ceramic cluster (NE Spain): Proposal of a new quality index for PM10, As, Cd, Ni and Pb. *Journal of environmental management*, 108, 92-101.

WHO. 2000. World Health Organization. Air quality guidelines for Europe, Vol 91, 2 edn. [http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0005/74732/E71922.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf)

WHO, (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution–REVIHAAP Project. [www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf)

Wichmann, F. A., Müller, A., Busi, L. E., Cianni, N., Massolo, L., Schlink, U., ... & Sly, P. D. (2009). Increased asthma and respiratory symptoms in children exposed to petrochemical pollution. *Journal of Allergy and Clinical Immu*

## CARACTERIZACIÓN DE FUENTES DE EMISIÓN DE BTEX EN GRAN LA PLATA MEDIANTE MODELOS RECEPTORES

### CHARACTERIZATION OF BTEX EMISSION SOURCES IN THE GREATER LA PLATA URBAN CONGLOMERATE USING RECEPTOR MODELS

Mellado D.<sup>1,2</sup>, Bali JL.<sup>2</sup>, Giuliani DS.<sup>1</sup>, Colman Lerner JE.<sup>3</sup>, Represa NS.<sup>1</sup>, Jacovkis PM.<sup>4</sup>, Sanchez EY.<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina

<sup>2</sup>Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas para la Defensa, Villa Martelli, Argentina

<sup>3</sup>Centro de Investigaciones y Desarrollo en Ciencias Aplicadas, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina

<sup>4</sup>Universidad Nacional de Tres de Febrero, Caseros, Argentina

Autor de correspondencia: [melladodaniela11@gmail.com](mailto:melladodaniela11@gmail.com)

#### RESUMEN

Estudios previos en la región identifican a la industria petroquímica y al tráfico como las principales fuentes de emisión de BTEX. Para profundizar estos estudios, se aplicaron diferentes herramientas para caracterizar las fuentes emisoras. El Análisis de Componentes Principales (PCA) fue utilizado para cuantificar las fuentes de BTEX y los Métodos No Paramétricos para estimar la concentración en el espacio. Uno de estos, Nonparametric Wind Regression (NWR) es usado para obtener la relación entre la concentración y las componentes del viento. Su complemento, Source Apportionment (SA), relaciona las mayores contribuciones en función de las direcciones. A continuación, Nonparametric Trajectory Analysis (NTA) fue usado para estimar la concentración de BTEX en una coordenada geográfica. El resultado permitió describir las características de cada área dentro de la región: zonas residenciales y urbanas evidencian predominancia de una única fuente, presumiblemente asociada con el tráfico, mientras que la zona industrial presenta la contribución de dos fuentes principales, presumiblemente la industria petroquímica y el tráfico.

#### ABSTRACT

Previous studies in the region identify the petrochemical industry and traffic as the main sources of BTEX emission. In order to further these studies, different tools were applied to characterize the emission sources. Principal Components Analysis (PCA) was used to quantify BTEX sources and Nonparametric Methods to estimate the concentration in the space. One of them, Nonparametric Wind Regression (NWR) was used to obtain the relationship between concentration and the wind components. Its complement, Source Apportionment (SA), relates higher contributions as a function of the directions. Afterwards, Nonparametric Trajectory Analysis (NTA) was used to estimate the concentration of BTEX on a geographical coordinate. The result allowed describing characteristics of each area inside the region: residential and urban zones evidence predominance of a single source, presumably associated with traffic, while industrial zone presents the contribution of two main sources, presumably petrochemical industry and traffic.

**PALABRAS CLAVE** Modelos Receptores, Análisis de Componentes Principales, y Métodos No Paramé-

tricos, BTEX

KEY WORDS Receptor Models, Principal Component Analysis and Nonparametric Methods, BTEX

## 1. INTRODUCCION

Gran La Plata, conformado por los partidos de La Plata, Ensenada y Berisso y unos 799523 habitantes (INDEC, 2010), presenta un complejo petroquímico de los más importantes de América del Sur. Dicho complejo cuenta con una capacidad de refinación de 189.000 barriles por día (YPF, 2017) y la presencia de industrias productoras de sustancias derivadas, cuyas emisiones de BTEX toman lugar desde el almacenamiento hasta las áreas de residuos. Por su parte, el casco urbano de La Plata presenta un tránsito vehicular de unos 450.000 automotores registrados. Estudios previos en la región para el periodo 2007-2010, evidencian mayores niveles de benceno, tolueno, etilbenceno y xileno (BTEX) en la zona industrial en comparación con áreas urbanas y residenciales (Colman Lerner et al., 2014). Además, se compara los resultados obtenidos con el estudio previo realizado en el periodo 2000-2002 (Massolo et al., 2010), evidenciando una reducción en las emisiones industriales (85%) y un incremento en las emisiones vehiculares para las zonas urbanas y residenciales, debido al crecimiento del parque automotor.

Debido a sus propiedades carcinogénicas, la exposición a compuestos orgánicos volátiles (COVs) como BTEX ha sido asociada a un incremento en el riesgo de desarrollar cáncer en personas que viven o trabajan cerca de fuentes de emisión de estas sustancias (Galbraith et al., 2010, García Zarate et al., 2015). Las herramientas en base a modelos receptores son elegidas en la gestión de calidad de aire para estudiar y mitigar estos escenarios. Sin embargo, el uso integrado de distintas herramientas es un campo poco explorado. En este contexto, el objetivo de este trabajo es caracterizar las fuentes de emisión de BTEX en el Gran La Plata mediante convergencia de resultados de modelos como Análisis de Componentes Principales (PCA) y Métodos de Regresión No Paramétricas.

## 2. MATERIALES Y METODOS

La campaña de monitoreo activo de BTEX en el Gran La Plata se llevó a cabo durante los días laborales de 8 a 16 horas en tres sitios definidos por las siguientes características: la zona industrial (I), cercano al polo petroquímico; la zona urbana (U), dentro del casco urbano; y la zona residencial (R), relativamente alejado de influencias industriales y con alto tráfico vehicular (Figura 1).



Figura 1. Ubicación de los sitios de monitoreo en el Gran La Plata. Fuente: Google Earth.



En el marco de este trabajo se ha aplicado la herramienta PCA, seleccionada para la gestión de la calidad del aire en países como Colombia para afrontar planes de descontaminación ambiental (Behrentz Valencia et al., 2009) y por autores como Olvera et al. (2012) y Yang et al. (2013), quienes lo combinan con otras técnicas para obtener una distribución de las fuentes. En este trabajo se implementaron dos modelos receptores híbridos basados en observaciones reales para un sitio receptor e información meteorológica, obteniendo como resultado las zonas potenciales con mayor probabilidad de presencia de fuentes. El primero, *Nonparametric Wind Regression (NWR)* junto a su complemento *Source Apportionment (SA)* establece una relación entre la concentración esperada y las componentes del viento, desarrollado por Henry et al. (2009). Utilizado posteriormente por autores como Donnelly et al. (2011), Olson et al. (2012) y Du & Turner (2015) con el objetivo de identificar la dirección de proveniencia de contaminantes de interés. El segundo método, *Nonparametric Trajectory Analysis (NTA)* desarrollado por Henry (2008), permite estimar relaciones espaciales de fuentes potenciales a partir de concentraciones retrotraídas localmente. Shie & Chan (2013) utilizaron este método para demostrar el origen de los contaminantes atmosféricos peligrosos provenientes de un accidente en un polo petroquímico en Taiwán.

### 3. RESULTADOS

Al analizar los valores de concentración de BTEX de los 3 sitios en simultáneo mediante PCA, se observó diferencias de comportamiento entre las regiones al graficar las cargas de las primeras dos componentes principales. Por tal motivo se decidió estimar el número de fuentes potenciales en cada sitio. El resultado por sitio evidencia la contribución de 2 tipos de fuentes distintas para la zona Industrial, mientras que en las zonas Urbana y Residencial el aporte es de una única fuente, explicando el 69.6%, 82% y 86% de la varianza respectivamente.

El resultado del NWR (Figura 2) muestra que en la zona Industrial, las mayores concentraciones se encuentran asociadas a módulos del viento superiores a 20 km/h comprendidos entre el Noroeste, Norte y Nordeste. En la zona residencial, las altas concentraciones se asocian a velocidades entre 10 y 15 km/h y en un rango de direcciones que comienzan en el Oeste y finalizan el Noreste, con un recorrido angular en sentido horario. En la zona urbana, las direcciones de mayores concentraciones se presentan entre el Norte y el Nordeste, para módulos de vientos comprendidos entre 10 y 15 km/h.

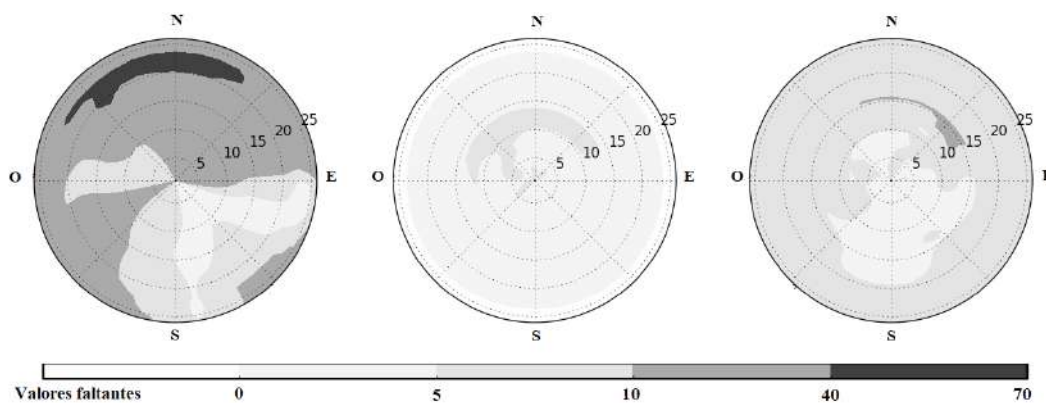


Figura 2. Concentraciones promedio de BTEX ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) obtenidas por NWR como función de la velocidad y dirección del viento para los días muestreados. La velocidad del viento se encuentra expresada en km/h. El área de color blanco corresponde a valores no ajustados por el modelo (valores faltantes). De izquierda a derecha: zona Industrial, Residencial y Urbana.

De los resultados del SA mostrados en la Tabla 1, se puede observar que existe más de una dirección predominante por sitio, definida por los valores máximos. En la zona industrial el mayor porcentaje se presenta en el Norte. En la zona urbana, los porcentajes más altos están asociados a la dirección Norte, en la que se encuentra tanto el polo petroquímico como la zona comercial - administrativa de la ciudad, y la dirección Oeste donde se halla la circunvalación del casco urbano. En la zona residencial, los principales aportes provienen del Norte, del Noroeste y del Oeste.

Tabla 1. Distribución de fuentes (SA) para cada sitio de muestreo en Gran La Plata. Se consideraron vientos entre 1- 26 km/h.

Sector	Industrial (%)	Urbana (%)	Residencial (%)
N	27.4	19.0	20.0
NE	13.6	9.8	6.3
E	15.8	12.0	6.5
SE	2.7	4.9	2.8
S	8.9	14.1	11.2
SO	7.2	10.6	8.2
O	11.0	15.9	22.5
NO	13.4	13.8	22.6

Al analizar los tres sitios de muestreo en forma conjunta para un tiempo de retrotrayectoria de 1 hora, se observa el aporte superior de BTEX en la zona industrial frente a las otras dos (Figura 3.b). La aplicación del NTA muestra mayores concentraciones retrotraídas en dirección Oeste y en dirección Norte-Nordeste para la zona residencial. En la zona urbana, este método identifica dos direcciones principales, Oeste y Nordeste. Mientras que para la zona industrial, los mayores aportes se asocian a las direcciones Oeste, Norte y Nordeste.

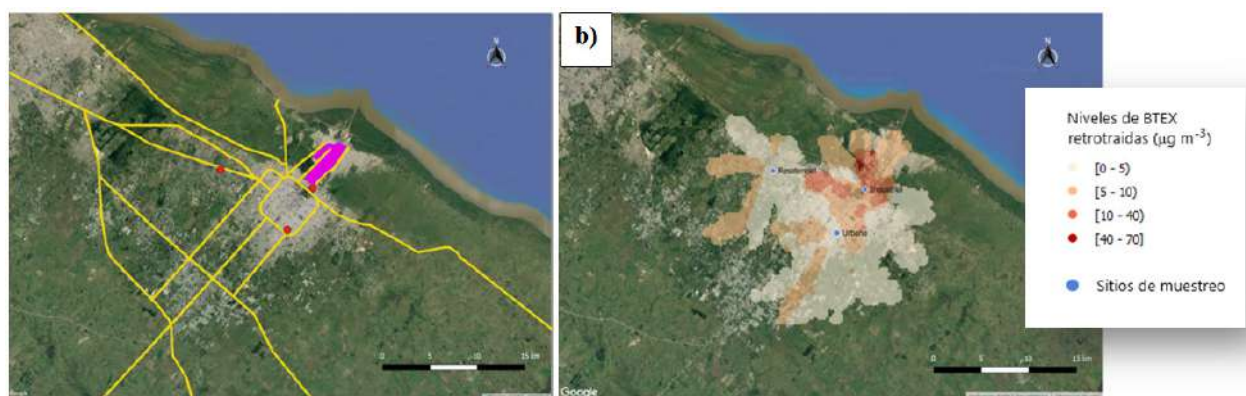


Figura 3.a) Vías de alto tránsito vehicular (líneas amarillas), polo petroquímico (polígono rosa) y sitios de muestreo (puntos rojos).  
 b) Concentraciones promedios de BTEX ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) obtenidas por NTA para los días muestreados. Estimadas por retrotrayectorias de 1 hora para Gran La Plata, en coordenadas geográficas. Imágenes elaboradas con QGIS2.18.

#### 4. CONCLUSIONES

Los métodos estadísticos usualmente se aplican de forma individual en el estudio de calidad de aire, sin embargo resulta de interés conocer si su integración es capaz de ofrecer un resultado más aproximado a la situación real. Cada modelo receptor ofrece una visión incompleta del escenario de estudio, que suele sortearse con el acceso a información complementaria, tales como inventarios de emisiones. Otra limitante en la aplicación de estos modelos es el volumen de datos requeridos para ser evaluado por una única herramienta. Cuando la información complementaria y los datos de calidad de aire no están disponibles o son escasos en la región de estudio, la herramienta no es útil para un tomador de decisiones. Como propuesta de este trabajo, el uso integrado de diferentes métodos tales como PCA, NWR-SA y NTA para una campaña de monitoreo de BTEX en tres sitios (Industrial, Urbana y Residencial), permitió destacar los resultados comunes y converger así a una conclusión más descriptiva.

En la zona Industrial se observó la presencia de dos fuentes potenciales, posiblemente asociadas al polo petroquímico y al parque automotor presente en las rutas cercanas de alta circulación. Esto fue reforzado por la integración de los distintos métodos, que marcaron como direcciones predominantes las comprendidas entre Noroeste, Norte y Noreste. El NTA fue capaz de visualizar y discriminar las dos zonas de fuentes potenciales, relacionadas directamente con las vías de alto tránsito y la ubicación del polo. En la zona Residencial, se manifestó un único tipo de fuente asociado a las direcciones Norte y Oeste, en donde se encuentran tres rutas de alto tráfico: la autopista La Plata – Buenos Aires, el Camino Centenario y el Camino General Belgrano. Por su parte, en la zona Urbana este método permitió identificar dos direcciones predominantes, Norte y Oeste, asociadas al tráfico vehicular del casco urbano y de vías de circunvalación de dicho casco. Las fuentes previamente mencionadas se pueden observar en la Figura 3.a.

El uso integral permitió corroborar la hipótesis de que el polo petroquímico no es la única fuente de influencia, de BTEX, en la región de estudio. En tal sentido, también permitió reconocer el aporte del tráfico vehicular como otra fuente significativa.

Finalmente, una futura optimización en la resolución temporal del muestreo de BTEX inducirá un salto de calidad en los resultados de los métodos aplicados en este trabajo, ya que será posible registrar variaciones en la concentración del COVs en aire, evitando así la utilización de aproximaciones matemáticas para relacionar dichas concentraciones con los datos meteorológicos.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica (ANPCyT), al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y al Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas para la Defensa (CITEDEF), que han contribuido con fondos para este trabajo. Se agradece también al Servicio Meteorológico Nacional (SMN) por suministrar la información meteorológica.

#### 6. REFERENCIAS

Behrentz Valencia E., Sánchez Morcote N., Rivera Contreras A. J. (2009). *Parte 1: Caracterización de Material Particulado y Modelos Receptores*. Elementos técnicos del Plan decenal de descontaminación de Bogotá.

Colman Lerner, J. E., Sanchez, E. Y., Sambeth, J. E., y Porta, A. A. (2012). Characterization and health risk assessment of VOCs in occupational environments in Buenos Aires, Argentina. *Atmospheric environment*, 55, 440-447.

Donnelly, A., Misstear, B., y Broderick, B. (2011). Application of nonparametric regression methods to study the relationship between NO<sub>2</sub> concentrations and local wind direction and speed at background sites. *Science of the Total Environment*, 409(6), 1134-1144.

Du, L., y Turner, J. (2015). Using PM 2.5 lanthanoid elements and nonparametric wind regression to track petroleum refinery FCC emissions. *Science of the Total Environment*, 529, 65-71.

Galbraith, D., Gross, S. A., y Paustenbach, D. (2010). Benzene and human health: a historical review and appraisal of associations with various diseases. *Critical reviews in toxicology*, 40(sup2), 1-46.

García Zarate, M. A., Arellano García, M. E., Daessle Heuser, L. W., Villada Canela, M. y Quintero Núñez, M. (2015). Mapa cualitativo para el análisis de riesgo por BTEX por proximidad con gasolineras en la ciudad de Ensenada, Baja California, México. *Revista de Salud Ambiental*, 15(1), 4-12.

Henry, R. C. (2008). Locating and quantifying the impact of local sources of air pollution. *Atmospheric Environment*, 42(2), 358-363.

Henry, R., Norris, G. A., Vedantham, R., y Turner, J. R. (2009). Source region identification using kernel smoothing. *Environ. Sci. Technol*, 43(11), 4090-4097.

INDEC (2010). "Población total por sexo e índice de masculinidad, según edad en años simples y grupos quinquenales de edad.". Recuperado de <http://www.indec.gov.ar/>

Massolo, L., Rehwagen, M., Porta, A. A., Ronco, A., Herbarth, O., y Mueller, A. (2010). Indoor-outdoor distribution and risk assessment of volatile organic compounds in the atmosphere of industrial and urban areas. *Environmental toxicology*, 25(4), 339-349.

Olson, D. A., Vedantham, R., Norris, G. A., Brown, S. G., y Roberts, P. (2012). Determining source impacts near roadways using wind regression and organic source markers. *Atmospheric environment*, 47, 261-268.

Olvera, H. A., Garcia, M., Li, W. W., Yang, H., Amaya, M. A., Myers, O., ... Pingitore, N. E. (2012). Principal component analysis optimization of a PM 2.5 land use regression model with small monitoring network. *Science of the total environment*, 425, 27-34.

Shie, R. H., y Chan, C. C. (2013). Tracking hazardous air pollutants from a refinery fire by applying on-line and off-line air monitoring and back trajectory modeling. *Journal of hazardous materials*, 261, 72-82.

Yang, B., Zhou, L., Xue, N., Li, F., Li, Y., Vogt, R. D., ... Liu, B. (2013). Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Huanghuai Plain, China: comparison of three receptor models. *Science of the Total Environment*, 443, 31-39.

YPF (2017). *Downstream*. Recuperado de <https://www.ypf.com/LaCompania/Paginas/downstream.aspx>.

## SPATIAL VARIATION OF EC, OC, MAJOR AND TRACE ELEMENTS OF PM<sub>10</sub> IN AN URBAN CARRIBEAN TROPICAL ENVIRONMENT

Agudelo-Castañeda, Dayana<sup>1</sup>; Gómez, Leandro<sup>2</sup>; Castillo, Margarita<sup>2</sup>; Garzón, Nubia<sup>3</sup>; Silva, Luis F.O.<sup>2</sup>; Querol, Xavier<sup>4</sup>; Teixeira, Elba C.<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Department of Civil and Environmental Engineering, Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia.

<sup>2</sup>GESSA. Departamento de Civil y Ambiental. Universidad De La Costa, Barranquilla, Colombia.

<sup>3</sup>Facultad de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad Pontificia Bolivariana, Montería, Colombia.

<sup>4</sup>Institute of Environmental Assessment and Water Research, IDÆA, CSIC, Barcelona, Spain

<sup>5</sup>Research Department, Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler, Porto Alegre, Brazil

Autor de correspondencia: [mdagudelo@uninorte.edu.co](mailto:mdagudelo@uninorte.edu.co)

### ABSTRACT

Simultaneous measurements of the PM<sub>10</sub> concentration levels and chemical composition of atmospheric aerosols at seven sites characterized by regional, urban, industrial background were done. Studies in a Caribbean urban tropical area are rare, although the importance of analyzing the global, regional and local influences in the northern region of Colombia. Because of its location and prevailing wind direction, this city may receive a high influence from regional air masses and local sources. The objective of this research is to analyze the spatial variation EC, OC, major and trace elements of PM<sub>10</sub> in Barranquilla, their possible sources and regional contributions. The samples were collected on high volume samplers during the dry season for 24h using quartz filters during 17 days (March 17 – April 4 of 2016) in 7 points. A total of 83 samples were obtained. Subsequently, samples were acid digested for the determination of major and trace elements by ICP-AES and ICP-MS, and water leached to determine soluble ion concentrations by ion chromatography. OC and EC were determined by a thermal/optical carbon analyzer and high OC/EC ratios (Mean: 14.5±4.4) were obtained. Moreover, major elements results showed high contributions of SiO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, MgO and CaO associated to PM<sub>10</sub>, with a high spatial variation between sites. Abundance of these major elements and OC confirms the effect of resuspension of exposed land and road dust; and production of secondary organic aerosol (SOA). Trace elements showed high contributions for Cu, Pb, Mn and V. Cu is a typical tracer of road traffic and some industries (P2 and P5), while V and Mn may be an indicator of oil burning (all sites).

KEY WORDS spatial variation, PM<sub>10</sub>, trace elements, air pollution.

## 1. INTRODUCTION

Understanding of atmospheric particles distribution and chemical characterization has been an increasing concern because of their potential adverse human health effects (Pey, Alastuey, Querol, Pérez, & Cusack, 2010). Studies in a Caribbean urban tropical area are scarce, although the importance of analyzing the global, regional and local influences in this region. Presently, there is no baseline information concerning atmospheric pollutant emissions, dynamics and principal sources. Because of its location and prevailing wind direction, this city may receive a high influence from regional air masses and local sources.

Consequently, the importance of this research and the actual objective: assess the spatial variation of EC, OC, major and trace elements of PM<sub>10</sub> in Barranquilla, their possible sources and dynamics.

## 2. MATERIALS AND METHODS

Simultaneous measurements of the PM<sub>10</sub> concentration levels and chemical composition of atmospheric aerosols at seven sites characterized by regional, urban, industrial background were done. Barranquilla, one of the principal and most important cities of Colombia; is located on the western edge of the Magdalena River, 7.5 km from its mouth in the Caribbean Sea. The study area is the main economic center of the Caribbean Region of Colombia, principally commerce and industry, with 154 km<sup>2</sup> of area, and population of about 1,193,952 inhabitants (Barranquilla, 2017). Among the industries may be included vegetable fats and oils, pharmaceuticals, chemicals, footwear, bus bodies, dairy products, sausages, beverages, soaps, building materials, furniture, plastics, cement, metalworking parts, clothing and boats. Moreover, the maritime and fluvial terminals are engines of the industrial and commercial development of the Caribbean Region. The port of Barranquilla covers two main routes, the Magdalena River, which communicates with the interior of the country (advantage not possessed by other ports on the Caribbean coast) and the Caribbean Sea, which millions of tones traded with Europe and Asia. The study area has an extensive industrial area along the banks of the Magdalena River, along with several ports that store and export mineral coal. In addition, it has several incinerators of hazardous waste and brickworks. Some industries use diesel as combustible, while mostly all uses natural gas.

Figure 1 presents the geographical distribution and location of all sampling sites. Portales de Sevilla (P1) is located in a residential area, although is impacted by some chemical industrial sources, cement plant and harbors. Pies Descalzos (P2) is a public school located near a quarry, the sea and the river. Some industrial chemical sources are located near the harbor, at the northeast of the sampling point. Juan Mina (P3), the western's point, is in a region characterized by several hazardous waste incinerators and brickworks. Inmaculada Concepción (P4), the southern point, is in an area with several common industries and the cemeteries. Cotediba (P5) is in the south of the city, too, near several ports and common industries. Barrio Abajo (P6) is a residential area, although some chemical and food industries are near.

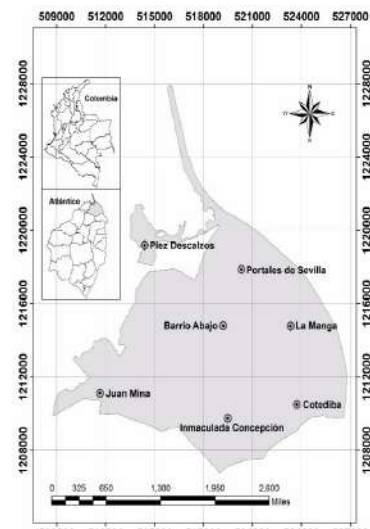


Figure 1. Study area and sampling sites in Barranquilla

The last sampling site, La Manga (P7) is a residential area. Besides the industrial sources and harbors, the study area has 173,662 registered vehicles, where 32,499 are motorcycles; ~37,000 are HDV vehicles; ~4,800 buses, ~3,600 trucks, and ~85,000 LDV vehicles (Barranquilla, 2017). Commercial activities are typical, and some roads are unpaved. Also, mostly all the roads are paved in concrete.

### Sampling and chemical analysis

Sampling was conducted by the Environmental Authority of Barranquilla (DAMAB). Sampling sites were located in the seven points described in Table 1. Airborne particle matter < 10 $\mu$ m (PM<sub>10</sub>) was measured using high volume samplers (1.1 – 1.7 m<sup>3</sup>·min<sup>-1</sup>) based on EPA method 40 CFR 50 Appendix J (USEPA, 2016a). Sampling periods were 24h using quartz filters during 17 days (March 17 – April 4 of 2016) in 7 points, during the dry season. A total of 83 samples were obtained.

PM mass concentrations were determined by standard gravimetric procedures. Filters experienced different laboratory treatments. Other analytical details may be found in Querol et al. (2009).

## 3. RESULTS

Variability of major and trace elements were analyzed at the seven sampling sites in the city of Barranquilla. The Table 2 summarizes major elements, PM<sub>10</sub>, OC and EC average concentrations. PM<sub>10</sub> concentration was 51.7±10.5  $\mu$ g/m<sup>3</sup> during the sampling period. Spatial variation results showed that P1 (Portales de Sevilla) was the lowest for almost all major elements, except for P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. It should be noticed, that the sampling period corresponded to the dry season and because the study area climate is a dry tropical savanna (during these months), dust resuspension is a possibility. Thus, as P1 location is upstream of main emission sources, (predominant wind direction was NE for *Pies Descalzos* –P2), higher PM<sub>10</sub> concentrations were observed in the southern sampling sites (P6 and P7). Sampling site P3 (Juan Mina) is characterized by near quarries and exposed land, consequently, the slightly higher PM<sub>10</sub> concentrations. This pattern was observed for crustal elements, too. These results confirm the type of Barranquilla soils. The study area is characterized by layers of sandy, marly and loam limestones (limestone - clay - caliche), coralline rocks, composed of Ca, Al and Si (IGAC, 2017). Consequently, major elements showed high contributions of SiO<sub>2</sub>, MgO and CaO to PM<sub>10</sub>, but with a slight spatial variation between sites. MgO was constant between sites, indicating the presence of limestone (dolomite). SiO<sub>2</sub> and CaO were lower in P1 and P2. Probably, as explained above, as P1 and P2 location is upstream of main emission sources, may be a “background” site. CaO may be due to the presence of cement industries, too. Abundance of these major elements confirms their crustal origin and the effect of resuspension of exposed land and road dust. Contributions of Si, Al and Mg, elements in general are defined as being from crustal origin (Vecchi et al., 2004; Park and Kim, 2005; Perez et al., 2008; Caggiano et al., 2010; Sánchez de la Campa et al., 2010; Crilley et al., 2014). The city, too, uses concrete pavement in mostly all the streets. This issue and the problem of lack of adequate rainwater sewerage system, causes the deterioration of roads and possible production of dusts that may be resuspended. MgO, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> and SiO<sub>2</sub> showed the highest concentrations in P3 (Juan Mina), due to the near quarries, as explained above. P6 (Barrio Abajo) presented the highest concentrations for CaO, probably to some road construction works done nearby.

Although, the sampling sites are highly impacted by vehicles and industrial sources, obtained EC concentrations were low compared to OC. Probably, the production of secondary organic aerosol (SOA) is due to the typical tropical climate, high temperatures and relative humidity, presence of hydric resources and mangroves that favor the atmospheric chemical reactions. Moreover, P4 (Inmaculada Con-

cepción) presented the highest concentrations for  $\text{SO}_4$ , OC and EC. This site is downstream of diverse industries (prevailing wind direction for Cotediba was NW), specially several brickworks and waste incinerators. Brickworks may use combustible with sulphur that is a precursor of sulfated aerosols, thus increasing  $\text{SO}_4$  concentrations and organic compounds. Slightly higher  $\text{P}_2\text{O}_5$  and  $\text{K}_2\text{O}$  concentrations in P5 (Cotediba), too, may be caused by a near industry that produces fertilizers. P4 (Cotediba), too, has the near storage and transfer companies of fertilizers.

Table 2. Average concentration of major elements,  $\text{PM}_{10}$ , OC and EC for each sampling point ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

	Average $\pm$ SD	P1 Portales de Sevilla	P2 Pies Descalzos	P3 Juan Mina	P4 Inmaculada Concepción	P5 Cotediba	P6 Barrio Abajo	P7 La Manga
<b><math>\text{PM}_{10}</math></b>	51.7 $\pm$ 10.5	30.7	43.7	58.3	57.4	51.2	57.4	59.1
<b><math>\text{Al}_2\text{O}_3</math></b>	2.01 $\pm$ 0.75	0.61	1.14	2.52	2.23	2.33	2.41	2.31
<b><math>\text{SiO}_2</math></b>	5.02 $\pm$ 1.87	1.53	2.84	6.30	5.58	5.82	6.02	5.77
<b>CaO</b>	2.85 $\pm$ 1.17	0.70	1.65	3.21	2.93	3.48	4.18	2.93
<b><math>\text{Fe}_2\text{O}_3</math></b>	0.82 $\pm$ 0.27	0.32	0.50	0.95	0.88	0.95	1.02	0.91
<b><math>\text{K}_2\text{O}</math></b>	1.34 $\pm$ 0.24	0.98	1.08	1.51	1.59	1.53	1.25	1.42
<b>MgO</b>	5.19 $\pm$ 0.57	4.22	4.73	5.95	5.53	5.27	5.45	5.07
<b><math>\text{P}_2\text{O}_5</math></b>	1.13 $\pm$ 0.49	1.44	1.13	0.54	1.52	1.62	0.48	1.61
<b><math>\text{TiO}_2</math></b>	0.11 $\pm$ 0.04	0.05	0.07	0.12	0.12	0.13	0.14	0.12
<b><math>\text{SO}_4^{2-}</math></b>	5.01 $\pm$ 1.29	2.91	3.47	6.16	6.37	4.75	4.87	5.42
<b>OC</b>	2.31 $\pm$ 0.50	1.60	1.71	2.64	2.98	2.50	2.29	2.14
<b>EC</b>	0.17 $\pm$ 0.06	0.08	0.09	0.18	0.22	0.20	0.19	0.18

Moreover, trace elements showed high contributions for Cu, Pb, Mn and V. Cu is a typical tracer of road traffic and some industries (Pies Descalzos and Cotediba), while V and Mn may be an indicator of oil burning (all sites). Pies Descalzos is characterized by incinerator industries. Results showed significant correlations between OC and EC, also high OC/EC ratios (Mean: 14.5 $\pm$ 4.4), while no values were below 10.

#### 4. CONCLUSIONS

Major elements showed high contributions to  $\text{PM}_{10}$  for  $\text{SiO}_2$ , MgO and CaO with a high spatial variation between sites. EC concentrations were low compared to OC even though the study area is highly impacted by traffic and industrial sources. Trace elements showed high contributions for Cu, Pb, Mn and V, typical tracers of road traffic, some industries and oil burning.

#### 5. ACKNOWLEDGEMENTS

To the Environmental Agency of the District of Barranquilla - DAMAB (Actual Barranquilla Verde) and the Regional Environmental Agency (CRA - Atlántico) for donating the  $\text{PM}_{10}$  filters. To the Universidad de la Costa for the economic support for this research.



## 6. REFERENCES

Barranquilla. 2017. Alcaldía de Barranquilla. [http://www.barranquilla.gov.co/index.php?option=com\\_content&view=article&id=27&Itemid=118](http://www.barranquilla.gov.co/index.php?option=com_content&view=article&id=27&Itemid=118). Accessed in 31 of July of 2017.

IGAC. 2017. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. [http://geoportal.igac.gov.co:8888/siga\\_sig/Agrologia.seam](http://geoportal.igac.gov.co:8888/siga_sig/Agrologia.seam). Accessed in 31 of July of 2017.

Pey, J., Alastuey, A., Querol, X., Pérez, N., & Cusack, M. (2010). A simplified approach to the indirect evaluation of the chemical composition of atmospheric aerosols from PM mass concentrations. *Atmospheric Environment*, 44(39), 5112–5121. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.09.009>

Querol, X., Alastuey, A., Pey, J., Cusack, M., Pérez, N., Mihalopoulos, N., Theodosi, C., Gerasopoulos, E., Kubilay, N., Koçak, M., 2009. Variability in regional background aerosols within the Mediterranean. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9, 4575-4591.



## IMPLEMENTACIÓN DE SISTEMA DE MEDICIÓN $PM_{10}$ Y ALERTAS TIEMPO REAL EN OPERACIÓN MINERA DEL CESAR, COLOMBIA.

### IMPLEMENTATION OF REAL TIME ALERT SYSTEM OF $PM_{10}$ AT A MINING OPERATION IN CESAR, COLOMBIA.

Alvis, Elian<sup>1</sup>; Barco, Luis<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

<sup>2</sup>Programa Maestría Ingeniería Ambiental, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia

Autor de correspondencia: [elian.alvis@gmail.com.co](mailto:elian.alvis@gmail.com.co)

#### RESUMEN

Se realizó el diseño e implementación de un sistema de alertas tiempo real de emisión  $PM_{10}$  en una operación minera a cielo abierto ubicada en el Cesar Colombia, con el fin de optimizar controles y minimizar emisiones de altas concentraciones fuera de la operación minera.

Cuatro (4) estaciones de monitoreo fueron ubicadas en diferentes áreas de la operación minera, cada estación contó con un equipo de monitoreo de  $PM_{10}$  (TOPAS), sensores de meteorología, y sistema de transmisión de datos GPRS; se ubicaron según lineamientos del: Protocolo Nacional para el Monitoreo de Calidad del Aire, y la U.S. EPA. Con información de 6 meses de monitoreo en los sitios de interés, se determinó el percentil 95 de concentración, se estableció dicho valor como límite para las alertas, y se identificaron áreas y horas de mayor emisión. Con las alertas en tiempo real se encontró opciones de mejora en los controles operativos.

#### ABSTRACT

Design and implementation of a real-time alert of  $PM_{10}$  emission was developed for an open-pit coal mining operation located in department of Cesar Colombia, in order to optimize internal controls and minimize high emissions outside the mining operation.

Four (4) monitoring stations were located in different areas of the mining operations, each station had a particulate matter monitor (TOPAS), meteorological sensors and data transmission system GPRS; the stations were located in accordance with the guidelines of: Colombian National Air Quality Monitoring Protocol, and United States Environmental Protection Agency. With the information of 6 months of monitoring in each of the interest sites, percentile 95 of hourly concentrations was determined, this value was established as a limit for the alerts, also areas and hours of greater emissions were identified. With real-time alerts, options of improvement operative control were found.

**PALABRAS CLAVE** alertas tiempo real, emisión  $PM_{10}$ , operación minera Cesar

**KEY WORDS** real-time alerts,  $PM_{10}$  emission, open pit mining Cesar

## 1. INTRODUCCION

En el departamento del Cesar Colombia, se encuentra ubicada una operación minera de carbón a cielo abierto del Grupo Prodeco, esta operación minera genera emisiones de material particulado que pueden transportarse a poblaciones cercanas, para mitigar el impacto, la operación minera implementa métodos de control y realiza modelaciones de calidad de aire predictivas en cumplimiento de sus programas de manejo ambiental. Estos controles se basan en factores de emisión y balances de masa realizados de acuerdo al material explotado, siguiendo lineamientos descritos internacionalmente para la elaboración de inventarios de emisiones y sistemas de control de material particulado en minería a cielo abierto. A finales del año 2014 el Grupo Prodeco decide implementar un sistema de vigilancia de calidad de aire industrial (SVCAI) con la finalidad de administrar y utilizar las herramientas de última tecnología para determinar los niveles de concentración de  $PM_{10}$  en áreas de operación minera donde existen fuentes generadoras de emisión y tener un dato más certero de las emisiones y controles proactivos.

El objetivo del presente estudio fue optimizar la aplicación de controles de emisión de material particulado al interior de la mina a partir de la implementación de alertas de concentración en tiempo real dentro de la operación minera disminuyendo el impacto marginal de la operación en la calidad de aire de las zonas pobladas más próximas.

## 2. MATERIALES Y METODOS

Para implementar el sistema de vigilancia de calidad de aire industrial (SVCAI) se siguieron los lineamientos del Protocolo Nacional para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire<sup>1</sup>, y lineamientos de: Environmental Protection Agency de Estados Unidos (U.S EPA)<sup>2</sup>, también se tuvo en cuenta el inventario de emisiones de material particulado del año 2014 y el modelo de dispersión realizado para el año 2014 de la operación minera<sup>3</sup>, los resultados de la red de monitoreo de material particulado regional operada por CORPOCESAR<sup>4</sup>, e información meteorológica de 5 años de una estación dentro de la operación minera y una estación regional operada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). A partir del mes de marzo del año 2015 se instalaron cuatro estaciones de monitoreo en diferentes áreas de emisión de la operación minera, dos estaciones fijas que se ubicaron entre los límites de la operación y poblaciones o asentamientos humanos cercanos, y dos estaciones móviles que se fueron rotando entre las áreas de mayor emisión según el inventario de emisiones.

Tabla 1. Coordenadas estaciones de monitoreo.

Estación de Monitoreo	Coordenadas (WGS 84)	
	Longitud	Latitud
CAL-EF I Centro de Fauna	-73.495972°	9.645306°
CAL-EF II Bot. Norte	-73.448889°	9.705667°
CAL-EM I M. Sector A	-73.460289°	9.683689°
CAL-EM II Rampa 7	-73.478278°	9.697278°

Para los monitoreos y conformación del SVCAI se utilizaron en cada estación de monitoreo: estructuras de montaje metálicas, sistema de autonomía solar (paneles solares, controladores de carga, baterías), sistema de transmisión de datos GPRS (modem, datalogger, antena de amplificación de señal).

Equipo TOPAS: monitor de material particulado cuyo principio de operación es difracción de rayo láser (previamente a la instalación se ajustó el equipo con un factor de densidad másica relativo a los monitoreos que hace la autoridad ambiental en la región CORPOCESAR), funciona con energía solar, fácil de trasladar, mide hasta 6000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  con resolución de 0.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  y posee certificación Sira MC090158/05 del Reino Unido.

Equipo DAVIS: sensores de medición de precipitación, temperatura, presión, radiación solar, humedad, velocidad y dirección de viento, acoplados a una consola, funciona con energía solar, fácil de trasladar, y cuenta con certificación NIST (National Institute of Standards and Technology).

Los datos de concentración y meteorología fueron obtenidos y reportados cada 10 minutos por los equipos de monitoreo, se procesaron con el software estadístico R versión 3.2.0, mediante el paquete Open Air (desarrollado por Environmental Research Group del King's College London), y se logró identificar el percentil 95, las zonas y los horarios de monitoreo donde se generan las mayores emisiones, para establecer las alertas en tiempo real y mejorar los controles operativos.

### 3. RESULTADOS

Con los primeros seis meses de monitoreo en cada una de las diferentes estaciones se logró identificar diferentes valores estadísticos de cada zona dentro de la operación, y se decidió instalar las alertas según el valor del percentil 95.

Tabla 2. Valores estadísticos de los primeros seis meses de monitoreo.

Parámetro Estadístico	CAL-EF I Centro de Fauna	CAL-EF II BOT NORTE	CAL-EM I M. Sector A	CAL-EM II Rampa 7
Promedio	70.8	60.5	132.4	355.3
Percentil 25	35.5	41.3	49.3	126.4
Mediana	58.1	52.6	90.2	254.4
Percentil 75	93.5	70.8	164.8	451.9
Percentil 95	205.4	125.1	393.7	694.6

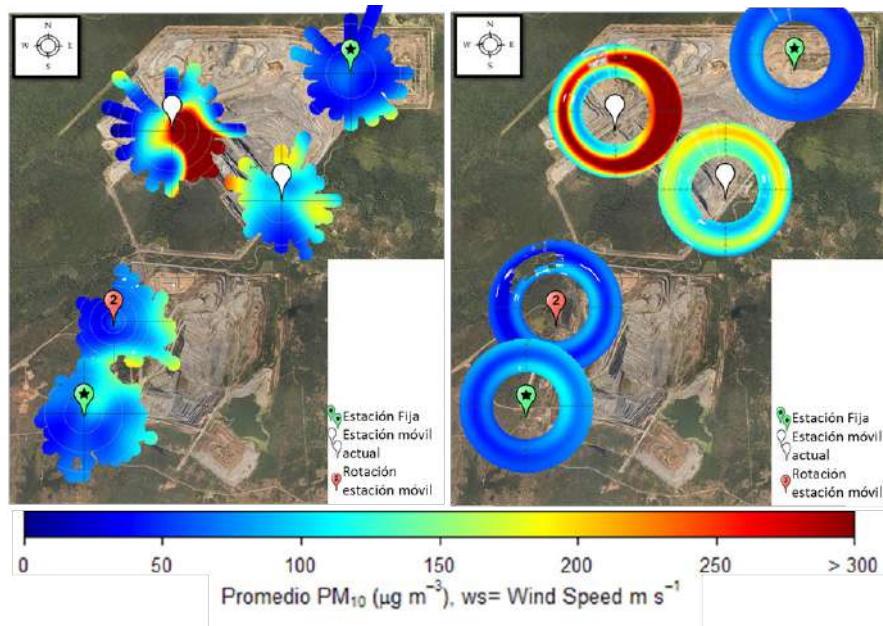


Figura 1. Rosas y anillos de contaminación de los primeros 6 meses de monitoreo PM<sub>10</sub>.

La Figura 1 permite identificar las áreas y horas de mayor emisión PM<sub>10</sub> en la operación minera, según el avance de explotación a la fecha.

Con los niveles de alerta establecidos y el sistema transmitiendo en línea, se mejoraron controles operativos dentro de la mina como el riego y el horario donde se debería intensificar su frecuencia, las vías que necesitan aditivos químicos, el horario para realizar las voladuras, la velocidad máxima que deben llevar los vehículos por las vías internas, los lugares donde es más eficaz aplicar controles por métodos húmedos, etc. Lo anterior se reflejó en una disminución de los niveles de concentración PM<sub>10</sub> medidos en las diferentes estaciones como se observa en la Figura 2.

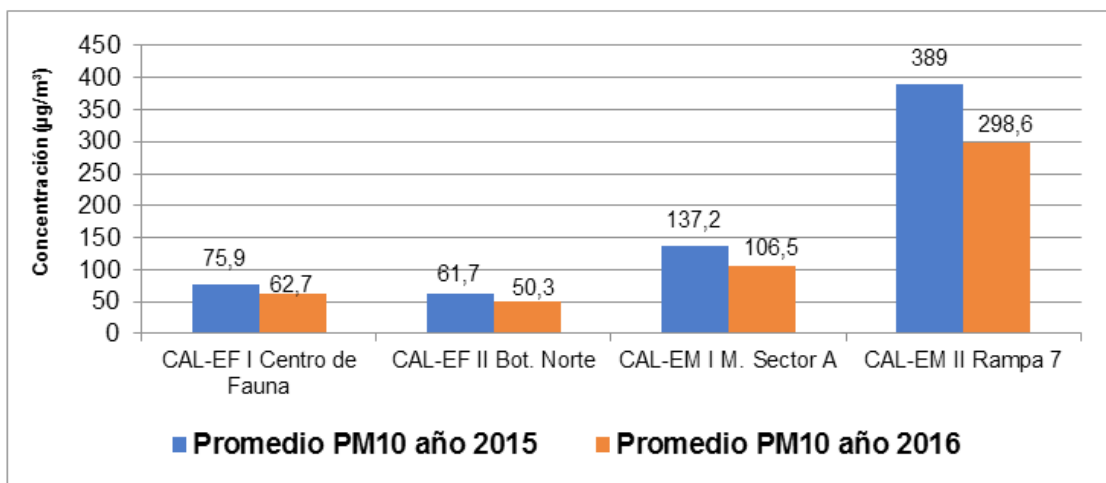


Figura 2. Resultados de monitoreo antes y después de implementado el sistema de alertas tempranas.

#### 4. CONCLUSIONES

Implementar el sistema de monitoreo y alertas en tiempo real, permitió a la operación minera mejorar las acciones de control, generando acciones proactivas de control lo cual se reflejó en una disminución de las concentraciones promedio anuales monitoreadas. Así mismo, se permitió identificar el aporte marginal de la actividad sobre la calidad de aire de la zona. Luego, las concentraciones de las estaciones ubicadas en los límites de la operación registraban concentraciones inferiores a la de los monitores de los centros poblados.

La incertidumbre del presente estudio está limitada por los instrumentos utilizados para el monitoreo a los cuales se les realizó ajustes de acuerdo a patrones de medición más precisos.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Un agradecimiento especial al Grupo Prodeco S.A. quien financió la implementación del SVCAI, y a la empresa K2 Ingeniería que aportó su experiencia en coleccionar y procesar la información de calidad de aire.

#### 6. REFERENCIAS

- <sup>1</sup> Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2010). Resolución Número 2154 02 de Noviembre de 2010, Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del aire.
- <sup>2</sup> U.S. Government Publishing Office (2017). Electronic Code Of Federal Regulations, Title 40 Chapter I Subchapter C Part 58. Recuperado de: <https://www.ecfr.gov/>.
- <sup>3</sup> C.I. PRODECO S.A. (2015). Estimación de emisiones y modelación de la dispersión de material particulado para la mina calenturitas C.I. Prodeco S.A. Escenario de calibración 2014.
- <sup>4</sup> CORPOCESAR (2017). Informe de operación del sistema especial de vigilancia de calidad de aire en la zona carbonífera del departamento del Cesar. Recuperado de: <http://www.corpocesar.gov.co/>.





## EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE Y PARÁMETROS DE CONFORT INTRAMUROS Y EXTRAMUROS EN UNA GUARDERÍA EN VILLAHERMOSA, TABASCO, MÉXICO.

### ASSESSMENT OF AIR QUALITY AND CONFORT PARAMETERS (INDOOR/ OUTDOOR) OF NURSERY SCHOOLS AT VILLAHERMOSA, TABASCO, MÉXICO.

Cristina Hernández Lázaro<sup>1</sup>, Elizabeth Magaña Villegas<sup>1</sup>, Jesús Manuel Carrera Velueta<sup>1</sup>, Sergio Ramos Herrera<sup>1</sup>, Irving Iván Salvador Torres<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. División de Ciencias Biológicas, Villahermosa, México.

Autor de correspondencia: [elizabeth.magana@ujat.mx](mailto:elizabeth.magana@ujat.mx)

#### RESUMEN

Se evaluó la calidad del aire y el nivel de confort intramuros y extramuros en una guardería en Villahermosa, Tabasco, en siete sitios seleccionados con niños menores de 7 años, con tres equipos automáticos: un EVM-07 para interiores, dos contadores de partículas, DT-9880. El monitoreo se efectuó secuencialmente, durante enero y febrero de 2017 de 7:00 a 15:00. Los resultados indicaron concentraciones máximas que sobrepasaron los límites máximos recomendados, principalmente en un aula de primaria (252  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2.5}$ , 18.63 ppm de CO y 1554.67 ppm de  $\text{CO}_2$ ), la biblioteca (411  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  PM y 1504.73 ppm de  $\text{CO}_2$ ) y el comedor (14.03 ppm CO). La temperatura y humedad relativa máximas estuvieron sobre 30°C y 70% respectivamente, que propicia condiciones para el desarrollo de bacterias en las aeropartículas. Se obtuvieron correlaciones significativas entre PM interior y exterior con la concentración de  $\text{PM}_{2.5}$  y #Partículas, con lo que se ajustó un modelo de regresión.

#### ABSTRACT

Our study evaluated air quality and comfort levels (indoors/outdoors) of nursery schools at Villahermosa, Tabasco, we selected seven sites with children under 7 years old. The air sampling was carried with three automatic devices: an EVM-07 for indoor air quality (IAQ) and two particle counters (DT-9880). The monitoring was carried out routinely, during January and February of 2017 from 7:00 a.m. to 3:00 p.m. Our results indicated maximum concentrations that exceeded the recommended maximum limits, mainly in a primary classroom (252  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2.5}$ , 18.63 ppm CO and 1554.67 ppm  $\text{CO}_2$ ), the library (411  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  PM and 1504.73 ppm  $\text{CO}_2$ ) and dining room (14.03 ppm CO). The maximums temperature and relative humidity were around 30°C and 70% respectively, which increase the development of bacteria in the aerosols. The relation between IAQ and outdoor air quality was statistically significant in the case of  $\text{PM}_{2.5}$  and # Particles. whereby a prediction model was calibrated.

PALABRAS CLAVE Niños, CO,  $\text{CO}_2$ , PM, respiración

KEY WORDS (Children, CO,  $\text{CO}_2$ , PM, breathing)

## 1. INTRODUCCION

La contaminación del aire constituye, por si sola, un riesgo ambiental para la salud de la población<sup>1</sup>. En 2012, según las estimaciones, 6.5 millones de muertes (11.6% de todas las muertes mundiales) estuvieron relacionadas con la contaminación del aire tanto de interiores como de exteriores. Sin embargo, la conciencia de la salud pública sobre la contaminación del aire interior ha quedado rezagada en comparación con la contaminación del aire exterior<sup>2</sup>. La contaminación en interiores puede ser provocada por muchos factores dependiendo especialmente de los hábitos de los moradores, de su nivel socioeconómico, es decir del hacinamiento en interiores, del intercambio de aire con el exterior y de la remoción de los contaminantes.

Un sector de la población susceptible y vulnerable a la exposición de material particulado (PM) son los niños en edad escolar pues pasan una buena parte del tiempo en los espacios interiores de los centros educativos. La situación es preocupante pues su sistema inmunológico y respiratorio no está completamente desarrollado y tienen requerimientos metabólicos de oxígeno superiores en relación con la talla corporal, hecho que se ve acentuado durante el ejercicio. También poseen una frecuencia y volúmenes respiratorios proporcionalmente mayores que en el adulto y, en edades de entre 4 y 9 años su frecuencia de hipertrofia adenoidea favorece la respiración bucal promoviendo una mayor exposición a partículas de gran tamaño<sup>3</sup>. Estudios recientes han mostrado que, en niños, la exposición a partículas se ha asociado con un incremento en la frecuencia de síntomas respiratorios como tos, dificultad para respirar y dolor en el pecho. El nivel de exposición puede ser mayor si el centro educativo se ubica en una avenida de alto flujo vehicular y cerca de estacionamientos públicos o privados.

Este estudio tiene como objetivo la evaluación de la calidad del aire y del nivel de confort intramuros y extramuros en el aire interior de siete espacios de una guardería y la obtención de un modelo estadístico que explique el nivel de concentración en el interior como función de diferentes parámetros ambientales del interior o del exterior.

## 2. MATERIALES Y METODOS

La guardería se localiza a 17° 58' 42.50" latitud norte y 92° 55' 41.48" longitud oeste, se ubica entre la calle Esperanza Iris y la Av. Esperanza Iris, las cuales tienen un alto flujo vehicular, y entre un mercado público y el estacionamiento de una preparatoria, en Villahermosa, Tabasco, México. Se seleccionaron siete aulas como sitios de estudio en salones de guardería (G), kínder (K1, K2), primaria (P1, P2), biblioteca (B) y comedor (C) ocupados por niños menores de 7 años. Se monitorearon parámetros de calidad del aire (PM y CO) y de confort (CO<sub>2</sub>, Temperatura y Humedad) en el interior y exterior, con 3 equipos automáticos: un EVM-07 para interiores (que mide CO, CO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, T y Hr) y dos contadores de material particulado (que miden PM de 6 grosores, T y Hr), DT9880. El monitoreo se efectuó secuencialmente, durante enero y febrero de 2017 de 7:00 h a 15:00 h.

A partir de los valores promedios de 5 min se calcularon los promedios horarios para cada parámetro. Para evaluar la calidad del aire se compararon promedios horarios representativos de PM<sub>2.5</sub> con dos valores de referencia: 45 µg/m<sup>3</sup> (NOM-025-SSA1-2014) y 65 µg/m<sup>3</sup> (US-EPA) en un periodo de 24 horas. La calidad del aire con respecto al CO se evaluó en base a la NOM-021-SSA1-1993 la cual establece un límite máximo permisible de 11 ppm en periodos de 8 horas. Para evaluar el confort con relación al CO<sub>2</sub>, se utilizó la norma de referencia (ASHRAE 62-2001) que establece un máximo de 1000 ppm en interiores, ya que en México no se cuenta con una normatividad específica para este contaminante.

También se obtuvieron los valores máximos y mínimos diarios de temperatura y humedad relativa en cada aula con las cuales se hizo un análisis para identificar condiciones óptimas para el crecimiento de bacterias y hongos. Se analizó la correlación de la concentración de  $PM_{2.5}$  con la temperatura, la humedad relativa y el número de partículas por metro cúbico de diferentes tamaños (menores a 0.5  $\mu m$ , 0.3  $\mu m$ , etcétera) tanto del interior como del exterior. Finalmente se ajustó un modelo de regresión lineal múltiple (ecuación 1) para explicar el comportamiento de la concentración de  $PM_{2.5}$  ( $\mu g/m^3$ ) en función de la temperatura, humedad relativa y el número de partículas  $NPM_x$  de tamaño menor a  $x$  micrómetros.

$$[PM_{2.5}] = \beta_0 + \beta_1 T + \beta_2 Hr + \beta_3 N_{PMx} + \beta_3 N_{PMx}^2 + \varepsilon \quad (\text{ecuación 1})$$

### 3. RESULTADOS

La figura 1 muestra el comportamiento de las  $PM_{2.5}$  en seis sitios de monitoreo que rebasaron la norma. En cuatro de estos sitios se observaron concentraciones máximas de  $PM_{2.5}$  que clasifican a la calidad del aire de muy mala a peligrosa: biblioteca (B) con 411  $\mu g/m^3$ , los salones de kínder (K2) con 323.8  $\mu g/m^3$  y primaria (P1) con 254  $\mu g/m^3$ . Con respecto al CO (Figura 2) solo en los espacios C, P1 y P2 se obtuvieron concentraciones que rebasaron la norma de referencia; de estos, el salón P1 destaca con un máximo de 21.1 ppm. Estos tres sitios en particular son afectados por emisiones vehiculares y el uso de gasodomésticos, los cuales tienen un impacto directo y significativo en el interior de los salones<sup>4</sup> C, P1, y P2.

La figura 3 muestra los cinco espacios dónde se rebaso el valor de referencia de  $CO_2$  de 1000 ppm. De estos cinco espacios destacan la biblioteca con 1857.16 ppm como el sitio con la concentración más alta y en segundo plano los salones K1 con 1668.65 ppm y P2 con 1560.48 ppm. Una característica común de estos espacios es que cuentan con aire acondicionado y varios estudios han concluido que los salones que están provistos con una unidad de aire acondicionado tienden a tener promedio más alto en las concentraciones de  $CO_2$ , que los salones provistos por ventilación natural<sup>5</sup> o con insuficiente ventilación de las aulas<sup>6</sup>.

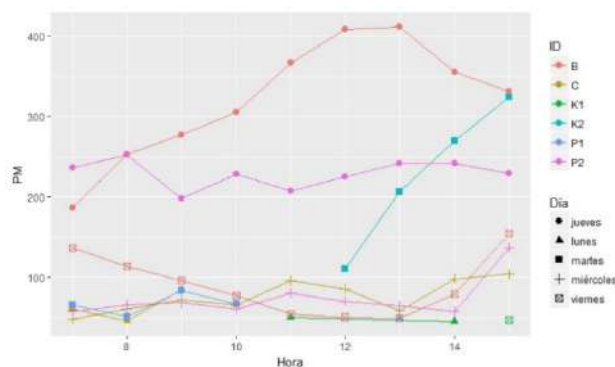


Figura 1. Concentraciones de  $PM_{2.5}$  en los sitios de muestreo.

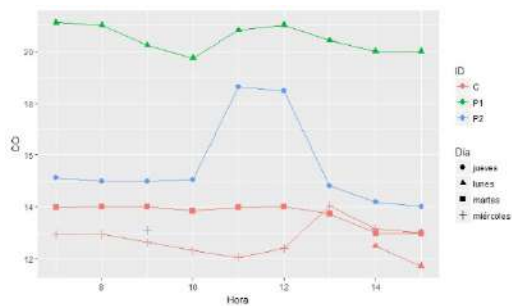


Figura 2. Concentraciones máximas de CO

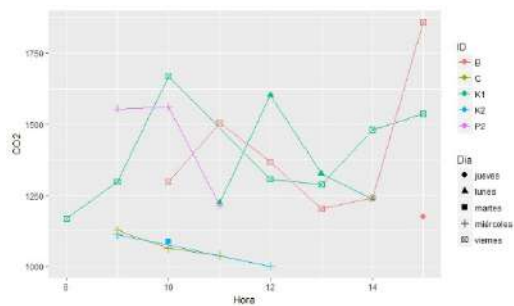


Figura 3. Concentraciones máximas de CO<sub>2</sub>

El rango de la humedad relativa medida en los interiores en general fue de 75 % a 80%. Este rango está dentro del rango óptimo (60 % a 90 %) que favorece el desarrollo de hongos y causa alteraciones en documentos y es inferior al 85 % que favorece el crecimiento bacteriano<sup>8</sup>. La temperatura del aire de interior varió en términos generales entre 25 °C y 32 °C, valores no idóneos si se toma en cuenta que en espacios de donde la capacidad de regulación de la temperatura está dada por los sistemas de ventilación y climatización el valor límite de las temperaturas del aire en recintos con calefacción (invierno) debe ser no mayor a 21 °C y en los refrigerados (verano) no menor a 26 °C<sup>8</sup>. Además, las condiciones de temperatura anteriores estarán referidas al mantenimiento de una humedad relativa comprendida entre el 30 % y el 70 %.

Se encontraron correlaciones significativas entre la concentración de PM<sub>2.5</sub> que se midió en el interior y el número de partículas N<sub>PM0.3</sub> (r=0.91) y N<sub>PM0.5</sub> (r=0.92) medidas también en el interior. La concentración de PM<sub>2.5</sub> no se correlacionó con la humedad relativa ni con la temperatura tanto del exterior como del interior. El número de partículas N<sub>PM0.3</sub> y N<sub>PM0.5</sub> se correlacionó con la temperatura del exterior positivamente (0.77 y 0.63, respectivamente) y con la humedad relativa del exterior negativamente (-0.59 y -0.50, respectivamente). Después de varias pruebas, se obtuvo la ecuación 2 como el modelo que explica la concentración de PM<sub>2.5</sub> en función del número de partículas N<sub>PM0.5</sub> con un coeficiente de determinación múltiple (R<sup>2</sup>) de 0.98. Fue el único modelo que pasó las pruebas de significancia de la regresión.

$$[PM_{2.5}] = -16.5 + 2.463 \times 10^{-3} \cdot N_{PM0.5} - 5.764 \times 10^{-9} \cdot N_{PM0.5}^2 \quad (\text{ecuación 2})$$

La correlación inexistente de las PM<sub>2.5</sub> con la temperatura y humedad del exterior indican poca influencia del exterior sobre el interior. Aunque es frecuente la apertura constante de puertas, es poco el tiempo que permanecen abiertas y como las ventanas mayormente permanecen cerradas, existe poca ventilación natural. Las altas concentraciones de este material particulado tienen su origen, según observaciones durante la etapa de monitoreo en las actividades de limpieza (sacudir, mover materiales, barrer) y las actividades de los niños, ya que la guardería maneja el sistema Montessori, el cual mantiene a los infantes en movimiento.

#### 4. CONCLUSIONES

La calidad del aire con respecto a las PM<sub>2.5</sub> en general fue mala en seis de los siete sitios de monitoreo debido a la poca ventilación natural que tienen los espacios estudiados. La temperatura, la humedad relativa y la concentración de CO<sub>2</sub> en cada espacio están fuera de los rangos de confort aceptables por la ASHRAE excepto en la guardería y el aula de primaria P1. La única variable que explicó la concentración de PM<sub>2.5</sub> fue el número de partículas con tamaño menor a 0.5 µm.

## 5. REFERENCIAS

- <sup>1</sup>. At UN, global leaders commit to act on antimicrobial resistance. (2017). Organización Mundial de la Salud. Retrieved 10 July 2017, from <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2016/air-pollution-estimates/es/>.
- <sup>2</sup>. (OMS | La OMS publica estimaciones nacionales sobre la exposición a la contaminación del aire y sus repercusiones para la salud. (2016). <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2016/air-pollution-estimates/es/>.
- <sup>3</sup>. Teague, W. Gerald, and Charlene W. Bayer. "Outdoor air pollution." *Pediatric Clinics* 48.5 (2001): 1167-1183.
- <sup>4</sup>. Franco, J F., Obando, C., Quijano J P., Behrentz E. (2009). Caracterización de la exposición a contaminantes atmosféricos en ambientes interiores relacionados con el uso de gasodomésticos. *Memorias II Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad del Aire y Salud Pública*, 1, 351-355.
- <sup>5</sup>. Flores de Jesús, J. (2008). Determinación de las concentraciones de dióxido de carbono en salones de escuelas elementales del distrito escolar de caguas ii. Maestría. Escuela de Ciencias y Tecnología Universidad del Turabo.
- <sup>6</sup>. Turanjanin V., Vucicevic B., Jovanovic M., Mirkov N., Lazovic I. (2014). Indoor CO2 measurements in Serbian Schools and ventilation rate calculation. *Energy*, 77, 290-296.
- <sup>7</sup>. Rey F., Ceña R. (2006). Edificios saludables para edificios sanos: Calidad de ambiente interiores. España: Junta de castilla y león.
- <sup>8</sup>. Gallo F. Aerobiological research and problems in libraries. *Aerobiologia*. 1993; 9:117-130.



## INVENTARIO DE COMPUESTOS ORGANICOS VOLÁTILES POR FUENTES BIOGÉNICAS PARA UNA REGIÓN ANDINA

### INVENTORY OF BIOGENIC VOLATILE ORGANIC COMPOUNDS FOR AN ANDEAN REGION

Li Ramírez, Jade Alexandra; Zambrano Nájera, Jeannette del Carmen; Aristizabal Zuluaga, Beatriz Helena

Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental  
Universidad Nacional de Colombia sede Manizales

Autor de correspondencia: [jalir@unal.edu.co](mailto:jalir@unal.edu.co)

#### RESUMEN

Un inventario de Compuestos Orgánicos Volátiles por fuentes Biogénicas COVBs fue aplicado a una región tropical de los andes colombianos la cual tiene una extensión de 7,435 km<sup>2</sup> y está cubierta principalmente de vegetación (98.4%). El área de estudio comprende un gradiente vertical mayor a 5,000 metros con diversas zonas climáticas que incluyen valles con bosque seco, bosques húmedos tropicales, bosques nublados andinos y páramo. Un modelo para realizar el inventario en este tipo de regiones fue desarrollado usando los software Matlab, ArcGIS and Excel. Se utilizó el algoritmo de Guenther et al. (1993) como base y fue adecuado para analizar cobertura del suelo, altitud y pendientes, información foliar y datos meteorológicos. Posteriormente fue corrido utilizando una grilla de 90\*90m.

Los resultados del modelo mostraron zonas con altas emisiones de COVBs, principalmente provenientes de bosques en elevaciones bajas y en días de temporada seca. En el día seco a las 3:00pm se dieron las mayores emisiones con 3.61 and 1.39 ton m<sup>-2</sup>•h<sup>-1</sup> de isopreno y monoterpenos, respectivamente. Los bosques son los responsables del 70% de los COVBs y una especiación de monoterpenos demostró que alfa pineno comprende 2/5 del total de éstos. Se ha estimado que las regiones tropicales producen la mayoría de las COVBs a nivel global (Guenther et al. 2012). Sin embargo, para estas regiones falta información y la dispersión y el transporte de los COVBs son poco conocidos. Estas emisiones naturales de COVs pueden participar en reacciones atmosféricas fotoquímicas e incrementar la exposición de la población a los contaminantes de los criterio.

#### ABSTRACT

An emission model of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOCs) was applied to a 7,435 km<sup>2</sup> mountainous region in the 5° North Latitude tropical Colombian Andes, over mostly vegetative land cover (98.4%), and across a vertical gradient of 5,000 meters, with climactic zones that ranged from dry forest valleys to tropical Andean forests, cloud forest, and paramo above. The model was developed using Matlab, ArcGIS and Excel softwares. The basic algorithm of Guenther et al. (1993) was used analyzing land-cover, altitude and slope, foliage information, and meteorological data over a 90 m x 90 m grid. Model results located BVOC emitting hot spots in lower elevations, - with dry-day 3:00 PM emission rates of isoprene and monoterpenes at 3.61 and 1.39 ton m<sup>-2</sup>•h<sup>-1</sup>, respectively. Forested land cover produced 70% of total BVOC, and a speciation analysis suggested that alfa-pinene comprised 2/5 of total monoterpenes. Biogenic Volatile Organic Compounds, such as isoprene and monoterpenes, are emitted naturally by plants, and tropical regions produce most global BVOCs - aided by year-round

emission and warm temperatures. However, data for tropical regions is lacking and BVOC emission fate and transport is poorly understood. These natural BVOC emissions can participate in photochemical atmospheric reactions that increase public health exposure to criteria pollutants.

**PALABRAS CLAVE** (Compuestos Orgánicos Volátiles, fuentes biogénicas, inventario de emisiones, modelación)

**KEY WORDS** (Volatile Organic Compounds, biogenic sources, emission inventory, modelation)

## 1. INTRODUCCION

Cada día se publican nuevos estudios que ayudan a comprender la dinámica de la atmósfera así como las diferentes variables que pueden causar su alteración. Entre estos los inventarios de emisiones provenientes de diferentes fuentes contaminantes, como las biogénicas que han sido ampliamente estudiadas en Europa (Wu et al., 2015), Norteamérica (Guenther et al., 2000) y un poco menos en Suramérica (Cárdenas R., 2012; Toro G. et al., 2001)

Las fuentes biogénicas son todas aquellas que provienen del reino vegetal. La vegetación produce diferentes tipos de compuestos que son emitidos a la atmósfera, entre estos están los COVBs. Los COVBs tienen tiempos de vida muy cortos (Guenther et al., 1993) lo que significa que son altamente reactivos. Éstos reaccionan en la atmósfera por diferentes vías químicas formando contaminantes secundarios como el O<sub>3</sub> troposférico (Arey et al., 1991), (Guenther et al., 2000), (Purves et al., 2004) que es conocido mundialmente por ser nocivo para la salud (MAVDT, 2010a).

## 2. MATERIALES Y METODOS

### Selección área y tiempo de estudio

El departamento de Caldas, Colombia, es una zona cafetera de 7436 km<sup>2</sup>. Tiene un amplio rango altitudinal (140-5286 msnm) y se caracteriza por la presencia de microclimas y su variabilidad climática en función de la altitud. Por la cercanía a la línea del Ecuador esta región se caracteriza por poseer dos periodos predominantes el seco y el lluvioso. Debido a éstas características, el inventario se realizó para un día característico del periodo seco (06 de enero del 2013) y otro del periodo húmedo (29 de noviembre del 2013) donde para cada día se hicieron cálculos horarios. Se tomó como año base el 2013 por ser denominado un año con condiciones normales (NOAA 2016) y por tener la base de datos meteorológica más completa. La resolución se definió de 90x90 metros dando como resultado un área rectangular conformada por 1203x1600 celdas.

### Algoritmo de cálculo

Mediante la ecuación 1 se propone calcular los flujos de emisión de COVs:

$$F = FE \gamma_i LAI \quad (Ec.1)$$

Donde FE es el factor de emisión dependiente de la especie o del ecosistema ( $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  a condiciones estándar) y  $\gamma_i$  es un factor de ajuste adimensional para cada tipo de compuesto como se muestra en las ecuaciones 2-5 que representa los efectos de la temperatura y la luz sobre las emisiones en un tiempo corto. En este estudio se trató el canopy como un solo nivel de hojas, lo que se traduce en LAI igual a 1 con FE nivel canopy que fueron tomados de fuentes secundarias y reportados en artículos,



libros y bases de datos de modelos como MEGAN (Guenther et al. 2012).

Isoprenos		Monoterpenos y Otros COVs	
$\gamma_{iso} = C_L * C_T$	(Ec. 2)	$\gamma_{mono} = \exp(\beta * (T - T_s))$	(Ec. 5)
$C_L = \frac{\alpha c_{L1} Q}{\sqrt{1 + \alpha^2 Q^2}}$	(Ec. 3)		
$C_T = \frac{\exp\left(\frac{C_{T1}(T - T_s)}{R \cdot T_s \cdot T}\right)}{1 + \exp\left(\frac{C_{T2}(T - T_M)}{R \cdot T_s \cdot T}\right)}$	(Ec. 4)		

La ecuación 2 muestra la forma de cálculo del factor de corrección para isopreno  $\gamma_{iso}$  donde  $C_L$  (Ecuación 3) y  $C_T$  (Ecuación 4), son factores de corrección que dependen de las variables luz y temperatura respectivamente. La Ecuación 5 permite determinar  $g_{mono}$  el factor de corrección para monoterpenos y otros COV que solo dependen de la temperatura.  $T$  (K) representa la temperatura local en el intervalo de medición a usar y  $Q$  representa la Photosynthetically Active Radiation. Los demás parámetros ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $C_{L1}$ ,  $C_{T1}$ ,  $C_{T2}$ ,  $T_M$ ,  $T_s$  y  $R$ ) son coeficientes empíricos tomadas de la bibliografía del algoritmo (Guenther et al. 1995).

#### Obtención de la información

Para alimentar el código se usan datos de entrada como los que se mencionan a continuación

##### Datos locales de temperatura y radiación solar

Se generaron datos de temperatura y radiación solar cada hora para cada celda de la región de estudio. Para obtener esto se toman datos puntuales en formato vectorial que posteriormente se interpolan y se convierten a Raster.

En Caldas, estos datos fueron tomados de las estaciones de clima de la región, los cuales fueron descargados vía on-line en el sitio web [cdiac.manizales.unal.edu.co](http://cdiac.manizales.unal.edu.co) (UN & CORPOCALDAS 2014).

##### Información espacial de vegetación

Se requieren datos de cantidad y tipo de vegetación en el área de estudio en formato Raster, los cuales fueron obtenidos del mapa de usos y cobertura del suelo de Caldas escala 1:100.000 construido por el Instituto Agustín Codazzi -IGAC para el año 2010. El mapa se elaboró con base en la metodología CORINE Land Cover adaptada para el país.

### 3. RESULTADOS

El año 2013 tuvo aproximadamente 237 días con lluvia y 128 días secos los cuales se multiplicaron con sus respectivas emisiones del día dando para este año un estimado total de emisiones para Caldas de 24220 Ton año<sup>-1</sup> de COVs.

El análisis comparativo entre las emisiones producidas en el día seco y el día húmedo permite conocer que las emisiones más altas se dieron en el día seco con 83.6 Ton, mientras que en el día húmedo las emisiones fueron 57.1 Ton de COVs. Sin embargo, si se habla de cálculos anuales las mayores cantidades se dan en el periodo húmedo con el 56% de las emisiones totales del año. Esto se presenta porque en la región los días lluviosos abarcan  $\frac{2}{3}$  del año.

Para cada tipo de COV las mayores emisiones horarias se presentan en el día seco. Las mayores diferencias se encuentran en isopreno donde las emisiones del día seco (46.22 Ton día<sup>-1</sup>) superan en un 59% las emisiones del día húmedo (27.34 Ton día<sup>-1</sup>). Para este COV, los picos de flujos se dan entre la 1:00 y 3:00 pm donde la temperatura y la radiación solar presentan sus mayores valores.

El análisis comparativo entre las emisiones producidas en el día seco y el día húmedo permite conocer que las emisiones más altas se dieron en el día seco con 83.6 Ton, mientras que en el día húmedo las emisiones fueron 57.1 Ton de COVs. Sin embargo, si se habla de cálculos anuales las mayores cantidades se dan en el periodo húmedo con el 56% de las emisiones totales del año. Esto se presenta porque en la región los días lluviosos abarcan  $\frac{2}{3}$  del año.

En la Figura 1 es notable la predominancia del isopreno que causa aproximadamente la mitad de las emisiones anuales, seguido de pineno alfa que representó 42.3% de los monoterpenos totales.

La Figura 2 muestra el análisis por tipo de cobertura donde los bosques son los mayores emisores de COVBs generando 16000 Ton año<sup>-1</sup> aunque sólo abarquen el 23% de la vegetación del departamento. Los pastos y los cultivos poseen las mayores áreas (34% y 35%) y al mismo tiempo representan las emisiones más bajas (1924 y 1359 Ton año<sup>-1</sup> respectivamente) después de los páramos que no fueron representativos ya que sus emisiones totales solo fueron 0.4 Ton año<sup>-1</sup>.

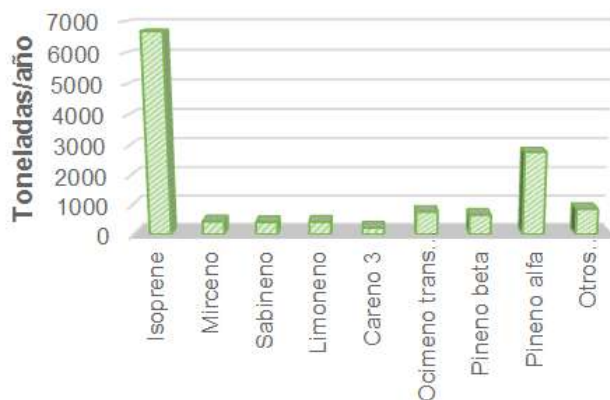


Figura 1. Emisiones anuales por tipo de COVB

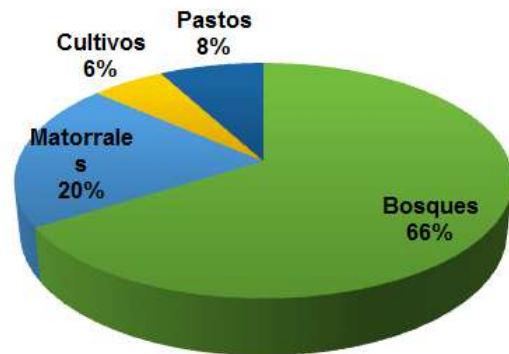


Figura 2. Contribución por tipo de vegetación

#### 4. CONCLUSIONES

Para tener una mejor aproximación se implementó un modelo para estimar las emisiones de COVBs teniendo en cuenta el gradiente altitudinal -BIGA usando software e información normalmente accesible para países en vía de desarrollo. Con este modelo BIGA se realizó un inventario de fuentes biogénicas donde se estiman las emisiones de compuestos orgánicos volátiles provenientes de la vegetación del departamento de Caldas. Los resultados obtenidos dieron emisiones en el mismo orden de magnitud que otros estudios a nivel nacional. La emisión anual para Caldas fue de 21200 toneladas donde el 53% son de isopreno, el 33% de monoterpenos y el restante fueron otros COVs.

La variable que más influye en la distribución espacial de los flujos de COVBs es el tipo de cobertura ya que los mayores flujos de isopreno y monoterpenos son dados por bosques, mientras para otros

COVBs se presentan mayores flujos donde hay presencia de cultivos. Después del tipo de cobertura, la segunda variable más significativa es la altitud. Dicho nivel de significancia se vio reflejado en los mapas de flujos de isopreno, monoterpenos y otros COVBs donde es notable la coincidencia con la altitud.

## 5. REFERENCIAS

Guenther, A. et al., 1993. Isoprene and monoterpene emission rate variability: Model evaluations and sensitivity analyses. *Journal of Geophysical Research*, 98(D7), p.12609.

Guenther, A. et al., 2012. The model of emissions of gases and aerosols from nature version 2.1 (MEGAN2.1): An extended and updated framework for modeling biogenic emissions. *Geoscientific Model Development*, 5(6), pp.1471–1492.

Guenther, A., Hewitt, C. & Erickson, D., 1995. A global model of natural volatile organic compound emissions. *Journal of geophysical ...*, 100(94), pp.8873–8892. Available at: <http://www.agu.org/pubs/crossref/1995/94JD02950.shtml>.

NOAA, 2016. Cold & Warm Episodes by Season. *Historical El Nino/ La Nina episodes (1950-present)*. Available at: [http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml) [Accessed May 30, 2016].

UN & CORPOCALDAS, 2014. CDIAC - Centro de Datos e Indicadores Ambientales de Caldas. Available at: <http://cdiac.manizales.unal.edu.co/> [Accessed October 5, 2017].



## POTENCIAL Y APROXIMACIÓN AMBIENTAL DE LA CAPTURA DE CO<sub>2</sub> EN EL SECTOR INDUSTRIAL COLOMBIANO

### POTENTIAL AND ENVIRONMENTAL APPROXIMATION OF CARBON CAPTURE IN COLOMBIAN INDUSTRIAL SECTOR

Pedraza, Jenniffer<sup>1,2,3</sup>; Martínez, Leonel<sup>1</sup>; Rojas, Néstor<sup>1</sup>; Belalcázar, Luis C.<sup>1</sup>; Tobón, Jorge<sup>3</sup>; Ramírez, José<sup>2</sup>; Zea, Hugo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Grupo de investigación en Calidad del aire. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

<sup>2</sup>Grupo de Investigación en Materiales, Catálisis y Medio Ambiente. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

<sup>3</sup>Grupo del cemento y materiales de construcción-CEMATCO, Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia.

Autor de correspondencia: [jjpedrazav@unal.edu.co](mailto:jjpedrazav@unal.edu.co)

#### RESUMEN

Industrias en Colombia como cementera, producción de hierro y acero, refinerías, termoeléctricas, se caracterizan por una importante emisión de CO<sub>2</sub>. El desarrollo de tecnologías enfocadas a la utilización del CO<sub>2</sub> busca contribuir sosteniblemente en la disminución de emisiones e incorporarlo en aplicaciones industriales. El análisis de diferentes industrias productoras de residuos y una aproximación del potencial de reducción de emisiones, en un sector industrial colombiano desde el enfoque de huella de carbono, permite obtener un primer escenario donde el CO<sub>2</sub> emitido en un proceso industrial podría ser transformado en carbonato de calcio, y este ser aprovechado en la misma industria o fuera de ella. El CKD -residuo de la industria cementera- es considerado el material más adecuado para su carbonatación y valorización, cuenta con alto potencial de captura (26,5%) y una tasa de generación de 1485 t/día, así como cercanía al lugar de emisiones y de generación del residuo.

#### ABSTRACT

Industrial sectors, such as iron and steel production, cement manufacturing; refineries and the chemical industry are characterized by a high CO<sub>2</sub> intensity in production. The development of technologies focused on the use of CO<sub>2</sub> seeks to contribute to the reduction of emissions and to incorporate it into industrial applications. The identification of different industries and an approximation of the potential of emission reduction in a Colombian industrial sector by carbon footprint allows to obtain a first scenario where the CO<sub>2</sub> emitted in an industrial process could be transformed into carbonates, and this could be used in the same industry or outside. The CKD, which is the residue of the cement industry, is considered the most suitable material for its carbonation and recovery, it has a high capture potential (38%) and a generation rate of 1485 t / day, as well as proximity to the emissions site.

**PALABRAS CLAVE** Cambio climático, captura y utilización de dióxido de carbono, carbonatación mineral, huella de carbono.

**KEY WORDS** carbon capture and utilization, carbon footprint, climate change, industrial waste, mineral carbonation.

## 1. INTRODUCCIÓN

Actualmente a nivel global, las técnicas de captura de  $\text{CO}_2$  se plantean como una de las principales medidas de mitigación de emisiones en el sector industrial y generación de energía (Roh, Lee, & Gani, 2016). La Captura y Utilización de Carbono (CCU) puede considerarse una alternativa ventajosa, al recuperar el  $\text{CO}_2$  de fuentes puntuales y luego lo integra en el mercado al transformarlo en productos valiosos (Styring, 2011).

Los compromisos internacionales (COP-21) y metas nacionales (reducción del 20% de las emisiones nacionales en el año 2030), llevan a Colombia a plantear diferentes estrategias de reducción de emisiones a nivel nacional. Sin embargo, aún no se ha considerado dentro de las políticas nacionales, la transformación de  $\text{CO}_2$  capturado en productos con alto valor agregado (Ministerio de Ambiente y desarrollo Sostenible, 2015). Esta técnica se perfila con un gran potencial de desarrollo, especialmente en el sector industrial, con una emisión del 11 % del total país, equivalente a 16,6 Mt  $\text{CO}_2$  /año (IDEAM, 2015).

Para establecer una primera aproximación y potenciales beneficios de la CCU, se inicia por identificar los grupos de residuos que pueden ser incorporados a esta tecnología en Colombia, enfocado en cuatro aspectos: i) Identificación de los sectores industriales en Colombia generadores de residuos alcalinos, ii) Análisis de la capacidad de secuestro de  $\text{CO}_2$  basado en su composición fisicoquímica. iii) Huella de carbono preliminar de un sector industrial.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Obtención y análisis de los datos de localización y producción:

Corresponde a los subsectores industriales que se caracterizan por la generación de residuos sólidos alcalinos con la presencia de iones ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ) que pueden ser empleados como material de captura en el proceso de carbonatación mineral.

### 2.2 Potencial de captura de $\text{CO}_2$

El potencial de captura teórico se basa en el contenido de óxidos metálicos presentes en las muestras de la materia prima a utilizar, donde el % $\text{CO}_2$ , corresponde a la masa de  $\text{CO}_2$  que será consumida en la reacción de carbonatación en comparación con la masa inicial del residuo (El-Naas, El Gamal, Hamed, & Mohamed, 2015) y (Huntzinger, Gierke, Sutter, Kawatra, & Eisele, 2009).

### 2.3 Huella de carbono

Para el sector específico (producción de cemento) se emplea la metodología de nivel 1 del IPCC 2006.

## 3. RESULTADOS

### 3.1 Potencial de captura de $\text{CO}_2$

Se ha recopilado información de composición química (XRF) de ocho tipos de residuos, en la Tabla 2. Se encontró que los residuos de industria cementera y papelera son los que cuentan con mayor contenido de calcio (agregado como  $\text{CaO}$ ), en tanto que las cenizas volantes (*Fly Ash*) es el de menor contenido de calcio predominando en este el silicio. En la Tabla 1 se ha estimado el potencial de captura teórico según (El-Naas et al., 2015) y (Huntzinger et al., 2009).

Tabla 1. Composición química de diferentes tipos de residuos y potencial de captura teórico

Nombre del residuo	Empresa	CaO (%)	Potencial de captura teórico (%)	Nombre del residuo	Empresa	CaO (%)	Potencial de captura teórico (%)
Costra de mezcla asfáltica	Residuo Cemex	22,6	14,6	Cenizas (Ash)	Residuo papelerero	27,8	22,2
CKD	Planta cemento Argos, Antioquia	48,2	23,4	Escoria	Recuperación - ERE	0,7	22,5
CKD	Planta cemento Argos, Sogamoso	47,9	26,9	Escoria	Refinería – ERF	37,7	37,7
Cenizas volantes (Fly Ash)	Termotasajero	0,6	1,3	Escoria	Horno arco eléctrico – EHE	0,6	22,9

Fuente: Adaptado por los autores de (Martínez, Tobón, & Morales, 2014), (Carvajal, 2012)

### 3.2 Disponibilidad y localización

A nivel mundial se han realizado diferentes estudios de captura y utilización de CCU. Relacionando sectores industriales como siderúrgicas (Baciocchi, Capobianco, Costa, Morone, & Zingaretti, 2014), (Ghanbari, Helle, & Saxén, 2015), cemento (Bartolomé, Peris, & Recalde, 2011), (Huntzinger et al., 2009) (Mun & Cho, 2013), centrales eléctricas (Bobicki, Liu, Xu, & Zeng, 2012), incineración de residuos sólidos (Grandia, Clarens, Meca, Pablo, & Duro, 2011), relaves mineros y papeleras (Olajire, 2013), en los cuales se producen residuos con potencial para utilizar la carbonatación mineral como método de captura de CO<sub>2</sub>.

En la industria cementera se genera principalmente polvo de horno de cemento (CKD) (0,15-0,20 t de CKD por tonelada de cemento) con una producción mundial de 2,8 Gt (Bobicki et al., 2012) (Huntzinger et al., 2009), y 5% de las emisiones mundiales de CO<sub>2</sub>. Además, presenta ventajas como: se genera cerca de la fuente de CO<sub>2</sub>, el producto carbonatado puede ser reutilizado en la fabricación de cemento y tiene tamaño de partícula fina (Sanna, Uibu, Caramanna, Kuusik, & Maroto-Valer, 2014). En Colombia existen tres compañías principales de producción de cemento: Argos, Holcim y Cemex. La producción Nacional de Clinker para el año 2014 fue de 11.073.791 t/año y la producción de residuo CKD se encuentra entre 996.641 y 1.661.068 t/año, lo cual corresponde aproximadamente del 9 al 15% por tonelada de Clinker producida.

### 3.3 Huella de carbono

Respecto al cálculo de la huella de carbono, en la industria cementera las emisiones se concentran en el proceso de calcinación, dado que es el proceso más representativo. La Huella de carbono es de 5,758 Mt/año y al utilizar el CKD como material de captura de CO<sub>2</sub>, la industria cementera podría pasar de emitir 5,76 Mt de CO<sub>2</sub> a emisiones de 3,55 Mt por año, es preciso resaltar que este valor puede variar con situaciones propias del proceso como las emisiones fugitivas.

## 4. CONCLUSIONES

Se evidencia un potencial de captura teórico de CO<sub>2</sub> de 38% para residuos de la industria cementera, los cuales de ser usados podrían reducir la huella de carbono del sector en 2,19 Mton por año. Este escenario puede replicarse para diferentes industrias productoras de residuos alcalinos, susceptibles a captura. Partiendo de la base teórica de la unidad de captura, se expresan flujos diferentes a CO<sub>2</sub>, los cuales deben ser evaluados incluyendo otras categorías de impacto ambiental, ej: consumo de recur-

tos abióticos (Energía, agua y otros) de la técnica, por ejemplo, bajo un enfoque de análisis de ciclo de vida (ACV) que permita concluir sobre el desempeño ambiental global de la técnica de carbonatación mineral.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional y a la Universidad ECCI como entidades co-financieras de la investigación.

## 6. REFERENCIAS

Baciocchi, R., Capobianco, O., Costa, G., Morone, M., & Zingaretti, D. (2014). Carbonation of industrial residues for CO<sub>2</sub> storage and utilization as a treatment to achieve multiple environmental benefits. *Energy Procedia*, 63, 5879–5886. <http://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.11.621>

Bartolomé, C., Peris, P. M., & Recalde, J. D. (2011). *Estado del arte de las tecnologías de captura y almacenamiento de CO<sub>2</sub> en la industria del cemento*. España: Agrupación de fabricantes de cemento de España.

Bobicki, E. R., Liu, Q., Xu, Z., & Zeng, H. (2012). Carbon capture and storage using alkaline industrial wastes. *Progress in Energy and Combustion Science*, 38(2), 302–320. <http://doi.org/10.1016/j.pecs.2011.11.002>

Carvajal, J. F. (2012). *Evaluación de escorias de Córdoba para su utilización en la industria del cemento Portland*. Retrieved from <http://www.bdigital.unal.edu.co/9699/>

El-Naas, M. H., El Gamal, M., Hameedi, S., & Mohamed, A. M. O. (2015). CO<sub>2</sub> sequestration using accelerated gas-solid carbonation of pre-treated EAF steel-making bag house dust. *Journal of Environmental Management*, 156, 218–224. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.040>

Ghanbari, H., Helle, M., & Saxén, H. (2015). Optimization of an Integrated Steel Plant with Carbon Capturing and Utilization Processes. *IFAC-PapersOnLine*, 48(17), 12–17. <http://doi.org/10.1016/j.ifacol.2015.10.069>

Grandia, F., Clarens, F., Meca, S., Pablo, J. D. E., & Duro, L. (2011). Carbonatación Acelerada de Cenizas de Incineradora para su Valorización y Captura. *Macla-Revista De La Sociedad Española De Mineralogía*, 15, 107–108.

Huntzinger, D. N., Gierke, J. S., Sutter, L. L., Kawatra, S. K., & Eisele, T. C. (2009). Mineral carbonation for carbon sequestration in cement kiln dust from waste piles. *Journal of Hazardous Materials*, 168(1), 31–37. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.122>

IDEAM. (2015). Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero.

Martínez, E. A., Tobón, J. I., & Morales, J. G. (2014). Coal acid mine drainage treatment using cement kiln dust. *Dyna*, 81(186), 87. <http://doi.org/10.15446/dyna.v81n186.38834>



Ministerio de Ambiente y desarrollo Sostenible. (2015). *Documento técnico de soporte de la INDC de Colombia*.

Mun, M., & Cho, H. (2013). Mineral Carbonation for Carbon Sequestration with Industrial Waste. *Energy Procedia*, 37, 6999–7005. <http://doi.org/10.1016/j.egypro.2013.06.633>

Olajire, A. a. (2013). A review of mineral carbonation technology in sequestration of CO<sub>2</sub>. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 109, 364–392. <http://doi.org/10.1016/j.petrol.2013.03.013>

Roh, K., Lee, J. H., & Gani, R. (2016). A methodological framework for the development of feasible CO<sub>2</sub> conversion processes. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 47, 250–265. <http://doi.org/10.1016/j.ijggc.2016.01.028>

Sanna, A., Uibu, M., Caramanna, G., Kuusik, R., & Maroto-Valer, M. M. (2014). A review of mineral carbonation technologies to sequester CO<sub>2</sub>. *Chemical Society Reviews*, 43(23), 8049–80. <http://doi.org/10.1039/c4cs00035h>

Styring, P. (2011). Carbon capture and utilization in the green economy.



## CARACTERIZACIÓN DEL MATERIAL PARTICULADO EN EL VALLE DEL CAUCA

### AEROSOL CHARACTERIZATION IN THE CAUCA VALLEY

Mateus, Lady<sup>1</sup>; Vargas, Angela<sup>2</sup>; Marín, Jennifer<sup>2</sup>; Rendon, Rodrigo<sup>2</sup>; Rivillas, Lina<sup>2</sup>; Osorio, Valentina<sup>2</sup>; Franco, Juan Esteban<sup>2</sup>; Rojas, Néstor<sup>1</sup>; Rueda, German<sup>2</sup>; Jiménez, Rodrigo<sup>1</sup>;

<sup>1</sup>Grupo de Investigación de Calidad del Aire, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia

<sup>2</sup>Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional de Colombia, Palmira, Colombia

Autor de correspondencia: [rjimenezp@unal.edu.co](mailto:rjimenezp@unal.edu.co)

#### RESUMEN

El municipio de Palmira, Valle del Cauca, es afectado por emisiones agrícolas, industriales y vehiculares. Las quemadas pre cosecha de la caña generan cantidades sustanciales de partículas y gases, sin embargo su efecto en la calidad del aire no ha sido plenamente identificado. La Universidad Nacional de Colombia desarrolla el proyecto CACIQUE, cuyo objetivo es ligar el impacto de esta actividad con las características del material particulado atmosférico. En cooperación con las redes internacionales AERONET y SPARTAN se realiza una campaña de monitoreo y caracterización química del material particulado entre marzo y diciembre de 2017.

CACIQUE, determina el espesor óptico de aerosoles (AOT), el exponente de Angstrom y la distribución de tamaño de partícula con fotometría solar. Se emplea un nefelómetro para determinar la concentración total de material particulado y la distribución de tamaño de partícula en tres longitudes de onda. Se cuantifican carbono elemental, iones solubles y metales del  $PM_{2.5}$ .

#### ABSTRACT

The city of Palmira, Valle del Cauca, is affected by agricultural, industrial and vehicular emissions. The cane sugar pre-harvest burning generates substantial amounts of particles and gases, however its effect on the air quality has not been fully identified. The National University of Colombia is conducting the CACIQUE project, aiming to link the impact of this activity with the physical and chemical characteristics of the atmospheric particulate matter. In cooperation with the international networks AERONET and SPARTAN, the campaign to monitor PM and characterize its chemical composition is carried out between March and December 2017.

CACIQUE determines the Aerosol Optical Thickness (AOT), the Angstrom exponent and the particle size distribution with sun-photometer. A nephelometer is used to determine total concentration of particulate matter and particle size distribution at three wavelengths. Elemental carbon, soluble ions and metals of  $PM_{2.5}$  are quantified.

**PALABRAS CLAVE** material particulado, fotometría solar, distribución de tamaño de partícula, nefelometría, composición química de material particulado, espesor óptico de aerosoles.

**KEY WORDS** airborne particles, sun photometer, size distribution matter particulate, nephelometer, aerosol chemical compositions, aerosol optical thickness.

## 1. INTRODUCCION

El valle geográfico del río Cauca cuenta con 238.204 hectáreas sembradas de caña de azúcar (ASOCAÑA, 2016). En el municipio de Palmira tiene 36195,6 hectáreas sembradas (CVC, 2017), con un rendimiento de 130 toneladas/hectárea (Cámara de Comercio, 2016), de las cuales 24385,9 hectáreas son quemadas de manera controlada durante la precosecha (CVC, 2017) para facilitar el corte, reducir las plagas, eliminar malezas y aumentar la eficiencia del cortero (Dávalos, 2007).

Actualmente, en Colombia están permitidas las quemas abiertas en áreas rurales y agrícolas para la recolección de cosechas, utilizando protocolos y registros meteorológicos que controlen la contaminación atmosférica (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2005) y permitan cumplir con la normatividad de calidad de aire en ambientes urbanos. El nivel máximo permisible diario en áreas urbanas en Colombia para  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  es de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente (Ministerio de Ambiente, 2010), a pesar de las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) de no sobrepasar las concentraciones de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente (OMS, 2016).

Las quemas abiertas de biomasa incrementan la concentración de contaminantes gaseosos como  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ , COV's, y Material Particulado (PM) que contiene trazas de metales, compuestos orgánicos, carbono elemental e iones (Madriñan, 2002)(Renan & lino, 2010), cuya inhalación causa efectos adversos en la salud de la población expuesta. Estudios realizados en Piracicaba y Araraquara al Sureste de Brasil, donde se realiza la quema precosecha de extensas plantaciones de caña de azúcar, han identificado y cuantificado las emisiones de carbono elemental y compuestos orgánicos, que incluyen compuestos aromáticos policíclicos (PAH's) altamente cancerígenos y mutagénicos, presentes en forma de vapor y partículas que pueden ser transportados atmosféricamente a los centros urbanos (Renan & lino, 2010).

Estas quemas tienen simultáneamente dos efectos sobre la salud de los pobladores de las comunidades vecinas: 1) incrementar la ocurrencia de enfermedades respiratorias agudas y 2) aumentar las tasas de prevalencia de enfermedades respiratorias crónicas y enfermedades cardiovasculares, ya que el material particulado fino ( $D_p < 2.5\mu\text{m}$ ) tiene la capacidad de penetrar hasta los alvéolos pulmonares y alcanzar la circulación sistémica. Estos dos efectos podrían tener relación directa con las principales causas de muerte registradas en el municipio de Palmira: Enfermedades isquémicas del corazón (17%), enfermedades cerebrovasculares (8%), enfermedades crónicas respiratorias (7%) y enfermedades respiratorias agudas (5%) (DANE, 2017).

Por lo tanto, atendiendo esta necesidad en regiones con alta densidad poblacional, se ha emprendido la campaña CACIQUE, que tiene por objetivo caracterizar el material particulado en el municipio de Palmira, para establecer el aporte de las actividades de quema de caña de azúcar, emisiones industriales y de fuentes vehiculares en la contaminación del aire en este municipio. La caracterización física, química y óptica del material particulado se realizará empleando fotometría solar, nefelometría, composición química y distribución de tamaño de partícula.

## 2. METODOLOGÍA

CACIQUE se realiza en la sede de la Universidad Nacional de Colombia en Palmira, Valle del Cauca ( $3^{\circ}30'44.2620''$  N,  $76^{\circ},18'27.3960$  W) a 1065.2 msnm, donde hay una densidad poblacional de 311 personas/ $\text{Km}^2$  (Alcaldía Municipal de Palmira, 2017), con una temperatura promedio de  $23^{\circ}\text{C}$ ,

4.64KWh/m<sup>2</sup> de radiación solar global y 1020 mm de agua de precipitación anual (Weatherbase, 2017). La concentración de PM<sub>2.5</sub> reportada por la autoridad ambiental es de 16,5 µg/m<sup>3</sup>.

CACIQUE es una campaña de caracterización de material particulado a largo plazo, que incluye la medición por nefelometría, composición química y distribución de tamaño del material particulado dentro de la capa límite atmosférica y la medición de AOT por sensado remoto a nivel de suelo por de fotometría solar. También incluye el monitoreo de las variables meteorológicas dirección y velocidad del viento, radiación solar, precipitación, temperatura y humedad relativa.

La caracterización química de PM<sub>2.5</sub> cuantificará la concentración horaria del contenido de carbono elemental, iones solubles (F<sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, Li<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Ca<sup>+2</sup>, y Mg<sup>+2</sup>) y metales (Si, Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Si, As, Se, Ag, Cd, Sn, Sb, Ba, Ce, Pb y U) (Snider et al., 2015).

La caracterización óptica del material particulado por nefelometría se realiza de forma continua con una resolución temporal de 10 segundos, midiendo la dispersión de la luz causada por las partículas. El nefelómetro emite luz en tres longitudes de onda, 632 nm (Rojo), 532 nm (Verde) y 450 nm (Azul), la cual es capturada por tres fotomultiplicadores, determinando la dispersión total, la retrodispersión (backscattering) y la dispersión hacia adelante (forward scattering), de forma independiente (Snider et al., 2015). La dispersión total permitirá relacionar la concentración de aerosoles, mientras que la retrodispersión provee información respecto a la distribución de tamaño de los aerosoles (Anderson, Ogren, Anderson, Ogren, & Aerosol, 2017).

La caracterización física del material particulado se realizará empleando un impactador eléctrico de baja presión (ELPI<sup>+</sup>) con 14 etapas que permiten identificar los modos predominantes de concentración de partículas, área superficial, volumen y masa en material particulado entre 10 µm y 6 nm, con una resolución temporal de 1 min.

La fotometría solar es una técnica de sensado remoto a nivel del suelo que permite medir las propiedades microfísicas, ópticas, radiativas de los aerosoles presentes en la columna total atmosférica. Esta técnica ofrece una gran resolución temporal, aunque limitada a horas diurnas y con cielos despejados. Las mediciones registradas por el fotómetro solar son procesadas por AERONET (Aerosol Robotic Network), que través del algoritmo calcula el AOT, el exponente de Angstrom y el contenido de agua en la columna atmosférica y aplicando el algoritmo de inversión obtienen la distribución de tamaño de partícula (Goddard Space Flight Center, 2017).

Actualmente las mediciones realizadas por fotometría solar a nivel de suelo permiten validar las estimaciones satelitales de PM<sub>2.5</sub> en la superficie terrestre, como las derivadas del instrumento MODIS, abordo de los satélites Terra y Aqua (ARSET, 2017). Con las mediciones simultaneas por fotometría solar a nivel de suelo, distribución de tamaño de partícula, caracterización por nefelometría y composición química del material particulado realizadas en CACIQUE se contribuye al mejoramiento de los modelos que correlacionan las mediciones de AOT satelitales con la composición y distribución de tamaño del material particulado en la superficie.

### 3. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación es financiada por la Universidad Nacional de Colombia de la Sede Palmira en el marco del proyecto “Impacto de la quema de caña de azúcar en la calidad del aire del Valle Geográfico del

Río Cauca.”. Los autores agradecen al equipo científico y logístico de AERONET y SPARTAN NETWORK, por facilitar los instrumentos de medición.

#### 4. REFERENCIAS

Alcaldía Municipal de Palmira. (2017). Web Site Municipio de Palmira. Recuperado el 16 de agosto de 2017, a partir de <https://www.palmira.gov.co/enlaces-de-interes/informacion-general-de-palmira>

Anderson, T. L., Ogren, J. A., Anderson, T. L., Ogren, J. A., & Aerosol, D. (2017). Determining Aerosol Radiative Properties Using the TSI 3563 Integrating Nephelometer Determining Aerosol Radiative Properties Using the, 6826(August). <http://doi.org/10.1080/02786829808965551>

ARSET. (2017). *Estimaciones de PM2.5 de la Organización Mundial de la Salud*. Recuperado a partir de [https://arset.gsfc.nasa.gov/sites/default/files/airquality/webinars/SDGs/week2\\_span.pdf](https://arset.gsfc.nasa.gov/sites/default/files/airquality/webinars/SDGs/week2_span.pdf)

DANE. (2017). *Defunciones no fetales 2017*. Bogotá. Recuperado a partir de [www.dane.gov.co/Index.php/estadisticas-por-tema/salud7nacimiento-y-defunciones/defunciones-no-fetales](http://www.dane.gov.co/Index.php/estadisticas-por-tema/salud7nacimiento-y-defunciones/defunciones-no-fetales)

Dávalos, E. (2007). La caña de azúcar: ¿una amarga externalidad? \*. *Desarrollo y Sociedad*, 59, 117–164.

Goddard Space Flight Center. (2017). AERONET. Recuperado el 25 de agosto de 2017, a partir de [https://aeronet.gsfc.nasa.gov/new\\_web/index.html](https://aeronet.gsfc.nasa.gov/new_web/index.html)

Madriñan, C. E. (2002). *Compilacion y analisis sobre contaminacion del aire producida por la quema y la requema de la caña de azucar*; Universidad Nacional de Colombia. Sede Palmira.

Ministerio de Ambiente, V. y D. T. RESOLUCIÓN 0610 DE 2010 (2010). Colombia. Recuperado a partir de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=39330>

Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Resolución 532. (2005). Bogotá. Recuperado a partir de <http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/cc-Resolución 0532 de 2005 - Quemadas abiertas.pdf>

Renan, C., & Iino, F. (2010). Toxic emissions from open burning. *Chemosphere*, 80(3), 193–207. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.03.057>

Snider, G., Weagle, C. L., Martin, R. V, Donkelaar, A. Van, Conrad, K., Cunningham, D., & Gordon, C. (2015). SPARTAN : a global network to evaluate and enhance satellite-based estimates of ground-level particulate matter for global health applications, (July 2014), 505–521. <http://doi.org/10.5194/amt-8-505-2015>

Weatherbase. (2017). Watherbase. Recuperado el 16 de agosto de 2017, a partir de <http://www.weatherbase.com/weather/weatherall.php3?s=802592&cityname=Palmira%2C+Valle+del+Cauca%2C+Colombia&units=>

## COMPARACIÓN DE LOS NIVELES DE CONCENTRACIÓN DE OZONO TROPOSFÉRICO Y DIÓXIDO DE NITRÓGENO EN ECUADOR Y OTRAS LATITUDES

Manuel A. Andino<sup>1</sup>, Sandra P. Hidalgo<sup>1</sup>, and Luis A. Ladino<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Escuela de Ciencias Químicas e Ingeniería, Universidad de Investigación de Tecnología Experimental Yachay Tech, Uucuquí, Ecuador

<sup>2</sup>Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, México City, México

En las décadas recientes, los problemas relacionados con la actividad antropogénica han generado preocupación debido a la acumulación de contaminantes en el aire, dando como resultado cambios en las concentraciones de gases de efecto invernadero.

La superficie de la Tierra ha tenido grandes cambios naturales de temperatura durante los últimos 10000 años, que inclusive superan a las actuales, pero desde la Revolución Industrial (1750) se ha dado un incremento descontrolado del calentamiento de la superficie de la Tierra ya que debido a la contaminación antropogénica, los gases de efecto invernadero empiezan a ser más apreciables (Organización Mundial de Meteorología, 2015).

Cierta parte de la radiación emitida por la Tierra es atrapada por gases de efecto invernadero es irradiada de vuelta a la Tierra, resultando en el calentamiento de la superficie terrestre conocido como *efecto invernadero* (Jacob, 1992). La captura de radiación terrestre por gases de efecto invernadero es esencial para mantener la temperatura de la superficie terrestre y esta sea sustentable para la vida, ya que de no ser así la temperatura de la Tierra se encontraría cerca del punto de congelamiento  $-18^{\circ}\text{C}$  (Jacob, 1992). El problema surge debido la contaminación antropogénica, ya que la emisión descontrolada de gases de efecto invernadero puede inducir a un calentamiento más rápido e irreversible de la superficie de la Tierra

El ozono troposférico ( $\text{O}_3$ ) es uno de los contaminantes que ejerce un importante peso en el cambio climático, ya que, si llegase a existir una contaminación atmosférica principalmente por el ozono, las posibilidades de conseguir una reducción significativa a corto plazo, son mínimas, por las reacciones que lo provocan y la propia inercia de las mismas. El ozono troposférico es un componente básico del smog químico, propia de las ciudades industriales. El smog químico se considera un problema serio ya que incluso en cantidades muy pequeñas en el aire, posee efectos perjudiciales en la salud humana, en especial en los sistemas cardiovascular y respiratorio (Real Academia de la Lengua, s.f.)

El dióxido de nitrógeno es un gas tóxico, no se considera un gas de efecto invernadero, pero en la atmósfera contribuye a la formación fotoquímica del ozono troposférico, además de ser uno de los mayores enemigos de las ciudades ya que envenena a sus habitantes (Martín, 2016).

En Ecuador, la contaminación atmosférica se basa en el estudio de los riesgos y amenazas para la salud y el medio ambiente. Para realizar un análisis sobre este tema es necesario realizar un proceso dinámico, seguido de un esfuerzo permanente que permita para mejorar la calidad de la información. Los estudios realizados en Ecuador sobre emisiones de contaminantes se realizan desde 2010; Sin embargo, no se ejecutan comparaciones sobre esta en el contexto mundial, lo que conduce que no

se pueda realizar una apreciación real de la situación de la calidad del aire en el país, así como las consecuencias que pueden conducir no hacerlo. De esta manera, surge el principal objetivo de este proyecto, analizar los niveles de concentración de  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$  en Ecuador y realizar una comparación directa con distintas ciudades de todo el mundo. Dando como resultado que la concentración de los gases de estudio varía con el número de la población de un sector, la radiación que esa recibe, además de la contaminación que produce.

Para desarrollar la presente investigación se ha recolectado información que proviene de la Organización Mundial de Meteorología, pertenecientes a WHO WDCGG DATA SUMMARY del año 2015, mientras que los datos de las ciudades de estudio de Ecuador (Ibarra y Quito) fueron proporcionados por el municipio de Ibarra y por el Municipio del Distrito Metropolitano de Quito.

## REFERENCIAS

acob, D. (1992). *Introducción a la Química Atmosférica*.

Martín, J. (2016, Diciembre 29). Obtenido de [http://www.lainformacion.com/salud/que-es-el-dioxido-de-nitrogeno-y-por-que-afecta-tanto-a-la-salud-y-el-medio-ambiente\\_5dpJTep8mP5CpsEdEP2aj1/](http://www.lainformacion.com/salud/que-es-el-dioxido-de-nitrogeno-y-por-que-afecta-tanto-a-la-salud-y-el-medio-ambiente_5dpJTep8mP5CpsEdEP2aj1/)

Organización Mundial de Meteorología. (2015). *WMO WDCGG DATA SUMMARY*.

Real Académia de la Lengua. (s.f.). Obtenido de <http://dle.rae.es/?id=GRwQzXC>

Volkheimer, W. (s.f.). Obtenido de <http://www.cricyt.edu.ar/enciclopedia/terminos/Albedo.htm>



## IDENTIFICACIÓN DE PATRONOS ESPACIALES Y VARIABILIDAD TEMPORAL DE CONCENTRACIONES DE NO<sub>2</sub> EN COLOMBIA UTILIZANDO INFORMACIÓN SATELITAL

### IDENTIFYING SPATIAL PATTERNS AND TEMPORAL VARIABILITY OF NO<sub>2</sub> CONCENTRATIONS OVER COLOMBIA FROM SATELLITE OBSERVATIONS

Castillo, Maria<sup>1,2</sup>; Holloway, Tracey<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Nelson Institute Center for Sustainability and the Global Environment (SAGE), University of Wisconsin – Madison, Madison, Estados Unidos

<sup>2</sup>College of Agricultural and Life Sciences, University of Wisconsin – Madison, Madison, Estados Unidos

<sup>3</sup>Atmospheric and Oceanic Sciences, University of Wisconsin – Madison, Madison, Estados Unidos

Autor de correspondencia: [mcastillo3@wisc.edu](mailto:mcastillo3@wisc.edu)

#### RESUMEN

El Lenguaje de Comando del Centro Nacional de Investigación Atmosférica (NCL) fue utilizado para analizar información satelital y caracterizar patrones espaciales y variabilidad temporal de concentraciones ambientales de dióxidos de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) en Colombia entre 2007 y 2016, trazando los promedios mensuales y anuales de Densidad de la Columna Vertical (DCV) para cada año. La información satelital como promedios mensuales de la columna troposférica de NO<sub>2</sub> del Instrumento de Monitoreo de Ozono (OMI) fue obtenida utilizando el servicio de internet de monitoreo de emisiones troposféricas (TEMIS), del Instituto de Meteorología de Holanda (KNMI). Se identificó el área de la región Caribe, como el lugar, y marzo, como el mes, con las concentraciones más elevadas en Colombia. Dado a que en el 2015-2016 Colombia fue afectada por un episodio El Niño categorizado Muy Fuerte, realizamos una reseña de artículos científicos para identificar relaciones entre NO<sub>2</sub> y eventos El Niño.

#### ABSTRACT

The National Center for Atmospheric Research (NCAR) Command Language (NCL) was used to characterize spatial patterns and temporal variability of ambient nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) concentrations over Colombia between 2007 and 2016 by plotting the monthly and yearly average of the Vertical Column Density (VCD) for each year. Satellite data as global monthly averages of the NO<sub>2</sub> tropospheric column from the Ozone Monitoring Instrument (OMI), was retrieved from the Tropospheric Emission Monitoring Internet Service (TEMIS), from the Royal Dutch Meteorological Institute (KNMI). We identified “hotspots” over the Caribbean region in March, when the concentrations are higher than in the rest of the country. Since March 2016 presented higher concentrations than other years, and in 2015-2016 Colombia was affected by a Very Strong El Niño event, we did a literature review on El Niño Southern Oscillation (ENSO) journals to help understand its relationship with NO<sub>2</sub> trends over Colombia.

PALABRAS CLAVE (OMI, NO<sub>2</sub>, Caribe, El Niño, ENSO)

KEY WORDS (OMI, NO<sub>2</sub>, Caribbean, El Niño, ENSO)

## 1. INTRODUCCION

Colombia es un país mega diverso que está pasando por cambios sociales, económicos y políticos, lo cual amplifica su diversidad y heterogeneidad geográfica (Armenteras-Pascual et al 2011). Los estudios en Colombia con información satelital de óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) son limitados y recomiendan continuar con la investigación. Grajales y Baquero-Bernal (2014) identificaron que las concentraciones de  $\text{NO}_2$  están relacionadas con las quemas de biomasa, y que estas ocurren principalmente entre los meses de Enero y Marzo. Por el contrario, otras regiones de Colombia permanecen sin ser estudiadas por un periodo de tiempo más extenso, especialmente las áreas rurales que carecen de redes de monitoreo.

Las limitaciones de la información satelital se deben a que la concentración de la columna vertical no es igual a la concentración en la superficie, dificultando la comparación de estas. Sin embargo, dado a que la información satelital es global, gratis, y disponible para el público, esta área tiene gran potencial para estimaciones en sitios remotos de Colombia (Pachón, 2010). Además de la información de las concentraciones de  $\text{NO}_2$  en un periodo de tiempo específico, es importante entender las causas de los altos niveles, al igual que las razones que hacen que un episodio de contaminación perdure. Según el centro nacional de servicios climáticos y predicciones de la Asociación Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) de Estados Unidos, el periodo entre el 2015 y 2016 presentó un evento de El Niño categorizado como Muy Fuerte. Similarmente, el Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales (IDEAM) de Colombia reiteró que en el 2015-2016, Colombia experimentó el evento El Niño más fuerte desde 1997-1998, que también había sido categorizado como Muy Fuerte (IDEAM, en Semana, 2016).

## 2. MATERIALES Y METODOS

El instrumento de monitoreo de ozono (OMI), a bordo del satélite Aura de la NASA, tiene una cobertura global diaria y una resolución de  $13 \times 24 \text{ km}^2$ . Con su alta resolución espacial y su sistema de recuperación, asimilación, y modelización de datos (RAM), OMI es único al proveer información de la calidad del aire en escala urbana y en casi tiempo real (Levelt et al 2006; Boersma et al 2007).

El servicio de internet de monitoreo de emisiones troposféricas (TEMIS), del Instituto de Meteorología de Holanda (KNMI), fue utilizado para obtener la información satelital en forma de columnas globales troposféricas de  $\text{NO}_2$ . Para analizar la información y trazar el promedio mensual y anual de la Densidad de la Columna Vertical (DCV) de  $\text{NO}_2$ , utilizamos el Lenguaje de Comandos del Centro Nacional de Investigación Atmosférica (NCAR), NCL. La información utilizada fue de los años 2007 a 2016, de latitud  $13^\circ$  Norte a  $-5^\circ$  Sur y longitud  $-80^\circ$  Oeste a  $-66^\circ$  Oeste, y de escala de 0 a  $5 \times 10^{15}$  moléculas/centímetro<sup>2</sup>.

Adicionalmente, realizamos una reseña de artículos científicos que informan cómo eventos El Niño/Oscilación del Sur (ENSO) afectan la temperatura, las precipitaciones, y el número de incendios forestales, especialmente en países tropicales. De este modo, artículos científicos ayudaron a entender mejor los antecedentes de las posibles causas del exceso de concentraciones de  $\text{NO}_2$  en Colombia.

## 3. RESULTADOS

En base a las figuras producidas con NCL y la información meteorológica del evento El Niño en 2016, tomamos este año para profundizar el estudio. La Figura 1 muestra cómo la mayor parte del territorio

Colombiano permanece con concentraciones por debajo de  $2.0 \times 10^{15}$  moléculas/cm<sup>2</sup>, mientras que la región Caribe presenta concentraciones notablemente altas entre Febrero y Abril, especialmente en Marzo, cuando la contaminación también tiene mayor cobertura geográfica.

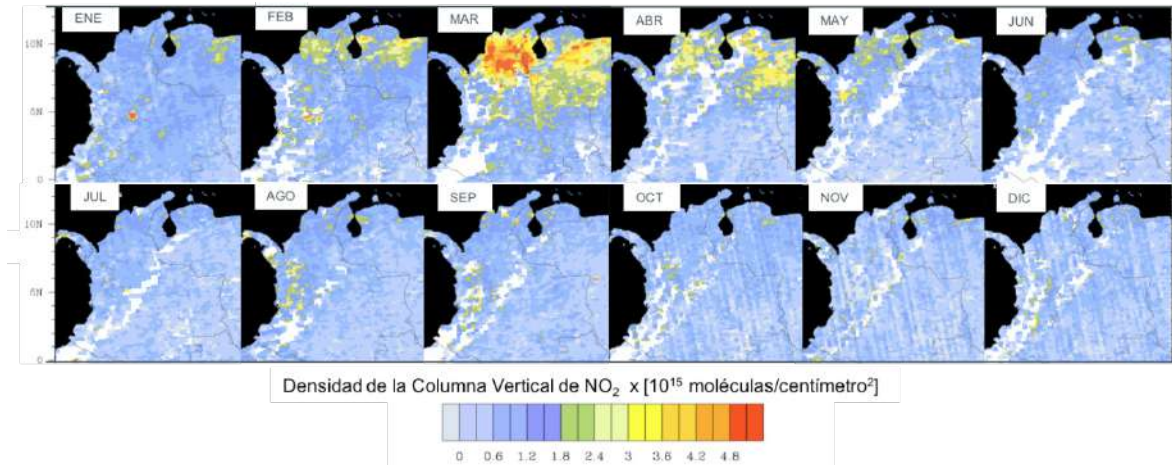


Figura 1. Promedios mensuales de las concentraciones de la densidad de la columna vertical de NO<sub>2</sub> sobre Colombia de Enero a Diciembre para el año 2016.

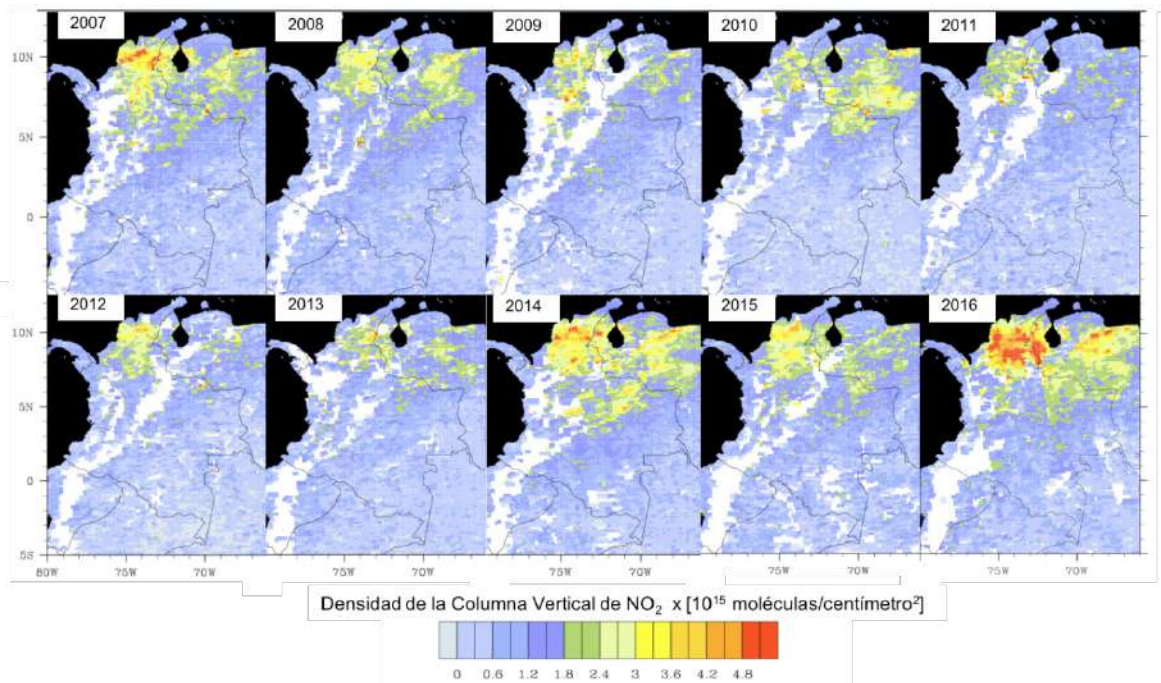


Figura 2. Promedios mensuales de Marzo de la concentración de la densidad de la columna vertical de NO<sub>2</sub> entre 2007 y 2016.

La Figura 2 muestra que las concentraciones altas en Marzo ocurren consistentemente sobre la región Caribe, excluyendo únicamente al extremo norte (el departamento de la Guajira), y a la región occidental del Mar Caribe (el noroccidente del departamento de Antioquia). Adicionalmente, la Figura 1 ayuda a identificar que en Enero Bogotá presentó concentraciones más altas que las del resto del país, y que la región Orinoquía y el oeste de Venezuela presentan concentraciones mayores a  $2.0 \times 10^{15}$  moléculas/cm<sup>2</sup>.

las/cm<sup>2</sup> junto con la región Caribe en los meses de Febrero, Marzo y Abril.

#### 4. CONCLUSIONES

La información satelital de OMI nos ayuda a identificar que las concentraciones de NO<sub>2</sub> en Colombia son más altas en la región Caribe en el mes de Marzo. Al presentar concentraciones más altas de lo normal en el 2016, el Caribe tuvo un episodio de mala calidad de aire que posiblemente fue empeorado por efectos meteorológicos del evento El Niño. Aunque pocos estudios han considerado concentraciones de NO<sub>2</sub> al mismo tiempo que episodios El Niño/Oscilación del Sur, las variaciones en las concentraciones de los primeros meses del año en la región Caribe nos dice que podemos usar información satelital para compararla con información meteorológica e identificar áreas que son más vulnerables a incendios, quemas, sequías, y por consiguiente, a altas concentraciones de NO<sub>2</sub>. De esta manera, aunque el área afectada no incluya ciudades grandes, se pueden identificar estrategias para proteger la salud pública al mismo tiempo que los ecosistemas de la región, y así estar mejor preparados en caso de futuros eventos El Niño, en especial los categorizados como muy fuertes. Adicionalmente, puede haber otras regiones de Latinoamérica o de los trópicos que se beneficiarían de un estudio más detallado sobre la relación entre los episodios de altas concentraciones de NO<sub>2</sub> y los eventos El Niño.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los estudiantes y científicos del grupo de investigación Holloway en el Nelson Institute Center for Sustainability and the Global Environment (SAGE), quienes brindaron apoyo al estudio mediante ayudas con el análisis de la información satelital y el uso de NCL.

#### 6. REFERENCIAS

(2016, 6 de Marzo). El fenómeno de El Niño llega a su etapa final. *Semana*. Recuperado de <http://www.semana.com/>

Armenteras-Pascual, D., Retana-Alumbreros, J., Molowny-Horas, R., Roman-Cuesta, R. M., Gonzalez-Alonso, F., & Morales-Rivas, M. (2011). Characterising fire spatial pattern interactions with climate and vegetation in Colombia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(3), 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.11.002>

Boersma, K. F., Eskes, H. J., Veefkind, J. P., Brinksma, E. J., van der A, R. J., Sneep, M., ... Bucsela, E. J. (2007). Near-real time retrieval of tropospheric NO<sub>2</sub> from OMI. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7, 2103–2118. <https://doi.org/10.5194/acpd-6-12301-2006>

Grajales, J. F., & Baquero-bernal, A. (2014). Inference of surface concentrations of nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) in Colombia from tropospheric columns of the ozone measurement instrument ( OMI ). *Atmosfera*, 27(2), 193–214.

Levelt, P. F., van den Oord, G. H. J., Dobber, M. R., Malkki, A., Visser, H., de Vries, J., ... Saari, H. (2006). The ozone monitoring instrument. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44(5), 1093–1101. <https://doi.org/10.1109/42.525648>

Pachón, J. E. (2013). Tendencias en investigación sobre calidad del aire en Colombia a partir de los resultados del IV Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad del Aire y Salud Pública (CASAP 2013). *Épsilon*. Recuperado de <https://revistas.lasalle.edu.co> (Julio 30, 2017).



## ANÁLISIS DE CALIDAD DEL AIRE EN 25 CIUDADES DEL MUNDO. COMPARACIÓN CON EL CASO DE MEDELLÍN

### ANALYSIS OF AIR QUALITY IN 25 CITIES OF THE WORLD. COMPARISON WITH THE MEDELLIN CASE

Posada, Enrique<sup>1</sup>; Gómez, Myriam<sup>2</sup>; Almanza, Johan<sup>3</sup>, Abad, María Isabel<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Asesoría de Proyectos Especiales, HATCH INDISA S.A., Colombia, [enrique.posada@hatchindisa.com](mailto:enrique.posada@hatchindisa.com)

<sup>2</sup>Grupo de Investigación GHYGAM, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Medellín, Colombia, [mgomez@elpoli.edu.co](mailto:mgomez@elpoli.edu.co)

<sup>3</sup>Independiente, Medellín, Colombia, [johan.almanza1@gmail.com](mailto:johan.almanza1@gmail.com)

<sup>4</sup>Grupo de Investigación GHYGAM, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Medellín, Colombia, [maria\\_abad17@hotmail.com](mailto:maria_abad17@hotmail.com)

#### RESUMEN

Para una muestra de 25 ciudades de diversos países del mundo, se recogió información sobre la calidad anual del aire para  $PM_{2.5}$ ,  $NO_2$  y ozono y sobre diversos parámetros de interés en cuanto a su relación potencial con la calidad del aire. Un análisis comparativo de dicha información y un modelo lineal que relaciona la calidad del aire con algunos de los parámetros es elaborado, con base en el nivel de aproximación que se logró entre las calidades reportadas y las predichas por la modelación. Los datos se basan en reportes e información disponible en páginas web y en reportes públicos e informes de investigación propios para los años 2012 y 2015. Se ha logrado plantear una perspectiva novedosa de la situación de la calidad del aire y del tipo de medidas estratégicas que se pudieran emprender para lograr mejorar la situación y llevarla a los límites deseables.

#### ABSTRACT

For a sample of 25 cities from different countries, information was collected on the annual air quality for  $PM_{2.5}$ ,  $NO_2$  and ozone and also on various parameters of interest as to their potential relation with air quality. A comparative analysis of this information and a linear model that relates the air quality to some of the parameters was elaborated, based on the level of approximation found between the air qualities reported and those predicted by the modeling. The data are based on reports and information available on websites and public reports and also on research reports done by the authors for the years 2012 and 2015. With this comparative analysis it has been possible to present a novel perspective on the air quality situation of the city and on the type of strategic measures that could be taken to improve the air quality situation.

**PALABRAS CLAVE** Calidad del aire, contaminantes criterio, indicadores de calidad del aire, análisis, correlaciones.

**KEY WORDS** Air quality, Criteria pollutants, Air Quality Indicators, analysis, correlations.

## 1. INTRODUCCION

Existe una preocupación general en todo el mundo para comprender la situación de los problemas de la calidad del aire, especialmente si se considera que está bastante correlacionada con problemas de salud pública. En este sentido la Organización Mundial de la Salud y otras entidades han compilado datos de los niveles de calidad del aire, en términos de las concentraciones de diversas sustancias que se consideran de interés prioritario. Tales compilaciones aparecen en informes periódicos y se basan en los reportes de las diversas redes de medición que existen en todo el mundo, notablemente en los centros.

Si bien es amplia la lista de sustancias contaminantes que existen en el aire de las zonas urbanas, se han establecido por parte de las autoridades listas prioritarias por parte de las autoridades ambientales y de salud pública. De ellas se han escogido tres para este estudio: el material particulado fino de tamaño menos de 2.5 micras, conocido como  $PM_{2.5}$ , el óxido de nitrógeno  $NO_2$  y el ozono  $O_3$ .

Las ciudades constituyen sitios de interés prioritario para estudiar los contaminantes escogidos, dado que el tráfico automotor es la fuente más importante de la problemática. Además, las autoridades ambientales concentran en las ciudades, no solamente las redes de medición de la contaminación, sino los sistemas de toma de información meteorológica. Por ello se ha decidido hacer el análisis para diversos centros urbanos de tamaño variado y de distintas características distribuidos por el mundo.

## 2. MATERIALES Y METODOS

Se escogieron 25 ciudades para el análisis. Se tuvo en cuenta ciudades de países desarrollados, en desarrollo; costeras y ciudades del interior; ciudades situadas en zonas montañosas, planas; ciudades muy populosas y de menor población. Se escogieron varias ciudades de Latinoamérica y dos de Colombia. Para cada una de ellas se llevó a cabo una búsqueda de información sobre las concentraciones anuales de  $PM_{2.5}$ ,  $NO_2$  y ozono y una búsqueda de datos de diversos parámetros que se consideraban de interés en cuanto a su relación potencial con la calidad del aire.

Para el análisis de los parámetros que influyen sobre los indicadores de la calidad del aire, se define como criterios los siguientes: un efecto positivo significa que el parámetro está relacionado con tendencias a aumentos de las concentraciones (impacto negativo desde lo ambiental) y efecto negativo, con tendencias a disminuciones (efecto positivo desde lo ambiental). No se pretende señalar efectos causales, sino tendencias.

En cuanto a los parámetros que se estudiaron, se describen en la Tabla 1.



Tabla 1. Parámetros estudiados para modelar la calidad del aire comparativa

Parámetro	Unidades	Notas e hipótesis de trabajo
1. Habitantes	Millones	Son los habitantes de la zona urbana considerada. En general se tomaron las zonas metropolitanas. Acá hay una amplia riqueza de datos. Se tuvo cuidado en que el dato escogido fuera consistente con los demás parámetros.
2. Área urbana	Km <sup>2</sup>	Depende altamente de la zona considerada. Se utilizaron valores que fueran consistentes con los demás parámetros. En todos los casos se refinó el análisis con las manchas urbanas como se observan en los mapas de <i>google maps</i> .
3. Densidad poblacional	Habitantes/km <sup>2</sup>	Se obtiene al combinar (1) y (2). Se lo considera como uno de los claros indicadores de actividad humana y como relacionado con la calidad del aire.
4. Carros	Miles	Vehículos particulares en la zona urbana considerada. Es complejo recoger esta información, dadas las distintas metodologías de registro que existen y las claras variaciones en el tiempo.
5. Motos	Miles	Motos (2 ruedas) en la zona urbana considerada. Es complejo recoger esta información, dadas las distintas metodologías de registro que existen y las claras variaciones en el tiempo.
6. Densidad poblacional de carros	Carros/mil habitantes	Se obtiene al combinar (4) y (1).
7. Densidad poblacional de motos	Motos/mil habitantes	Se obtiene al combinar (5) y (1).
8. Densidad poblacional vehicular	Carros equivalentes/mil habitantes	Se obtiene al combinar (6) y (7). Se consideró que cada moto equivale a 0.25 carros. Es uno de los indicadores de actividad vehicular, relacionado con la calidad del aire.
9. Densidad urbana vehicular	Carros equivalentes/km <sup>2</sup>	Se obtiene al combinar (8) y (1) y (2) considerando que cada moto equivale a 0.25 carros. Es uno de los indicadores de actividad vehicular, relacionado con la calidad del aire.
10. Área vehicular	% Área urbana	Se obtiene al combinar (4), (5) y (2) Se ha considerado que cada carro ocupa 6.3 m <sup>2</sup> y cada moto 1.2 m <sup>2</sup>
11. Accidentes de tránsito	Miles de accidentes por año	Es complejo recoger esta información, dadas las distintas metodologías de registro que existen y las claras variaciones en el tiempo. Se tomaron los accidentes totales que se reportan.
12. Accidentabilidad vehicular	Accidentes por mil vehículos equivalentes	Se obtiene al combinar (11), (4) y (5) considerando que cada moto equivale a 0.25 carros. Se lo considera como uno de los indicadores de actividad vehicular y de cultura, relacionado con la calidad del aire
13. Riqueza (Ingreso per cápita)	US \$/persona año	Se lo considera como uno de los indicadores de actividad urbana, de cultura y de desarrollo, relacionado con la calidad del aire de forma compleja
14. Nivel zona urbana	m sobre el nivel del mar	Con la ayuda de <i>google earth</i> , se obtuvieron promedios de la altura sobre el nivel del mar en la zona urbana
15. Nivel zona que limita a la zona urbana	m sobre el nivel del mar	La zona que la limita, se obtuvo considerándola en promedio como 3,4 veces la urbana (con variaciones según casos entre 2,6 y 4,4 veces).
16. Topografía de la zona urbana	Factor de desnivel (m)	El factor de desnivel se obtiene restando el nivel de la zona que limita menos el nivel de la zona urbana (15) – (14). Se lo considera un indicador de la complejidad de la topografía, el cual se espera que impacte la calidad del aire
17. Velocidad del viento media anual	Km/hr	Promedio anual. Es complejo recoger la información de clima (17), (18), (19) dadas las distintas metodologías de registro que existen y las variaciones en el tiempo y en el espacio. Se la considera como influyente en la calidad del aire
18. Nubosidad anual media	(%)	Ver nota anterior
19. Lluvia media anual	Precipitación anual (mm)	Ver nota anterior

Recogidos los datos, revisados, puestos en bases coherentes, se realizó un análisis comparativo de dicha información. En general se trató de comparar los parámetros de calidad del aire y de influencia con la situación particular de la ciudad de Medellín.

### 3. RESULTADOS

Las Tablas 2, 3, 4, y 5 muestran los resultados obtenidos luego de las búsquedas realizadas para todos los parámetros. Dada la riqueza de datos, para una mejor visualización comparativa, se han organizado por categorías de tipo ambiental, Tabla 2; de tipo demográfico, área y geográfico, Tabla 3; de actividad y de vehículos, Tabla 4 y Tabla 5 de tipo climático.

A mayor IC, mejor la calidad del aire; a mayor IA, menor la calidad del aire.

Tabla 2. Datos anuales promedio de calidad del aire e indicadores ambientales y de calidad (CR)

Ciudad	PM <sub>2.5</sub> µgr/m <sup>3</sup>	NO <sub>2</sub> , µgr/m <sup>3</sup>	Ozono, µgr/m <sup>3</sup>	IAPM <sub>2.5</sub>	IANO <sub>2</sub>	IAO <sub>3</sub>	IA	IC
Amsterdam	15,5	26,0	32,6	0,62	0,26	0,54	0,51	1,968
Beijing	55,6	57,0	70,0	2,22	0,57	1,17	1,55	0,647
Bogotá	24,3	40,0	19,4	0,97	0,40	0,32	0,67	1,502
Cochabamba	41,0	30,6	62,4	1,64	0,31	1,04	1,16	0,865
Denver-Aurora	10,0	47,0	78,1	0,40	0,47	1,30	0,64	1,556
Guadalajara	28,2	57,2	78,0	1,13	0,57	1,30	1,03	0,969
Hong Kong	26,7	64,1	39,0	1,07	0,64	0,65	0,86	1,168
Houston	10,3	31,6	51,4	0,41	0,32	0,86	0,50	2,004
Yakarta	21,0	37,6	21,0	0,84	0,38	0,35	0,60	1,662
Juárez	18,5	26,3	46,3	0,74	0,26	0,77	0,63	1,590
La Paz	23,0	40,3	31,9	0,92	0,40	0,53	0,69	1,442
León	24,1	45,5	68,9	0,96	0,46	1,15	0,88	1,134
Lima	31,0	36,0	35,0	1,24	0,36	0,58	0,86	1,168
Los Ángeles	12,6	50,8	98,3	0,50	0,51	1,64	0,79	1,268
Madrid	10,2	35,0	51,5	0,41	0,35	0,86	0,51	1,978
Manila	22,5	28,0	68,7	0,90	0,28	1,15	0,81	1,240
Medellín	26,9	36,5	31,0	1,08	0,37	0,52	0,76	1,319
México	26,2	54,2	59,4	1,05	0,54	0,99	0,91	1,103
Monterrey	25,9	29,0	55,2	1,04	0,29	0,92	0,82	1,219
Montevideo	20,3	25,1	41,8	0,81	0,25	0,70	0,64	1,554
Quito	23,3	23,3	44,1	0,93	0,23	0,74	0,71	1,412
San Juan (AMSJ)	9,3	37,6	84,0	0,37	0,38	1,40	0,63	1,587
Santiago de Chile	26,0	41,0	28,8	1,04	0,41	0,48	0,74	1,347
Sao Paulo	20,3	39,9	36,0	0,81	0,40	0,60	0,66	1,525
Tokio	13,0	33,9	62,8	0,52	0,34	1,05	0,61	1,649
Promedio	22,6	38,9	51,8	0,90	0,39	0,86	0,77	1,395
Medellín/promedio	1,19	0,94	0,60	1,19	0,94	0,60	0,99	0,946

La Figura 1 muestra los datos de concentración de PM<sub>2.5</sub>. La Figura 2 muestra los índices ambientales calculados. Se observan rangos relativamente amplios en los datos de calidad, especialmente en el caso del PM<sub>2.5</sub>, que es el contaminante más cercano, en promedio, en superar los límites ambientales establecidos. De todas formas, la “ciudad promedio” cumple las normas. Medellín está bastante cercano, desde el punto de vista del índice combinado ambiental, al comportamiento promedio.

La Tabla 3 muestra los parámetros demográficos, de área y geográficos. Se observa que hay rangos muy amplios en estos parámetros. Medellín es una de las ciudades menos pobladas de la muestra,

muestra de ciudades que tiene 5,4 millones de personas en promedio.

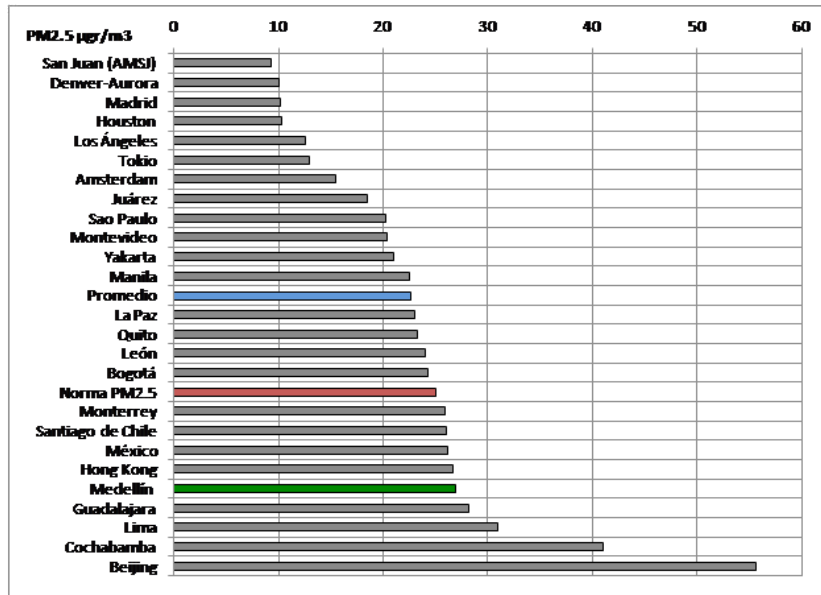


Figura. 1. Datos de PM<sub>2.5</sub> ordenados por concentración media anual

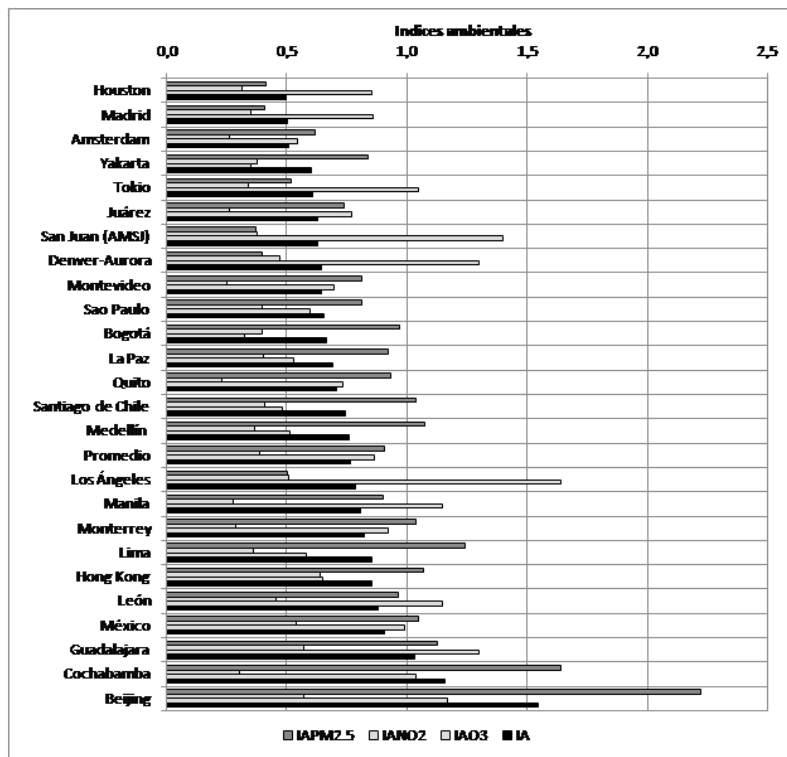


Figura 2. Índices de contaminación ambientales ordenados por Índice combinado IA

Tabla 3. Parámetros demográficos y geográficos

Ciudad	habitantes millones	Area urbana, Km <sup>2</sup>	Densidad, hab/km <sup>2</sup>	Altura s.n.m. Área Urbana, m	Altura s.n.m. Área Vecina, m	Desnivel, m
Amsterdam	0,81	165	4.909	-3	1	4
Beijing	21,52	1.583	13.589	47	152	105
Bogotá	7,88	337	23.404	2.560	2.752	192
Cochabamba	0,67	87	7.705	2.614	2.828	214
Denver-Aurora	2,37	1.522	1.560	1.671	1.912	241
Guadalajara	1,56	151	10.358	1.605	1.627	22
Hong Kong	7,32	221	33.172	14	171	157
Houston	2,24	1.584	1.414	15	24	9
Yakarta	10,18	449	22.683	13	26	13
Juárez	1,33	188	7.086	1.160	1.232	72
La Paz	0,76	142	5.377	3.824	4.030	207
León	1,58	198	7.973	1.838	1.920	82
Lima	8,85	800	11.065	155	447	291
Los Ángeles	3,93	1.200	3.275	58	312	255
Madrid	3,14	606	5.187	660	652	-8
Manila	11,86	611	19.404	18	13	-4
Medellín	2,42	102	23.676	1.574	2.025	452
México	9,05	1.484	6.098	2.317	2.668	351
Monterrey	1,14	325	3.496	549	825	276
Montevideo	1,72	194	8.863	29	18	-11
Quito	2,49	372	6.688	2.809	2.773	-36
San Juan (AMSJ)	1,80	583	3.093	22	18	-4
Santiago de Chile	6,16	641	9.607	610	726	116
Sao Paulo	11,90	1.523	7.811	771	792	21
Tokio	13,51	2.188	6.174	21	137	116
Promedio	5,4	690	10.147	998	1.123	125
Medellín vs media	0,44	0,15	2,33	1,58	1,80	3,60

De nuevo, se observa que hay rangos muy amplios en estos parámetros. Medellín es una ciudad de ingresos relativamente bajos en la muestra, pero de mucha actividad vehicular. Es de las que tiene mayor ocupación de su área por vehículos, mayor concentración de motos y de las de mayor accidentabilidad. Son notables las diferencias de accidentabilidad entre las ciudades de los países desarrollados (son bajas) y las de las ciudades de países en desarrollo (son altas).

La Figura 3 ilustra tres de los parámetros anteriores. Para ello se ha utilizado un valor relativo, dividiendo cada parámetro por el promedio de la muestra.

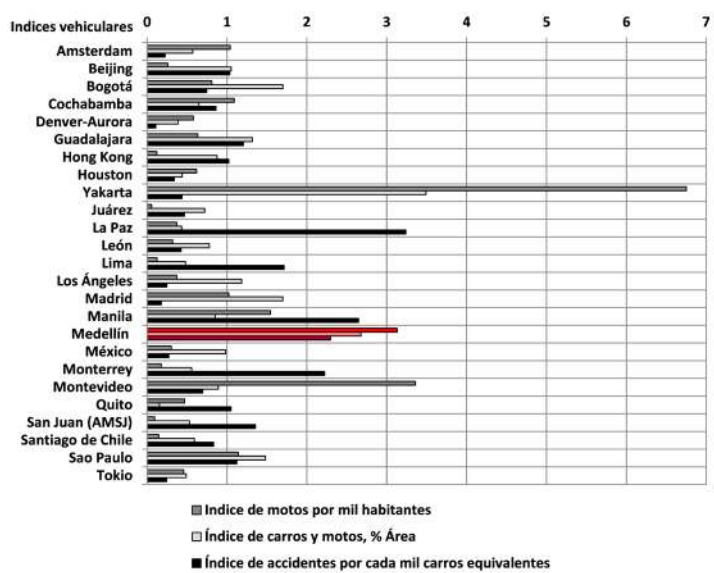


Figura 3. Algunos índices vehiculares

La Tabla 4 muestra los parámetros climáticos de la muestra de ciudades estudiadas. En este caso las variaciones son menos amplias.

Se observa que Medellín es una de las ciudades más lluviosas y más nubladas y es la menos ventilada de todas las de la muestra, siendo este último un factor que parece contribuir al aumento en las concentraciones  $PM_{2.5}$  ocasionada tanto por las mayores emisiones como por eventos meteorológicos de inversión térmica y subsidencia de masas de aire, presentados durante los últimos años. Esto es evidente desde el comportamiento de los fenómenos de dispersión atmosférica.

Tabla 4. Parámetros climáticos

Ciudad	PM2.5 promedio anual $\mu\text{gr}/\text{m}^3$	Velocidad del viento, media anual, $\text{km}/\text{h}$	Nubosidad media anual (%)	Precipitación de lluvias anuales (mm)
Amsterdam	15,5	9,3	75,0	766
Beijing	55,6	9,0	40,0	587
Bogotá	24,3	7,9	61,0	991
Cochabamba	41,0	9,7	46,0	752
Denver-Aurora	10,0	14,0	65,0	395
Guadalajara	28,2	11,3	45,0	871
Hong Kong	26,7	16,1	55,0	1.949
Houston	10,3	12,2	77,0	1.156
Yakarta	21,0	9,7	67,5	1.872
Juárez	18,5	11,5	30,0	308
La Paz	23,0	9,0	50,0	484
León	24,1	11,3	50,0	622
Lima	31,0	11,9	75,0	0
Los Ángeles	12,6	12,1	15,0	318
Madrid	10,2	10,8	37,5	379
Manila	22,5	11,5	60,0	1.794
Medellín	26,9	4,3	79,2	1.559
México	26,2	11,5	52,0	705
Monterrey	25,9	10,8	65,0	508
Montevideo	20,3	16,2	59,0	1.032
Quito	23,3	12,9	77,0	838
San Juan (AMSJ)	9,3	20,9	41,0	1.520
Santiago de Chile	26,0	7,6	36,0	223
Sao Paulo	20,3	9,0	80,0	1.432
Tokio	13,0	20,9	81,0	1.537
Promedio	22,6	11,7	56,8	904
Medellín vs media	1,19	0,37	1,39	1,72

Las figuras 3 y 4 muestran los casos que mostraron mayores correlaciones, para el  $PM_{2.5}$ . En general se evaluaron correlaciones bajas, lo cual tiene que ver con la complejidad del comportamiento de los contaminantes, que evidentemente no se puede reducir al impacto lineal de una sola variable. Las mejores correlaciones se encuentran para el  $PM_{2.5}$ .

La figura 5 muestra que, a mayor ventilación, menores tienden a ser las concentraciones de  $PM_{2.5}$ , algo que tiene pleno sentido desde el punto de vista de la dispersión.

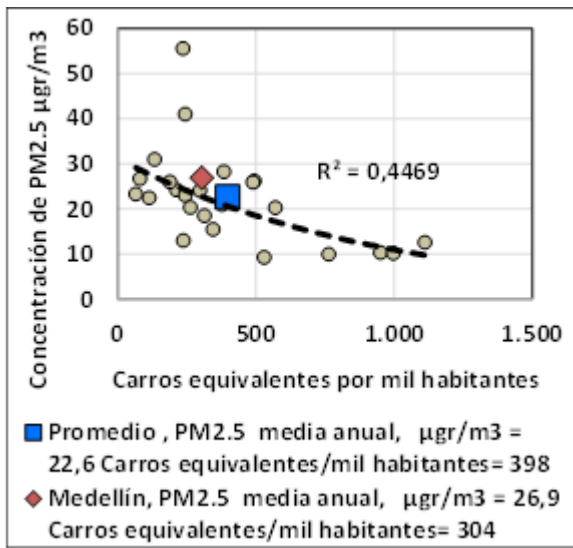


Figura 3

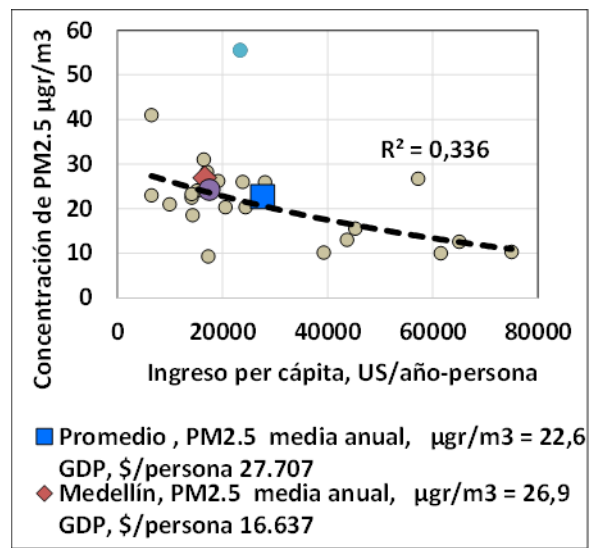


Figura 4

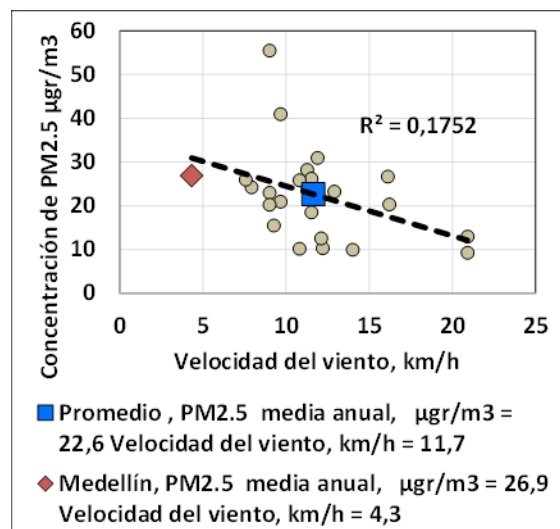


Figura 5

Figura 3, 4 y 5 Correlaciones encontradas

#### 4. CONCLUSIONES

La densidad poblacional muestra impacto claro sobre el  $\text{PM}_{2,5}$ , ligero sobre el  $\text{NO}_2$  y algo mayor sobre la calidad combinada. Afecta negativamente la calidad del aire.

La intensidad de la propiedad vehicular está ligeramente y negativamente relacionada con el  $\text{PM}_{2,5}$  y ligera y positivamente con el  $\text{NO}_2$  y más claramente positivamente con el ozono. No se aprecia que sea influyente sobre la calidad del aire combinada.

La accidentabilidad por habitantes mostró ligera influencia positiva sobre el ozono. La accidentabilidad por vehículos mostró ligera influencia positiva sobre el  $\text{PM}_{2,5}$ , el ozono y la calidad combinada. Es decir, la accidentabilidad creciente se halló asociada con impactos negativos sobre la calidad del aire.

La velocidad del viento mostró ligera influencia positiva sobre el ozono. No se apreció efecto en los aspectos ambientales combinados.

La diferencia de nivel entre la zona vecina y la zona urbana muestra efecto de aumento sobre todos los tres contaminantes y sobre el índice combinado. Es decir, es menor la calidad del aire para las ciudades rodeadas de montañas.

Las ciudades de alto Ingreso Per Cápita mostraron mejor calidad del aire en cuanto al  $PM_{2.5}$  e inferior calidad en cuanto al  $NO_2$  y el ozono. Este efecto no se nota en la calidad combinada.

La nubosidad influye para aumentar las concentraciones de  $PM_{2.5}$ , pero tiene un efecto contrario sobre las de  $NO_2$  y Ozono. El impacto global es ligeramente positivo sobre la calidad ambiental.

A mayor precipitación se notaron menores concentraciones de  $PM_{2.5}$  y de ozono, pero mayores del  $NO_2$ . No se nota el impacto en la calidad global.

Se advierte que muchos de los parámetros tienen influencias opuestas sobre algunos de los contaminantes.

Parece evidente que las ciudades desarrolladas se han aproximado a una situación ambiental buena para el caso del  $PM_{2.5}$ , a pesar de que son ciudades con mayor actividad económica y mayor intensidad del uso de los vehículos. Las ciudades en desarrollo muestran las mayores concentraciones de  $PM_{2.5}$ . Tales ciudades muestran en general altas densidades poblacionales y algunas están situadas en valles y zonas de alto desnivel. Tienen estas ciudades el desafío de desarrollar su crecimiento estableciendo estándares de alta calidad en sus emisiones y en sus buenas prácticas de conducción y cultura ciudadana. Hay que anotar que son las ciudades de mayor accidentabilidad, aspecto que también se vio correlacionado con calidades inferiores del aire.

Otro aspecto a considerar es que tales ciudades en desarrollo tienden a mostrar altos niveles de congestión, como se refleja en los porcentajes de ocupaciones de los vehículos con relación a sus áreas urbanas, los cuales son muy altos, particularmente en el caso de Medellín. Como las tendencias son crecientes, tales ciudades deben tomar decisiones apropiadas en este sentido, para evitar colapsos físicos e impactos culturales negativos. Los autores piensan que tal como ocurre con las soluciones que se dan al tema de las viviendas, habrá que pensar en sistemas elevados o subterráneos para liberar áreas y en un claro refuerzo a los sistemas masivos de transporte.

Distinta es la situación para el  $NO_2$  y para el ozono, sustancias para las cuales se nota un impacto negativo de las actividades de alto desarrollo (ingreso per cápita y densidad vehicular) y en general mayores concentraciones para las ciudades de mayor nivel de desarrollo. Ello significa que para tales contaminantes es de esperar aumentos futuros en las ciudades de los países en desarrollo, a no ser que se trabaje en el control intenso de las fuentes móviles, que son la mayor fuente de emisiones directas e indirectas de estos contaminantes.

Hay que advertir que existen unos niveles de contaminación de fondo inherentes a las zonas urbanas, los cuales tienen que ver, en el caso del  $PM_{2.5}$  con las emisiones provenientes de actividades agropecuarias, fuentes naturales, quemas, y transportes globales de polvo y otras fuentes. Según el análisis de los datos, tales concentraciones de fondo son del orden de los 12 microgramos por metro cúbico

(que es un valor muy significativo, del orden del 50 % del límite permisible colombiano). Es bueno señalar que algunos estudiosos de la salud y entidades como la OMS, mencionan valores de  $10 \mu\text{gr}/\text{m}^3$  como dañinos para la salud. De hecho, se ha propuesto que cualquier concentración de este contaminante, por pequeña que sea va a ser dañina, por lo cual no debería hablarse de límite permisible. Si este es el caso, habrá que radicalizar el control de las actividades humanas y de sus emisiones hasta extremos para los cuales todavía no se ha desarrollado la metodología, incluyendo la necesidad de proteger a las personas y a sus ambientes con sistemas de purificación y filtración individuales y colectivas.

Los valores de fondo encontrados como resultado del presente análisis son del orden de  $28 \mu\text{gr}/\text{m}^3$  para el  $\text{NO}_2$  y de  $20 \mu\text{gr}/\text{m}^3$  para el ozono (valores ambos significativos, del orden del 30 % del límite permisible considerado en este estudio). Tienen que ver con fuentes agroindustriales de compuestos nitrógeno, con otras fuentes no urbanas, y con circulaciones universales de gases y aerosoles sus reacciones secundarias.

## 5. REFERENCIAS

Área Metropolitana del Valle de Aburra. Estudios de calidad del aire. Disponible en: <http://www.metro-pol.gov.co/CalidadAire/Paginas/bibliotecaaire3.aspx> [Consultado el 20 de noviembre de 2016]

Dirección general de sostenibilidad y planificación de la movilidad. La Calidad del Aire, Madrid 2014.

European Environment Agency, Air pollution fact sheet 2014, Netherlands, 2014.

Informe Final de Calidad del Aire en el Valle de Aburra, Convenio de Asociación No. 243 de 2012. Área Metropolitana del Valle de Aburra, 2013.

INFORME DE CALIDAD DE AIRE, Informe anual Servicio Evaluación de la Calidad y Control Ambiental, Departamento de Desarrollo Ambiental Intendencia de Montevideo, s.f., 2013

Resolución 610, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. República de Colombia, 2010

Green, J. Sánchez, S. La Calidad del Aire en América Latina: Una Visión Panorámica, Clean Air Institute, 2013.

Greenpeace. Greenpeace: China saw average PM2.5 levels fall by 10% in 2015, but 80% of cities still fail to meet National Air Quality Standards. Disponible en: <http://www.greenpeace.org/eastasia/press/releases/climate-energy/2016/Q4-City-Rankings-2015/> [Consultado el 20 de noviembre de 2016]

J.L. Jaimes-López et al. EXPERIMENTAL STUDY OF OZONE-FORMING POTENTIAL FROM EXHAUST EMISSIONS OF VEHICLES FUELED WITH REFORMULATED GASOLINE IN MÉXICO CITY. Rev. Int. Contam. Ambient. 22 (4) 165-172, 2006

Mo Dana, Guoshun Zhuanga, B, Xinxin Lia, Hairong Taoa, Yahui Zhuangc. The characteristics of carbonaceous species and their sources in PM2.5 in Beijing. The Center for Atmospheric Environmental Study, Beijing Normal University, Beijing 100875, PR China. 2013.



PERRY J.SAMSON, Dispersión Atmospheric Transport and Dispersion of Air Pollutants Associated with Vehicular Emissions. University of Michigan. En: Air Pollution, the Automobile, and Public Health. Watson AY, Bates RR, Kennedy D, editors., Washington (DC): National Academies Press (US); 1988.

Posada E (2017) Considerations of the Impact of PM<sub>2.5</sub> Particulate Matter a Health: The Meaning and Impact of Levels and Air Quality Limits on the Aburrá Valle Region in Colombia. J Environ Anal Toxicol 7: 467. doi: 10.4172/2161-0525.1000467

United States Environmental Protection Agency. Air Data: Air Quality Data Collected at Outdoor Monitors across the US. Disponible en: <https://www.epa.gov/outdoor-air-quality-data> [Consultado el 20 de noviembre de 2016]

WHO. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP, WHO Regional Office for Europe, 2013

WHO's Urban Ambient Air Pollution database Update 2016.



## COMPORTAMIENTO DE CONTAMINANTES NO CONVENCIONALES EN EL VALLE DE ABURRÁ (MEDICIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE CON MEDIDORES PASIVOS PARA BTX)

Carmen E. Zapata<sup>1</sup>; Maira A.Herrera<sup>1</sup>; Daniela Baena<sup>1</sup>, Natalia A.Cano<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Calidad de Aire CALAIRE, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia

Autor de correspondencia: [nacanol@unal.edu.co](mailto:nacanol@unal.edu.co)

### RESUMEN

En esta investigación se analiza el comportamiento de contaminantes no convencionales (BTX) en valles cerrados, mediante la consolidación de información de diferentes campañas de monitoreo realizadas en los periodos 2006-2007, 2011-2012 y 2015-201, definidos en tres zonas de trabajo dadas las características topográficas del Valle de Aburra ubicada en el departamento de Antioquia (Colombia); zona sur, zona centro y zona norte. Los muestreos se llevaron a cabo mediante captadores pasivos y, la localización y altura de los puntos de muestreo se seleccionaron siguiendo los requerimientos establecidos por la norma europea UNE EN 13528-3 (AEN/CTN, 2004).

La zona norte presentó las menores concentraciones para los tres contaminantes, seguido de la zona sur, e incrementándose en la zona centro donde se presenta un mayor tráfico vehicular evidenciándose mayores valores para benceno y menores para xilenos y toluenos; este patrón puede estar dado por las características topográficas del valle, los usos locales del suelo los parámetros morfométricos, el flujo vehicular y posiblemente el arrastre de contaminantes por los vientos que generalmente son de dirección norte sur.

**PALABRAS CLAVE** Calidad de aire, benceno, tolueno, xilenos, muestreadores pasivos.

**KEY WORDS** Air Quality, benzene, toluene, xylene, passive samplers.

## 1. INTRODUCCIÓN

El Valle de Aburrá cuenca natural del río Medellín, se encuentra ubicado en la cordillera central de los Andes en el departamento de Antioquia (Colombia), con una extensión de 1.152 km<sup>2</sup>, longitud aproximada de 60 Km y está enmarcado por una topografía irregular y pendiente, que oscila entre los 1300 y 2800 metros sobre el nivel del mar (Gobernación de Antioquia, 2016). Los municipios que congrega esta región de norte a sur son: Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Medellín, Envigado, Itagüí, Sabaneta, La Estrella y Caldas, con una población aproximada de 3.821.000 habitantes (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2010). Las cordilleras que encierran el Valle de Aburrá dan lugar a la formación de diversos microclimas, saltos de agua, bosques, sitios de gran valor paisajístico y ecológico; que de acuerdo a sus características topográficas y climatológicas, define la región como Cuenca Atmosférica, declarado como un espacio geográfico delimitado parcial o totalmente por elevaciones montañosas u otros atributos naturales ocupado por un volumen de aire con características similares, que propician la concentración y reacción de gases y partículas contaminantes del aire (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2011).

Con el fin de hacer seguimiento y control a algunos de los contaminantes atmosféricos que pueden afectar a la región, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (Autoridad Ambiental), monitorea las concentraciones de diferentes contaminantes criterio; PM<sub>10</sub> (material particulado respirable menor a 10 micras), PM<sub>2.5</sub> (material particulado inhalable menor a 2.5 micras), O<sub>3</sub> (ozono), SO<sub>2</sub> (óxidos de azufre), NO (óxidos de nitrógeno). Sin embargo, existen algunos contaminantes no convencionales como los BTX (Benceno, Tolueno y Xileno), los cuales han sido poco monitoreados; razón por la cual existen pocos estudios que demuestran en qué medida estos afectan la salud humana (ATSDR, 2007a, 2007b, 2015).

El Benceno, Tolueno y Xileno (BTX) son contaminantes atmosféricos constituidos fundamentalmente por carbono, que se convierten fácilmente en vapor o gas. Estos compuestos son liberados a la atmósfera por la quema de combustibles, como gasolina, madera, carbón o gas natural; y por disolventes, pinturas, pegamentos y otros productos empleados en los hogares y centros de trabajo (Sánchez Montero & Alcántara León, 2007). La Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (IARC) clasifica el benceno como un elemento carcinógeno humano y con otras implicaciones en la salud (IARC, 1987). Por otro lado, la alta exposición al tolueno y al xileno puede causar una afectación en los sistemas nervioso central, respiratorio, cardiovascular y renal (OMS, 2004; Sarigiannis & Gotti, 2008). Adicionalmente, se han determinado las implicaciones en la salud humana de la exposición aniveles bajos de los BTX, por lo que ha hecho que la Organización Mundial de la Salud (OMS) sea más estricta con el establecimientos de los límites permisibles (Llop et al., 2010).

Por esta razón, se considera pertinente hacer un análisis de la contaminación por BTX en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, con el fin de evidenciar la problemática de calidad de aire que se tiene asociada a los contaminantes no convencionales, mediante la consolidación de información de diferentes campañas de monitoreo, realizadas en los periodos 2006-2007, 2011-2012 y 2015-2016 en tres zonas de muestreo; zona norte, zona centro y zona sur. Se logra identificar el comportamiento de los BTX en valles cerrados y sus respectivas zonas críticas y, como las concentraciones sobrepasan la norma nacional colombiana en algunos puntos de muestreo, poniendo en riesgo a mediano y largo plazo la salud de los habitantes de la región. Todo ello en función de la formulación de políticas públicas para la toma de decisiones ambientales.

## 2. METODOLOGIA

### 2.1. Método de análisis de concentración de BTX en el aire ambiente.

Las metodologías de muestreo dentro del monitoreo atmosférico, pueden ser divididas en cinco tipos genéricos: muestreadores pasivos, muestreadores activos, analizadores automáticos en línea, sensores remotos y bioindicadores (Martinez & Romieu, 1997). El uso de una u otra metodología es definido de acuerdo a las necesidades particulares de cada caso; por ejemplo, los analizadores automáticos son usados cuando se pretenden detectar valores máximos de concentraciones de contaminantes y situaciones de alerta para implementar medidas de contingencia. Pero cuando se quieren estudiar efectos a largo plazo o identificar zonas de riesgo, no se requiere tener datos de frecuencia menor a la diaria, lo que hace necesario el desarrollo de otras técnicas complementarias a ésta, como son los muestreadores pasivos, que puedan solventar los inconvenientes que presentan los analizadores en continuo y que además puedan servir como indicativos de los niveles de concentración de contaminantes que se dan en un área determinada (Hangartner, 1996). La Tabla 1 muestra la comparación entre los muestreadores pasivos y los analizadores automáticos de medición de calidad del aire.

Tabla 1. Comparación entre los muestreadores pasivos y los analizadores automáticos de medición.

METODO DE MEDIDA	VENTAJAS	INCONVENIENTES
CAPTADORES PASIVOS	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Muy bajo costo de adquisición y análisis</li> <li>● Muy sencillos en la manipulación</li> <li>● Útiles para estudios de base</li> <li>● Estudio de efectos a largo plazo</li> <li>● Estudio de amplias zonas de muestreo</li> <li>● Versatilidad del emplazamiento</li> <li>● Realización de estudios de base</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● No son útiles para algunos contaminantes</li> <li>● Medidas semanales, quincenales o mensuales</li> <li>● Transporte de muestras y análisis en el laboratorio</li> <li>● Determinan promedio del tiempo de muestreo</li> <li>● Datos con incertidumbre</li> </ul>
ANALIZADORES AUTOMÁTICOS	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Comprobados científicamente</li> <li>● Datos horarios</li> <li>● Datos fiables</li> <li>● Información en tiempo real</li> <li>● Determina máximos, mínimos, ciclos diarios y situaciones de alerta</li> <li>● No hay transporte de muestras</li> <li>● Altas prestaciones</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Complejos técnicamente</li> <li>● Costos en inversión y en mantenimiento</li> <li>● Requiere personal técnico cualificado</li> <li>● Son equipos pesados</li> <li>● Necesitan electricidad</li> <li>● Poco versátiles en el emplazamiento</li> </ul>

Fuente: (Delgado Saborit, 2005).

Teniendo en cuenta las ventajas de los muestreadores pasivos, el muestreo en mención se realizó con este tipo de muestreadores. Los captadores pasivos de gases se rigen por la Ley de Fick que relaciona el flujo de gas que se difunde desde una región de alta concentración (externo abierto del tubo), con el tiempo de exposición y el área del captador, que está expuesto al contaminante. Ver Figura 1.

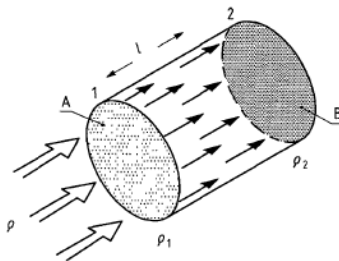


Figura 1. Configuración general de un muestreador pasivo. Fuente: (AEN/CTN, 2004).

En el difusor pasivo existe un volumen de aire donde se produce un gradiente de concentraciones desde la parte externa del volumen en contacto con el ambiente exterior y con una concentración ambiental, hasta la parte interna, donde se encuentra el agente absorbente, y que tiene una concentración nula de dicho contaminante a determinar. Este gradiente de concentraciones producido, es la fuerza que mueve al contaminante por difusión a través del captador hasta llegar al absorbente. La distancia de difusión está limitada por una capa, la cual permite una disminución de las condiciones adversas a las cuales puede estar sometido el captador, entre las cuales están la temperatura, la presión, la humedad y la influencia del viento (AEN/CTN, 2004).

El número, la localización y altura de los puntos de muestreo se seleccionaron siguiendo los requerimientos establecidos por la norma europea UNE EN 13528-3 (AEN/CTN, 2004); según la cual, los captadores difusivos deberían estar al menos 1 metro alejados de los edificios u otros obstáculos principales para evitar los efectos de las perturbaciones locales, a una altura de toma de muestra entre 1.5 m – 4.0 m, evitando la vecindad inmediata de árboles y arbustos, minimizando efectos de insectos que ocasionan problemas, y situándose, en la medida de lo posible fuera del alcance de personas no autorizadas, para disminuir los posibles actos de vandalismo. Además de los requerimientos ya mencionados, la autoridad ambiental con jurisdicción en la región, estableció que los medidores pasivos se instalarán en las principales vías del Valle de Aburrá para así tener una evaluación preliminar de la calidad del aire en dichos lugares (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2012).

Entre varios tipos de muestreadores pasivos ofrecidos en el mercado, se escogió el muestreador pasivo Passam para BTX, cuyas características se presentan en la tabla 2.

Tabla 2. Especificaciones técnicas de los captadores pasivos BTX Passam.

ESPECIFICACION TECNICA		BTX
Tasa de colección difusiva		Benceno: 6,44 ml/min a 20°C Tolueno: 5,72 ml/min a 20°C m – xileno: 5,03 ml/min a 20°C
Zona de funcionamiento normal		0,5 – 50 µg/m³
Tiempo de muestreo		2 – 4 semanas.
Efectos externos	Velocidad del viento	Influencia de la velocidad del viento < 10 % por debajo de 4.5 m/s con dispositivo de protección
	Temperatura	No efecto entre 10 y 30°C
	Humedad	No efecto entre 20 y 80%
Almacenamiento		Antes de usar: 12 meses. Después de usar: 4 meses.
Interferencias		Método de medida selectivo
Incertidumbre		27.1 % a nivel de 5 µg/m³

Fuente: (Passam ag, 2013).

Entre los años 2006 y 2016 se han realizado tres campañas de medición de BTX. Los periodos de monitoreo y la cantidad de estaciones donde se realizaron los muestreos fueron los siguientes:

- Primera campaña: Periodo de muestreo desde el 1 de agosto de 2006 hasta el 31 de julio de 2007, con un tiempo de medición total de un año, los medidores fueron ubicados en un total de 13 estaciones, que abarca 9 de los 10 municipios en jurisdicción del AMVA.
- Segunda campaña: Periodo de muestreo desde el 1 de septiembre de 2011 hasta el 31 de mayo de 2012 para un total de 10 meses de muestreo, ubicados en 17 estaciones, cubriendo también 8 municipios del Valle.
- Tercera campaña: Periodo de muestreo desde 17 de marzo 2015 hasta el 16 de marzo de 2016, para un total de un año de muestreo en 17 estaciones, ubicados en 8 municipios.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la interpretación de los resultados se han definidos tres zonas de trabajo, que se definen a partir de la estructura topográfica del Valle:

- Zona norte: Comprende las estaciones ubicadas en los municipios de Barbosa, Copacabana, Girardota y Bello.
- Zona centro: Comprende las estaciones ubicadas en el municipio de Medellín, estas estaciones son, MED-UNFM, MED-AGUI, MED-EXSA, MED-CORA, MED-CONS, MED-JFKN y MED-PJIC
- Zona Sur: Comprende las estaciones ubicadas en los municipios Itagüí, Sabaneta, La Estrella y Caldas, en el municipio de Itagüí se ubicó cuatro estaciones ITA-PTAR, ITA-CRSV, ITA-CASG e ITA-NAVI. Dado que los resultados del estudio 2006 – 2007 muestran los primeros datos para BTX recopilados en la región, son definidos como la línea base de los contaminantes Benceno, Tolueno y Xileno dentro del Valle de Aburrá.

A continuación se muestra las concentraciones promedio anuales para cada uno de los BTX durante las 3 campañas realizadas, donde se observa si las respectivas concentraciones han aumentado, han disminuido o se han mantenido en el tiempo. Todos los valores reportados son superiores al límite de detección del método de cromatografía de gases para análisis de BTX ( $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y a su vez, están dentro del rango de trabajo ó zona de funcionamiento normal de los tubos difusivos Passam.

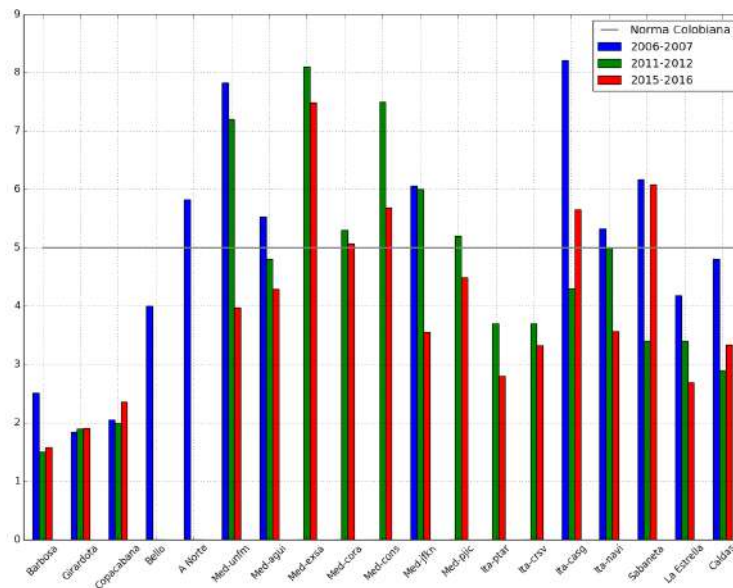


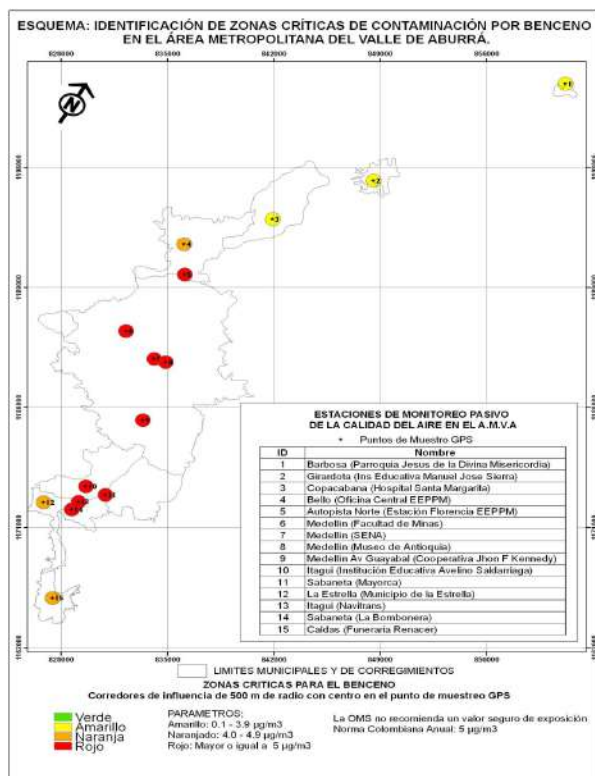
Figura 2. Concentraciones promedio anuales de benceno por estación en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Periodos de monitoreo: 2006-2007 (línea azul), 2011-2012 (línea verde), 2015-2016 (línea roja).

Los resultados de las concentraciones promedio anuales de benceno registrados principalmente en la zona centro del Valle de Aburrá, para el período comprendido 2006-2007 superan la Norma Colombiana Anual de Calidad del Aire de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Las estaciones que superan el valor máximo permisible para benceno, define las zonas críticas, que para este periodo son: Autopista Norte (A Norte), Museo de Antioquía (MED-AGUI), Facultad de Minas (MED-UNFM), Avenida Guayabal (MED-JFKN), Itagüí (ITA-NAVI, ITA-CASG), y Sabaneta. Para el segundo periodo comprendido entre 2011-2012 las estaciones que

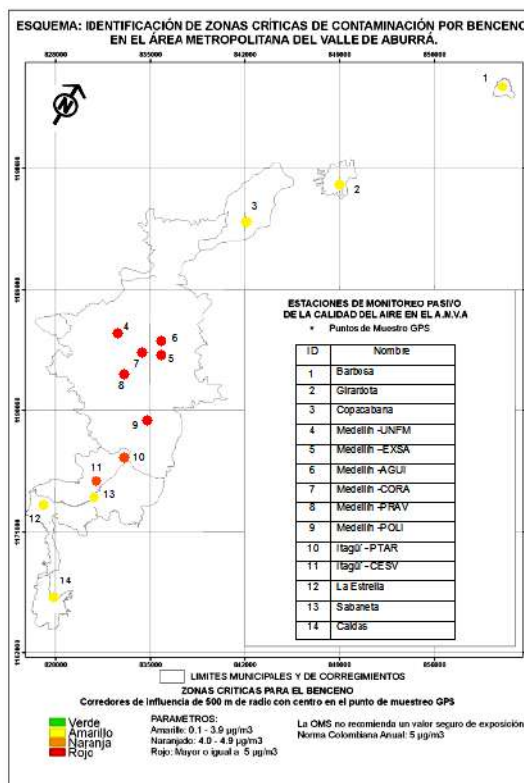
superan la norma Colombiana son: todas las estaciones ubicadas en el municipio de Medellín a excepción de la estación Museo de Antioquía (MED-AGUI). Y para el periodo de 2015-2016 sobrepasaron la norma: Avenida Oriental (MED-EXSA), Corantioquia (MED-CORA), Avenida 33 (MED-CONS), Itagüí (ITACASG) y Sabaneta. Esta clasificación de zonas críticas se observa en la figura 3.

La Organización Mundial de la Salud define que no existe un nivel recomendable o seguro de exposición para el benceno, dado el riesgo de toxicidad que tiene al ser inhalado, por lo tanto en los todos los sitios de monitoreo incumplirían esta guía (Penney et al., 2010). La población que vive ó transita por los sitios evaluados, se encuentra en riesgo, ya que el benceno puede ser cancerígeno a niveles bajos (2,2 a 9,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) por largos períodos de exposición (365 días o más).

Haciendo un comparativo durante los últimos 10 años, desde que se comenzó con la primera campaña hasta la tercera se podría afirmar que la concentración de benceno en las estaciones han disminuido; sin embargo, es una afirmación que requiere mayor estudio y frecuencia de monitoreo. A pesar de que los valores de las campañas variaron, es relevante notar que algunas estaciones siguen superando a norma en especial la zona del centro y la zona del sur del valle, puntos que están ubicados generalmente sobre vías con alto flujo vehicular.

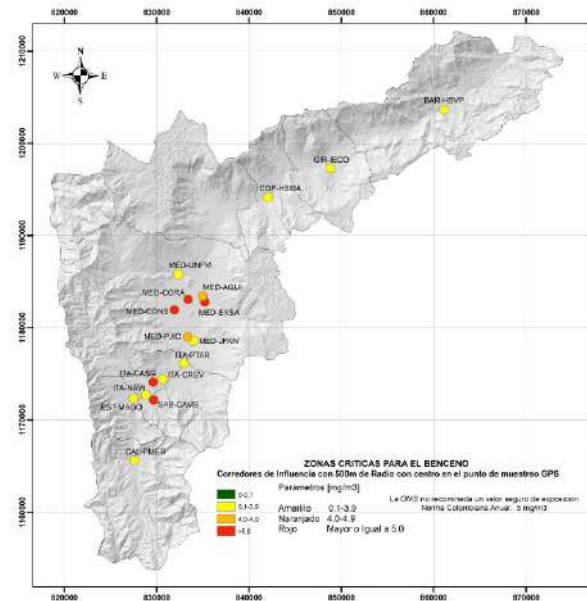


(a) 2007 – 2008. Fuente:  
 (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2007)



(b) 2011 – 2012. Fuente:  
 (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2012)





(c) 2015 – 2016. Fuente: (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2016)

Figura 3. Identificación de zonas críticas de contaminación por Benceno en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá.

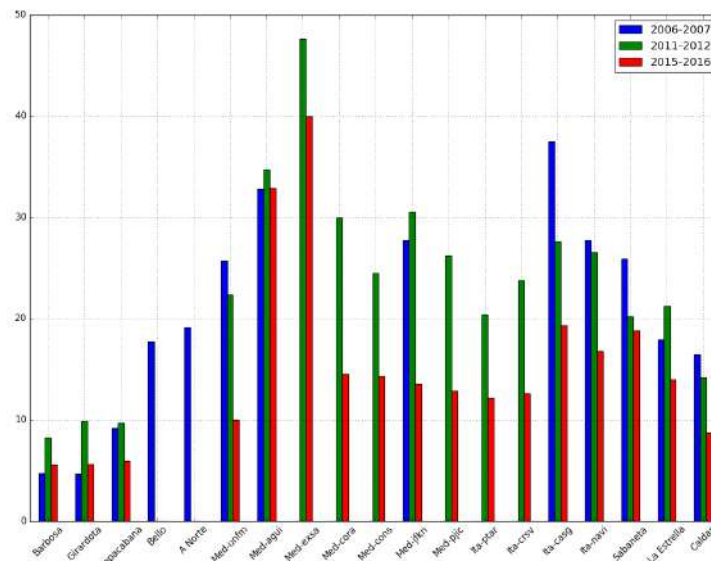


Figura 4. Concentraciones promedio anuales de tolueno por monitor pasivo en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Períodos de monitoreo: 2006-2007 (línea azul), 2011-2012 (línea verde), 2015-2016 (línea roja).

En la figura 4 se observa la variación anual de las concentraciones de tolueno a lo largo de los periodos de medición para las tres campañas. En general en estos últimos diez años las concentraciones promedio de tolueno han disminuido alrededor de un 40%. Se observa que la variación en estaciones ubicadas en los municipios de Barbosa, Girardota y Copacabana durante las tres campañas no tiene fluctuaciones significativas; es decir, los valores durante las tres campañas de muestreo no superaron 10 µg/m<sup>3</sup> en promedio, que en contraste la zona central del valle los cambios son los más relevantes. Actualmente la OMS sugiere un valor guía de 260 µg/m<sup>3</sup> para un tiempo de exposición promedio de

una semana y un valor de  $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para un tiempo de exposición de 30 minutos (WHO, 2000). En la normatividad colombiana se han adoptado los valores guía sugeridos por la OMS, como los límites máximos permisibles que pueden existir en el aire ambiente; sin embargo, los valores aquí expuestos no son comparables con la legislación vigente ya que las muestras se tomaron con un periodo de duración de 28 días seguidos.

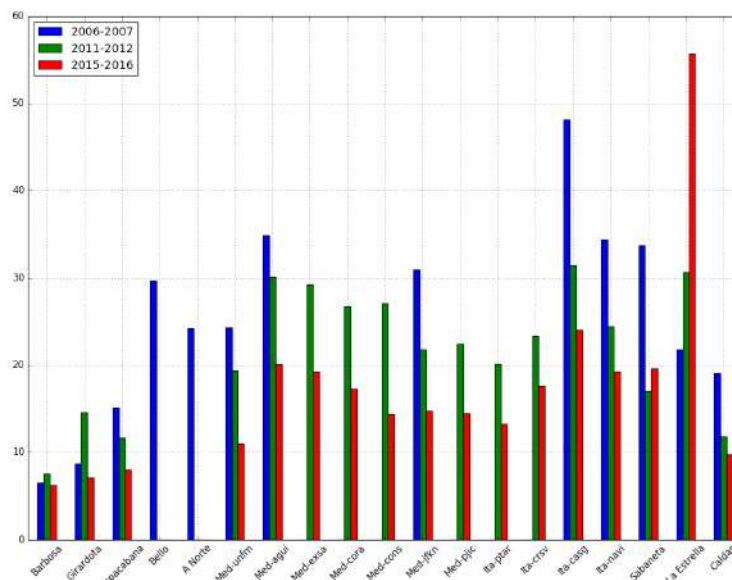


Figura 5. Concentraciones promedio anuales de xilenos por monitor pasivo en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Periodos de monitoreo: 2006-2007 (línea azul), 2011-2012 (línea verde), 2015-2016 (línea roja).

En la figura 5 se observa la variación anual de las concentraciones de xilenos totales a lo largo de los periodos de medición para las tres campañas. Igual que en el tolueno, las concentraciones promedio de xilenos totales disminuyeron entre la primera y última campaña alrededor de un 40%, exceptuando la estación ubicada en el municipio de La Estrella; estación que tiene una alta influencia de la industria de la región.

La variabilidad de las concentraciones obtenidas la zona centro y zona sur del Valle de Aburrá es más notoria en los últimos 10 años, valores que incluso alcanzaron concentraciones iguales a  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Finalmente, la variación en las concentraciones de las estaciones ubicadas más al norte del Valle de Aburrá, durante la última campaña no tiene una disminución significativa con respecto a las demás estaciones; es decir, los valores durante todo el periodo de muestreo oscilan alrededor de un valor de  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

La OMS establece una concentración tolerable a los xilenos totales, para un promedio de exposición de 24 horas con un valor de  $4800 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y para un tiempo de exposición promedio anual de  $870 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . (Organización Mundial de la Salud, n.d.) Respecto a la normatividad colombiana no se establece ningún límite máximo permisible en el aire ambiente para estos contaminantes.

#### 4. CONCLUSIONES

Con los muestreos realizados en las 3 campañas de monitoreo, se puede observar un patrón territorial; en primer lugar están las concentraciones obtenidas en los municipios que quedan al norte del valle (Barbosa, Girardota, Copacabana) que son más bajas en comparación a los otros municipios, luego están las concentraciones de la zona centro, las cuales son las más altas de todo el territorio y, por último las concentraciones obtenidas en los municipios ubicados en el sur (La Estrella, Caldas), tienden a disminuir con respecto al centro sin presentar un cambio significativo. Este patrón puede estar dado por las características topográficas del valle, los usos locales del suelo los parámetros morfométricos, el flujo vehicular y posiblemente el arrastre de contaminantes por los vientos que generalmente son de dirección norte a sur.

Dentro de los factores que inciden en la contaminación del aire con BTX se identifican: la calidad de los combustibles usados en las fuentes fijas y móviles, el tráfico vehicular, las condiciones de movilidad, el estado técnico mecánico de los vehículos, la edad del parque automotor, la infraestructura vial y las emisiones de compuestos volátiles en la cadena de distribución de combustibles. En la mayoría de los puntos comparados, se presentan disminuciones moderadas en benceno que podrían estar relacionadas con las condiciones anteriores.

En la primera campaña de medición 7 de las 13 estaciones sobrepasan la norma promedio anual colombiana de  $5\mu\text{g}/\text{m}^3$  para benceno. Las estaciones que reportan mayor concentración son Autopista Norte (A Norte), Museo de Antioquía (MED-AGUI), Facultad de Minas (MED-UNFM), Avenida Guayabal (MED-JFKN), Itagüí (ITA-NAVI, ITA-CASG), y Sabaneta.

En la segunda campaña 6 de los 17 puntos de muestreo sobrepasan la norma para el benceno siendo los más altos, todas las estaciones ubicadas en el municipio de Medellín a excepción de la estación Museo de Antioquía (MED-AGUI).

En la tercera campaña 5 de los 17 puntos de muestreo sobrepasan la norma para el benceno siendo los más altos, Avenida Oriental (MED-EXSA), Corantioquia (MED-CORA), Avenida 33 (MED-CONS), Itagüí (ITA-CASG) y Sabaneta.

Para el caso del tolueno y los xilenos los resultados muestran niveles bajos, que aún no se acercan a los límites de la norma. Es representativo contar con la línea base para estos contaminantes y generar políticas preventivas para su control.

Con base a la información industrial existente, desde el año 2009 se ha venido presentando un crecimiento desacelerado de las industrias asentadas en el Valle de Aburrá; es poco probable que la disminución en las concentraciones de BTX esté relacionada con la actividad industrial.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue llevado a cabo gracias al Área Metropolitana del Valle de Aburrá, quien es la autoridad ambiental de la región y que en convenio con la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín financiaron y apoyaron el estudio.

## 6. REFERENCIAS

AEN/CTN. (2004). UNE-EN 13528-3, Captadores difusivos para la determinación de las concentraciones de gases y vapores. Requisitos y métodos de ensayo. Parte 3: Guía para la selección, uso y mantenimiento.

Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2007). Fortalecimiento de la red de monitoreo de la calidad del aire en el valle de Aburrá con medidores pasivos.

Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2016). EVALUACIÓN Y MONITOREO PARA LA CALIDAD DEL AIRE CON MEDICIÓN DE CONTAMINANTES NO CONVENCIONALES EN EL VALLE DE ABURRÁ. Medición de calidad de aire con medidores pasivos BTX.

Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2010). ATLAS METROPOLITANO ÁREA METROPOLITANA DEL VALLE DE ABURRÁ. Retrieved from [http://www.metropol.gov.co/Planeacion/DocumentosAreaPlanificada/Atlas\\_Metropolitano.pdf](http://www.metropol.gov.co/Planeacion/DocumentosAreaPlanificada/Atlas_Metropolitano.pdf)

Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2011). Acuerdo Metropolitano N. 8 del 25 de marzo de 2011. Retrieved from [http://www.metropol.gov.co/institucional/Acuerdos\\_Metropolitanos/2011/ACUERDO008.pdf](http://www.metropol.gov.co/institucional/Acuerdos_Metropolitanos/2011/ACUERDO008.pdf)

Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2012). EVALUAR Y MONITOREAR LA CALIDAD DEL AIRE EN EL VALLE DE ABURRÁ CON MEDIDORES PASIVOS. Retrieved from [http://www.metropol.gov.co/CalidadAire/isdocConvenio243/Informe\\_BTX\\_2012\\_Definitivo.pdf](http://www.metropol.gov.co/CalidadAire/isdocConvenio243/Informe_BTX_2012_Definitivo.pdf)

ATSDR. (2007a). Toxicological Profile for Benzene. Atlanta, Georgia. Retrieved from <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp3.pdf>

ATSDR. (2007b). Toxicological Profile for Xylene. Atlanta, Georgia. Retrieved from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp71.pdf>

ATSDR. (2015). Toxicological Profile for Toluene. Atlanta, Georgia. Retrieved from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp56.pdf>

Delgado Saborit, J. M. (2005). Validación e implementación de técnicas de captación pasiva para el estudio de los niveles y efectos de ozono troposférico y dióxido de nitrógeno en un área costera mediterránea. *TDX (Tesis Doctorals En Xarxa)*. Retrieved from <http://repositori.uji.es/xmlui/handle/10803/10539>

Gobernación de Antioquia. (2016). Valle de Aburrá. Retrieved from <http://antioquia.gov.co/index.php/antioquia/regiones/valle-de-aburrá>

Hangartner, M. (1996). Diffusive Sampling as an Alternative approach for developing countries, World Congress on Air Pollution in Developing Countries.

IARC. (1987). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Supplement 7 (Benzene). Retrieved from <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/suppl7/>

Llop, S., Ballester, F., Estarlich, M., Esplugues, A., Rebagliato, M., & Iñiguez, C. (2010). Preterm birth and exposure to air pollutants during pregnancy. *Environmental Research*, *110*, 778–785. Retrieved from <https://www-scopus-com.ezproxy.unal.edu.co/record/display.uri?eid=2-s2.0-78049291386&origin=inward&txGid=0>

Martinez, A. P., & Romieu, I. (1997). Introducción al monitoreo atmosférico. Retrieved from <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsci/e/fulltext/intromon/intromon.html>

OMS. (2004). Guías para la Calidad del Aire. Lima, Perú. Retrieved from <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsci/fulltext/guiaaire.pdf>

Organización Mundial de la Salud. (n.d.). Guías y normas de calidad del aire en exteriores para contaminantes no tradicionales Esta sección describe los valores guía recomendados por la OMS y las normas de calidad del aire en América Latina , Japón , Estados Unidos y la Unión Europea para contami, 32–38. Retrieved from [http://www.bvsde.paho.org/bvsci/e/fulltext/normas/2\\_2.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsci/e/fulltext/normas/2_2.pdf)

Passam ag. (2013). Diffusion tube for Benzene Toluene Xylenes. Retrieved from [http://www.passam.ch/wp/wp-content/uploads/2017/01/en\\_BT\\_X\\_2013.pdf](http://www.passam.ch/wp/wp-content/uploads/2017/01/en_BT_X_2013.pdf)

Penney, D., Benignus, V., Kephelopoulos, S., Kotzias, D., Kleinman, M., & Agnes Verrier. (2010). Guidelines for indoor air quality. *WHO Guidelines*, *9*, 454. <https://doi.org/10.1186/2041-1480-2-S2-I1>

Sánchez Montero, J. M., & Alcántara León, A. (2007). Compuestos Orgánicos Volátiles en el Medio Ambiente. Madrid España. Retrieved from <http://www.analesranf.com/index.php/mono/article/view-File/605/622>

Sarigiannis, D. A., & Gotti, A. (2008). Biology-based dose-response models for health risk assessment of chemical mixtures. *Fresenius Environmental Bulletin*, *17*, 1439–1451. Retrieved from <https://www-scopus-com.ezproxy.unal.edu.co/record/display.uri?eid=2-s2.0-55549131949&origin=inward&txGid=0>

WHO. (2000). Air quality guidelines for Europe. *Environmental Science and Pollution Research*, *3*(1), 23–23. <https://doi.org/10.1007/BF02986808>



INCIDENCIA DE LA URBANIZACIÓN SOBRE LA ISLA DE CALOR URBANO Y  
CONTAMINACIÓN DEL AIRE: APLICACIÓN DE HERRAMIENTAS DE TELEDETECCIÓN EN  
LA LOCALIDAD DE KENNEDY –BOGOTÁ, COLOMBIA

URBANIZATION INCIDENCE ON URBAN HEAT ISLAND AND AIR POLLUTION:  
APPLICATION OF REMOTE SENSING TOOLS IN KENNEDY MUNICIPALITY-BOGOTÁ,  
COLOMBIA

Meneses-Figueroa, Tanya Z.<sup>1</sup>; Iral-Fiquitiva, Paula A.<sup>1</sup>; Molina-Gómez, N. Isabel<sup>1</sup>; Sierra-Parada, Ronal J.<sup>1</sup>;  
López-Jiménez P. Amparo.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia

<sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Valencia,  
España

Autor de correspondencia: [nidiamolina@usantotomas.edu.co](mailto:nidiamolina@usantotomas.edu.co)

## RESUMEN

El incremento de la temperatura en zonas altamente urbanizadas respecto a la periferia ha sido definido como Isla de Calor Urbana -ICU. En Bogotá, la localidad de Kennedy es la más densamente poblada, incluye un alto flujo vehicular y presencia industrial. Kennedy ha presentado altos promedios de temperatura atmosférica y elevados niveles de contaminación del aire. Con este estudio se buscó determinar las variables que inciden en el comportamiento y distribución de la temperatura superficial terrestre -TST en la localidad. Para ello, se aplicaron herramientas de teledetección que dieron a conocer el comportamiento del índice de vegetación normalizada -NDVI y el albedo superficial. Adicionalmente se analizó la distribución espacial de los contaminantes atmosféricos, encontrando una correlación con la temperatura superficial, la cual presentó máximas de 24,9 °C en 1998 en contraste con las máximas de 40,7 °C en 2016.

## ABSTRACT

The temperature increase on highly urbanized areas respect to the periphery has been defined as Urban Heat Island -ICU. In Bogotá, Kennedy is the most densely populated, includes a high vehicular flow and industrial presence. Kennedy has presented high averages of atmospheric temperature and high air pollution levels. This study attempts to determine the variables affecting the behavior and distribution of the terrestrial surface temperature -TST in Kennedy. To this aim, remote sensing tools were applied that revealed the behavior of the normalized vegetation index -NDVI and the surface albedo. In addition, the spatial distribution of the atmospheric pollutants was analyzed, finding a correlation with the surface temperature, which in 1998 presented maximums of 24,9 °C in contrast to the maximum of 40,7 °C in 2016.

**PALABRAS CLAVE** Isla de calor urbano, temperatura terrestre superficial, contaminación del aire, urbanización

**KEY WORDS** Urban Heat Island, terrestrial surface temperature, air pollution, urbanization

## 1. INTRODUCCION

De acuerdo con Li y colaboradores (2017) el fenómeno de Isla de Calor Urbana -ICU responde a procesos de expansión urbana en las ciudades, de modo que es perceptible un incremento en la temperatura superficial de las zonas urbanas consolidadas con respecto a las zonas rurales circunvecinas (Li, Zhou, Asrar, Imhoff, & Li, 2017). De otro lado, autores como Heinl y colaboradores (2015) reconocen que los lugares, donde el fenómeno ICU ocurre, presentan ligeras modificaciones en el clima producto de la transformación de las coberturas vegetales por artificiales (Heinl, Hammerle, Tappeiner, & Leitinger, 2015).

Las proyecciones del cambio climático estiman un aumento de aproximadamente 0,8 °C en el 2040 para Bogotá (IDIGER, 2017). El calentamiento es una preocupación particular para las áreas urbanas debido a la densificación urbana y el efecto ICU (Shelhorn, Levermore, & Lindley, 2016); además puede exacerbar el impacto en la salud pública en las zonas urbanas gracias a las condiciones climáticas severas como las olas de calor (Romero-Lankao, Qin, & Borbor-Cordova, 2013). Es así como Bogotá con una población proyectada para el año 2015 era de 7,8 millones de habitantes y una extensión urbana que rodea los 1.732 kilómetros cuadrados (km<sup>2</sup>) no ha sido ajena a este fenómeno, en especial en la localidad de Kennedy, que siendo la segunda localidad con el mayor número de habitantes de la ciudad, ha sufrido cambios en el uso del suelo. Además, se evidencia en los informes de calidad de aire de Bogotá que la temperatura atmosférica se ha incrementado específicamente hacia esta zona de la ciudad (Secretaría Distrital de Ambiente, 2015)

Las variaciones en las temperaturas medias resultan preocupantes en materia del riesgo ambiental que podría representar para el bienestar de la población (Heinl, Hammerle, Tappeiner, & Leitinger, 2015). Lo anterior, se establece según una relación biunívoca entre cambios de temperatura con altos niveles de contaminación del aire, particularmente porque las condiciones atmosféricas y meteorológicas pueden conducir a la retención de contaminantes del aire y la formación de ozono en la ciudad (Romero-Lankao, Qin, & Borbor-Cordova, 2013).

El objetivo del presente estudio fue el de examinar la relación entre el incremento de la urbanización en la localidad de Kennedy con el fenómeno de Isla de Calor Urbana. En este sentido, a partir de series de imágenes satelitales de los Sensores Landsat 5, 7 y 8 para diferentes años desde 1998 hasta 2016 se buscó determinar la mancha de crecimiento urbana y su comportamiento espacio temporal en la localidad. Como apoyo al análisis de la variabilidad en la temperatura superficial se revisaron las series históricas de estaciones de monitoreo para explorar el comportamiento de la temperatura atmosférica. Además, se realizó una comparación con los reportes de calidad del aire para la localidad.

## 2. MATERIALES Y METODOS

La localidad de Kennedy se ubica al sur occidente de la ciudad de Bogotá con una población cercana al millón de habitantes distribuidos en una superficie de 3.859 hectáreas. Esta área urbana se conforma de un 90% de suelo urbano y un 10% de las áreas protegidas de Humedal declaradas en la localidad. (Secretaría Distrital de Planeación, 2009). Esta localidad la cruzan importantes vías como lo son la Avenida Boyacá, la Avenida de las Américas, la Avenida Ciudad de Cali, la Avenida Primero de Mayo, la Avenida Agoberto Mejía, la carrera 68, la Calle 13 y la Autopista Sur, por las cuales transitan no sólo los vehículos de transporte público y vehículos livianos, sino también vehículos de carga; en esta localidad se ubica uno de los más importantes centros de abastecimiento de alimentos del país Corabastos. Al



ser una de las localidades más densamente pobladas, presenta zonas de uso de suelo residencial, comercial y otras con participación del sector industrial.

Bajo estas particularidades se decidió realizar la caracterización del fenómeno ICU y su relación con el comportamiento de contaminantes atmosféricos, mediante el uso de información secundaria consistente en imágenes satelitales, para los años 1998, 2015 y 2016 y, datos de contaminantes atmosféricos registrados para la localidad, según las estaciones de monitoreo de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire para Bogotá RMCAB, que opera la Secretaría Distrital de Ambiente.

Este estudio comprende el desarrollo de dos importantes etapas consistentes en el tratamiento y procesamiento de imágenes satelitales y el análisis de la correlación de la temperatura terrestre superficial TST y la urbanización.

### Tratamiento y procesamiento de imágenes satelitales

El desarrollo de este estudio inicia con la obtención y ajuste de imágenes satelitales por medio del Departamento de Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés) a través de los satélites Landsat, teniendo en cuenta el porcentaje de nubosidad y las fechas elegidas (23.12.1998; 20.11.2015 y 23.01.2016). Para todos los casos la hora de registro de la información es cercana a las 15:00 horas.

Para el cálculo de la temperatura terrestre superficial TST se adquirieron y procesaron las escenas del programa de observación de la tierra - Landsat bajo una resolución espacial de 30 metros. Para las escenas se fijó un área de estudio correspondiente a la localidad de Kennedy y un borde inmediato de observación. Se adquirieron escenas con menor grado de nubosidad buscando considerar todos los elementos vitales para el estudio. Para estimar la TST y el índice de vegetación de diferencia normalizada NDVI se utilizaron las ecuaciones propuestas por (USGS, 2013) y (USGS, 1994).

Adicionalmente se estimó el albedo superficial haciendo uso de la ecuación propuesta por Smith en 2010 (Iglesia, 2016). Las imágenes fueron clasificadas y corregidas para analizar el comportamiento de la densidad en la vegetación a partir del NDVI. Lo anterior, permitió evidenciar las coberturas vegetales que presentaron cambio y el comportamiento de las que han persistido bajo la influencia de la urbanización. Esto, a través del procesamiento de las imágenes satelitales en el software MultiSpec desarrollado por la Universidad de Purdue (MultiSpec, 2015).

### Análisis de correlación de la TST y urbanización

Se estableció el área urbanizada para los años de estudio a partir del índice NDVI. Con base en la estimación de los promedios de TST y el área urbanizada en Kennedy se estableció la correlación de ambas variables. Por consiguiente, mediante el uso del software IBM Statistics SPSS se examinó la relación entre el aumento de la urbanización con el incremento de la TST en la localidad.

Finalmente se efectuó un análisis geo-estadístico de los resultados registrados frente al comportamiento de los contaminantes atmosféricos, según los informes de calidad del aire de Bogotá. Para ello se realizaron mapas de concentración de los contaminantes atmosféricos para el año 2010-2015 ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , NO,  $NO_2$ , NOx y  $O_3$  troposférico) a través del software ArcGis utilizando la interpolación de Kriging.

### 3. RESULTADOS

Con esta investigación pudo observarse un cambio sustancial a través de los años en lo que se refiere al incremento de la TST y la reducción de vegetación. Los valores máximos de temperatura superficial para Kennedy en 1998 registran 24,9 °C y para 2016 corresponde con 40,7 °C.

En 1998, el sector noroccidental de la localidad presenta un patrón de TST bajo, lo cual se soporta en la ausencia de urbanización, alta presencia de vegetación y la gran cantidad de suelo por desarrollar en las UPZ Tintal Norte y Calandaima. La baja TST prevalece en 2016 para zonas con alta presencia de vegetación, depósitos aluviales del río Bogotá (en el costado occidental de la localidad), del río Fucha al norte de la localidad y del río Tunjuelito al sur. Sin embargo, para este mismo año al igual que en 1998 se presenta una elevada TST en la UPZ Corabastos, donde se localiza la Central de Mercado de Abastos.

Se evidenció una disminución del albedo superficial a través del tiempo. En 1998 prevalecen los valores altos, sobre todo hacia el occidente de la localidad, en el 2015 prevalecen los valores bajos que se extienden en toda la localidad. Con relación al NDVI, para el año 2016 la densidad de la cobertura vegetal disminuyó para el sector occidental de la localidad a causa de proyectos urbanísticos desarrollados en esta zona.

Al analizar la distribución espacial de los contaminantes atmosféricos y la TST en Kennedy, se encontró que los mayores valores de material particulado y óxidos de nitrógeno a través del tiempo se concentran hacia el sur de la localidad, especialmente en las UPZ Carvajal y Timiza. Esto se asocia a la relación que se ha planteado entre la contaminación atmosférica y la ICU soportado por varios estudios, debido a que la atmósfera urbana suele contener gran cantidad y variedad de partículas en suspensión, siendo algunas de ellas contaminantes; las cuales determinan el aumento de la temperatura debido a su capacidad de absorción de calor, limitando la captación de radiación directa en las estructuras urbanas y generando un efecto invernadero que genera una elevación de la temperatura urbana (IDEAM & IDIGER, 2007).

### 4. CONCLUSIONES

Las superficies construidas y calles, absorben una mayor cantidad de radiación solar (Sangines Coral, 2013), este aspecto se evidenció tras un análisis comparativo de la TST y los cambios en la urbanización registrados en Kennedy para los años de estudio.

El análisis de correlación entre urbanización e incremento de la temperatura superficial y atmosférica, requiere de un análisis más detallado, dado que se basó en un análisis de superposición de temperatura y del incremento de la urbanización. Se considera importante avanzar en el análisis espacial de los contaminantes atmosféricos y su relación con la TST en la localidad, para confirmar no sólo su correlación sino también las zonas de la localidad en que esta relación se acentúa.

Los cambios en el uso del suelo, el crecimiento poblacional y las actividades antropogénicas capaces de emitir calor, a través del tiempo, conducen al incremento de la temperatura superficial en las zonas con mayor grado de urbanización e industrialización. Por lo tanto, el incremento de la urbanización es una causa en la generación de la ICU para la localidad de Kennedy, donde la ocupación urbana de la localidad se acercó a un 83,23% para el año 2015.

## 5. REFERENCIAS

- Díaz García, J. J. (2015). *Estudio de índices de vegetación a partir de imágenes aéreas tomadas desde UAS/RPAS y aplicaciones de estos a la agricultura de precisión* (tesis de maestría). Madrid: Universidad Complutense de Madrid.
- Heinl, M., Hammerle, A., Tappeiner, U., & Leitinger, G. (2015). Determinants of urban-rural land surface temperature differences - A landscape scale perspective. *Landscape and Urban Planning*, 33-42.
- IDEAM, & IDIGER. (2007). *Estudio de la caracterización climática de Bogotá y cuenca alta del río Tunjuelo*. Bogotá: Publicaciones IDEAM.
- IDIGER. (3 de Julio de 2017). *Instituto Distrital de Gestión de Riesgos y Cambio Climático*. Recuperado el 1 de Agosto de 2017, de <http://www.idiger.gov.co/rcc>
- Iglesia, M. d. (2016). *Estimación de evapotranspiración real en trigo con distintas condiciones de estrés hídrico: aplicación de modelos y sensores remotos* (tesis de maestría). Argentina: Universidad Nacional de Córdoba.
- Li, X., Zhou, Y., Asrar, G., Imhoff, M., & Li, X. (2017). The surface urban heat island response to urban expansion: A panel analysis for the conterminous United States. *Science of the Total Environment*, 426-435.
- MultiSpec. (2015). *MultiSpec Tutorial: Creating Vegetation Indices Images*. West Lafayette: Purdue University.
- National Weather Service. (1 de Enero de 2017). *Climate Prediction Center*. Obtenido de National Weather Service Web site: [http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ens-oyears.shtml](http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ens-oyears.shtml)
- Romero-Lankao, P., Qin, H., & Borbor-Cordova, M. (2013). Exploration of health risks related to air pollution and temperature in three Latin American cities. *Social Science & Medicine*, 83, 110-118.
- Sangines Coral, D. E. (2013). *Metodología de evaluación de la isla de calor urbana y su utilización para identificar problemáticas energéticas y de planificación urbana* (tesis doctoral). Zaragoza: Universidad de Zaragoza.
- Secretaría Distrital de Ambiente. (2015). *Informe anual de calidad de aire de Bogotá*. Bogotá.
- Secretaría Distrital de Planeación. (2009). *Diagnóstico de los aspectos físicos, demográficos y socioeconómicos de la localidad de Kennedy*. Bogotá, D.C., Colombia.
- Shelhorn, C. P., Levermore, G., & Lindley, S. J. (2016). Impacts on cooling energy consumption due to the UHI and vegetation changes in Manchester, UK. *Energy and Buildings*, 150-159.
- USGS. (1994). *Landsat 7 Science Data Users Handbook*. Houston: NASA.
- USGS. (2013). *Landsat 8. Data Users Handbook*. En *Landsat 8. Data Users Handbook* (págs. 7-9). USGS.



## EMISSION AND AMBIENT CONCENTRATION OF BLACK CARBON PARTICLES IN CURITIBA, BRAZIL

Krecl, Patricia<sup>1</sup>; Targino, Admir<sup>1</sup>; Wolf, Alyson<sup>2</sup>; Segersson, David<sup>3</sup>; Felix, Erika<sup>4</sup>; Castelhana, Francisco<sup>5</sup>; Mendonça, Francisco<sup>5</sup>; Malucelli, Francisco<sup>6</sup>; Polezer, Gabriela<sup>7</sup>; Amorim, Jorge<sup>3</sup>; Alonso, Marcelo<sup>8</sup>; Godoi, Ricardo Henrique<sup>7</sup>; Gidhagen, Lars<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Graduate Programme in Environmental Engineering, Federal University of Technology (UTFPR), Londrina, Brazil

<sup>2</sup>URBS Urbanização de Curitiba, Curitiba, Brazil

<sup>3</sup>Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping, Sweden

<sup>4</sup>Graduate Programme in Chemistry, UTFPR, Curitiba, Brazil

<sup>5</sup>Laboratório de Climatologia, Federal University of Paraná (UFPR), Curitiba, Brazil

<sup>6</sup>Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba, Curitiba, Brazil

<sup>7</sup>Environmental Engineering UFPR, Curitiba, Brazil

<sup>8</sup>Department of Meteorology, Federal University of Pelotas (UFPel), Pelotas, Brazil

Autor de correspondencia: [patriciak@utfpr.edu.br](mailto:patriciak@utfpr.edu.br)

### ABSTRACT

Within the framework of a bilateral cooperation between Sweden and Brazil, we conducted a study in the metropolitan region of Curitiba (3.5 million inhabitants) focusing mainly on black carbon (BC) emissions and their impact on air pollution. The methodology combined air pollution monitoring, construction of an emission inventory, and modeling the dispersion of air pollutants. BC, fine particles (PM<sub>2.5</sub>) and nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>) concentrations were measured at several fixed sites. BC and PM<sub>2.5</sub> mobile measurements were also carried out to improve the spatial resolution in the city center. BC levels were rather homogeneous across the city, except in the urban core where concentrations were particularly high due to large emissions from traffic and limited air dispersion. Local and regional models simulated NO<sub>x</sub> concentrations rather well, but they underestimated BC and PM<sub>2.5</sub> levels in the city center mainly because of low emission factors for traffic and unknown emission sources.

**KEY WORDS** carbonaceous aerosols, emission inventories, dispersion modelling

## 1. INTRODUCTION

Atmospheric particles of inhalable size, often quantified as the mass of particles with a diameter less than 10 ( $PM_{10}$ ) or 2.5 ( $PM_{2.5}$ )  $\mu m$ , are linked to strong health effects on urban populations (e.g., WHO, 2016). Black carbon (BC) particles which are a fraction of  $PM_{2.5}$ , contribute to global warming (Bond et al., 2013) and are directly emitted by incomplete combustion processes.

The transportation sector, in particular through diesel fueled heavy duty vehicles, constitutes an important source for PM and BC in ambient air. Another important source is residential wood combustion for cooking and space heating. Apart from these two sources, represented in many Brazilian cities, combustion processes like burning of agricultural waste, forest fires and industrial processes with poor technology can also deteriorate the air quality as a consequence of their high particle emissions. For all these combustion sources, and in particular for those that impact urbanized areas, there are strong synergy effects won on health and climate by reducing PM and BC emissions.

The Swedish Ministry of Environment maintains and searches for bilateral cooperation with environmental authorities in other countries. In November 2013, a Memorandum of Understanding to cooperate in the fields of environmental protection, climate change and sustainable development was signed between the Swedish and Brazilian Ministries of Environment. One of the listed areas of cooperation is air pollution monitoring and control, as well as pollution abatement and prevention of BC particles. This study describes the present emissions and concentration levels of  $PM_{2.5}$  and BC in the metropolitan region of Curitiba, their spatial and temporal variation, and identifies the main sources and their contribution to total levels.

## 2. METHODOLOGY

We applied an integrated approach that combines the monitoring of air pollution, construction of an emission inventory (industrial and commercial sources, road transportation and biomass burning), and the dispersion modeling of air pollutants at street canyon, local and regional scales. This approach allows the adjustment of the emission inventory to match the simulated and measured concentrations.

To complement data from the air pollution monitoring network ( $PM_{10}$ , NOx), a sampling campaign was conducted in August 2016 to measure BC,  $PM_{2.5}$  and NOx at three fixed sites (street and rooftop levels within a street canyon, and a residential area) for the first two variables and at 11 sites for the latter. BC was monitored with 2-min resolution by aethalometers AE42 and AE33 (Magee Scientific, USA) at the street canyon locations, whereas a microaethalometer AE51 (AethLabs, USA) was deployed in the residential area.  $PM_{2.5}$  concentrations were measured by gravimetric analysis with 24-h filter exposure at all sites, and a DustTrak 8520 monitor (TSI, USA) continuously recorded  $PM_{2.5}$  levels in the residential area with 1-min sampling frequency. Ogawa passive samplers were used to monitor  $NO_2$  and  $NO_x$  concentrations in two fortnight periods, following the procedure described by the Ogawa Protocol ([www.ogawausa.com/protocols.html](http://www.ogawausa.com/protocols.html), 2006). To improve the spatial resolution in the city center, BC and  $PM_{2.5}$  concentrations were measured using bicycles as mobile sampling platforms with a high resolution frequency (10-s) on 10 days (weekdays and weekends) at selected times (08:00-09:30; 16:30-18:00).

The emission inventory used for modeling included three types of sources for  $PM_{2.5}$  and BC: traffic emissions by the public and private sectors, and industrial point sources. The inventory was first elaborated for  $PM_{2.5}$  and NOx, and BC emissions were then calculated using BC/ $PM_{2.5}$  ratios taken from the

literature. Public bus emissions were computed for individual bus lines, considering bus time tables to determine bus rates for a particular location and time of the day, the description of the technology used by different bus operators, and emission factors (EF) from the HBEFA database (Hausberger et al., 2009). In total, there is a bus dominance of Euro III technology, with a smaller number of Euro II and a few Euro V Hybrids. To achieve consistent data for the entire city, private vehicle emissions were calculated by assuming a homogeneous fleet composition in the city (74% cars, 15% diesel light-duty vehicles and 11% trucks), except for two national roads with more heavy vehicles allowed (8% diesel light-duty and 10% trucks) and the ring road (9% light-duty and 32% trucks). The car share per fuel type was taken from vehicles registration data from 2016, with 6% running on ethanol, 51% flex-fuel running on gasoline and 43% gasoline cars. Traffic rates were taken from speed traps data at 230 locations, and synthesized to temporal variations for different days of the week. EF were obtained from the European Environmental Agency (EEA) handbook (EMEP, 2013) with Tier 2 methodology and the Curitiba fleet was simplified to correspond to Euro 4 for cars and light-duty vehicles, and Euro 3 for diesel trucks. Industrial emissions were extracted from existing inventories at local and state levels.

Modeling activities were conducted at three scales: local, micro and regional. For the local scale, a Gaussian model simulated the spatially distributed impact of local emissions over Curitiba and its closest surroundings (model area 32x32 km<sup>2</sup>). A semi-empirical street canyon model (OSPM, Berkowicz, 2000) simulated the impact of the traffic inside street canyons and required as input the street configuration, traffic rate per vehicle category, EF and the urban background contribution. Both models use meteorological information pre-processed in a wind model. These dispersion models and the wind model are part of the Airviro system (<http://www.smhi.se/airviro>). The regional dispersion model was the CCATT-BRAMS (Longo et al., 2013), which consists of an atmospheric chemistry transport model (CCATT) coupled on-line with a limited-area atmospheric model (BRAMS). Biomass burning sources are estimated directly from satellite remote sensing fire detections using the 3BEM model, biogenic emissions from terrestrial ecosystems are obtained from MEGAN, and urban emissions from a South America regional inventory that aggregates local inventories vehicular emissions with an anthropogenic global database (Alonso et al., 2010) that was updated with a state level inventory.

### 3. RESULTS

During the sampling period, the weather was more rainy (163.2 vs. 73.4 mm) and colder (mean temperature of 14.1 vs. 14.6°C) than usual. The predominant wind directions were east and northeast, and the mean wind speed was 1.9 m/s. According to the data from the air pollution network, levels in Curitiba are usually highest in August. PM<sub>10</sub> concentrations are fairly homogeneous over the city, except for the industrial area. In contrast, highest NO<sub>x</sub> concentrations are observed in the city center and along heavily trafficked streets like the ring road. PM<sub>10</sub> and NO<sub>x</sub> levels were considerably lower during the 2016 campaign when compared to historic data, most likely because of the favorable dilution conditions observed on that year.

A strong vertical gradient was observed for BC, PM<sub>2.5</sub> and NO<sub>x</sub> concentrations within a street canyon (Figure 1) and this variation is comparable with results from other canyon studies. Urban background concentrations of BC are very similar over the city, except for some nighttime events during weekends that affect the residential area. The mean BC level is ~2 µg/m<sup>3</sup> with temporal variations driven by traffic and meteorological conditions. PM<sub>2.5</sub> levels are much higher at the residential site, when compared with rooftop levels in the city center. The ratio PM<sub>2.5</sub>/BC is about 3 in the street canyon, but PM<sub>2.5</sub>/BC is 12 in the residential area, indicating other sources than traffic. Mobile measurements in the city center,

where street canyon environments with high traffic volumes are common, showed a large variability in air pollution concentrations, with percentiles 5<sup>th</sup> and 95<sup>th</sup> of 1.0-19.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for BC and 4.1-38.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{2.5}$ . Urban background levels of  $\text{NO}_2$  and  $\text{NO}_x$  concentrations were rather homogeneous; the highest levels were found at street level at the street canyon site.



Figure 1. Mean vertical gradient of pollutants measured within a canyon street in the city center.

$\text{NO}_x$  traffic emissions seem reliable when comparing simulated and observed values in the street canyon (simulated local contribution of 72  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  compared to measured street-roof increment of 64  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Traffic exhausts dominate the local contribution to  $\text{NO}_x$  levels in Curitiba, in the measured street canyon with a rather similar impact from public (41  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) and private (31  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vehicles. In smaller areas around the industrial sources, there is a dominating impact from industrial emissions. The summed contribution from the regional and the local models also showed good agreement for  $\text{NO}_x$  urban background concentrations, with a mean  $\text{NO}_x$  level over 13 monitoring stations of 47  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for the models and 52  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for the measurements. Simulated BC levels from traffic were strongly underestimated when compared to monitored concentrations in the street canyon, suggesting that the EFBC should be increased with a factor of three. Even if the traffic contribution of BC was tripled, models still underestimated BC concentrations in other parts of the city, this since both the regional and the local model lacked detailed information on industrial, residential and other combustion sources contributing to BC levels in Curitiba. Modelled  $\text{PM}_{2.5}$  concentrations were also considerably lower than measured levels, especially at the residential monitoring site. Clearly there are various important local sources except for traffic exhaust and industries, such as non-exhaust vehicle emissions, emissions from restaurants, barbecues, and residential biomass combustion.

#### 4. CONCLUSIONS

BC levels were rather homogeneous across the city, except in the urban core – especially within the street canyons – where concentrations were particularly high due to large emissions from traffic and limited air dispersion. Local and regional models simulated  $\text{NO}_x$  concentrations rather well, but they underestimated BC and  $\text{PM}_{2.5}$  levels in the city center mainly because of low emission factors for traffic and unknown emission sources.



## 5. ACKNOWLEDGEMENTS

This project has been achieved with support from the Swedish Ministry of Environment, IAP, UTFPR, UFPR, UFPel, and the City Hall of Curitiba. We acknowledge SIMEPAR for providing meteorological data, DETRANPR for the vehicle registration database, and other local entities and individuals in Curitiba that allowed the project team to complete the monitoring campaign and emission inventory.

## 6. REFERENCES

Alonso, M. F., Longo, K. M., Freitas, S. R., Fonseca, R. M., Marecal, V., Pirre, M., and Gallardo, L., (2010). An urban emissions inventory for South America and its application in numerical modeling of atmospheric chemical composition at local and regional scales. *Atmospheric Environment*, 44, 5072-5083.

Berkowicz, R. (2000). OSPM – a parameterised street pollution model. *Environmental Monitoring and Assessment*, 65, 323-331.

EMEP (2013). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013, ISSN 1725-2237. doi:10.2800/92722, <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>

Bond, T.C., Doherty, S.J., Fahey, D.W., Forster, P.M., Berntsen, T., De Angelo, B. J., .... and Zender, C.S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research*, 118, 5380-5552.

Hausberger, S., Rexeis, M., Zallinger, M., and Luz, R. (2009). Emission factors from the model PHEM for the HBEFA version 3, Institute for internal combustion engines and thermodynamics, Report Nr. I-20a/2009 Haus-Em 33a/08/679, Graz University of Technology.

Longo, K. M., Freitas, S. R., Pirre, M., Marécal, V., Rodrigues, L. F., Panetta, J., ... and Bela, M. (2013). The Chemistry CATT-BRAMS model (CCATT-BRAMS 4.5): a regional atmospheric model system for integrated air quality and weather forecasting and research. *Geoscientific Model Development*, 6, 1389-1405.

WHO (2016). Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. Geneva: World Health Organization.



## FACTORS AFFECTING SURFACE RADON EMANATION. CASE STUDY FROM SOUTHEASTERN OF MANIZALES TOWN

Salazar, S.<sup>2</sup>, Garzón, G.<sup>1,2</sup>, Castillo, L.<sup>3</sup>.

<sup>1</sup>Servicio Geológico Colombiano, Dirección Técnica de Laboratorios, Popayán y Cali.

<sup>2</sup>Centro Regional de Investigación e Innovación en Biotecnología y Fotónica CIBioFi, Cali.

<sup>3</sup>HD Geofísica, Bogotá.

### ABSTRACT

Radon is a radioactive inert gas that emits in its disintegration alpha particles, it is colorless, has no taste or smell. It comes from the radioactive decay chain of uranium; for being, a natural radioactive gas can measure in soil, water and atmosphere with radiometric methods detecting alpha particles. The anomalies of this gas on surface provide data of geophysical processes, for example, monitoring seismological and vulcanological, geothermal energy sources, study of active geological faults, tracer hydrogeological or uranium and hydrocarbons exploration. In the same way, if it exposed for a long time at high concentrations (greater than 4pCi/l) is a natural radiation hazard. The migration of the radon from the subsurface to the surface is limited by its half-life of 3.82 days. Some authors suggest that the main mechanism of the transport of this gas are given by pressure gradients, gas carriers or micro-bubbles and, by concentration gradients in a smaller proportion, which is affected by the weather conditions of the area. Radon measurements in the ground to the southeast of Manizales Town show areas where emissions of the gas affect by the relative humidity of the soil, and according to the transport mechanism, precipitation and temperature gradient also influence the emanation of the gas to the surface.

**KEY WORDS:** Radon, radiological hazards, soil properties, precipitation, temperature.

## 1. INTRODUCTION

Among noble gas known, radon is heaviest, radioactive. It has no odor or taste and flows naturally from the interior of the Earth into the Atmosphere. Some years ago, people had been encountered exposure to Radon. It is considered the second leading cause of death from lung cancer, after tobacco consumption in the United States and Europe. It has also been suggested the existence of other pathologies due to radon, such as the gastric cancer and childhood leukemia. An increasing of Lung cancer were detected for the first time in uranium mineworkers from United States and Europe, exposed to high concentrations of Radon Gas. In addition, studies in Europe, China and America confirm that even in low concentration, for instance, as those found in the homes, radon also is a risk for the health. The Radon has contributed significantly to the occurrence of lung cancer in different region of the world (Fauth et al., 1985; Flood et al., 1990; Henshaw et al., 1990; Kenawy & Morsy, 1991; Segovia et al., 1991; Keller, 1992; Medicie, 1992; Gundersen et al., 1992; Doi et al, 1994; Moroni (2001); EPA (2002); Szabó et al., 2014; Algghamdi & Aleissa (2014), Chen et al., 2014).

In Colombia, exist few references about Radon studies (Salazar, 2002). Recently, researcher carry on studies about Radon in Colombia, for example, measurement located in the Southeast of Manizales town by the ionic nature of the alpha particles that  $^{222}\text{Rn}$  produce in its natural decay; were use methods based on a combination of footprints of the traces left by the bombardment of these particles for their measurement. In this study, the effect of radon emanation (from subsurface to surface) is evidence by soil properties such as relativity humidity, meteorological variable (precipitation and Temperature) according to its mechanism of transport.

Radon is present in geological environment associated with the presence of radioactive elements, such as, uranium, thorium and radium (Gundersen et al., 1992; Gillmore et al., 2005). The link of Radon Gas from source rock has a half-life of 3.82 day. It is function of soil properties such as permeability, porosity and structural factors. The structure of rocks and factors such as concentration gradient, pressure, and temperature, determining transport mechanism of Radon on subsurface. In the path of the radon could trapped inside the crystal network of the rocks and dissolve in groundwater. A portion of the radon generated in the rocks can reach the surface by diffusion or transport it for other fluids (Rose et al., 1979; Tanner, 1964; Nazaroff, 1992).

The distribution and the migration of the radon isotope from the subsurface to the atmosphere influence geological, pedological and meteorological variables. The factors that participate in the radon flux, from subsurface to surface, are based on Radium -  $^{226}\text{Ra}$  contents, permeability, grains size, relative humidity, porosity, emanation coefficient and Uranium, Thorium and ratio in the rocks.

The exchanges of factors across the soil-air interface, is one of the process of the the radon flux. In addition, radon exhalation from the soil to atmosphere and the entrance of this gas to buildings are in function of the difference between of the building soil and the atmosphere pressure, difference between atmosphere and intern building pressure, and the wind direction. The pressure and temperature determine the potential emanation of the radon to the surface (Tanner, 1964; Gundersen, 1991; Medici, 1992, Nazaroff, 1992; Gundersen, 1997; Schumann & Gundersen, 1997; Etiope, & Martinelli, 2002; Magalhaes et al., 2003; Neznal et al., 2004; Bossew & Lettner, 2007; Zafirir et al., 2013; Yarmoshenko et al., 2016).

Generally, the radon usually reaches higher concentration in residences, for examples: basements,

cellars and other areas in contact with the ground. The Radon generates a natural radiological threat if the values of this gas within homes and workplaces are greater than 4 pCi/l (Gundersen et al., 1992).

### RADON TRANSPORT MECHANISM

The migration mechanism of endogeneous gases toward atmosphere are defined according to the fluid-rock condition. Between transports mechanism are advection and diffusion.

The transport mechanism given by advection, is defined by Darcy Law, it describes the advective transport of the Radon through porous medium or fractures with radius greater than  $1\mu\text{m}$  ( $r > 1\mu\text{m}$ ), laminar flow and the flux resistance is dominated by flow of viscosity. Pressure gradients induct the advective flux (Nazaroff, 1992). For Radon, the advective movements refers to "carrier Gas", for example, carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ), methane ( $\text{CH}_4$ ), hydrogen ( $\text{H}_2$ ) and nitrogen ( $\text{N}_2$ ), could carry on other noble gases.

Advection (referred as "Geogas"), is a mixture of gases. It formed by primary components (converging gases) and secondary components (rare gases). All gaseous mass tend to move from high pressure to low pressure zone; this massive transport named "advection" of carrier gases, in its various forms (gas flow phase, water displacement and gas bubbles) which could represent an important migration process. The movement of the gas in the fractures of rocks seem to be an effective and rapid migration form for long distance (Kristiansson & Malmqvist, 1982; Nazaroff, 1992; Etiope, & Martinelli, 2002). The natural micro filtration of the gas is a vertical advective movement when this "Geogas" traverses an aquifer. It produces "micro bubbles", which can collect trace elements when it is transported to the surface from long distances (gaseous atoms or solid particles).

Fick Law defines the diffusion transport mechanism. It is the molecular flow of gas from a region of high concentration to a region of lower concentration, due to concentration gradient, results in movements of thermally Radon molecules. The diffusion restricted by the pores sizes in the soil (Rose et al., 1979; Nazaroff, 1992).

### 3. METHODOLOGY

Measurements of radón-222 and radio-226 realized on the soil of the southeast of Manizales Town (Colombia). The area comprises eight  $\text{Km}^2$ , with intervals of 500m, for 43 station. The method for the measurement was the Electret Passive Environmental Radon Monitor (E-PERM). The E-PERM System consists of electrostatically charged DuPont Teflon disc, named electret, which collects ions on its surface. It is a chamber made of electrically conductive polypropylene material, within an electret that can discharge and it measure of electret surface potential (Salazar, 2002).

Two kind of sensors (electretects) used in this study: Short Term (ST) of High sensitive used for the measurements of the radium content in the soil; and Long Term (LT), of less sensitive measurement in surface.

The EPERM system has four chambers with different volumes: High (H, 1000 ml), Standard (S, 200 ml), used for measurement the Radium contents; while Little (L, 50 ml) for Radon measurements content and M chambers (M, 40 ml).

A Dupont Teflon disc with quasi-permanent electric charge constitutes the Electret. The charge of the

electret creates a strong electrostatic field capable of collecting ions of opposite charge. The amount of charge contained in an electret characterizes its surface potential, diameter and thickness. Each chamber, in turn, consists of a conductive plastic material, which minimizes the response of the natural Gamma radiation (Kotrappa, 1988; Diago et al., 2001).

The gas capture chamber is installed in the soil to 70 cm depth. Before installing the chamber in the soil of each station, 400g of soil samples of the B-horizon were collected (cumulative Horizon), were determined in the laboratory as active radium-226 content, relative humidity, porosity and permeability.

A Barnant 90 model thermocouple used for determining the environment temperature and the floor temperature. The Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) provided the information about precipitation and average environment temperature.

The Temperature gradient is the difference between the measured temperature in the soil and the atmosphere temperature.

## STUDY CASE

The study area is located in the southeastern of Manizales Town (Figure 1), which weather is characterized by being cold humidity, typical bimodal precipitation into seasonal behavior, with higher values in the months of April to May and from October to November, and an average temperature of 16.7 °C, with variation of 0.9°C (IDEAM, 2015).

The geology (Figure 2) has stratigraphically been defined with rocks established in different periods, whose ages vary from Cretaceous until the Quaternary.

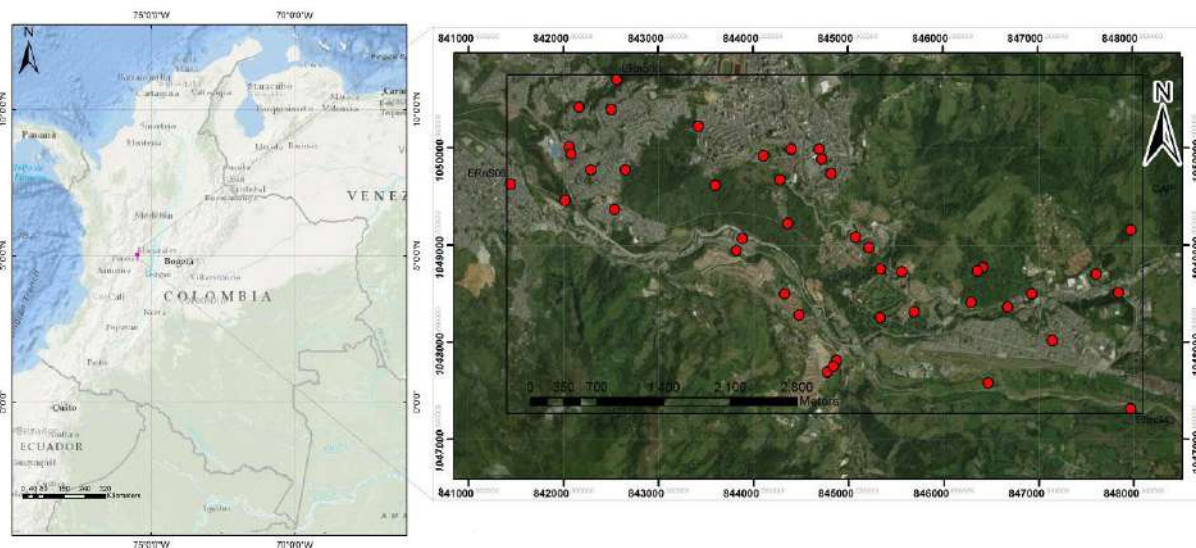


Figure 1. Location Map of Radon Station.

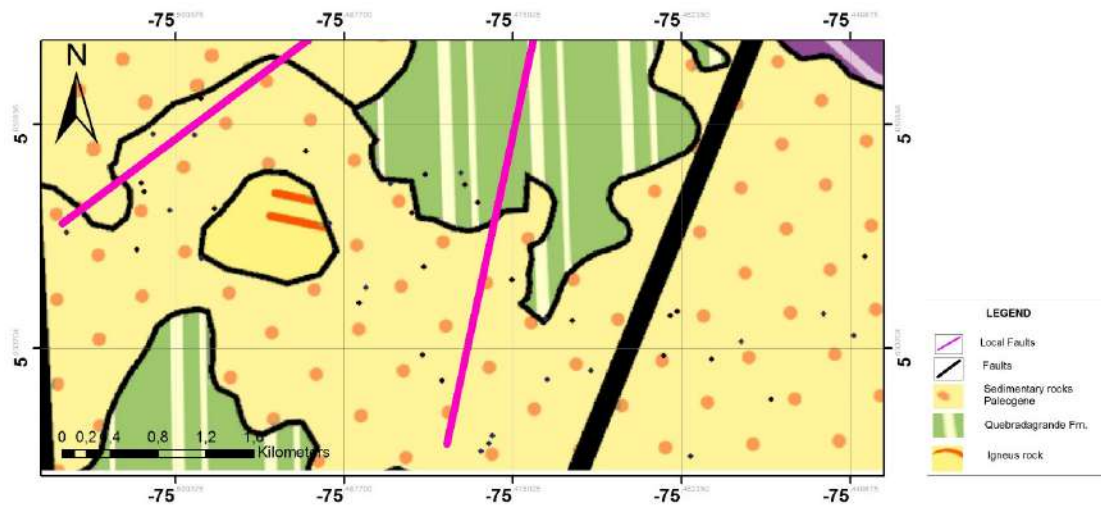


Figure 2. Geological Map of study areas.

Table 1. Soil properties measured in Laboratory.

Estation Sample	Humity (%)	Permeability (cm/s)	Porosity (%)	T Soil (°C)	Radium (pCi/Kg)	Radon (pCi/l)
RnS01	34,8	0,091	36,9	21,8	732	733
RnS02	34,6	0,045	36,8	20,7	487	336
RnS03	26,7	0,031	30,2	26,8	525	712
RnS04	23,4	3,273	30,1	23,4	682	1950
RnS05	24,1	0,011	30,9	23,2	477	170
RnS06	20,8	0,142	27,4	22,0	471	1820
RnS07	22,9	0,026	29,6	20,8	759	412
RnS08	24,8	0,005	31,6	22,0	521	629
RnS09	73,5	0,013	52,9	17,9	429	151
RnS10	17,2	0,054	25,4	20,9	700	277
RnS11	32,2	0,351	34,8	22,2	1310	1013
RnS12	23,8	0,008	30,6	22,9	561	344
RnS13	19,3	0,008	28,3	21,0	397	342
RnS14	16,6	0,008	26,5	21,4	482	549
RnS15	26,6	0,011	33,4	20,6	1073	1157
RnS16	15,5	0,023	24,9	21,6	703	1753
RnS17	32,1	0,004	34,7	21,8	504	476
RnS18	31,8	0,023	34,5	24,3	746	702
RnS19	35,7	0,004	37,6	19,7	637	694
RnS20	15,7	0,005	25,9	19,9	592	782
RnS21	12,9	0,008	33,7	24,8	626	954
RnS22	26,9	0,005	21,2	19,8	399	100
RnS23	34,2	0,004	36,4	22,6	1257	2000

Estation Sample	Humity (%)	Permeability (cm/s)	Porosity (%)	T Soil (°C)	Radium (pCi/Kg)	Radon (pCi/l)
RnS24	25,7	0,016	32,5	22,8	723	846
RnS25	19,4	0,006	28,4	20,4	436	811
RnS26	32,1	0,004	31,9	20,5	631	1484
RnS27	15,3	0,004	23,3	19,7	554	347
RnS28	24,2	0,008	31,1	23,2	557	448
RnS29	41,1	0,011	41,6	24,4	775	1617
RnS30	23,4	0,008	30,2	21,9	720	1226
RnS31	32,6	0,041	35,16	21,6	438	362
RnS32	19,5	0,023	28,6	20,3	497	282
RnS33	22,5	0,032	29,2	23,7	549	828
RnS34	33,1	0,022	35,9	22,3	833	214
RnS35	38,5	0,013	39,7	23,2	971	1113
RnS36	30,9	0,011	33,8	22,9	614	1830
RnS37	17,6	0,008	27,9	21,2	553	1363
EnS38	25,4	0,011	32,2	21,4	613	210
EnS39	37,7	0,006	39,2	23,4	709	525
EnS40	24,2	0,016	30,9	21,4	594	287
EnS41	31,5	0,011	34,3	22,8	465	1037
RnS42	29,7	0,011	36,4	21,4	613	481
EnS43	25,2	0,011	31,9	22,0	465	304

Dinamic environment involved Oceanic and continental domine. Sedimentary rocks deposited in Cretaceous sea, which overlaying by Paleogene and Quaternary continental deposits (Aguirre et al., 1993).

Structurally they comprises two fault systems: Romeral with trend N-S, and the Palestina, with N-E trends. In addition, there are local faults and lineaments, which evidenced the fracturing and folding in rocks, geomorphological features (deflection in hills) and drainage (Betancourth et al., 1998).

Radon concentrations measured in situ ranged from 170 to 1.830 pCi/l. On this data two groups, were distinguished: Radon emissions above 800 pCi/l (Which are defined as High values), and Radon emissions below 800pCi/l (Lower values).

The lithology of the area does not related with minerals like Uranium, Thorium and Radium; the high values of Radon related to lineaments and geological faults.

The emanation of Radon from the soil to the atmosphere is influenced by soil properties, such as relative humidity, whose relationship with the gas output is inversely proportional. The higher relative humidity the possibility of gas leaving is lower, the porous in the floor are filled with water; in the same way, the high porosity and permeability facilitates the exit of the Radon towards the surface. The active content of Radium-226 measured in surface, give information about possibility of Radon produced in the soil. In those cases, where measured Radon-222 is greater that Radium-226 of the soil, the difference corresponds to Radon from subsurface (Tanner, 1964, Salazar, 2002). Then, Soil properties and concentration of Radon measured made in the area (Table 1).



On the other hand, meteorological variables also affect the Radon exit to the surface, if the transport mechanism of the gas is by diffusion, when the greater precipitation and Radon emanation (Figure 3). If the transport mechanism is by advection or in fault zone, precipitation negatively affects the Radon emanation could be due pressure gradient contrast generated at the surface (Figure 4).

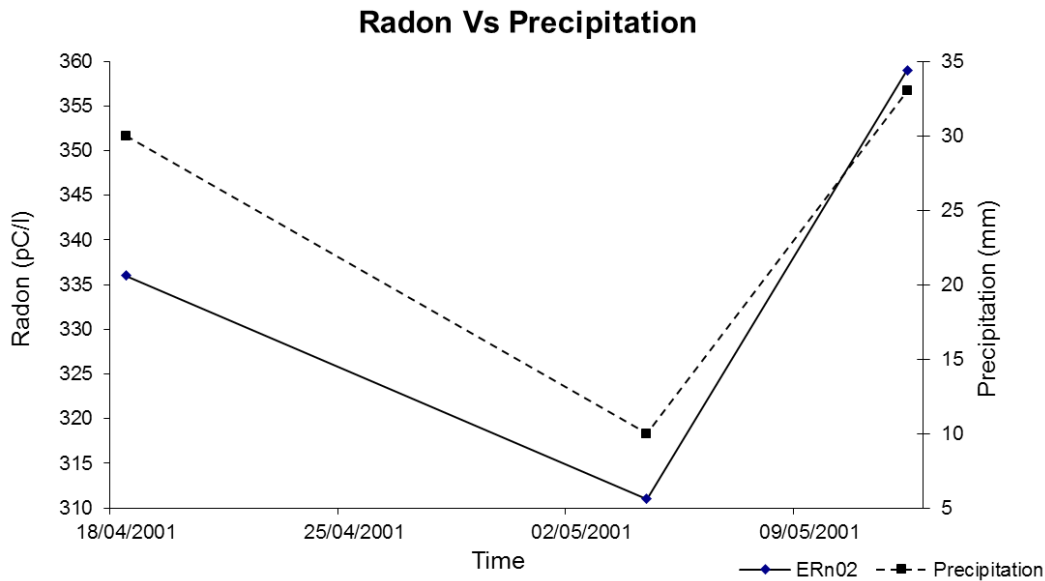


Figura 3. Radon transport mechanism in O<sub>2</sub> station, given by diffusion. It shows a proportional behavior to the Radon emanation with the precipitation.

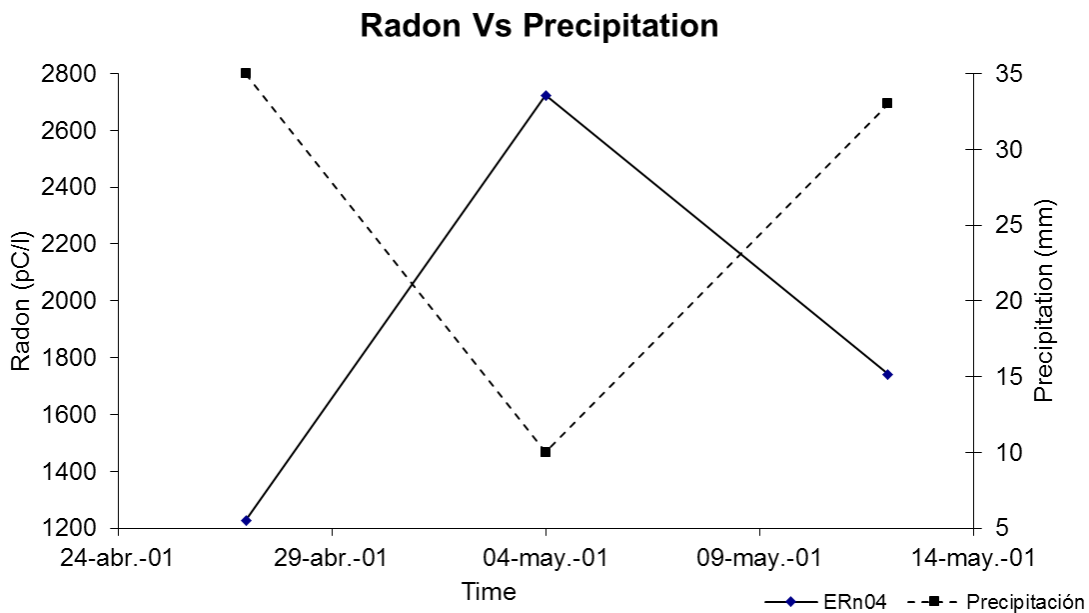


Figure 4. The mechanism of transport of Radon in the station 04 on geological lineaments is given by advection. It shows an inversely proportional behavior to the emanation of Radon with the precipitation.

The Temperature gradient (between soil and surface) affects the Radon emanations, if the transport

mechanism is by diffusion; the relationship between temperature gradient and Radon emissions is inversely proportional (Figure 5).

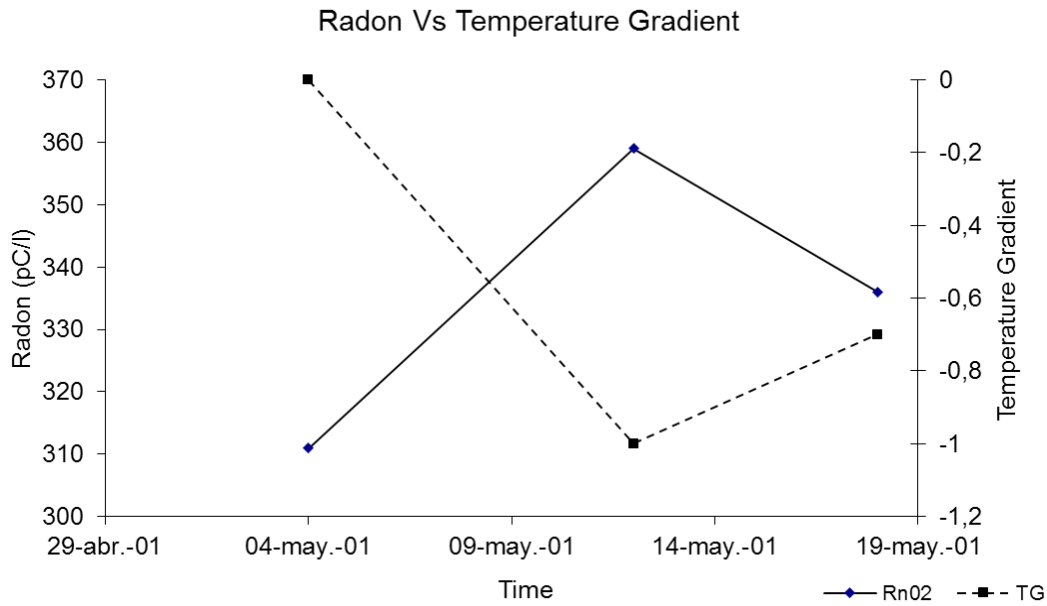


Figure 5. The mechanism of transport of Radon in the Station 02 is given by diffusion, where it shows a behavior inversely proportional to the Radon emanation with relation to the Temperature gradient.

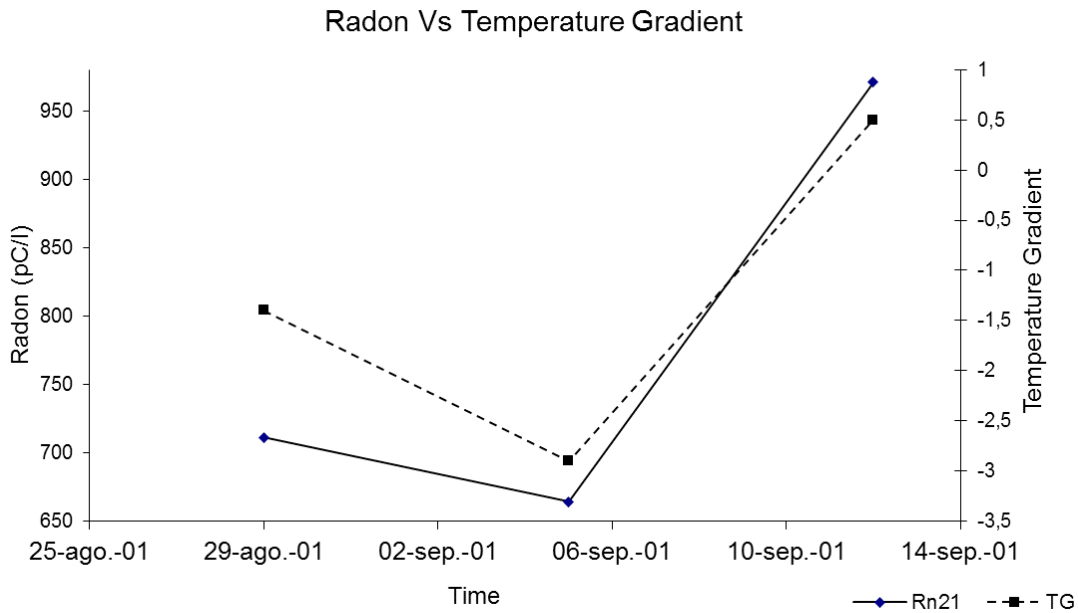


Figure 6. The mechanism of transport of Radon in station 21 on geological fault, given by advection, where it shows an inversely proportional behavior to the Radon emanation with the precipitation.

The relationship between the Temperature gradient and Radon emanations, which is proportional when the transport mechanism is advective, influenced by geological fault zone (Figure 6).

#### 4. DISCUSSION

In this study, properties of the soils were measured (Table 1): relative humidity, porosity, permeability and Radium-226 content. The stations Rn01, Rn02, Rn09, Rn17, Rn31 and Rn34, among others, contain high percentage of relative humidity and Radon emanation is low, with relation to the active radio-226 content, which is similar or greater to the Radon concentrations; that could indicate that the Radon produced is of the soil and there is no influence of the subsurface.

The porosity and permeability help Radon emanation from subsurface toward surface; the 09 station has a high porosity, however it has a very high relative humidity, which shows that the relative humidity negative affects Radon emissions to the surface. When the permeability is secondary (in this case by lineaments and geological faults), the measured porosity and permeability are not relevance.

Meteorological variables, such as precipitation and temperature gradients between soil and atmosphere affect Radon emanation, depending of the gas transport mechanism. If the gas transport mechanism is by concentration gradient, the Radon emanation may increase at higher precipitation; and, if the temperature gradient is high, the Radon concentration may vary in a downward manner. In the case where the transport mechanism is by pressure gradient, the precipitation affects emanation Radon in negative way, and the temperature gradient affects positively, in example at a higher gradient greater gas emanation.

#### 5. CONCLUSIONS

In the southeastern zone of the Manizales town were measured high values of Radon concentrations. They are associated to lineaments and geological faults. The lithology shows low relationship with associated minerals as Uranium, Thorium and Radium.

The properties of the soil affects the emanation of Radon toward the surface, the high porosities and permeability have a positive effect to the emanation of gas; relative humidity negatively influence Radon emission from subsurface to the surface.

The measured active Radio-226 content in the soil shows information on the provenance of measured Radon gas, if it occurs in the surface or subsurface.

The study area has a humid cold climate, with Temperature variations of 0.9°C of, where the emanation of Radon to the surface affected by meteorological variations, such as precipitation and temperature, exert changes in Radon emissions and depend of the gas transport through the subsurface.

#### 6. REFERENCES

Aguirre, F.M., Ballesteros, H.F., Montoya, M., Gutiérrez, J.C., 1993. Modelo tridimensional de las Formaciones Superficiales en Manizales. Tesis de grado. Universidad de Caldas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Programa de Geología y Minas, Manizales, 93pp.

Alghamdi, A., Aleissa, K. 2014. Radiation Measurements 62. 35-40pp.

Betancourth, J.J., Buitrago, Y.M., Buitrago, J.E., Cadavid, L., Corrales, J., Gallego, L.M., Montoya, N.E.,

Navarrete, W.F., Quiroz, O.M., 1998. Contribución a la evaluación hidrogeológica, susceptibilidad a fenómenos volcánicos, áreas fuente de sedimentos y caracterización morfoestructural en la cuenca del río Chinchiná (Caldas). Tesis de Grado. Universidad de Caldas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Programa de Geología. Manizales, 150pp.

Bossey, P., Lettner, H., 2007. Investigations on indoor radon in Austria, Part 1: Seasonality of indoor radon concentration. *J. Environ. Radioact.* 98, 329–345pp. doi:10.1016/j.jenvrad.2007.06.006.

Chen, J., Bergman, L., Fall comer, R., Whyte, J. 2014. Results of simultaneous radon and thoron measurements in 33 metropolitan areas of Canada. *Radiation Protection Dosimetry*, 163(2), 210–216pp. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncu141>

Diago, J.C., Salazar, S., Garzón, G., 2001. Metodología de monitoreo del Radón-222 en sismotectónica. *Revista Horizontes Naturales*. Universidad de Caldas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, N° 3, 37 – 42pp.

Doi, M., Fujimoto, K., Kobayashi, S., Yonehara, H., 1994. Spatial distribution of Thoron and Radon concentrations in the indoor air of a traditional Japanese wooden house. *Health Physics*, Vol. 66, N°1, 43-49pp.

EPA, 2002. Zone map of Radon. <http://www.epa.gov/iaq/radon/zonemap>.

Etioppe, G., Martinelli, G. 2002. Migration of Carrier and Trace Gases in the Geosphere: An Overview. *Physics of the Earth and Planetary Interiors* 129(3-4):185–204pp.

Fauth, H., Hindel, R., Siewers, U., Zinner, J., 1985. *Geochemischer Atlas Bundesrepublik Deutschland* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe – BGR. Hannover, 79pp.

Flood, R.L., Thomas, T.B., Suneson, N.H., Luza, K.V., 1990. Radon potential map of Oklahoma. *Oklahoma Geological Survey Map GM - 32*, Scale 1:750.000.

Gillmore, G., Phillips, P., Denman, A. 2005. The effects of geology and the impact of seasonal corrections factors on indoor radon levels: a case study approach. *Journal of Environmental Radioactivity* 84. 469-479pp.

Gundersen, L.C.S., 1991. “Radon in Sheared Igneous and Metamorphic Rocks”. In: Gundersen, L.C.S. and Wanty, R.B. (Editors), *Field Studies of Radon in Rocks, Soils and Water*. U.S. Geological Survey Bulletin , 39 – 50pp.

Gundersen, L.C.S., Schumann, R.R., Otton, J.K., Dubiel, R.F., Owen, D.E., and Dickinson, K.A., 1992. *Geology of Radon in the United States*. In: Gates, A.E. Gundersen, L.C.S. (Editors), *Geology Control on Radon*. The Geological Society of America, special paper, Vol. 271, 1-16pp.

Henshaw, D. L., Eatough, J.P., and Richardson, R.B., 1990. Radon as a causative factor in induction of Myeloid Leukaemia and other cancers. *Lancet*, Vol. 335, 1008 – 1012pp.

Instituto De Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales IDEAM, *Atlas Climatológico de Colombia – Interactivo – año 2015*. Bogotá, D. C., 2015. ISBN: Volumen 1: 978-958-8067-73-5

Keller, G., 1992. “Mitigation in high Radon areas in Germany”. *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 45, 565 – 568pp.

- Kenawy, M. A. Morsy, A., 1991. Measurements of environmental Radon - 222 concentration in indoor and outdoors in Egypt. *Nuclear Tracks and Radiation Measurements*, Vol. 19, N° 1, 43 – 49pp.
- Kotrappa, P., 1988. “E-PERM system manual”. Maryland, USA, 108pp.
- Kristiansson, K., Malmqvist, L. 1982. Evidence for nondiffusive transport of <sup>222</sup>Rn in the ground and a new physical model for the transport. *Geophysics*. Vol 47 No 10. 1444-1452pp.
- Magalhaes, M.H., Amaral, E.C.S., Sachett, I., Rochedo, E.R.R. 2003. Radon-222 in Brazil: An outline of indoor and outdoor measurements. *J. Environ. Radioact.* 67, 131–143pp. doi:10.1016/S0265-931X(02)00175-3
- Medici, F. V., 1992. Zusammenhänge zwischen lokaler Geologie und Radon-konzentration in Wohnhäusern Erste Ergebnisse aus der Schweiz. Ph.D. dissertation. Instituts für Geophysik der ETH Zürich, Schweiz, 202pp.
- Moroni, M., 2001. Il Radon nella Pianificazione Territoriale. <http://edilitaly.com/radon/pianificaz>
- Nazaroff, W., 1992. “Radon transport from soil to air”. *Reviews of Geophysics*, Vol. 30, N° 2, 137-160pp.
- Nezmal, M., Matolin, M., Just, G., Turek, K. 2004. Short-term temporal variations of soil gas radon concentration and comparison of measurement techniques. *Radiat Pro Dosim*, 10;/55-63pp.
- Rose, A.W., Hawkes, H.E., Webb, J.S., 1979. *Geochemistry in mineral exploration*”. Jhon Wright and sons Ltd., London, 657pp.
- Salazar, S. 2002. Mapa geoquímico del gas Radón en el Sureste de la ciudad de Manizales. Universidad de Caldas. Tesis, 99pp.
- Schumann, R. R., & Gundersen, L. C. S. 1997. Geologic and climatic controls on the radon emanation coefficient. *Environment International*, 22(SUPPL. 1), 439–446pp. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(96\)00144-4](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(96)00144-4)
- Segovia, N., Pena, P., Tamez, E., 1991. “Radon Survey in Mexico City”. *Nuclear Tracks and Radiation Measurements*, Vol. 19, N° 1 - 4, 405 - 408
- Szabó, K., Jordan, G., Horváth, A., Szabó, C. 2014. Mapping the geogenic radon potential: methodology and spatial analysis for central Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity* 129, 107-120pp.
- Tanner, A. B., 1964. Radon migration in the ground: a review. In: Adams, J.A.S. and Lowder, W.M. (Editors), *Natural Radiation Environment*. University of Chicago press, Chicago. 161-190pp.
- Yarmoshenko, I., Vasilyev, A., Malinovsky, G., Bossew, P., Žunić, Z.S., Onischenko, A., Zhukovsky, M., 2016. Variance of indoor radon concentration: Major influencing factors. *Sci. Total Environ.* 541, 155–160pp. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.077.
- Zafir, H., Barbosa, S., Malik, U. 2013. Differentiation between the effect of temperature and pressure on radon within the subsurface geological media. *Radiation Measurements* 49. 39-56pp.



## ANÁLISIS MULTITEMPORAL DE RUIDO AMBIENTAL EN LA CIUDAD DE MONTERÍA PARA EL PERÍODO 2011 HASTA 2017.

### MULTIMEDIA ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL NOISE IN THE CITY OF MONTERÍA FOR THE PERIOD 2011 TO 2017.

Ávila F. Stefany<sup>1</sup>; Pérez G. Esmeralda N<sup>1</sup>; Poveda G. Keila P<sup>1</sup> y Bustamante R. Ángela<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Programa de Ingeniería Ambiental, Universidad de Córdoba, Montería, Colombia.

<sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingenierías, Universidad de Córdoba, Montería, Colombia.

Autor de correspondencia: [steaviflo13@gmail.com](mailto:steaviflo13@gmail.com)

#### RESUMEN

Se analizaron los avances que ha tenido la ciudad de Montería en cuanto a descontaminación acústica entre los años 2011 hasta 2017 con la implementación de la jornada del día sin carro en la ciudad y si ha tenido o no mejoras en cuanto a la calidad del aire. El objetivo principal de este proyecto se fundamenta en un análisis multitemporal de los niveles de ruido calculados por la autoridad ambiental competente en la jornada del día sin carro en la ciudad, para el periodo antes mencionado y establecer los beneficios en la calidad acústica de ésta. Obteniendo como resultado un análisis general de la eficiencia en la implementación de dicha jornada y su aporte al mejoramiento de la calidad del aire de la ciudad y la descontaminación acústica de ésta.

#### ABSTRACT

The progress made by the city of Monteria in acoustic decontamination between the years 2011 to 2017 was analyzed with the implementation of the day of the day without a car in the city and whether it has had improvements in air quality. The main objective of this project is based on a multitemporal analysis of the noise levels calculated by the competent environmental authority in the day of the day without car in the city, for the period and to establish the benefits in the acoustic quality of this one. Thus, a general analysis of the efficiency in the implementation of this day and its contribution to the improvement of the city's air quality and the acoustic decontamination of the city.

**PALABRAS CLAVE** Análisis Multitemporal, Ruido Ambiental, Día sin Carro.

**KEY WORDS** Multitemporal Analysis, Environmental Noise, Day free Car

## 1. INTRODUCCIÓN

El departamento de Córdoba aproximadamente en los últimos 10 años ha presenciado un aumento considerable en el flujo vehicular y siendo Montería la capital de éste con más de 5000 mototaxistas que por su actividad están desplazando en general al transporte público, sin tener en cuenta medidas de higiene, seguridad y economía (CVS, 2008). Es por lo anterior que la realización de las jornadas de día sin carro puede ser una medida paliativa para la contaminación auditiva, por ello se hace necesario realizar investigaciones que proporcionen información científica para el desarrollo de medidas y políticas públicas que permita a los ciudadanos vivir en un entorno óptimo ambientalmente, es por esto que el enfoque del trabajo va dirigido a la comparación de los datos existentes creando así un registro histórico que pueda servir para evaluar la efectividad de la medida.

El día sin carro en la ciudad de Montería se adoptó como una medida administrativa municipal llevada a cabo con el propósito de hacer educación ciudadana y buscar un beneficio ambiental para la ciudad mediante la suspensión de la circulación de los carros particulares y motos, esta estrategia se inició a implementar desde el año 2011 anualmente y a partir del 2015 se viene desarrollando un día sin carro para cada semestre del año en cumplimiento del decreto 0037 de 2011.

La Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge - CVS como autoridad ambiental ha realizado seguimiento a los niveles de ruido ambiental durante las jornadas del día sin carro adelantadas en la ciudad y en días previos a la misma; por lo cual, en este trabajo se presenta un análisis de la efectividad de la jornada del día sin carro a partir de los niveles de ruido en el periodo comprendido entre los años 2011 y primer semestre de 2017.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se compiló y organizó la información histórica de los niveles de ruido registrados durante las jornadas de día sin carro y en días de flujo vehicular normal en la ciudad, las mediciones fueron realizadas por la CVS entre los años 2011 hasta el año 2017.

Se identificaron registros para siete (07) jornadas de día sin carro y 12 jornadas comparativas con día de control, durante las jornadas se establecieron entre 13 y 20 puntos de control como muestra en la tabla 1. Usando el software Microsoft Excel se construyó una base de datos clasificando los datos para días sin carro y días de flujo vehicular normal, fecha de la medición, ubicación y nivel sonoro continuo equivalente (L<sub>aeq</sub>).



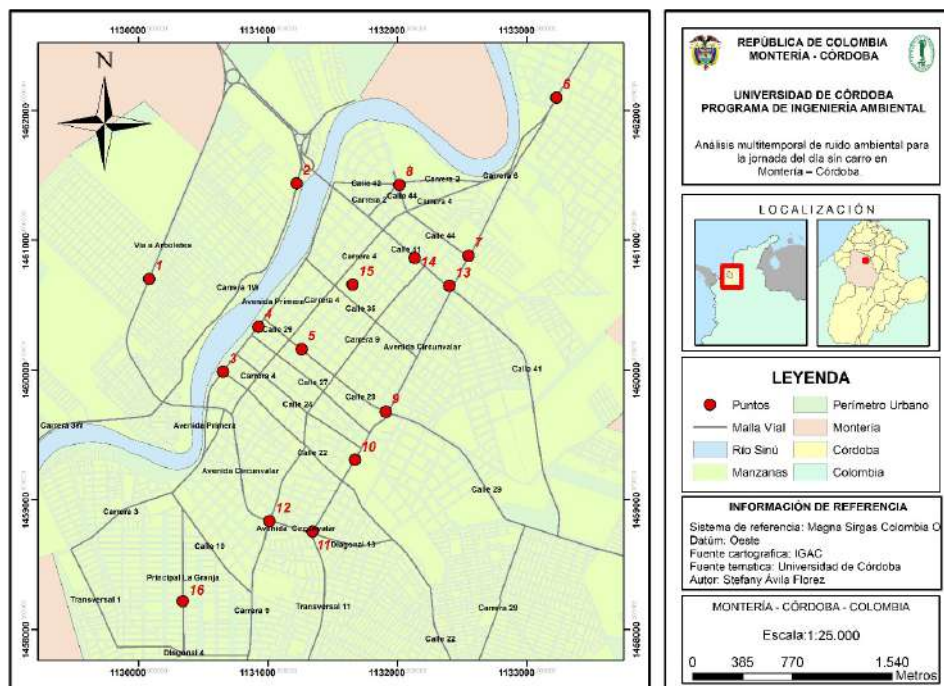
Tabla 1. Resumen de Datos registrados

Año	Jornadas día sin carro	Días de control	Número de puntos de estudio
2011	Jueves, 3 de febrero		16
2012	Jueves, 2 de febrero	Jueves, 26 de enero	16
2013	Jueves, 7 de febrero	no registra	no registra
2014	Jueves, 6 de febrero	no registra	no registra
2015 - 1	Jueves, 5 de febrero	Jueves, 29 de enero	18
2015 - 2	Martes, 22 de septiembre	Lunes, 21 de septiembre	13
2016 - 1	Jueves, 4 de febrero	Miércoles, 3 de febrero	13
2016 - 2	Martes, 22 de septiembre	Lunes, 21 de septiembre	20
2017 - 1	Jueves, 2 de febrero	Miércoles, 1 de febrero	20

Fuente 1. Información a partir de registros históricos de la CVS

En este estudio sólo se analizaron 16 de los puntos estudiados durante las diferentes jornadas considerando los niveles de ruido registrados, en la figura 1 se muestra la ubicación de los puntos estudiados.

Imagen 1. Localización Puntos Críticos de Contaminación Sonora



Fuente 2. Grupo de trabajo por medio de software ArcGis 10.3

Además, se relaciona en la tabla 2 una descripción de las características de la zona de estudio y el uso del suelo.

Número de Punto	Dirección	Descripción
1	Carrera 9 w entre calles 26 y 27	Punto ubicado en vía de acceso a la ciudad, uso de suelo comercial y residencial con alto fluido vehicular.
2	Carrera 1 w, frente a UNISINU	Punto cercano a una universidad, uso de suelo institucional y residencial cercano a vía con tráfico de transporte urbano, sector
3	Av. 1ra con calle 22	Punto ubicado en zona con uso de suelo comercial y dotacional cercano a vía con tráfico de transporte urbano.
4	Av. 1ra con calle 28	Uso de suelo dotacional, comercial y residencial, cercano a vía con tráfico de transporte urbano frente a Parque lineal Ronda del Sinú.
5	Calle 29 entre carreras 5 y 6	Punto ubicado en zona de uso de suelo dotacional, residencial pero principalmente comercial, con cercanía a vía de transporte urbano.
6	Av. Circunvalar con calle 62, frente al Exito Norte	Punto ubicado frente a zona con uso de suelo comercial, cercano a avenida con alto flujo vehicular.
7	Av. Circunvalar con calle 44	Punto ubicado frente a zona con uso de suelo comercial, cercano a Centro comercial y avenida con alto flujo vehicular.
8	Carrera 2da con calle 44	Punto cercano a institución educativa, uso de suelo institucional, residencial y comercial. Con alto flujo vehicular.
9	Av. Circunvalar con calle 29, Estación de Servicio Mobil	Punto con ubicación en calle avenida con alto flujo vehicular
10	Av. Circunvalar con calle 23, frente al Hospital San Jerónimo	Zona con uso de suelo dotacional, comercial y residencial frente a vía principal de transporte urbano.
11	Av. Circunvalar con carrera 15, frente a la Estación de Servicio Terpel.	Uso de suelo dotacional, comercial y residencial, cercano a vía principal con tráfico de transporte urbano
12	Carrera 9 con Av. Circunvalar	Uso de suelo dotacional, comercial y residencial, cercano a vía principal con tráfico de transporte urbano
13	Av. Circunvalar con calle 41	Uso de suelo comercial y residencial cercano a vía principal con tráfico de transporte urbano
14	Calle 41 carrera 8	Uso de suelo comercial (zona de discotecas) y residencial, cercano a vía principal con tráfico de transporte urbano.
15	Carrera 5ta con calle 36	Centro de la ciudad, uso de suelo dotacional, comercial y residencial.
16	Transversal 5 con diagonal 12	zona con uso de suelo comercial y residencial, cercano a vía con tráfico transporte urbano

Fuente 3. Información a partir de registros históricos de la CVS

El análisis realizado para las jornadas del día sin carro, se compararon con los estándares máximos permisibles de niveles de ruido ambiental según normatividad vigente nacional (Resolución 610 de 2010) y los valores guía para el Ruido Urbano en ambientes específicos establecidos a nivel internacional.

Para mejor interpretación de los datos consignados en las siguientes tablas, los espacios en blanco “No aplican” lo cual significa que para esos años no se realizaron mediciones en esos puntos.

### 3. RESULTADOS

#### AÑOS 2011 Y 2012:

Los niveles de reducción de decibeles (dB) se amplían en las diferentes zonas o puntos de muestreo

con mayor congestión vial (donde hay mayor tránsito vehicular), como se evidencia en el punto 2 “Carrera 9 w calles 25 y 26” de muestreo de la tabla 3 para el año 2012, la reducción de los decibeles aumentó un 86% comparado con el año anterior 2011 por otro lado siguiendo con los mismos años de muestreo, el punto 4 “Av. primera calle 28” muestra una reducción del 65% convirtiéndolos así en los datos más relevantes durante ese periodo de tiempo.

Tabla 3. Niveles de Ruido Registrados (en dB) para los años 2011 y 2012

Puntos Monitoreados	Día típico 2011	Día sin carro 2011	Día típico 2012	Día sin carro 2012
1	72,3	70,85	71,93	61,4
2	73,95	64,8	71,53	66,25
3	73,2	68,93	72,8	63,7
4	74,1	68,88	70,85	56,8
5	72,2	67,85	68,4	67,7
6	77,83	74,25	78,8	67,4
7	80,05	74,88	69,5	64,4
8	74,3	68,15	71,7	64,9
9	78,48	72,5	74,93	65
10	74,25	70,53	71,97	65,9
11	75,18	68,18	72	64,5
12	74,13	72,6	73,73	67,6
13	81,6	75,35	75,6	73,1
14	75,53	73,83	76,2	72
15	75,25	69,15	74,33	64,2
16	73,98	66,55	72,07	63,6

Fuente 4. CVS Corporación Autónoma Regional de los Valles Sinú y San Jorge, año (2012)

#### AÑOS 2013 Y 2014:

Para estos dos años se encuentra información limitada, no se identificaron registros sobre las mediciones realizadas en la implementación de la jornada del día sin carro, por tanto, no se tienen en cuenta para el análisis final, lo que también limita un poco la veracidad en los resultados.

#### AÑOS 2015 y 2016:

Para el año 2015 se empiezan a realizar 2 jornadas del día sin carro (1 cada 6 meses), pero solo se registran datos de reducción de día típico y día sin carro del primer semestre por lo que se realiza la comparación con el segundo semestre del año 2016 que presenta el mismo caso del 2015 con 2 jor-

nadas de medición, pero registro completo de sólo una. La paradoja con este asunto es que la comparación se realizará entre épocas diferentes como se menciona anteriormente, entre la medición 2015-I y 2016-II consignadas en la Tabla 4.

Tabla 4. Niveles de Ruido Registrados (en dB) para los semestres 1 y 2 del año

Puntos Monitoreados	Día típico 2015 - I	Día sin carro 2015 - I	Día sin carro 2015 - II	Día sin carro 2016 - I	Día típico 2016 - II	Día sin carro 2016 - II
1	71,30	66,60	No registra	No registra	71,3	61,8
2	71,10	68,60	No registra	No registra	72	63,6
3	69,85	62,60	No registra	No registra	69,85	58,7
4	71,90	67,70	No registra	No registra	71,9	67,8
5	67,95	64,30	No registra	No registra	67,95	64,1
6	75,95	72,10	No registra	No registra	73,4	70
7	75,40	68,60	70,60	65,70	75,4	73,3
8	71,65	68,20	No registra	No registra	71,65	60,1
9	67,45	64,45	No registra	No registra	67,45	66,5
10	70,75	66,00	No registra	No registra	71,95	70,4
11	71,50	66,55	No registra	No registra	71,5	68,6
12	73,80	68,60	63,30	67,10	73,8	70,3
13	73,95	67,20	65,70	70,00	73,95	72,7
14	74,75	72,95	No registra	No registra	74,75	64
15	77,00	70,50	No registra	No registra	77	67,4
16	70,35	68,90	64,60	76,60	70,35	67,8

Fuente 5. CVS Corporación Autónoma Regional de los Valles Sinú y San Jorge, año (2016)

A pesar de que la comparación se realiza en épocas totalmente diferentes se nota que en el punto 14 correspondiente a “calle 41 carrera 8” la reducción de decibeles de ruido, son en comparación con el año 2015-I de aproximadamente del 83,31 % y en el punto de muestreo número 13 “carrera 2 con calle 44” la reducción es del 70 %.

#### AÑO 2017:

Los datos de reducción de niveles de ruido en el año 2017 (consignados en la tabla 5), se evidencia en el punto de muestreo 19 “glorieta de Mocari” la disminución de estos niveles fueron del 75% en comparación con la medición del semestre 2 del año 2016.

En el punto de muestreo 13 “Carrera 2 calle 44” comparando el año 2017 y 2015-I se evidencia una reducción del 64,21%.

El punto 13 de muestreo se ha tomado como base porque es quien muestra mayor reducción en el año 2017, por tal motivo en la comparación realizada entre el año 2017 y 2012 es el punto 13 evidencia una reducción de niveles de ruido ambiental del 29,73 %.

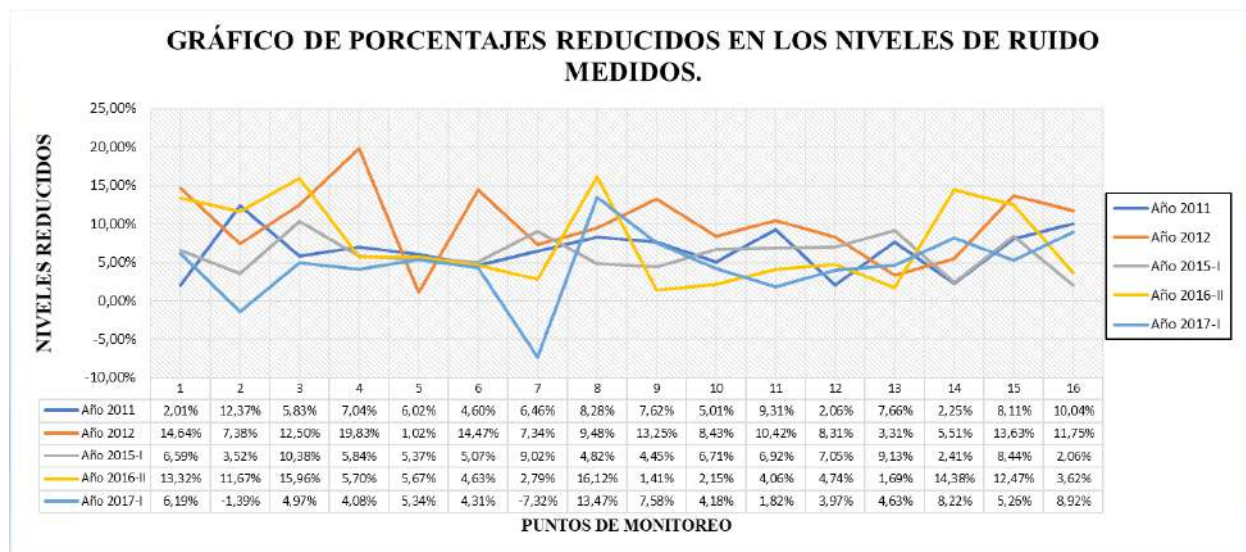
Y por último y no menos importante la comparación de reducciones entre los años 2017 y 2011 tomando como referencia el punto 13, la disminución de decibeles es de 38,54 %, sabiendo que esta es la primera reducción del día sin carro que está tabulada.

Tabla 5. Niveles de Ruido Registrados (en dB) para el primer semestre del año 2017

Puntos Monitoreados	Día típico 2017 - I	Día sin carro 2017 - I
1	71,1	66,7
2	64,8	65,7
3	68,4	65
4	71	68,1
5	73	69,1
6	72	68,9
7	69,7	74,8
8	72	62,3
9	71,2	65,8
10	71,8	68,8
11	71,3	70
12	70,5	67,7
13	73,4	70
14	74,2	68,1
15	68,5	64,9
16	74	67,4

Fuente 7. CVS Corporación Autónoma Regional de los Valles Sinú y San Jorge

Ya observando con mayor claridad como muestra el siguiente gráfico los datos de reducción, podemos ver que en el año 2017 los niveles reducidos son en cantidades de menor proporción en comparación con los años anteriores, y que el punto 13 sigue registrando el mayor nivel reducido.



#### 4. CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, se puede afirmar que los niveles de ruido de la ciudad disminuyen durante la implementación de la jornada del día sin carro en la ciudad de Montería; sin embargo, esto es sólo un pequeño aporte ante la complejidad de mejorar la calidad auditiva en la ciudad puesto que dicha jornada es una medida aplicada para un solo día del año, el mismo que cuenta con 364 días en los que no se lleva a cabo esta medida, por tanto no es muy significativo en cuanto a la contaminación sonora anual.

También, se debe tener en cuenta que además del aumento de la población y del aumento en el parque automotor de la ciudad, los niveles de ruido urbano de la ciudad también tienen relación con actividades comerciales no controladas. Es por esto que para un mejoramiento en la calidad auditiva de la ciudad se debe promover el trabajo articulado de las autoridades competentes partiendo de la base del ordenamiento ambiental del territorio.

#### 5. REFERENCIAS

Alcaldía de Montería. (s.f.). *Alcaldía de Montería*. Recuperado el 2017, de <http://www.monteria.gov.co/informacion/decretos/>

CVS. (2008). *PGAR - PLAN DE GESTION AMBIENTAL REGIONAL200- 2019 ACTUALIZACION*. INFORME , CVS - CORPORACION AUTONOMA REGIONAL DE LOS VALLES SINÚ Y SAN JORGE. Recuperado el 2017, de [www.cvs.gov.co](http://www.cvs.gov.co): [https://www.cvs.gov.co/jupgrade/images/stories/docs/planes/PGAR\\_CVS\\_2008\\_2019.pdf](https://www.cvs.gov.co/jupgrade/images/stories/docs/planes/PGAR_CVS_2008_2019.pdf)

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Municipal. (07 de Abril de 2006). RESOLUCION 0627 DE 2006. Bogotá D.C, Colombia. Recuperado el 2017, de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=19982>

MINISTERIO DE SALUD Y LA PROTECCION SOCIAL . (JULIO de 2012). *Lineamiento para la Vigilancia Sanitaria Y Ambiental de los efectos en la salud y la calidad de vida asociados a la contaminación por ruido en áreas urbanas*. doi:1100037.001

## AEROSOLES FUNGI EN EL AMBIENTE INTERIOR DE UNA BIBLIOTECA PÚBLICA EN SANTA MARTA, COLOMBIA

### FUNGAL AEROSOLS IN INDOOR ENVIRONMENT OF A PUBLIC LIBRARY IN SANTA MARTA, COLOMBIA

Hilary Borja Pérez<sup>1</sup>; Maryann Muñoz Fuentes<sup>2</sup>; Yiniva Camargo Caicedo<sup>3</sup>; Andrés Vélez-Pereira<sup>4</sup>

<sup>1,2</sup>Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

<sup>3,4</sup>Grupo de Investigación en Modelación de Sistemas Ambientales- GIMSA, Instituto de Investigaciones Tropicales-INTROPIC, Universidad del Magdalena.

Autor de correspondencia: [ycamargo@unimagdalena.edu.co](mailto:ycamargo@unimagdalena.edu.co)

#### RESUMEN

La calidad del aire interior es uno de los principales factores que afecta la salud y el bienestar de las personas. Ambientes interiores como los de bibliotecas son fuentes potenciales de contaminación microbiológica debido a su carácter funcional y a las condiciones termohigrométricas, que favorecen la presencia de aerosoles fungí y representan riesgo sanitario al personal y a los usuarios. El objetivo de este trabajo fue evaluar la concentración de aerosoles fungí en la Biblioteca Pública Gaira del Distrito de Santa Marta, Colombia. La toma de muestras se realizó mediante un impactador de cascada de dos etapas marca Tisch Environmental, y las condiciones termohigrométricas se registraron con un equipo HOBO U12 Temp/RH. Las concentraciones de aerosoles se reportaron entre 26,50–627,21 UFC/m<sup>3</sup>, con mayor contribución de los géneros *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium* y *Curvularia*. Las condiciones ambientales registradas durante las campañas de monitoreo fueron 29,04-34,70 °C y humedad relativa entre 52,40- 64,90%.

#### ABSTRACT

Indoor air quality is one of the most significant factors affecting the health and well-being of people. Indoor environments such as libraries are potential sources of microbiological contamination due to their functional character and the thermohygrometric conditions, which favor the presence of fungal aerosols, and therefore pose a health risk to workers and library users. The aim of this work was to evaluate the concentration of fungal aerosols in Gaira Public Library in the District of Santa Marta, Colombia. Air sampling was conducted with the impaction method using Tisch Environmental air sampler, and the thermohygrometric conditions were recorded with a data logger HOBO U12 Temp/RH. The total fungal aerosols concentrations at the library ranged from 26,50 to 627,21 CFU/m<sup>3</sup>, and the major contributors was *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium* and *Curvularia*. Environmental conditions reported during the monitoring were 29,04 and 34,70 °C, and relative humidity between 52,40 and 64,90%.

**PALABRAS CLAVE** aerosoles fungí, bibliotecas, biodeterioro, calidad de aire, condiciones ambientales

**KEY WORDS** air quality, biodeterioration, environmental conditions, fungal aerosols, libraries

## 1. INTRODUCCION

La calidad del aire en ambientes interiores puede estar influenciada por la presencia de agentes abióticos y bióticos, dentro de estos último se encuentran componentes naturales de estos ambientes tales como microorganismos, esporas, ácaros y polen, los cuales pueden ser transportados desde el exterior por partículas de polvo (Tolosa y Lizarazo, 2013). Debido al impacto en la salud humana por el contenido de estos agentes en el aire, se ha incrementado la relevancia de estudios de calidad de aire que evalúen su concentración en instalaciones comerciales e industriales, oficinas, hospitales, centros de cuidado infantil, escuelas y universidades, entre otros (Báez et al., 2014).

Los ambientes interiores de bibliotecas proporcionan requerimientos nutricionales a los microorganismos, en forma de papel antiguo y pegamento en manuscritos, libros, revistas, pinturas y mapas de papel, entre otros. El papel se encuentra compuesto por celulosa y otros materiales, y si las condiciones ambientales son favorables se pueden registrar mayor concentración y diversidad de aerosoles fungí en las bibliotecas, en comparación con otros lugares cerrados (Chadeganipour et al., 2013). El carácter funcional específico de las bibliotecas constituye un microambiente único donde la posibilidad de contaminación con microorganismos es alta como resultado de la humedad. Cuando ocurren condiciones microclimáticas favorables las colecciones son propensas a infectarse y se inicia el proceso de biodeterioro (Kalwasińska, Burkowska & Wilk, 2012).

Diversos estudios han reportado la presencia de aerosoles fungí en ambientes de bibliotecas públicas como la biblioteca de la Universidad Tecnológica “Gheorghe Asachi” de Iasi, Rumania en donde se identificaron los géneros *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium*, *Alternaria*, *Chaetomium* (Apetrei et al., 2009); en la Universidad de Murcia, España se identificaron los géneros *Cladosporium*, *Alternaria*, *Penicillium*, *Aspergillus* (Soto et al., 2009); en la biblioteca “Lafragua” de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla de México se identificaron *Monilia*, *Aspergillus*, *Penicillium*, *Scopulariopsis*, *Cladosporium* y *Alternaria* (López-García et al., 2011); y en la biblioteca de la Universidad de Delhi se identificaron los géneros como *Rhizopus*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Curvularia* y *Penicillium* (Ghosh et al., 2013).

Basados en esta evidencia, resulta importante la identificación de aerosoles fungí en el ambiente de bibliotecas, en el que ha sido posible reconocer como los géneros predominantes *Penicillium*, *Alternaria*, *Cladosporium*, *Aspergillus*, entre otros (Camargo-Caicedo et al., 2011), por el riesgo que puedan representar para la salud tanto de los usuarios del servicio como de los trabajadores (Báez et al., 2014), que depende del género del aerosol fungí y de la concentración (Borrego et al., 2012). El objetivo de este trabajo fue evaluar la concentración de aerosoles fungí en la Biblioteca Pública Gaira del Distrito de Santa Marta, Colombia.

## 2. MATERIALES Y METODOS

### Área de estudio

Este estudio se realizó en la Biblioteca Pública Gaira localizada al noroccidente del Distrito de Santa Marta, Colombia. Esta biblioteca cuenta con una colección aproximada de 3500 volúmenes, en un área que dispone de sistema de ventilación natural a través de dos ventanales y una puerta de acceso principal, además del uso de ventiladores de techo para acondicionamiento ambiental del espacio.



### Diseño del muestreo

En la biblioteca se ubicaron dos estaciones de monitoreo (S1 y S2) en la zona de estantes de libros, utilizando como criterios de selección el área, la localización de las colecciones y los sistemas de ventilación. La toma de muestras se realizó con un impactador de cascada de dos etapas marca Tisch Environmental ubicado a una altura de 1,5 metros, con recolección y diferenciación de las partículas sedimentables (etapa 1) y de las respirables (etapa 6). Este equipo está diseñado para simular el aparato respiratorio humano utilizando un sistema de bombeo de vacío que opera a un caudal de 28,3 l/min (verificados por un rotámetro acoplado al dispositivo).

El tiempo de recolección de la muestra se determinó mediante un premuestreo con ensayos en diferentes periodos (4, 6 y 10 minutos), a partir de estudios de referencia (Hurst *et al.*, 2007; Vélez-Pereira, 2008; Balaguera, 2011; Camargo *et al.*, 2011), lo que permitió establecer un tiempo óptimo de colecta de 4 minutos. La medición de temperatura (T, °C) y humedad relativa (HR,%) en la Biblioteca Pública Gaira se efectuó con un equipo HOBO U12 Temp/RH/ Light/External Data Logger. Las muestras fueron tomadas a lo largo de día en dos jornadas mañana y tarde, realizando cuatro muestreos en cada estación-jornada en original y réplica, a intervalos de 40 minutos con horarios pre-establecidos, para un total de 8 registros por cada estación, en cada una de las cinco campañas realizadas. El medio de cultivo empleado para el crecimiento de los aerosoles fungí fue Agar Saboreaud Dextrosa al 4%, y se aplicó un protocolo de aseguramiento y control de calidad para la toma de muestra, que consistió en la preparación de cajas de control y envoltura adecuada del material, así como la esterilización del impactador de cascada entre cada cambio de caja Petri, mediante la combinación de desinfección con choque térmico (flameo).

### Procesamiento y análisis de las muestras

Las muestras colectadas se incubaron a 25 °C por un periodo de 5 días, para su posterior recuento, descripción de colonias y establecimiento de la morfología macroscópica. Luego se procedió al análisis microscópico y a la clasificación taxonómica de los géneros fúngicos aislados, utilizando las claves de Barnett y Hunter (1998), Kenneth (1997) y Carrillo (2003), con identificación de conidios, esporas u otras estructuras.

### Análisis estadístico

Se analizaron los parámetros ambientales de temperatura y humedad relativa para establecer la incidencia en la concentración de aerosoles fungí en la Biblioteca Pública Gaira. Se utilizó Statgraphics Centurion XV, Versión 15.2.06 – 2007 con el que se aplicó ANOVA para la determinación de diferencias significativas entre las concentraciones de aerosoles fungí en la biblioteca, mientras que para el análisis de correlación entre los parámetros ambientales y la concentración de aerosoles fungí se aplicó una regresión simple y multivariada.

## 3. RESULTADOS

Los géneros de aerosoles fungí identificados en mayor proporción fueron *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium* y *Curvularia*, y en menor concentración *Chrysonilia*, *Cunninghamella* y *Paecylomyces* (presente en una campaña), lo que resulta consistente con diversos estudios realizados a nivel mundial, como es el caso de la biblioteca de la Universidad Tecnológica “Gheorghe Asachi” de Iasi, Rumania en donde se identificaron los géneros *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium*, *Alternaria*, *Fusarium*, *Chaetomium* (Apetrei *et al.*, 2009); tres de los géneros identificados en Gaira, también fueron reportados en la Universidad de Murcia, España así: *Cladosporium* (46%), *Penicillium* (18%) y *Aspergillus* (9%), sien-

do reconocidas algunas especies de estos géneros como patógenos oportunistas y frecuentemente asociados con manifestaciones clínicas como alergias, rinitis, asma y conjuntivitis (Soto et al., 2009), que pueden afectar a los usuarios de los servicios y a los trabajadores de las bibliotecas.

Resulta importante anotar que en estudios previos consultados para el desarrollo de esta investigación no se reportó el género *Cunninghamella*, no obstante, en la Biblioteca Pública Gaira se identificó este género, el cual produce una zigomicosis invasora que aqueja a pacientes inmunodeficientes y se destacan por su gravedad y difícil tratamiento (Del Palacio et al., 2008). *Cunninghamella* es más comúnmente detectado en ambientes interiores que pueden estar relacionada con sistemas de ventilación en uso (Rojas et al., 2008).

Las concentraciones máximas de aerosoles fungí obtenidas en la Biblioteca Pública Gaira a lo largo de las cinco campañas de monitoreo, fue de 1197,00 UFC/m<sup>3</sup> durante la jornada de la tarde, y de 627,21UFC/m<sup>3</sup> en la jornada de la mañana. Estas concentraciones relativamente altas se asocian al sistema de ventilación natural y al uso de abanicos para el acondicionamiento de las áreas, lo que favorece el intercambio de aire del ambiente exterior al interior; además se pueden considerar otros posibles factores como la escasa higiene, la acumulación de polvo y la presencia de sustrato que proporcione los nutrientes adecuados para el desarrollo de hongos (p.e. madera, celulosa y telas) (Rojas y Aira, 2012).

A partir de los promedios de Temperatura (T, °C) y Humedad Relativa (HR, %), y la desviación estándar de cada parámetro para las cinco campañas de monitoreo en la Biblioteca Pública Gaira, se puede inferir que la jornada de la mañana presenta una menor temperatura promedio (30,82 °C) comparada con la jornada de la tarde (32,65 °C), mientras que para el caso de la temperatura media por estación (S1: 31,69 °C - S2: 31,75 °C) no presentan diferencias, situación que es muy similar si se analizan los intervalos de monitoreo. No obstante, se alcanza a observar un ligero aumento al finalizar la jornada (I1: 31,44 °C; I2: 31,89 °C; I3: 31,82 °C; I4: 31,92 °C). Esta información es ratificada por el análisis de varianza donde sólo la jornada (P-Valor 0,00>P-crítico 0,05) presentan una diferencia significativa entre una media y otra, mientras que para la estación (P-Valor 0,8115>P-crítico 0,05) y la jornada (P-Valor 0,4701>P-crítico 0,05) no presenta influencia, a partir de un nivel de significancia del 95%.

Ahora bien, si se analiza la humedad relativa, es posible identificar una dinámica inversa a la de temperatura, siendo coherente por la relación inversa entre estas variables. Para este caso la jornada de la mañana (62,96%) presenta un mayor porcentaje de humedad que la jornada de la tarde (58,28%), mientras que para el caso de las estaciones los porcentajes no difieren en gran medida (S1: 60,61% - S2: 60,62%); por último en el caso de los intervalos, la situación descrita para la temperatura se presenta de manera inversa para la humedad, presentando mayores valores en los primeros intervalos (I1: 61,07%; I2: 60,63%) y menores en los últimos (I3: 60,46%; I4: 60,30%). Estos resultados se soportan por el análisis de varianza donde la variable jornada (P-Valor 0,00>P-crítico 0,05) es la única que tiene una incidencia sobre la variabilidad con un 95% de nivel de confianza.

En este estudio se coincide con lo afirmado por Ghosh et al., 2013 cuando indican que el gran número de ocupantes en la biblioteca ayudó indirectamente a la liberación de aerosoles fungí de los libros y publicaciones periódicas (infectadas con hongos), durante la manipulación de éstos al sacarlos de los estantes y abrir las páginas (por parte de los usuarios y los trabajadores) y al sacudir los estantes y libros (por los trabajadores).

#### 4. CONCLUSIONES

La concentración de aerosoles fungí identificados en la Biblioteca Pública Gaira permite concluir que existen condiciones potencialmente favorables para el crecimiento, proliferación y supervivencia de los géneros *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium* y *Curvularia*, y en menor proporción de *Chrysonilia*, *Cunninghamella* y *Paecylomices*. En consecuencia, se recomienda la implementación de acciones de prevención y control para de mejora de la calidad del aire interior y evitar efectos adversos a la salud humana, tales como:

- i) El control de los parámetros de temperatura en un rango entre 20-24°C, y una humedad relativa entre 45-60%, que son condiciones satisfactorias para la conservación del material bibliográfico .
- ii) El mantenimiento de estantes, paredes, sistemas de ventilación y superficie de los libros.
- iii) La ejecución de un programa de monitoreo para la identificación de potenciales fuentes de contaminación.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimientos a la Universidad del Magdalena por la financiación del proyecto que dio origen a este trabajo y a la administración de la Biblioteca Popular de Gaira del Distrito de Santa Marta por el acceso a sus instalaciones para la ejecución de esta investigación.

#### 6. REFERENCIAS

Apetrei, I. C., Draganescu, G. E., Popescu, I. T., Carp-Carare, C., Guguianu, E., Mihaescu, T., Stefanache, A., Cretu, C., y Patras, X. (2009). Possible cause of allergy for the librarians: books manipulation and ventilations as sources of fungus spores spreading. *Aerobiologia*, 25 (3), 159-166.

Báez-Flores, M. E., Gaxiola, P., Díaz, S. P., Uribe, M. J., De la Cruz, M. C., Osuna, I. y Tiznado, M. E. (2014). Fungal spore concentrations in indoor and outdoor air in university libraries, and their variations in response to changes in meteorological variables. *International Journal of Environmental Health Research*, 24(4), 320-340.

Balaguera-Rincones, S. (2011). *Evaluación de la concentración de aerosoles biológicos en ambientes indoor en las unidades de cuidados intensivos del Hospital Universitario Fernando Troconis*. (Tesis Ingeniería Ambiental y Sanitaria), Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.

Barnett H. L. y Hunter B.B. (1998). *Illustrated generaf imperfect fungi*. (No. Ed. 4). American Phytopathological Society (APS Press).

Borrego, S., Lavin, P., Perdomo, I., Gómez de Saravia, S., y Guiamet, P. (2012). Determination of indoor air quality in archives and biodeterioration of the documentary heritage. *International Scholarly Research Network ISRN Microbiology*, 2012.

Camargo-Caicedo, Y., Henao-Marín, D., y Vélez-Pereira, A. (2011). *Emisiones atmosféricas de origen biológico*. Santa Marta, Colombia: Fondo editorial Universidad del Magdalena.

Carrillo, L. (2003). *Los hongos de los alimentos y forrajes. Estructuras fúngicas*. Universidad Nacional de Salta, Argentina, 118.

Chadeganipour, M., Ojaghi, R., Rafiei, H., Afshar, M., y Hashemi, S. T. (2013). Bio-Deterioration of Library Materials: Study of Fungi Threatening Printed Materials of Libraries in Isfahan University of Medical Sciences in 2011. *Jundishapur Journal of Microbiology*, 6(2), 127-131.

Ghosh, B., Lal, H., Kushwaha, R., Hazarika, N., Srivastava, A. y Jain, V. K. (2013). Estimation of bioaerosol in indoor environment in the university library of Delhi. *Sustainable environment Research*, 23, 199-207.

Del Palacio, A., Pontón, J., Guarro, J. y Quindós, G. (2008). Guía de bolsillo de la zigomicosis invasora. Bilbao, España: Revista Iberoamericana de Micología.

Hurst, C. J., Crawford, R. L., Garland, J. L., & Lipson, D. A. (Eds.). (2007). *Manual of environmental microbiology*. American Society for Microbiology Press.

Kalwasińska, A., Burkowska, A., y Wilk, I. (2012). Microbial air contamination in indoor environment of a university library. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 19 (1), 25-29.

Kenneth R. y Fenell D. (1997). *The genus Aspergillus*. Publishing Company. Huntington, New York.

López-García, A., Ruiz-Tagle, A., Petlascalco-Sánchez, B.I., Díaz-Munive, K., Guadalupe-Valiente, J., y Rivera-Tapia, J. A. (2011). Estudio microbiológico de la biblioteca “Lafragua” de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México. *Revista Médica UAS Nueva época*, 2 (3), 80-87.

Rojas, T. I., Martínez, E., Aira M. J., y Almaguer, M. (2008). Aeromicota de ambientes internos: Comparación de métodos de muestreo. *Boletín Micológico*, 23.

Rojas, T. I., y Aira, M. J. (2012). Fungal biodiversity in indoor environments in Havana, Cuba. *Aerobiología*, 28(3), 367-374.

Soto, T., García-Murcia, R., Franco, A., Vicente-Soler, J., Cansado, J., y Gacto, M. (2009). Indoor airborne microbial load in a Spanish university (University of Murcia, Spain). *Anales de Biología*, 31, 109-115.

Tolosa, D. L., y Lizarazo, L. M. (2013). Calidad microbiológica del ambiente de la biblioteca Alfonso Patiño Rosselli, Tunja-Boyacá (Colombia). *Revista U.D.C.A. Actualidad & Divulgación Científica*, 16 (1), 43-52. Recuperado Agosto 30, 2017, de [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0123-42262013000100006&lng=en&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-42262013000100006&lng=en&tlng=es)

Vélez-Pereira, A. (2008). *Evaluación de las Partículas Viables Biológicas emitidas desde el Relleno Sanitaria Palangana del Distrito de Santa Marta, Colombia*. (Tesis Ingeniería Ambiental y Sanitaria). Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

## POTENCIAL BENEFICIO ECOLÓGICO DEL BAMBÚ EN LA MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO

## POTENTIAL ECOLOGICAL BENEFIT OF BAMBOO IN MITIGATING CLIMATE CHANGE

Camargo Caicedo, Yiniva<sup>1</sup>; Montoya Arango, Jorge Augusto<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia

<sup>2</sup>Centro Regional de Producción Más Limpia-Eje Cafetero, Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia

Autor de correspondencia: [yiniva.camargo@utp.edu.co](mailto:yiniva.camargo@utp.edu.co)

### RESUMEN

El bambú pertenece a la familia *Gramineae*, subfamilia *Bambusoideae* y se encuentra extendido en zonas subtropicales y tropicales de Asia, África y América Latina. Sus características biológicas y hábitos de crecimiento contribuyen a que estos bosques cumplan funciones ecológicas y ambientales como control de erosión, conservación de fuentes hídricas, rehabilitación del suelo, protección contra tormentas y secuestro de carbono. Sin embargo, el papel de los bosques ha sido discutido en investigaciones de cambio climático debido a: i) alta contribución que la deforestación aporta al aumento de reservas atmosféricas de carbón, y ii) el potencial de eliminar el carbono de la atmósfera mediante el mejoramiento y expansión de bosques. En el caso del bambú, la tasa de secuestro de carbono depende de las características de crecimiento de las especies y de los factores que influyen en su rendimiento como sumidero de carbono. El objetivo de este trabajo es presentar una revisión de estudios relacionados con el potencial beneficio ecológico del bambú en la mitigación del cambio climático mediante el secuestro de carbono.

### ABSTRACT

Bamboo belong taxonomically to the family *Gramineae*, subfamily *Bambusoideae* and is widespread in the subtropics and tropics of Asia, Africa and Latin America. The biological characteristics and growth habits of the bamboo forests contribute to have ecological and environmental functions such as soil erosion control, water conservation, land rehabilitation, protection against storms, and carbon sequestration. However, the role of forests has been discussed in the climate change research because of the high contribution that deforestation makes to increasing atmospheric stocks of carbon, and the potential to remove carbon from the atmosphere through improvement and expansion of forests. In the case of bamboo, the rate of carbon sequestration depends on the growth characteristics of the bamboo species, as well as several factors that influence their performance as a carbon sink. The aim of this work is to carry out a review of research related to the potential ecological benefit of bamboo in mitigating climate change through carbon sequestration.

**PALABRAS CLAVE** bambú, beneficios ecológicos, cambio climático, secuestro de carbono, servicios ecosistémicos

**KEY WORDS** bamboo, carbon sequestration, climate change, ecological benefits, ecosystem services

## 1. INTRODUCCION

El cambio climático es considerado como una de las mayores amenazas que enfrenta la humanidad. Según el Panel Intergubernamental de Cambio Climático, IPCC (por sus siglas en inglés) existe evidencia del aumento en la temperatura promedio del aire y de los océanos, el derretimiento de los glaciares y el aumento del nivel del mar (IPCC, 2007). Por tanto, con la finalidad de evitar los efectos más perjudiciales del cambio climático, se estima que los niveles globales de gases de efecto invernadero (GEI) deben estabilizarse en aproximadamente 445-490 ppm CO<sub>2</sub> eq o menos, lo que conduce a la adopción de medidas en las que los bosques tendrán un rol fundamental en el cumplimiento de esta meta (Eliasch, 2008).

El bambú pertenece a la familia *Gramineae*, subfamilia *Bambusoideae* y se encuentra extendido en zonas subtropicales y tropicales de Asia, África y América Latina, además de tener una significativa importancia a lo largo del tiempo por los beneficios obtenidos de sus propiedades, que han sido de utilidad en diferentes culturas para proporcionar bienes y servicios que permitan la satisfacción de sus necesidades. En la actualidad, continúa siendo utilizado como cultivo y material de subsistencia en poblaciones de Asia, África y América Latina, además de ser visto como una herramienta útil para abordar el reto de la mitigación y adaptación al cambio climático.

La capacidad del bambú para el secuestro de carbono en altas cantidades basada en su rápido crecimiento ha sido una parte importante de sus credenciales verdes. Sin embargo, dada la complejidad de establecer modelos para los sumideros vegetativos, existen una serie de interrogantes relativos a la capacidad del bambú para el secuestro y almacenamiento de carbono en diferentes horizontes temporales, además de cuestionamientos respecto a la ventaja comparativa del bambú en comparación con otros árboles de rápido crecimiento, el rol de un ecosistema de bambú actuando como un almacén de carbono, entre otros (Lou *et al.*, 2010). En consecuencia, el objetivo de este trabajo es presentar una revisión de estudios a nivel mundial relacionados con el potencial beneficio ecológico del bambú en la mitigación del cambio climático mediante el secuestro de carbono, presentando resultados de investigaciones previas en las que se efectúa la cuantificación de la captura de carbono en los sistemas de bambú.

## BAMBÚ Y CAMBIO CLIMÁTICO

Los seres humanos son fundamentalmente dependientes del flujo de servicios ecosistémicos (MEA, 2005). La protección y el manejo de los ecosistemas naturales y la gestión más sostenible de los recursos naturales y los cultivos agrícolas pueden desempeñar un papel fundamental en las estrategias de adaptación al cambio climático (Banco Mundial, 2010; TEEB, 2009).

El bambú conforma una parte importante de muchos ecosistemas naturales y agrícolas, proporcionando una serie de servicios ecosistémicos cruciales:

- i) Proporciona alimentos y materias primas (servicios de aprovisionamiento) para las poblaciones
- ii) Regula los flujos de agua, reduce la erosión hídrica en las laderas y a lo largo de las riberas, (servicios de regulación)
- iii) Beneficios indirectos relacionados con procesos del ecosistema como la formación y almacenamiento de materia orgánica (servicios de apoyo)
- iv) Beneficios intangibles como los valores estéticos, espirituales o simbólicos (servicios culturales) (Luo *et al.*, 2010).

La inversión en “infraestructura ecológica” es cada vez más reconocida como un medio costo-efectivo de adaptación a los riesgos relacionados con el cambio climático, superando en muchos casos el uso de la infraestructura construida (TEEB, 2009). Por ejemplo, el uso de bosques de bambú como parte de un enfoque integral para rehabilitar las laderas degradadas, las áreas de captación y las riberas de los ríos ha mostrado resultados prometedores y rápidos (Fu & Banik, 1995), siendo utilizado en Ecuador, Perú y Bangladesh para hacer frente a las inundaciones (Oxfam, 2010). Por lo que el bambú tiene un alto potencial para ser utilizado en medidas de adaptación ante las amenazas impuestas por los cambios locales del clima en poblaciones vulnerables (Luo *et al.*, 2010).

El cambio climático en relación con el sector forestal presenta dos panoramas:

- i) El creciente interés por reducir la deforestación como herramienta relativamente económica para la mitigación del cambio climático (Gullison *et al.*, 2007), dado que los bosques representan la mayor reserva de carbono en las comunidades de plantas terrestres y la reducción de esta reserva por procesos de deforestación es responsable de aproximadamente el 17% de las emisiones globales (Eliasch, 2008) clasificándola como la tercera fuente más grande de emisiones de GEI después de la quema de carbón y petróleo (Brickell, 2009)
- ii) El aumento del nivel de secuestro de carbono, en el que las comunidades vegetales capturan el CO<sub>2</sub> por fotosíntesis y lo transforman en biomasa sólida, como una alternativa viable para la reducción de este gas atmosférico, y por ende para la mitigación del cambio climático, si se considera la conversión de tierras relativamente bajas en carbono (p.e. las cultivadas con vegetación arbustiva y pastizales, los campos agrícolas o los bosques degradados), en áreas boscosas con mayor contenido de éste en la vegetación y el suelo, y donde el CO<sub>2</sub> podría ser capturado.

En este último panorama se identifica el potencial de los bosques de bambú, que a su vez corren menos riesgo de sufrir deforestación en comparación con los bosques tropicales primarios. Además, recientes investigaciones y propuestas políticas se han centrado en enfoques de mitigación que utilizan mecanismos para pagar por el mantenimiento de los bosques, los cuales se agrupan colectivamente bajo las Emisiones Reducidas de la Deforestación y Degradación (REDD, por sus siglas en inglés).

Las características y funciones de los bosques de bambú son comparables con otros tipos de bosques en relación con la función en el ciclo del carbono, a pesar de que el bambú es una hierba leñosa y no un árbol.

Si se considera que el bambú tiene una capacidad de secuestro de carbono similar a la de los bosques de crecimiento rápido, reportando un incremento de biomasa de entre 5 y 12 t C/ (ha año) de acuerdo con Lobovikov *et al.*, 2009, se plantean inquietudes acerca del comportamiento de estos bosques como sumideros de carbono.

#### a. Crecimiento del bambú y secuestro de carbono

Magel *et al.*, (2005) argumentan que el crecimiento de nuevos brotes en un bosque de bambú ocurre como resultado de la transferencia de la energía acumulada en los culmos a través de la fotosíntesis en el año anterior. Por lo que el crecimiento de un culmo de bambú no está determinado por su propio secuestro de carbono, sino por el secuestro en temporadas anteriores en otras partes del sistema de bambú, y como tal, el crecimiento de nuevos brotes no es un indicador de la tasa de secuestro. Sin embargo, Zhou *et al.*, (2009) afirma que en la temporada de crecimiento de los culmos jóvenes el sistema de bambú requiere mayor cantidad de insumos, por lo que se podría considerar que el alto crecimiento de los brotes de bambú puede ser equivalente a una alta tasa de secuestro de carbono.

b. Almacenamiento de carbono en un sistema de bambú

Los culmos de bambú de la mayoría de las especies alcanzan la madurez después de aproximadamente 7-10 años, y luego se deterioran rápidamente, liberando el carbono de la biomasa de nuevo a la atmósfera (Liese, 2009). Consecuentemente, en un estado natural el bambú alcanzará un nivel estable de carbono o relativamente rápido, donde el almacenamiento a través del secuestro de carbono es compensado por la liberación de carbono cuando se deterioran los culmos viejos.

c. Floración del bambú

Muchas especies de bambú tienen la característica de floración gregaria donde las plantas mueren después de la floración, lo que constituye un riesgo en el sistema de bambú, debido a que esta floración resulta en la pérdida de la totalidad del carbono en la biomasa de la planta (Luo et al., 2010). Se dispone de escasa información asociada con los factores determinantes de la floración del bambú, no obstante, se conocen ciclos de floración relativamente fijos para algunas especies tales como: *Melocanna baccifera* (especie común en el norte de India) se sabe que florece cada 45-50 años; *Phyllostachys pubescens* florece con intervalos de al menos 67 años (Watanabe et al., 1982), y *Dendrocalamus latiflorus* tiene floración esporádica pero muy ocasionalmente da lugar a la muerte de un gran área del bosque de bambú (Luo et al., 2010). Por lo que a partir de la información disponible sobre el ciclo de floración de la(s) especie(s) de bambú, se deberán evaluar los potenciales riesgos de este fenómeno para el secuestro de carbono.

## 2. SECUESTRO DE CARBONO EN LOS ECOSISTEMAS FORESTALES DE BAMBÚ

Las dimensiones del bambú, la biomasa leñosa, la concentración de carbono, la distribución potencial global y real, así como los atributos socioeconómicos y ambientales, les asignan un rol en la mitigación del cambio climático, la adaptación y los medios de subsistencia rurales. A continuación, se resumen en la Tabla 1 los estudios enfocados en la capacidad de los bosques de bambú para el secuestro de carbono a nivel de ecosistema incluyendo el bambú y el stock de carbono en el suelo.



Tabla 1. Comparación del almacenamiento de carbono en varias especies de bambú en regiones tropicales y subtropicales

Especie	Localización geográfica	Carbono de biomasa aérea (t/ha)	Carbono de biomasa subterránea (t/ha)	Carbono en el suelo (t/ha)	Carbono total (t/ha)	Referencias
<i>Bambusa oldhammi</i>	México	51,98	---	---	---	Castañeda-Mendoza <i>et al.</i> , (2005)
<i>Guadua angustifolia</i>	Colombia	20,90	---	---	---	Camargo <i>et al.</i> , (2010)
<i>Phyllostachys pubescens</i>	China	---	---	---	217,00	Lou <i>et al.</i> , (2010)
<i>Phyllostachys heterocycla</i>	China	40,60	---	---	---	Tian-Ming & Joou-Shian (2011)
<i>Dendrocalamus strictus</i>	India	19,50	---	---	---	Agarwal & Purwar (2012)
<i>Phyllostachys nigra</i>	India	44,90	---	---	---	Agarwal & Purwar (2012)
<i>Bambusa vulgaris</i>	Bangladesh	50,44	2,52	24,71	77,67	Solel <i>et al.</i> , (2015)
<i>Dendrocalamus latiflorus</i>	Costa Rica	47,40	2,57	70,11	120,08	Fonseca-González & Rojas (2016)
<i>Guadua aculeata</i>	Costa Rica	9,52	1,35	71,00	81,87	Fonseca-González & Rojas (2016)
<i>Schizostachyum pergracile</i>	India	62,90	15,14	53,25	131,29	Thokchom & Yadava (2017).

Los proyectos de bambú se enfrentan a sus propios obstáculos, como la falta de definiciones aplicables, los valores por defecto, los métodos de evaluación de carbono, y las lagunas en el conocimiento sobre su reacción frente al cambio climático. Los estudios regionales sobre todos los aspectos del bambú en la mitigación y la adaptación al cambio climático podrían reducir los obstáculos, apoyar el bambú como “la madera del pobre” y crear nichos como pequeños sumideros y reservorios de la comunidad rural.

### 3. CONCLUSIONES

El aumento de los niveles de dióxido de carbono atmosférico ha conducido a que se consideren los bosques como ecosistemas estratégicos para el secuestro de carbono, siendo conducidas investigaciones relativas a la cuantificación de diferentes tipos de bosques en su desempeño como sumideros de carbono, específicamente calculando si absorben más carbono del que emiten y por cuanto tiempo, y como almacenes de carbono, calculando cuanto carbono tienen en su estado estático permanente.

Los bosques de bambú tienen características y funciones comparables con otros tipos de bosques en cuanto a la función en el ciclo del carbono, a pesar de que el bambú es una hierba leñosa y no un árbol; por lo que se han planteado cuestionamientos en torno al comportamiento de estos bosques como sumideros de carbono, asimilando la capacidad de secuestro de carbono del bambú a la de los bosques de crecimiento rápido. Sin embargo, si se diseñan mecanismos para el uso del bambú en

compensaciones de carbono se debe considerar cuidadosamente el riesgo de floración de la(s) especie(s) seleccionada(s) para la implementación de esta estrategia de mitigación de cambio climático.

#### 4. AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimientos a la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad Tecnológica de Pereira, por el apoyo para la elaboración y socialización de este trabajo.

#### 5. REFERENCIAS

Agarwal, A., & Purwar, J. P. (2012). Biomass production and carbon sequestration potential of various bamboo species in the Mid Himalayan region of India. In *World Bamboo Congress*.

Banco Mundial. (2010). Convenient Solutions to an Inconvenient Truth, The International Bank for Reconstruction and Development. <http://beta.worldbank.org/climatechange/content/convenient-solutions-inconvenient-truth>

Brickell, E., (2009). WWF position paper on forests and climate change mitigation. WWF Global Climate Policy.

Camargo-García, J. C., Rodríguez, J. A., & Arango-Arango, A. M. (2010). Crecimiento y fijación de carbono en una plantación de guadua en la zona cafetera de Colombia.

Castañeda-Mendoza, A., Vargas-Hernández, J., Gómez-Guerrero, A., Valdéz-Hernández, J.I., Vaquerro-Huerta, H. (2005). Acumulación de carbono en la biomasa aérea de una plantación de *Bambusa oldhammi*. *Agrociencia*, 39(1),1405-3195.

Eliasch, J. (2008). *Climate change: financing global forests: The Eliasch Review*.

Fonseca, W., & Rojas, M. (2016). Acumulación y predicción de biomasa y carbono en plantaciones de bambú en Costa Rica. *Ambiente y Desarrollo*, 20(38), 85-98.

Fu, M., & Banik, R.L. (1995). Bamboo productions systems and their management, In *Bamboo, People and the Environment*, Proceedings of the Vth International Bamboo Workshop, Ubud, Bali

Gullison, R. E., Frumhoff, P.C., et al., (2007). Tropical Forests and Climate Policy, Policy Forum, Science. 316.

IPCC. (2007). Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L. (eds.). *The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996.

Liese, W., (2009). Bamboo as carbon-sink - fact or fiction? VIII World Bamboo Congress Proceedings. 3: 71-77.

Lou, Y., Li, Y., Buckingham, K., Henley, G., & Zhou, G. (2010). Bamboo and climate change mitigation.

*Technical Report-International Network for Bamboo and Rattan (INBAR), 32.*

Lobovikov, M., Lou Y. P., et al., (2009). The poor man's carbon sink. Bamboo in climate change and poverty alleviation. Non-Wood Forest Products. Working Document (FAO), no. 8, FAO, Rome (Italy). Forestry Dept. 68 p., FAO.

Magel, E., Kruse, S., Lütje, G., & Liese, W. (2005). Soluble Carbohydrates and Acid Invertases involved in the rapid growth of the developing culms in *Sasa palmata* (Bean) Camus. *Bamboo Science and Culture*, 19 (1), S. 23-29.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, D.C., USA: Island Press. Oxfam. (2010). <http://www.oxfam.org.uk/applications/blogs/pressoffice/2010/10/08/sowingthe-seed-in-the-south-west/>

Sohel, M. S. I., Alamgir, M., Akhter, S., & Rahman, M. (2015). Carbon storage in a bamboo (*Bambusa vulgaris*) plantation in the degraded tropical forests: Implications for policy development. *Land Use Policy*, 49, 142-151.

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers. (2009)<http://www.teebweb.org/Portals/25/Documents/TEEB%20for%20National%20Policy%20Makers/TEEB%20for%20Policy%20exec%20English.pdf>

Thokchom, A., & Yadava, P. (2017). Biomass, carbon stock and sequestration potential of *Schizostachyum pergracile* bamboo forest of Manipur, north east India. *Tropical Ecology*, 58(1), 23-32

Tian-Ming, Y., & Joou-Shian, L. (2011). Comparing aboveground carbon sequestration between moso bamboo (*Phyllostachys heterocycla*) and China fir (*Cunninghamia lanceolata*) forests based on the allometric model. *Forest Ecology and Management*, 261, 995-1002.

Watanabe, M., Ueda, K., Manabe, I. & Akai, T. (1982). Flowering, seeding, germination and flowering periodicity of *Phyllostachys pubescens*. *Journal of the Japanese Forestry Society*, 64, 107-111.

Zhou, G. M., Jiang, P. K., & Mo, L. F., (2009). Bamboo: a possible approach to the control of global warming. *International Journal of Nonlinear Sciences & Numerical Simulation*, 10(5): 547-550.



## MONITOREO DE COMPUESTOS ORGANICOS PERSISTENTES EN LA ATMOSFERA DE SANTIAGO DE CALI (COLOMBIA), UTILIZANDO POLI(ETILEN-CO-VINILACETATO)

## MONITORING OF PERSISTENT ORGANIC COMPOUNDS IN THE ATMOSPHERE OF SANTIAGO DE CALI (COLOMBIA), USING POLY (ETHYLENE-CO-VINYL ACETATE)

Troches Mafla, Estefanía<sup>1</sup>; Paez, Martha Isabel<sup>2</sup>; Martinez Lara, Jina Marcela<sup>3</sup>

<sup>1,2,3</sup>Programa de Química, Universidad Del Valle, Cali, Colombia

Autor de correspondencia: [estefania.troches@correounivalle.edu.co](mailto:estefania.troches@correounivalle.edu.co)

### RESUMEN

El objetivo de la presente investigación consistió en el monitoreo pasivo de compuestos orgánicos persistentes (COPs) en la ciudad de Santiago de Cali (Colombia), a través de filtros de fibra de vidrio impregnados con poli(etilen-co-vinilacetato) (FV-EVA) como material de captación. Para su aplicación en la ciudad de Cali, se seleccionaron 9 estaciones de monitoreo distribuidas de norte a sur del área urbana del municipio; se realizaron 4 campañas de muestreo entre Marzo y Mayo de 2017, ubicando los FV-EVA bajo exposición por 15 días. El análisis químico/instrumental se llevó a cabo por cromatografía de gases acoplado a espectrometría de masas (GC-MS/MS). Se detectaron 10 congéneres de PCBs (1, 5, 18, 31, 44, 52, 66, 87, 101 y 110) y 13 OCPs ( $\alpha$ -BHC,  $\beta$ -BHC, Endrín, DDT, Lindano, Heptacloro, Endosulfán I y II, Metoxicloro, Aldrín, 4,4'-DDE, Dieldrín, 4,4'-DDD); las mayores concentraciones se detectaron en las estaciones Transitoria, ERA-Obrero, La Flora y Base aérea.

### ABSTRACT

The objective of the present investigation was the passive monitoring of persistent organic compounds (POPs) in the city of Santiago de Cali (Colombia), through fiberglass filters impregnated with poly (ethylene-co-vinyl acetate) (GF-EVA) as capture material. For its application in the city of Cali, 9 monitoring stations were distributed from north to south of the urban area of the municipality; 4 sampling campaigns were carried out between March and May of 2017, placing the FV-EVA under exposure for 15 days. The chemical/instrumental analysis was carried out by gas chromatography coupled to mass spectrometry (GC-MS / MS). Were detected 10 PCB congeners (1, 5, 18, 31, 44, 52, 66, 87, 101 and 110) and 13 OCPs ( $\alpha$ -BHC,  $\beta$ -BHC, Endrin, DDT, Lindane, Heptachlor, Endosulfan I and II, Methoxychlor, Aldrin, 4,4'-DDE, Dieldrin, 4,4'-DDD); the highest concentrations were detected in the Transitoria, ERA-Obrero, La Flora and Air Base stations.

**PALABRAS CLAVE** Poli(etilen-co-vinilacetato), monitoreo pasivo, compuestos orgánicos persistentes (COPs) .

**KEY WORDS** Poly (ethylene-co-vinylacetate), passive monitoring, persistent organic compounds (POPs).

## 1. INTRODUCCION

Los compuestos orgánicos persistentes (COPs) son compuestos contaminantes que presentan una elevada capacidad de bioacumulación y su persistencia en el medio ambiente se debe a su resistencia a la degradación biológica, fotolítica y química; adicionalmente, su baja solubilidad en agua, alta solubilidad en lípidos y presión de vapor relativamente alta a las temperaturas ambientales comunes, les confiere elevada capacidad de transporte a nivel atmosférico<sup>1-3</sup>. Producto de su elevada toxicidad y persistencia, desde el año 2001 se han venido regulando diferentes sustancias químicas a nivel mundial a través del acuerdo internacional (Convenio de Estocolmo), iniciativa que busca emprender acciones contra la síntesis, producción y comercialización de estos compuestos.

En lo que respecta a la salud humana, estos contaminantes pueden ingresar al cuerpo por medio del sistema respiratorio o a través de la piel; adicionalmente, pueden ser transportados desde el aire al suelo o a las fuentes hídricas, para posteriormente introducirse paulatinamente a la cadena trófica<sup>3</sup>. Por este motivo, a nivel científico-medioambiental, es de vital importancia el desarrollo de programas de monitoreo que permitan diagnosticar el estado del medio ambiente respecto a los niveles de contaminación y con ello ser base científica y técnica para la formulación de programas de mitigación y políticas de salud pública. Los programas de monitoreo de COPs en el aire se llevan a cabo a través de metodologías analíticas que permiten la determinación de su concentración en el aire. Una de las estrategias para su monitoreo se denomina “muestreo pasivo” y consiste en el flujo libre por difusión de contaminantes desde el medio evaluado hasta una fase receptora, localizada en el sitio de muestreo por un tiempo determinado<sup>4</sup>. Las fases receptoras consisten generalmente en materiales con una importante afinidad por un determinado tipo de contaminante. Entre los materiales más utilizados y evaluados se destacan los adsorbentes poliméricos ya que son económicos y de fácil implementación<sup>5</sup>.

El objetivo de la presente investigación consistió en evaluar el (EVA) como material adsorbente para la captación de COPs en aire, así mismo, diseñar los dispositivos de uso en campo para su monitoreo en diferentes puntos de la Ciudad de Santiago de Cali (Valle del Cauca, Colombia).

## 2. MATERIALES Y METODOS

Compuestos analizados: Se analizaron un total de 32 COPs; 13 plaguicidas organoclorados ( $\alpha$ -BHC,  $\beta$ -BHC, Endrín, DDT, Lindano, Heptacloro, Endosulfán I y II, Metoxicloro, Aldrín, 4,4'-DDE, Dieldrín, 4,4'-DDD) adquiridos como estándares sólidos (pureza > 98%) en Chem Service Inc. (EUA) y Dr Ehrertorfer (Alemania) y 19 PCBs (PCB 1, 5, 18, 31, 44, 52, 66, 87, 101, 110, 138, 141, 151, 153, 170, 180, 183, 187, 206), adquiridos como una mezcla de congéneres (100  $\mu$ g/mL en iso-octano, Método 8082A) en RESTEK (EUA).

Preparación muestreadores (FV-EVA). Se utilizaron filtros de fibra de vidrio (FV, Munkel) de 4.6 cm de diámetro y poli(etilen-co-vinil acetato) (EVA, Elvax® 40W, Dupont Canadá). La deposición del EVA en los FV se llevó a cabo por medio de una solución de impregnación, la cual se preparó mezclando 8.0 g de EVA por cada 200 mL de diclorometano<sup>6,7</sup>; posteriormente, los FV se sumergieron dentro de la solución por 10 segundos, y el diclorometano remanente se eliminó por medio de una corriente de aire caliente y calentamiento en horno a 100 °C durante 3 h.

Extracción. Para extraer los COPs de FV-EVA, se realizaron dos lavados consecutivos de los filtros previamente cortados en trozos, con 15 mL de metanol; entre cada lavado se dejaron bajo interacción los

FV-EVA y el metanol por 24 horas. Los extractos obtenidos se filtraron, mezclaron, se rotaevaporaron hasta sequedad y se reconstituyeron con 2 mL de hexano: acetona (80:20 v/v). Finalmente, los extractos se filtraron empleando filtros de Nylon de 0.45 µm.

**Método instrumental.** Se utilizó un cromatógrafo de gases (TRACE 1300) acoplado a un espectrómetro de masas con trampa de iones cuadrupolar ITQ 700 (Thermo Scientific, EEUU). **Método GC:** Programa de temperatura de horno: 80 °C (1 min), 17 °C/min hasta 220 °C (4 min), 4 °C min<sup>-1</sup> hasta 270 °C (5 min.) Temperatura del Inyector: 240 °C. Configuración MS: Temperatura fuente de iones y línea de transferencia: 250 °C, Método de ionización: impacto electrónico a 70 eV. Modo de scan: MS<sup>2</sup> bajo control de iones selectivos. **Parámetros de calidad:** Se verificó el efecto matriz, la linealidad de las curvas de calibración ( $r^2$ ), la precisión y sensibilidad de los métodos.

**Determinación cuantitativa e instrumental:** se realizó por calibración externa. Se determinaron parámetros de calidad como efecto matriz (EM %), linealidad, precisión, exactitud y sensibilidad.

**Despliegue en campo.** Se dispusieron los muestreadores FV-EVA en la ciudad de Santiago de Cali (Colombia) en 9 estaciones del Departamento Administrativo de Gestión Del Medio Ambiente (DAGMA), distribuidas de norte a sur del área urbana de la ciudad. Se realizaron 4 campañas de muestreo entre los meses de marzo y mayo de 2017, en las cuales se ubicaron por sitio de muestreo, cuatro FV-EVA, dejándolos bajo exposición por 15 días. En la Fig. 1A se muestra la estructura utilizada como soportes de los materiales expuestos a la atmósfera, en la Fig 1B los puntos de monitoreo distribuidos en la ciudad y en la Tabla 1 se resumen las características principales de los sitios de muestreo y las respectivas coordenadas geográficas.

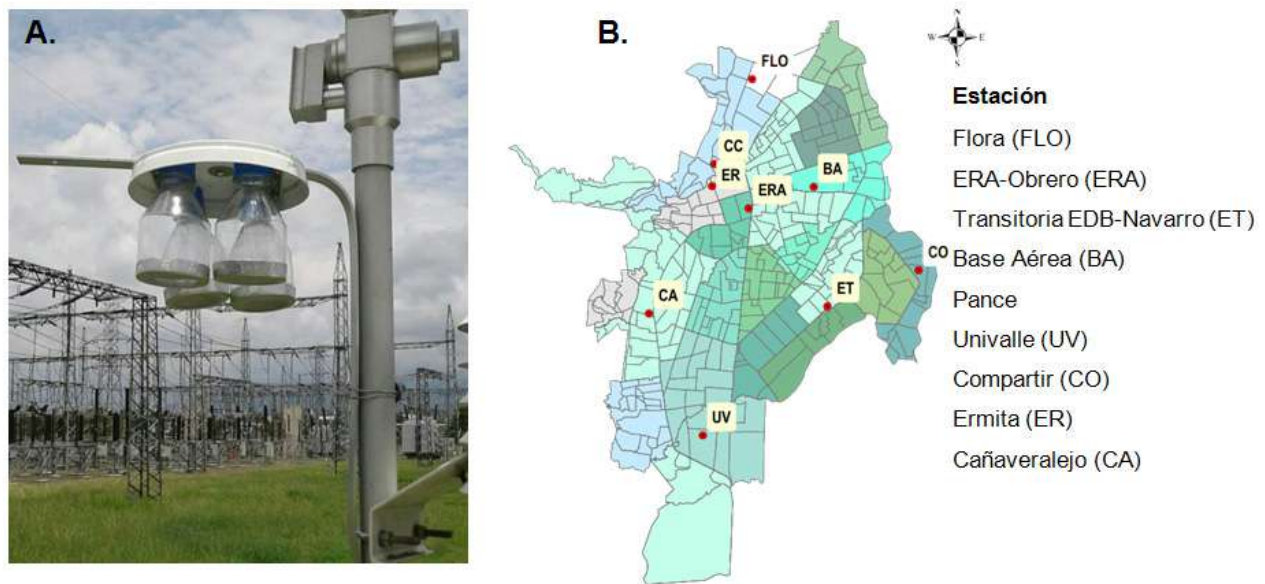


Figura 1. (A). Estructura del muestreador expuesto en la atmósfera, (B). Ubicación espacial de los puntos de monitoreo en la ciudad de Cali.

Tabla 1. Puntos de monitoreo, coordenadas geográficas y descripción de los puntos de monitoreo

Estación	Latitud	Longitud	Descripción
FLO	3° 29' 25,85"	76° 31' 16,41"	Zona norte-Industrias-Vehículos
ERA	3° 27' 1,51"	76° 31' 20,16"	Zona Centro-Industrias-Vehículos
ET	3°25'1.93"	76°29'41,05"	Zona Oriente
BA	3° 27' 25,66"	76° 30' 8,29"	Zona Nororiente-Industrias-vehículos
PANCE	3° 18' 19,22"	76° 31' 57,29"	Zona Rural-Cultivos
UV	3°22'40.48"	76°32'1.72"	Zona Sur-Cultivos
CO	3°25'42.20"	76°28'0.12"	Zona Oriente-Vehículos
ER	3°27'19.69"	76°31'51.57"	Zona Centro-Vehículos
CA	3°24'55.40"	76°32'57.65"	Zona Suroccidente-Vehículos

### 3. RESULTADOS

Características de los muestreadores: Después del proceso de preparación de los FV-EVA, cada filtro de 4.6 cm de diámetro contenía  $0.0378 \pm 0.0009$  g de EVA. Como se puede observar en la Fig.2, en donde se muestra una imagen obtenida por microscopía electrónica de barrido (SEM), los materiales preparados consistieron en superficies porosas en donde el EVA se deposita en delgadas capas entre los intersticios del filtro.

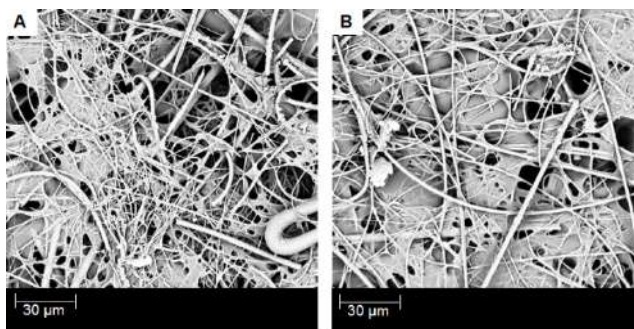


Figura 2. Imagen de SEM obtenidas para el FV-EVA

Parámetros de calidad analítica: Se evidenció efecto matriz (%EM >> 100%), por tanto, se requirió la preparación de curvas de calibración con ajuste matricial cuyos coeficientes de correlación fueron superiores a 0.99. Los porcentajes de recuperación del proceso extractivo estuvieron dentro de los límites aceptables (73.9 y 121.9 %) y los límites de detección (LD) y límites de cuantificación (LQ) instrumentales estuvieron entre 0.5-5.0 y 3.0-20.0  $\mu\text{g/L}$ .

Monitoreo en la ciudad de Santiago de Cali: Posterior a la exposición de los muestreadores en campo, se realizó la cuantificación de los contaminantes en el material de captación ( $C_{EVA}$ ), para determinar la concentración en el aire ( $C_{aire}$ ) se utilizó la siguiente ecuación:

$$C_A = \frac{C_{EVA}}{K_{EVA-Aire}} \quad (1)$$

Donde  $K_{EVA-Aire}$  es el coeficiente de reparto del contaminante entre el polímero y el aire de la atmósfera. Dichos coeficientes se calcularon para cada contaminante mediante las ecuaciones siguientes tomadas de las referencias<sup>8</sup> y <sup>9</sup> y el coeficiente de reparto octanol - aire ( $K_{oa}$ ) reportado para cada



compuesto:

$$\text{Log } K_{EVA-Aire} = 1.148(\text{Log } K_{oa}) - 1.1363 \quad (2)$$

$$\text{Log } K_{EVA-Aire} = 0.97(\text{Log } K_{oa}) - 0.19 \quad (3)$$

En lo que respecta a las concentraciones en aire estimadas para cada punto y campaña de muestreo, en la Figura 8 se muestran los diagramas de barras respectivos para cada campaña. De manera general, se encontraron en todos los casos con mayor frecuencia y en mayores concentraciones plaguicidas organoclorados como el  $\alpha$  y  $\beta$ -BHC, Lindano, Heptacloro, Endrín y Endosulfán I y II. En cuanto a los PCBs, se encontraron en menor proporción, principalmente PCBs de baja cloración y menor peso molecular como los PCBs 1, 5 y 18. Comparando las concentraciones encontradas en este estudio con las reportadas en otras investigaciones realizadas con espumas de poliuretano (Tabla 2), las concentraciones obtenidas estuvieron por encima de las reportadas. Sin embargo, si se compara con lo encontrado en el estudio realizado en Santiago de Cali, las concentraciones de Endosulfán y DDT estuvieron en ordenes de magnitud similares

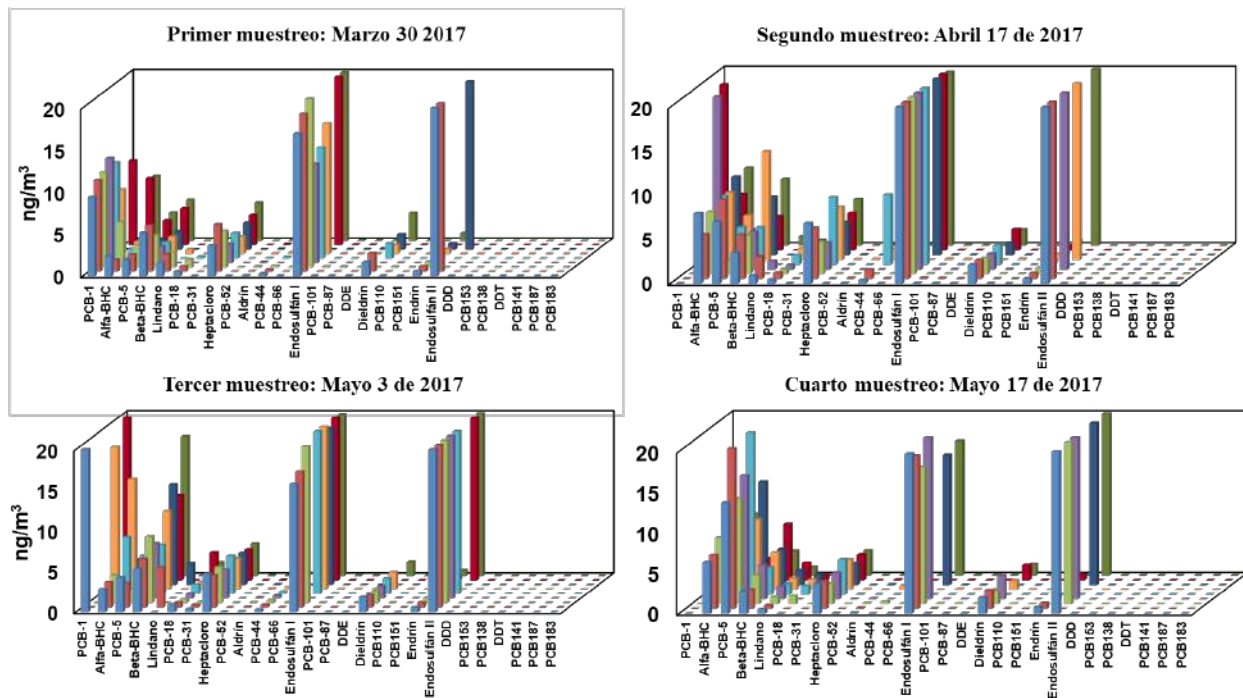


Figura 3. Concentraciones estimadas de COPs en el aire utilizando FV-EVA-M1 en diferentes puntos de monitoreo en la ciudad de Santiago de Cali.

Tabla 2. Concentraciones de COPs en aire reportadas en diferentes países (concentraciones en ng/m<sup>3</sup>) mediante muestreo pasivo.

Tipo de MP	Ubicación	Heptacloro	ΣEndosulfan	ΣDDT	ΣPCBs	Referencias
EVA	Cali, Colombia	2.11 -7.63	11.75 -135.98	4.5E-4 -0.13	8.23E-7 -31.92	Este estudio
PUFF	Cali, Colombia	n.a	0.09-60	0.3-23	0.22-0.85	10
PUFF	Argentina	2E-22 – 1.62E-20	4.5E-22 – 1.78E-20	2.3E-22 – 1.69E-20	9.56E-21 - 1.3E-19	11
PUFF	Concepción, Chile	n.a	1E-3 -0.02	5E-4-0.03	0.04-0.35	12
PUFF	Andes, Bolivia	5E-22	5.2E-20 – 1.156E-18	1.1E-20 – 5.4E-20	n.a	13
PUFF	Europa	n.a	n.a	4E-22 – 1.9E-19	2E-20 -1.7E-218	14
PUFF	Mountains, Brasil	n.a	n.a	n.a	0.06- 0.6	15
PUFF	Cuba	n.a	n.a	1E-3 - 4E-3	0,07	16

MP: Muestreador pasivo, PUFF: Espumas de poliuretano

#### 4. CONCLUSIONES

Los resultados del monitoreo en el estudio de Santiago de Cali, demuestran la aplicación útil y práctica de sistemas de aire pasivo utilizando matrices poliméricas.

En este estudio, mediante el uso del muestreador pasivo con FV-EVA, los compuestos organoclorados, registraron la mayor concentración en aire, esto a causa de probable uso de estos productos en zonas rurales y/o agrícolas cercanas a la zona de estudio. Los compuestos OCPs y PCBs, se encontraron dentro de los rangos (4.5E-4 -135.98) y (8.23E-7 -31.92) ng m<sup>-3</sup>, respectivamente.

Los muestreadores preparados a partir de EVA soportados sobre filtros de fibra de vidrio son recursos con potencial utilidad para el monitoreo pasivo de contaminantes

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado por la Universidad del Valle y el programa jóvenes investigadores e innovadores (convocatoria No. 706, 2015) de COLCIENCIAS

#### 6. REFERENCIAS

<sup>1</sup> Wong MH., Leung OW., Chan JK., Choi MP., Chemosphere, 2005, 60(6):740.

<sup>2</sup> Sharma B., Bharat G., Tayal S., Nizzetto L., Cupr P., Larssen T. Environ. Int., 2014, 66: 48.

<sup>3</sup> Trujillo O. Análisis de pesticidas por cromatografía de gas: un modelo operacional. Universidad nacional de Colombia, Colombia, 2006, 210

<sup>4</sup> Mills GA., Fones GR., Booij K., Quevauviller P., Roose P., Verreet G. Passive Sampling Technologies, 2011, 397:432.

<sup>5</sup> Vrana, B., Allan, I.J., Greenwood, R., Mills, G.A., Dominiak, E., Svensson, K., Morrison G. TrAc Trends Anal. Chem., 2005, 24(10), 845:868.

- <sup>6</sup> Martínez J., Páez M., Palencia M., Peña M. *Rev. LatinAm. Metal. Mat.*, 2018, 38 (1), 1:12.
- <sup>7</sup> Raub, K.B., Vlahos, P., Whitney M. *Mar. Environ. Res.* 2015, 109, 148:58.
- <sup>8</sup> Genualdi, S., Harner, T. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 7661:7668.
- <sup>9</sup> Harner T., Farrar N., Shoeib M., Jones K., Gobas F. *Environ. Sci. Technol.*, 2003, 37, 2486:2493
- <sup>10</sup> Alvarez A., Pozo K., Paez M., Estellano V., Llanos Y., Focardi S. *Atmospheric Pollution Research*, 2016, 7, 945:953.
- <sup>11</sup> Pegoraro C., Harner T., Su K., Chiappero M. *Sci. of Total Env.* 2016, 571, 172:177.
- <sup>12</sup> Pozo K., Harner T., Rudolph A., Oyola G., Estellano V.H., Ahumada Rudolph R., Garrido M., Mabilia R., Focardi S., *Atmos. Pollut. Res.* 2012, 3, 426:434.
- <sup>13</sup> Estellano V., Pozo K., Harner T., Zaballa M., Franken M. *Environ. Sci. Technol.* 2008, 42, 2528-2534.
- <sup>14</sup> Jaward F., Farrar N., Harner T., Sweetman A., Jones K. *Environ. Sci. Technol.* 2004, 38, 34:41.
- <sup>15</sup> Meire R., Lee S., Targino A., Torres J., Harner T. *Atmos. Pollut. Res.* 2012, 3, 417:425.
- <sup>16</sup> Bogdal C., Abad E., Abalos M., Van Bavel B., Hagberg J., Scheringer M., Fiedler H. *Trends Anal. Chem.* 2013, 46, 150:161.





**CASAP 2017**

**Santiago de Cali, Colombia**

**Septiembre 6-8  
2017**

**Actividades**



# Inauguración



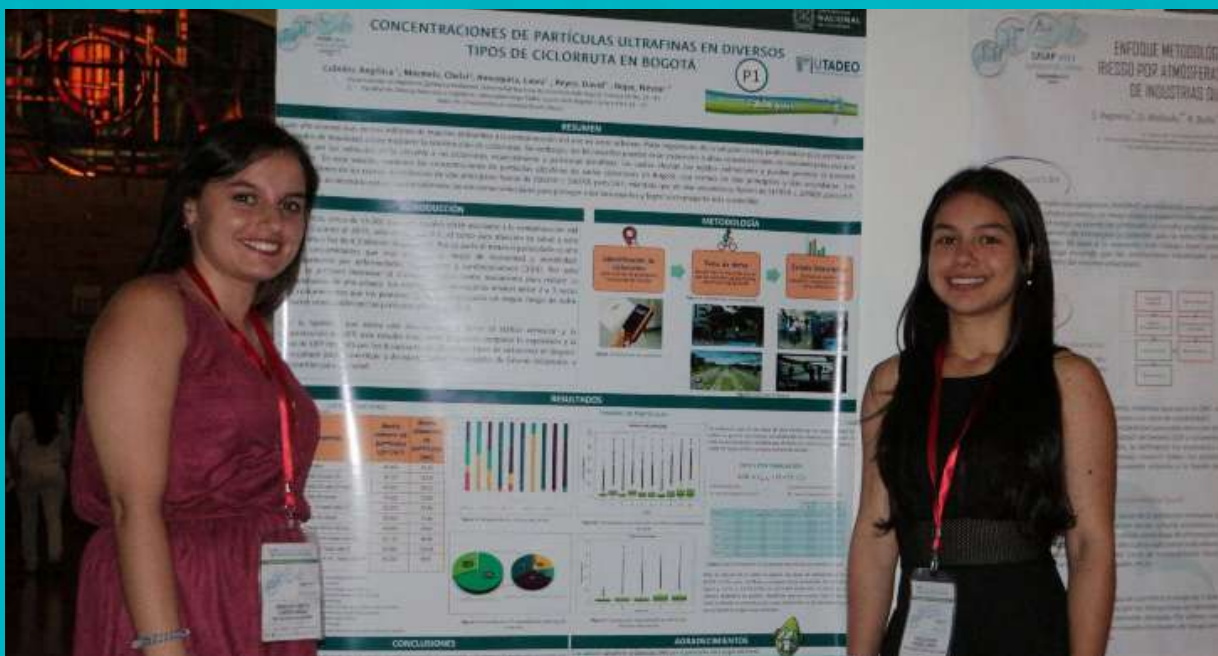
# Ponencias

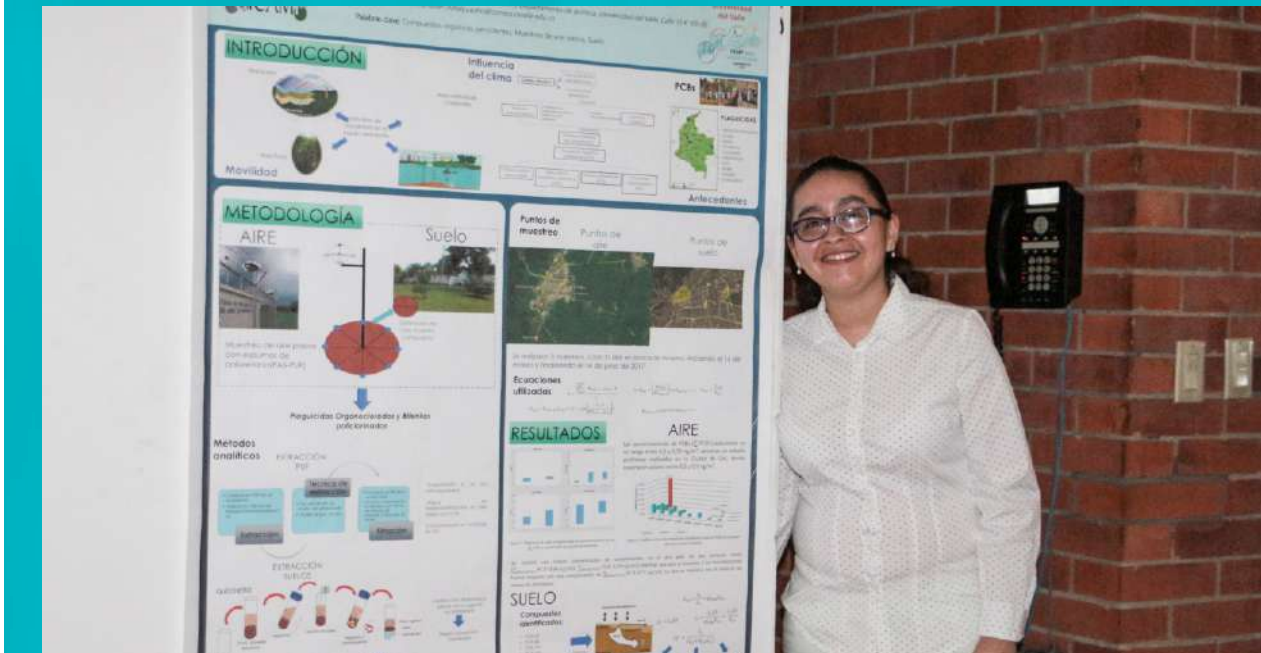






# Exposicion de Pósters





# Ciclopaseo de los Vientos



Bici Paseo CASAP 2017





El VI CASAP y su comite organizador extiende un caluroso agradecimiento a todas las personas que asistieron a este evento.  
¡Muchas gracias!





**Universidad del Valle**  
Ciudad Universitaria, Meléndez  
Cali, Colombia  
Teléfonos: (572) 321 2227-321 2100 ext. 7687  
<http://programaeditorial.univalle.edu.co>  
[programa.editorial@correounivalle.edu.co](mailto:programa.editorial@correounivalle.edu.co)

Este libro fue impreso por:  
Unidad de artes graficas de la Facultad de Ciencias Naturales y exactas