

CONGRESO COLOMBIANO y Conferencia Internacional *de Calidad del Aire y Salud Pública* (CASAP) CMAS SOUTH AMERICA CONFERENCE



INFORMES:
Facultad de Ingeniería Ambiental
UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA
Km 7, Via Piedecuesta, Bloque K, Oficina 406
Tels. +7 6796220 Ext. 442 - 478 Fax +7 6796221

casap2015.bga@upb.edu.co
<http://casap.com.co/es/home.asp>

Facebook: V CASAP - [facebook.com/casap2015](https://www.facebook.com/casap2015)
Twitter: @v_casap

Sede del Congreso:



Apoyan:



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

II CMAS SOUTH AMERICAN CONFERENCE

LIBRO DE MEMORIAS

PROCEEDINGS

Edición

KENTO TARO MAGARA

Organizador V CASAP

LAURA BARRERA PALOMINO

Coordinador V CASAP

Bucaramanga

Agosto 10 – 14 de 2015

ISSN 2500-7009

(C) Derechos reservados Universidad Pontificia Bolivariana
Seccional Bucaramanga
Km 7 Vía Piedecuesta
Floridablanca, Santander, COLOMBIA
PBX 6796220
www.upb.edu.co

Las memorias del V CASAP están disponibles
en el link: http://casap.com.co/es/docs/libro_memorias.pdf

La Universidad Pontificia Bolivariana y las Memorias del
V CASAP no son responsables de las ideas
y conceptos emitidos por los autores de los
diferentes trabajos realizados.

Se autoriza la reproducción total o parcial de
los artículos de las memorias citando la fuente
y el autor.

PRESENTACIÓN

En nombre del Comité Organizador del V Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad del Aire y Salud Pública (V CASAP) les agradecemos su participación en nuestro evento llevado a cabo en Bucaramanga, entre los días 10 y 14 de agosto de 2015. A lo largo de los años, el CASAP se ha posicionado como el evento líder en Colombia, y posiblemente en Latinoamérica, en el tema de contaminación del aire y su impacto en la salud humana y el medio ambiente. En los últimos años el tema de la contaminación atmosférica en el país se ha convertido en obligatorio en la agenda de discusiones académicas y políticas, haciéndose cada vez más visible en los medios de comunicación, lo que ha venido generando mayor concientización en la sociedad sobre los impactos que esta tiene en la salud humana. Diversos estudios epidemiológicos llevados a cabo en varias zonas del país han mostrado con evidencia aumentos en las tasas de morbilidad y mortalidad asociadas al incremento de las concentraciones de contaminantes atmosféricos como el PM10 y el PM2.5, identificados como la mayor amenaza a la calidad del aire del país. La respuesta por parte de la sociedad ha sido considerable; universidades, institutos de investigación, autoridades ambientales, empresas de consultoría y organizaciones no gubernamentales vienen dedicando esfuerzos significativos tanto al diagnóstico como a la generación de soluciones para problemas asociados a la contaminación atmosférica como cambio climático, dispersión de contaminantes en la atmósfera, impactos sobre la salud humana, entre otros. Para esta quinta versión del CASAP tuvimos un programa que incluyó 86 presentaciones orales y 56 ponencias en modalidad de poster distribuidos en nueve ejes temáticos alrededor de la gestión de la calidad del aire en el país y en el mundo. El 25% de los trabajos presentados fueron de ponentes internacionales provenientes de Argentina, Bolivia, Brasil, Canadá, Chile, España, Estados Unidos, Francia, Italia, México y Sudáfrica. Adicionalmente, tuvimos las charlas magistrales de conferencistas internacionales de gran prestigio a nivel mundial. A todos nuestros invitados internacionales les agradecemos por acompañarnos en nuestro evento.

Como complemento, esta versión del CASAP incluyó el II encuentro de la Comunidad de Modelación y Análisis de Sistemas (CMAS) – Latinoamérica; espacio provisto para que académicos y profesionales en general, cuya especialidad es el área de modelización de la calidad del aire, compartieran sus experiencias y resultados.

Queremos agradecer adicionalmente a nuestros patrocinadores, quienes hicieron posible ofrecer un evento de las características del V CASAP. Agradecemos a K2 Ingeniería como patrocinador bronce del V CASAP y a todas las empresas e instituciones que nos acompañaron financieramente en este evento. El Congreso se llevó a cabo en el campus de la Universidad Pontificia Bolivariana seccional Bucaramanga, con sus excelentes instalaciones y espacios de esparcimiento. Como es tradicional en las versiones anteriores del CASAP, fue dedicado un espacio a la discusión de un tema de relevancia nacional con la participación de diferentes actores del congreso y la veeduría de expertos internacionales. Para esta quinta versión la discusión giró en torno a la revisión del protocolo nacional de modelación de la calidad del aire. Finalmente, hemos distribuido con el material del congreso la base de datos de todos los participantes, de tal forma que el contacto entre asistentes posterior al congreso también sea posible. ¡Gracias por su participación en el V CASAP y esperamos verlos en el VI CASAP!

PRESENTATION

On behalf of the Organizing Committee of the V Colombian Congress and International Conference on Air Quality and Public Health (V CASAP), we thank you for your participation in our academic event, held in Bucaramanga, from August 10 to 14th. Over the years, the CASAP has gained relevance in Colombia and almost surely in other Latin American countries in the field of air quality and public health.

In the last years, the association between air quality and public health has become an important issue in academic and political agendas, diffusing widely through public media, and generating concern in society about this growing global problem.

Recent epidemiological studies performed in several cities in Colombia have shown a clear tendency of increasing in the mortality and morbidity rates along with the growing detriment in air quality, especially in terms of particulate matter PM10 and PM2.5. In response, universities, research institutes, environmental agencies, consulting companies and NGOs have put significant effort in research regarding diagnosis or current air quality issues and developing solutions to specific problems through science, education and policy.

The program of the V CASAP included 86 oral and 56 poster presentations, distributed along nine relevant topics to air quality. From all presentations, 25% of the accepted works were presented by foreign participants, coming all the way from Argentina, Bolivia, Brazil, Canada, Chile, Spain, United States, France, Italia, Mexico and South Africa.

This time we had the opportunity to celebrate the II Community Modeling and Analysis System (CMAS) Latin American Conference, an opportunity for academic and professionals whose area of specialty is air quality modeling, to share their experiences and interesting results.

We would also like to thank our international guest speakers, professionals and students from different parts of the country and the organizing committee. Without the support of our sponsors, this event could not have been possible. Thank you K2 Ingeniería, our Bronze Sponsor and all the other companies who supported us. This time, the CASAP was held at the Universidad Pontificia Bolivariana Seccional Bucaramanga Campus, with its excellent spaces for both academic and recreational activities.

It became a tradition to give a special space in former CASAP versions to discuss a relevant topic in air quality and public health with representatives of universities, government, and companies. This time the discussion topic was the Colombian Protocol for Air Quality Modeling.

Finally, we have shared contact information of all participants who authorized us, in order to encourage the formation of strategic alliances between national and international universities, governmental agencies and companies for proposing research projects in air quality and public health, or just simple friendship between our participants.

Thank you again for participating in the V CASAP, we look forward to meeting you again at the VI CASAP!

El V CASAP se hizo posible gracias a los comités organizador y científico que trabajaron para lograr que este evento fuera una experiencia enriquecedora para todos sus participantes.

Comité organizador

Kento Taro Magara
Laura Barrera Palomino

Universidad Pontificia Bolivariana
Universidad Pontificia Bolivariana

Jorge E. Pachón
Néstor Y. Rojas
Luis C. Belalcázar
Juan Felipe Franco
María E. Huertas

Universidad de La Salle
Universidad Nacional de Colombia
Universidad Nacional de Colombia
Universidad de Los Andes
Universidad Tecnológica de Bolívar

Comité Científico

- Angélica Bustamante Universidad de Córdoba - Montería
- Beatriz Aristizábal Universidad Nacional de Colombia, Manizales
- Boris Galvis Universidad de La Salle, Bogotá
- Carmen Elena Zapata Universidad Nacional de Colombia, Manizales
- Constanza Saavedra Universidad de La Salle, Bogotá
- Dora Marcela Benítez Universidad de Boyacá
- Edgar F. Castillo ICP-Ecopetrol
- Eduardo Behrentz Universidad de los Andes
- Jorge E. Pachón Universidad de La Salle
- Juan Felipe Franco Universidad de Los Andes
- Juan Pablo Ramos Universidad de los Andes
- Juan Pablo Silva Universidad del Valle
- Kento Taro Magara Universidad Pontificia Bolivariana
- Laura Andrea Rodríguez Universidad Industrial de Santander
- Lina María Vera Cala Universidad Industrial de Santander
- Luis C. Belalcázar Universidad Nacional de Colombia
- Luis J. Hernández Universidad de Los Andes
- Luisa F. González Corporación Ambiental Empresarial
- María E. Huertas Universidad Tecnológica de Bolívar
- María Victoria Toro Universidad Pontificia Bolivariana, Medellín
- Mercedes Jiménez Universidad de Antioquia
- Myriam Gómez Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid
- Néstor Y. Rojas Universidad Nacional de Colombia
- Omar Ramírez Universidad Nacional Abierta y a Distancia
- Ricardo Morales Universidad de Los Andes, Bogotá
- Rodrigo Jiménez Universidad Nacional de Colombia
- Rodrigo Sarmiento Universidad de Ciencias Ambientales y Aplicadas
- Víctor Mauricio Herrera Universidad Autónoma de Bucaramanga
- Walter Pardave Universidad de Santander, Bucaramanga

NUESTROS PATROCINADORES

PATROCINADOR BRONCE / BRONZE SPONSOR

K2 INGENIERIA

OTROS PATROCINADORES / OTHER SPONSORS

AVIANCA
HIGH TEC ENVIRONMENTAL
INTECCON
ANTEK
POLCO
HILL CONSULTING

Contenido

CALIDAD DEL AIRE Y SALUD PÚBLICA.....	10
ANÁLISIS ESPACIAL DEL AUSENTISMO ESCOLAR POR ENFERMEDADES RESPIRATORIAS DEBIDO AL DETERIORO DE LA MALLA VIAL EN LA LOCALIDAD DE KENNEDY	11
DETERMINACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE CROMO PRESENTES EN MUESTRAS DE MATERIAL PARTICULADO Y CORRELACIÓN CON LOS CASOS DE ENFERMEDADES RESPIRATORIAS EN GRUPOS SENSIBLES DE LA LOCALIDAD DE LOS MÁRTIRES	20
INDICADORES DE CALIDAD DE AIRE EN MANIZALES: IMPLEMENTACIÓN Y REPRESENTACIÓN	24
EXPOSICIÓN DE CARBONO ELEMENTAL EN PEATONES EN INMEDIACIONES A VÍAS CON ALTO TRÁFICO VEHICULAR.....	35
DETERMINACIÓN DEL IMPACTO DE VARIOS CONTAMINANTES CRITERIO SOBRE LA SALUD DE LA POBLACIÓN EN CIUDADES CAPITALES DE BOLIVIA	41
ESTIMACIÓN DE LOS BENEFICIOS POTENCIALES POR REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR PM10 EN LA CIUDAD DE BUCARAMANGA	56
TEMAS EMERGENTES EN SALUD AMBIENTAL.....	66
MERCURIO EN BOGOTA: ESTUDIO DE APROXIMACION EN LAS MATRICES AIRE, AGUA Y SUELO	67
HOSPITAL CAÑAVERALEJO VERDE Y SALUDABLE: EL APRENDIZAJE HACIA UNA CIUDAD VERDE EN SANTIAGO DE CALI, COLOMBIA.....	74
CAMBIO CLIMÁTICO.....	82
FLUJOS DE CO2 DURANTE UN PERIODO DE DESCANSO DE CULTIVOS TRANSITORIOS MECANIZADOS EN UNA UNIDAD AGROINDUSTRIAL EN LA ALTILLANURA COLOMBIANA	83
CAPTURA Y EMISIÓN DE BIÓXIDO DE CARBONO EN UNA GRAN ZONA VERDE DE BOGOTÁ MEDIDOS MEDIANTE COVARIANZA DE REMOLINOS	90
INFLUENCE OF METEOROLOGY ON CARBON DIOXIDE ATMOSPHERIC LOADING IN SOUTH AFRICA	97
MEDICIÓN Y CONTROL DE RUIDO	107
EVALUACIÓN DE CALIDAD ACÚSTICA URBANA EN MONTERÍA, COLOMBIA BAJO LA METODOLOGÍA DEL ÍNDICE DE CAPACIDAD DE PROCESOS	108
MEDICIÓN DE NIVELES DE RUIDO EN BUSES DEL SISTEMA BRT TRANSMILENIO. TRAMO HÉROES – MUSEO DE ORO.....	116
GESTIÓN DE CALIDAD DE AIRE, POLÍTICAS PÚBLICAS Y PLANEACIÓN URBANA	123
DISEÑO DE UNA RED DE MONITOREO DE CALIDAD DEL AIRE A TRAVES DEL METODO DE INTERPOLACION	124
SEGUIMIENTO AL PLAN DE DESCONTAMINACIÓN DEL AIRE EN EL VALLE DE ABURRÁ 2015	131
VALORACIÓN CUALITATIVA DE LOS DUCTOS DE DESCARGA DE GASES, VAPORES Y/O PARTÍCULAS EN LA CALLE 41 DE MONTERÍA, COLOMBIA.....	135

APLICACIÓN DE MODELOS PARA EL ANÁLISIS DE RIESGO DE ESCAPES EN FRIGORÍFICOS ...	142
INVENTARIOS DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA, FUENTES MÓVILES, FIJAS, ÁREA, FUGITIVAS	154
UNA PRIMERA ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES AGROINDUSTRIALES DE PM10 EN LA ORINOQUIA COLOMBIANA	155
MOBILE SOURCE EMISSION INVENTORY IN MANIZALES, COLOMBIA	161
ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES ATMOSFÉRICAS PROVENIENTES DE ESTACIONES DE SERVICIO Y CENTROS DE ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLE EN BOGOTÁ.....	169
DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA ADAPTADA AL CONTEXTO COLOMBIANO PARA LA ESTIMACIÓN DE INCERTIDUMBRE EN EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO.....	178
DESARROLLO DE UN INVENTARIO DE EMISIONES DE FUENTES MÓVILES TERRESTRES EN QUITO, ECUADOR.....	188
CONCILIACIÓN DE INVENTARIOS TOP-DOWN Y BOTTOM-UP PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE FUENTES MÓVILES DE BOGOTÁ	198
ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DEL SISTEMA TRANSMILENIO Y SU COMPARACIÓN CON OTROS MODOS DE TRANSPORTE DE PASAJEROS	203
ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES ATMOSFÉRICAS PROVENIENTES DE FUENTES COMERCIALES DE LA CIUDAD DE BOGOTÁ.....	211
MODELACIÓN METEOROLÓGICA Y CALIDAD DEL AIRE	222
RELACIÓN ENTRE PM2.5 Y PM10 EN LA CIUDAD DE MANIZALES	223
SIMULACIÓN DE PROCESOS ATMOSFERICOS EN LA CÁMARA CISCA DE LA UNIVERSIDAD CENTRAL	233
CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DEL MATERIAL PARTICULADO Y APLICACIÓN DE MODELOS RECEPTOR EN UNA POBLACIÓN CERCANA A UN PROYECTO MINERO EN EL DEPARTAMENTO DEL CESAR.....	238
INHERENCIA DE LAS CONDICIONES ATMOSFÉRICAS EN EL INCENDIO DE LLANTAS DEL 4 AL 8 DE NOVIEMBRE 2014 EN BOGOTÁ	248
INCERTIDUMBRE EN MODELOS DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO: CASO DE ESTUDIO EN EL SECTOR TRANSPORTE COLOMBIANO	252
SIMULACIÓN DE LA DISPERSIÓN DE PM10 MEDIANTE ISCT3 EN LAS ACTIVIDADES DE LA CANTERA UBICADA EN KM 5 VÍA BARRANQUILLA-PUERTOCOLOMBIA.....	259
MUESTREO Y ANÁLISIS DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS	265
ENTENDIENDO LA CALIDAD DEL AIRE EN LA ORINOQUIA COLOMBIANA DURANTE LA TEMPORADA DE QUEMA DE BIOMASA	266
USO DE MONITOREO PASIVO PARA LA MEDICIÓN DE CONCENTRACIONES DE SO2, NOX Y O3 EN EL AIRE AMBIENTE DE MANIZALES	274
ESTIMACIÓN DE LA CAPA DE MEZCLA Y DE LA ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA EN LA ZONA URBANA DE MANIZALES.....	285

EVALUACIÓN DEL IMPACTO EN CALIDAD DEL AIRE, ASOCIADO A RESUSPENSIÓN DE MATERIAL PARTICULADO POR LA PAVIMENTACIÓN EN CIUDAD BOLÍVAR, BOGOTÁ.....	298
ANALYSIS OF 2002-2013 AMBIENT AIR QUALITY TRENDS IN BOGOTÁ.....	307
CARACTERIZACIÓN DE LA TURBULENCIA ATMOSFÉRICA EN BOGOTÁ A PARTIR DE MEDICIONES CON UN ANEMÓMETRO SÓNICO DE ALTA FRECUENCIA.....	316
USO DE LA OLFATOMETRÍA DINÁMICA PARA LA MEDICIÓN DE OLORES OFENSIVOS EN COLOMBIA.....	328
METODOLOGÍA PARA MEDIR LAS CONCENTRACIONES DE AEROSOLAS ATMOSFÉRICOS USANDO TÉCNICAS DE TELEDETECCIÓN	336
ANÁLISIS DE LAS TENDENCIAS EN LAS CONCENTRACIONES PM10 Y SO2 ENTRE 2002 Y 2014 EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ.....	344
ESTUDIO DE LAS CONCENTRACIONES DE OZONO TROPOSFERICO EN LA CIUDAD DE VALLEDUPAR, COLOMBIA.....	348
DETERMINACIÓN DE FACTORES DE EMISIÓN PARA PM10 PROVENIENTE DE CONSTRUCCIÓN DE VÍAS, EDIFICACIONES Y CANTERAS EN BOGOTÁ.....	352
DESARROLLO DE UN MÉTODO SENSORIAL PARA LA CARACTERIZACIÓN DE UN NUEVO CONTAMINANTE: OLOR.....	358
ANÁLISIS DEL CICLO DIURNO DE LOS CONTAMINANTES FOTOQUÍMICOS EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ	364
ANÁLISIS DE LA DISPERSIÓN DE LAS FIBRAS DE ASBESTO EN DOS TALLERES DE MECÁNICA DE FRENOS DE BOGOTÁ	372
TUBOS PASIVOS PATRONES DE OZONO EN ATMÓSFERA CONTROLADA PARA ENSAYOS DE APTITUD EN LA RED MoniCA-BOLIVIA	379
NIVELES DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (PAH) ATMOSFÉRICOS EN ZONAS URBANAS DE LATINOAMÉRICA	387
BIOCOMBUSTIBLES Y CALIDAD DEL AIRE.....	397
ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA PRODUCCIÓN DE BIODIESEL A PARTIR DE ACEITE VEGETAL USADO.....	398
INDICE	409

CALIDAD DEL AIRE Y SALUD PÚBLICA

ANÁLISIS ESPACIAL DEL AUSENTISMO ESCOLAR POR ENFERMEDADES RESPIRATORIAS DEBIDO AL DETERIORO DE LA MALLA VIAL EN LA LOCALIDAD DE KENNEDY

Franco Giraldo, Andrea¹; Sierra Parada, Ronal Jackson¹; Molina Gómez, Nidia Isabel.¹; Meneses Martínez, Sandra¹.

1. Universidad Santo Tomas, 2. Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá

Autor de correspondencia: andreafranco@usantotomas.edu.co

RESUMEN

En los últimos años la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá ha registrado excedencias en las variaciones del comportamiento del material particulado (PM) en la ciudad, por lo que se estableció que este es el contaminante criterio con mayor excedencia de la norma y una de las localidades área fuente es Kennedy. La exposición constante al PM supone uno de los principales riesgos para la salud humana ya que penetra en el organismo por la vía respiratoria y pueden llegar hasta los alvéolos pulmonares, generando una mayor afectación a la salud. Durante el desarrollo del proyecto se aplicó una metodología cuantitativa. Mediante el uso de la metodología de la EPA (Environmental Protection Agency) y los modelos de densidad de Kernel en el análisis de las fuentes fugitivas (malla vial), el modelo para fuente lineal continua de emisión infinita en el análisis de las fuentes móviles y los resultados de los estudios isocinéticos en el análisis de las fuentes fijas se determinó las emisiones de PM. Y mediante el análisis espacial de la información utilizando el algoritmo IDW en el programa Arcgis se determinó la correlación espacial entre la emisión del PM y el ausentismo escolar por enfermedades respiratorias. En Kennedy hay un total de 2.175 segmentos viales que emitieron 121,43 Ton/VKT de PM_{2,5} y 510,22 Ton/VKT de PM₁₀ en el año de estudio. A esto sumado las emisiones por fuentes fijas y móviles genera una mayor concentración de PM en la zona. Los jardines escolares con mayor ausentismo por enfermedades respiratorias se encontraron ubicados en las UPZ donde hay una alta densidad de segmentos viales en mal estado.

PALABRAS CLAVE

Emisión, primera infancia, ausentismo, enfermedades respiratorias.

INTRODUCCION

Desde la ocurrencia de episodios agudos de contaminación atmosférica en ciudades como Londres en 1952, en los cuales murieron miles de personas, se ha venido estudiando el impacto de las emisiones atmosféricas sobre la mortalidad y morbilidad en la población [1]. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) la contaminación atmosférica constituye un riesgo ambiental para la salud y se estima que causa en todo el mundo aproximadamente dos millones de muertes

prematuras al año; esta cifra es de 1.3 millones de muertes al año debido a la contaminación atmosférica [2]. En nuevas estimaciones la Organización Mundial de la Salud informó que en el año 2012 aproximadamente 7 millones de personas murieron (una de cada ocho del total de muertes en el mundo) como consecuencia de la exposición a la contaminación atmosférica. Datos de la OMS revelan que existe una relación entre la exposición a la contaminación atmosférica y las enfermedades cardiovasculares, accidentes

cerebrovasculares, cardiopatías isquémicas y cáncer. Además la contaminación atmosférica tiene una gran influencia en el desarrollo de enfermedades respiratorias, como las infecciones respiratorias agudas y las neumopatías obstructivas crónicas [3]. El MP afecta a una mayor población que cualquier otro contaminante, en donde sus principales componentes son los sulfatos, los nitratos, el amoníaco, el cloruro sódico, el carbón, el polvo de minerales y el agua. El material particulado de diámetro aerodinámico inferior a $2,5 \mu\text{m}$ (PM_{2.5}) presenta una mayor amenaza a las personas porque, al inhalarlas, pueden alcanzar las zonas periféricas de los bronquiolos y alterar el intercambio pulmonar de gases [2]. Bogotá es la sexta ciudad más contaminada de Latinoamérica, en cuanto a material particulado MP [4]. Existen lugares en Bogotá donde se excede con frecuencia los límites permisibles establecidos por la legislación colombiana y en la mayor parte de la ciudad se exceden los límites recomendados por la OMS [5]. Según el Plan Decenal de Descontaminación del Aire para Bogotá (PDDAB), al analizar el número de casos de morbilidad y mortalidad en un escenario tendencial y en un escenario con la implementación del plan de descontaminación en un periodo de 10 años (2010-2020) se reduciría los casos presentados en la población, en donde se apreciaría una reducción en la morbilidad cercana al 32%; reducción en la mortalidad infantil aproximadamente en un 40% y en adultos mayores de 30 años en un 28%.[6] La reducción propuesta por el plan de descontaminación representa en la población infantil (menores de 5 años) una reducción aproximada de 27.500 hospitalizaciones por problemas respiratorios, 74.200 atenciones en enfermedades respiratorias agudas (ERA) y 1.500 casos de mortalidad. Y en adultos (población mayor a 30 años) se evitaría 38.300 casos en atención en urgencias, 10.900 casos de hospitalización por causas respiratorias y 13.700 casos de mortalidad.[6] Actualmente

una de las herramientas más usadas para estudiar el comportamiento de los procesos físicos naturales o artificiales es el modelamiento numérico, debido a que se encuentra la posibilidad de desarrollar un análisis tanto de procesos como de sistemas reales sin los inconvenientes de tiempo, costos, entre otros que se pueden presentar con otros métodos de estudio[7]. Por consiguiente el modelamiento numérico, en este caso la aplicación de modelos de dispersión de contaminantes es una herramienta apropiada para estudiar el comportamiento de las emisiones de MP con relación a las condiciones meteorológicas de la zona de estudio. Debido a lo anterior y al ser la localidad de Kennedy una de las que mayores excedencias a la norma de calidad de aire presenta, y en concordancia con los programas ya establecidos por la autoridad ambiental del distrito, se busca con este proyecto analizar la correlación que existe entre las emisiones de PM₁₀ y PM_{2,5} por fuentes fijas, fuentes móviles y fuentes fugitivas (malla vial) y el ausentismo escolar de la población infantil en los jardines de la Secretaría de Integración Social (SDIS) por enfermedades respiratorias en la localidad de Kennedy para el año 2013; Realizar un modelo de dispersión por cada fuente de emisión y a partir de este analizar el comportamiento del PM₁₀ y PM_{2,5} dentro de la localidad, Determinar el ausentismo escolar de la población infantil en los jardines por enfermedades respiratorias y Realizar un modelo de recepción para hallar la correlación entre las emisiones de PM₁₀ y PM_{2,5} y el ausentismo escolar de la población infantil en los jardines por enfermedades respiratorias.

MATERIALES Y METODOS

Para el desarrollo del proyecto se aplicó una metodología cuantitativa, en donde se buscó identificar la correlación entre las emisiones de PM₁₀ y PM_{2,5} y el ausentismo escolar de la población infantil en los jardines de la SDIS por enfermedades respiratorias dentro de la localidad de Kennedy. Para realizar esta

correlación fue necesario la aplicación de diversas metodologías para el análisis del comportamiento del material particulado y de los efectos en la salud dentro de la localidad. Fase 1. Planteamiento de la temática: Se realizó el planteamiento del problema a trabajar durante el proyecto; analizar la correlación que se puede presentar entre las emisiones de material particulado y el ausentismo escolar por enfermedades respiratorias en la población infantil de la localidad de Kennedy. Posteriormente se procede a realizar una revisión bibliográfica de estudios previos, investigaciones o trabajos sobre el tema a tratar. Se establecen los modelos de dispersión para el análisis del comportamiento del material particulado (tabla 1). Fase 2. Búsqueda de la información de las fuentes de emisión de material particulado y del factor de emisión: Se determina la ubicación de las fuentes de emisión dentro de la localidad y las características de estas según la información suministrada por la Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá. A partir de esto se

recolecta información de las emisiones de material particulado de las fuentes fijas mediante información primaria suministrada por los estudios isocinéticos de cada industria en la zona de estudio, de las fuentes móviles mediante información primaria suministrada por la Secretaria Distrital de Ambiente en sus últimas actualizaciones en los años 2012, 2013 y 2014 de emisiones en la flota vehicular de la ciudad y de las fuentes fugitivas mediante información secundaria suministrada por el estudio que realizó la Universidad de la Salle con la Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá sobre el comportamiento del MP en la malla vial de la ciudad de Bogotá. Fase 3. Búsqueda de información sobre ausentismo escolar de la población infantil en los jardines debido a enfermedades respiratorias: Dado que en la localidad de Kennedy se encuentra gran porcentaje de población de estrato bajo y medio (estratos 1, 2 y 3), se busca realizar el estudio en jardines infantiles del gobierno pues presenta una mayor cobertura en esta población.

Tabla 1. Planteamiento de las temáticas, modelos a trabajar para el desarrollo del proyecto

Modelo	Nombre	Característica
Modelos de dispersión	Modelo de dispersión para fuentes móviles	Se emplea el modelo para fuente lineal continua de emisión infinita. Modelo que asume la emisión de los contaminantes como una fuente lineal infinita; existe un flujo constante de vehículos sobre una vía, por lo que se considera que a lo largo de ella siempre existe un foco de emisión[8].
	Modelo de dispersión para fuentes fugitivas	La emisión de partículas de tráfico de no escape (E), es una estimación que se da a partir de los factores de emisión (FE) y kilómetros transitados por toda la flota vehicular de la vía (VKTp). Para determinar el factor de emisión de <u>resuspensión</u> de las vías pavimentadas y no pavimentadas se utiliza la metodología de la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU.; " <u>Emission Factor Documentationfor AP-42, Section 13.2.1 PavedRoads</u> " y " <u>Emission Factor Documentationfor AP-42 Section 13.2.2 UnpavedRoads</u> ".
Modelo de densidad	Modelo de densidad de <u>Kernel</u>	El método de estimadores focales para el cálculo de densidades a partir de variables referidas espacialmente a entidades puntuales, incluye una serie de parámetros que pueden condicionar de manera importante los resultados obtenidos[9]. El ajuste de funciones de densidad <u>Kernel</u> a las respectivas distribuciones empíricas permite captar diferencias en tramos específicos de la distribución[10]. El modelo de densidad <u>Kernel</u> se realizará mediante la utilización del software <u>ArcGis</u> , el cual mediante a la herramienta <u>density</u> que se ubica en la barra de herramientas de <u>SpatialAnalyst</u> se puede modelar la información de salud en la localidad.
Análisis espacial de la información		La interpolación espacial es un procedimiento matemático utilizado para estimar el valor de un atributo, en este caso, la concentración del material particulado, en una celda a partir de valores obtenidos en puntos de medición. La interpolación espacial transforma un número finito de observaciones en un espacio continuo de manera que su patrón espacial sea comparable con aquel presentado por las observaciones puntuales de origen[11]. En el estudio se puede utilizar tres algoritmos dependiendo de las características que cada uno brinde para hacer una adecuada modelación de la información. El programa <u>Arcgis</u> proporciona en su módulo <u>SpatialAnalyst</u> los algoritmos <u>IDW</u> , <u>Spline</u> y <u>Kriging</u> . El objetivo fundamental de su empleo no es el de obtener valores donde no los hay, sino generar una representación lógica y aproximada de la distribución de la variable en el espacio, pero conservando el valor y la posición real de los elementos. [12]

Se tomó como referencia a la SDIS ya que ellos contaban con el mayor número de jardines e información detallada de la cantidad de estudiantes que albergaron en el año 2013, la cual fue suministrada para el desarrollo de este estudio por los funcionarios de dicha entidad. Se descartan los datos del ICBF debido a la falta de acceso a la información en los datos de escolaridad y la baja representatividad dentro de la localidad. Después de obtener esta información, se calcula el ausentismo escolar teniendo en cuenta el estudio realizado por la Secretaría de salud de Bogotá en donde especifican que si se presenta un aumento de 10 a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado teniendo como referencia los valores anuales de la norma de calidad de aire se da un 40% de ausentismo escolar por enfermedades respiratorias en población más expuesta. Fase 4. Procesamiento de la información: Se organiza y procesa la información obtenida en la fase 2 y 3. Se realiza el cálculo las emisiones de material particulado para cada fuente de emisión según la metodología de los modelos de dispersión correspondiente para cada fuente. Se realiza el modelo de dispersión de cada fuente teniendo en cuenta el comportamiento meteorológico en la zona de estudio para el año 2013 y con dichos resultados se realiza un análisis espacial de la información para determinar el comportamiento del material particulado dentro de la localidad. Se aplica el modelo de densidad de Kernel utilizando los datos de ausentismo escolar en cada jardín infantil de la SDIS dentro de la localidad para el análisis geográfico de estos datos. Fase 5. Aplicación del modelo receptor: Mediante el análisis espacial de la información de los resultados obtenidos en la fase 4 se analiza la correlación entre las emisiones de PM10, PM2,5 y el ausentismo escolar de la población infantil en los jardines por enfermedades respiratorias dentro de la localidad de Kennedy. Posteriormente se analizan los resultados obtenidos y se establece las conclusiones de la investigación.

RESULTADOS

La población para el año 2013 en la Localidad de Kennedy fue 1.042.080 habitantes. Con una participación de 41% adultos, infancia un 24%, juventud un 26% y vejez un 9%. Los rangos de edad para cada etapa son: primera infancia de 0 a 5 años, infancia de 6 a 12 años, adolescencia de 13 a 17 años, adultez de 18 a 59 años y vejez de 60 y más años. La Secretaría Distrital de Planeación Social publicó en 2013 el Índice sobre condiciones de la primera infancia en Bogotá D.C. En Kennedy el porcentaje de población de la primera infancia fue del 9,95% con relación al total de la población de la localidad. Para el año 2013 hubo un total de 103.687 niños entre los cero (0) y los cinco (5) años, en donde la mayor población se encontró en la UPZ Patio Bonito, seguido de la UPZ Timiza y la UPZ Castilla. Según los resultados encontrados en la medición del índice, Bogotá logró un puntaje de 0.44 lo que significa que la ciudad está en un nivel de regulares condiciones para la primera infancia que la habita. En la localidad de Kennedy se presentó para el año 2013 el 1,30 % de niños y niñas desplazados con respecto a la población de 0 a 5 años, es decir un total de 1.348 de niños y con relación al porcentaje de niños y niñas en situación de pobreza con respecto a la población de 0 a 5 años fue de 20,60%, es decir un total de 21.360 niños. Con relación a la desnutrición la localidad presenta el 14,9% de desnutrición crónica; las UPZ con mayor prevalencia de desnutrición en el 2013 son Patio Bonito y Corabastos con 18,3% mucho más alta que la prevalencia a nivel local.

3.1. MODELOS DE DISPERSIÓN.

*FUENTES FUGITIVAS. En Kennedy hay un total de 2175 segmentos viales, de los cuales el 41,4% se encuentran en mal estado, el 33,7% en regular estado y el 24,9% se encuentran en buen estado. Para el año de estudio se emitió un total de 121, 43Ton/VKT de PM 2,5 y 510,22Ton/VKT de PM 10. El estado de la vía que emitió más material

particulado tanto PM 2,5 como PM 10 fue el estado malo con un 63%, seguido del regular. Este resultado tiene mucha relación con el porcentaje de malla vial en estado malo que se encuentra dentro de la localidad, ya que resulta siendo de 41,4%, seguido por el estado vial regular. (Ilustración 1 y 2)

Ilustración 1. Comportamiento del PM2.5 emitido por la malla vial en la localidad de Kennedy

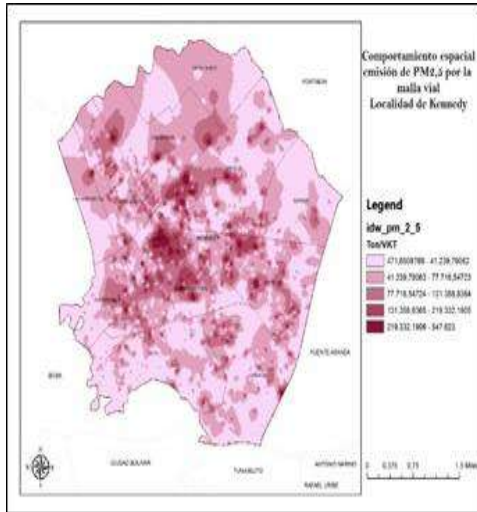
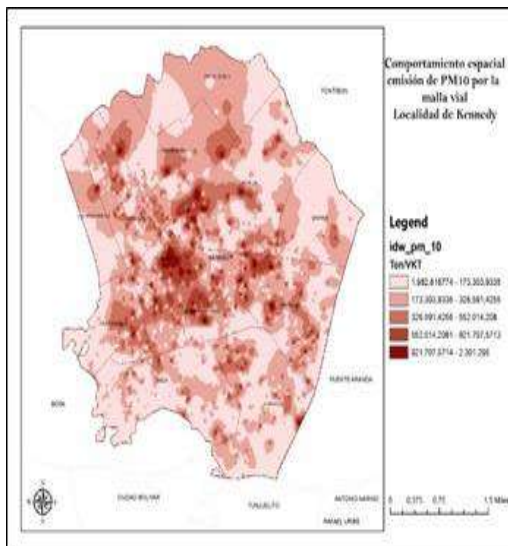


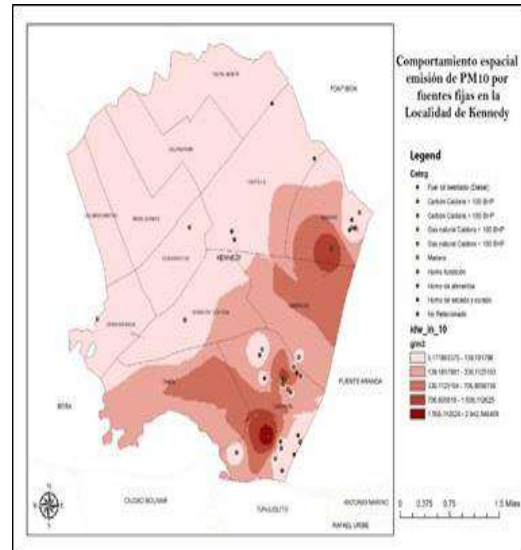
Ilustración 2. Comportamiento del PM10 emitido por la malla vial en la localidad de Kennedy



*FUENTES FIJAS. Para el año 2013 las fuentes fijas ubicadas dentro de la localidad de Kennedy emitieron un total de 3049,1 g/m³.

La mayor concentración de material particulado se encontró en las UPZ de Carvajal y Bavaria en donde el factor de emisión está entre los rangos de 1506,11 g/m³ y 2942,55 g/m³ dado a que en estos sectores se encuentran ubicadas las industrias que usan como combustible aceite usado y presentan los más altos valores de emisión de PM₁₀ al año, seguido de algunas industrias que usan como combustible carbón y presentan una emisión de PM₁₀ considerable. (Ilustración 3).

Ilustración 3. Comportamiento del material particulado emitido por fuentes fijas dentro de la localidad de Kennedy



*FUENTES MÓVILES. En el año 2013 transitaron un total de 229.630.260 vehículos (representa la suma de los vehículos que transitaron por ambos carriles en la zona de estudio) , en donde el mayor porcentaje corresponde a carros liviano y motos, y el menor porcentaje a buses alimentadores, articulados y biarticulados. La flota vehicular emitió un total de 8743,69 g/m³ de material particulado. En donde la mayor concentración emitida de PM_{2,5} según el tipo de vehículo corresponde a motos y a buses, y según la vía en la que transita corresponde a la Avenida carrera 72 cerca de la Avenida calle 17, la Avenida calle 45 A sur, la Avenida carrera 86 y la Avenida calle 26 sur. (Ilustración 4)

Ilustración 4. Comportamiento del PM2.5 emitido por la flota vehicular en la localidad de Kennedy

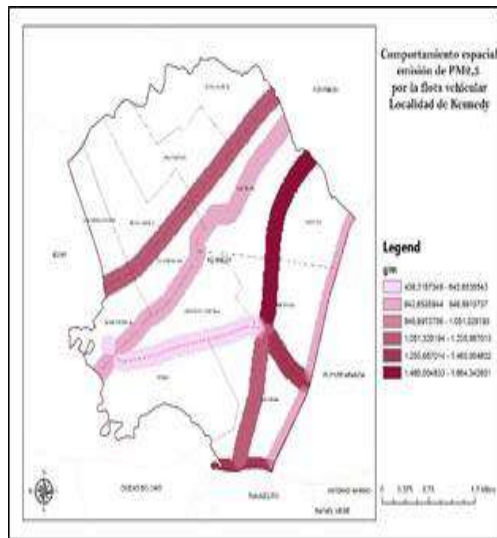
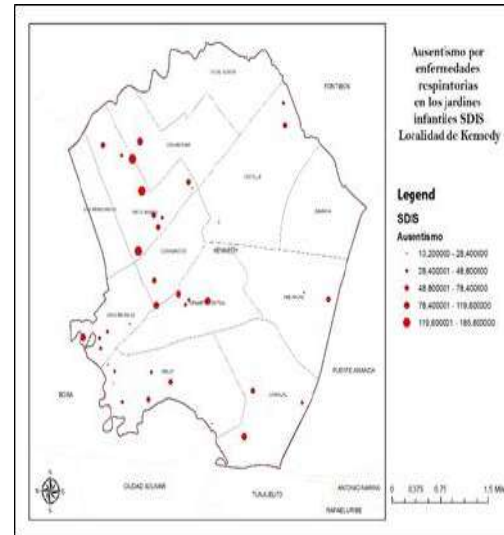


Ilustración 5. Ausentismo escolar por enfermedades respiratorias en los jardines infantiles de la SDIS



3.1. AUSENTISMO ESCOLAR.

De acuerdo a la Resolución 610 de 2010, el nivel máximo permisible en un tiempo de exposición anual para PM10 es 50 µg/m³. En el año de estudio la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá D.C. registró que las mayores concentraciones de PM10 promedio anuales se presentaron en las estaciones Carvajal y Kennedy, teniendo la última un promedio anual de 71 µg/m³; en 2013 el PM10 registrado en la localidad de Kennedy excedió 21 µg/m³ según la norma anual. Por consiguiente, se concluye que en la localidad se presentó un ausentismo escolar del 40% por enfermedades respiratorias en la población más expuesta. En el 2013 los jardines infantiles de la SDIS atendieron a un total de 6117 niños que pertenecen principalmente al régimen subsidiado, con relación a al resultado anterior se estimó 2447 niños no asistieron por presentar enfermedades respiratorias, de los cuales 857 asistieron a jardines ubicados en la UPZ de Patio Bonito. (Ilustración 5)

3.2. MODELO DE RECEPCIÓN.

*FUENTES FUGITIVAS; malla vial (Ilustración 6 y 7) los jardines con mayor ausentismo escolar por enfermedades respiratorias se encuentran ubicados en las localidades donde hay mayor densidad de segmentos viales en estado malo y en donde la emisión de material particulado para el año de estudio oscila entre los 77 a 547 Ton/VKT de PM_{2,5} y los 326 a 2301 Ton/VKT de PM10.

Ilustración 6. Relación de ausentismo escolar por enfermedades respiratorias y emisión de PM2.5 por fuentes fugitivas

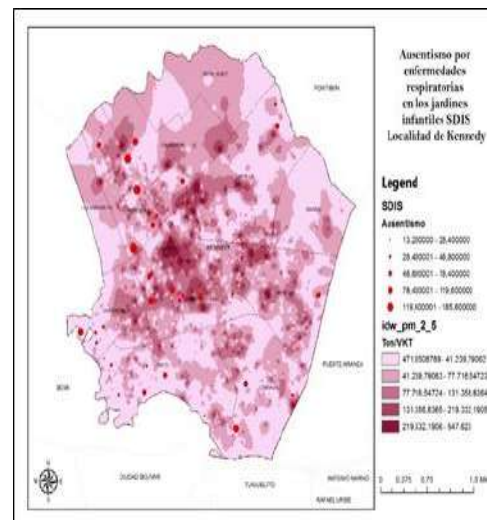
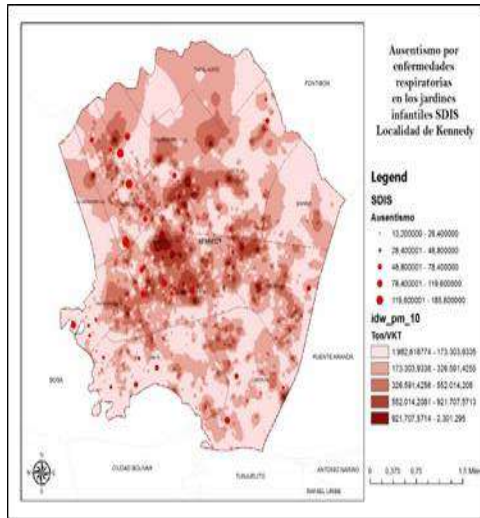
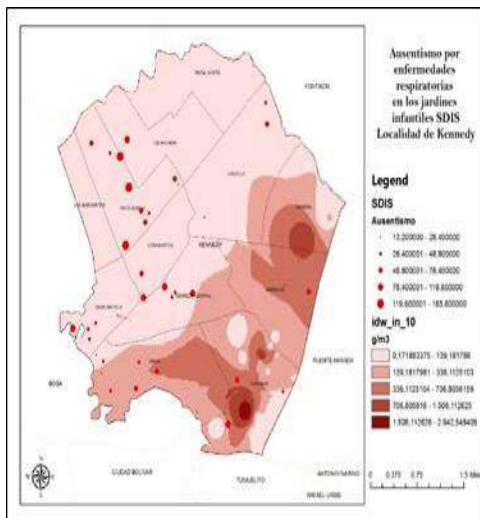


Ilustración 7. Relación de ausentismo escolar por enfermedades respiratorias y emisión de PM10 por fuentes fijas



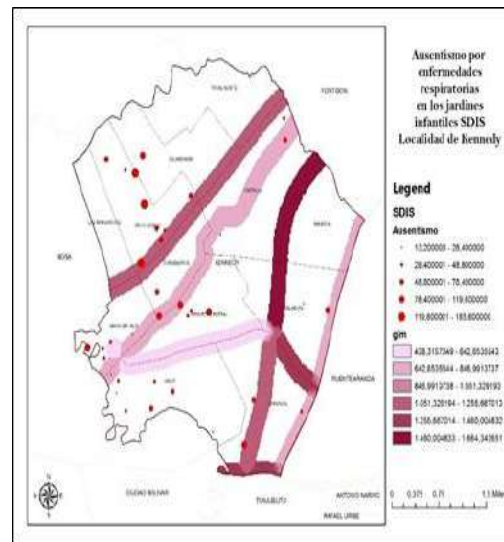
*FUENTES FIJAS. En las UPZ donde se presentó mayor emisión (Carvajal, Bavaria y Américas) se localizan 5 jardines infantiles, de los cuales tres presentaron un ausentismo escolar entre 48,8 a 116,6 niños en el año de estudio. Se resalta que el jardín que presentó un mayor ausentismo se encuentra localizado muy cerca de una fuente fija de emisión al año emitió un alto valor de material particulado. (Ilustración 8)

Ilustración 8. Relación de ausentismo escolar por enfermedades respiratorias y emisión de PM10 por fuentes fijas



*FUENTES MÓVILES. Se destaca que catorce jardines se encuentran ubicados dentro de la zona de influencia de emisión en las avenidas principales, cuatro de ellos presentan ausentismo escolar medio alto y alto (entre 78 a 185 niños) y se encuentran cerca de las vías avenida carrera 86 y 80 y la avenida carrera 72. (Ilustración 9).

Ilustración 9. Relación de ausentismo escolar por enfermedades respiratorias y emisión de PM2.5 por fuentes móviles



CONCLUSIONES

El material particulado presenta una correlación con el ausentismo escolar en los jardines de la SDIS por enfermedades respiratorias en la Localidad de Kennedy, principalmente aquel que proviene por el deterioro de la malla vial, dado a que un alto número de segmentos viales se encuentran en mal estado y por consiguiente emitieron la mayor cantidad de MP, seguido del material particulado que proviene de las fuentes móviles. Dado que la localidad presentó un alto porcentaje de desnutrición crónica principalmente en las UPZ con una alta densidad poblacional infantil de cero a cinco años, y además presentó un alto índice de población vulnerable en condiciones de desplazamiento y pobreza y con condiciones ambientales que ponen en riesgo a los menores

se puede afirmar que unido a dicha situación, la emisión de material particulado por las fuentes fijas, móviles y la malla vial si influyó en la ocurrencia de enfermedades respiratorias en los jardines de la SDIS y lo que se refleja en la cantidad de niños atendidos en los hospitales de la localidad. Aunque no es un dato concreto y que sea cien por ciento confiable, se puede dar una idea a groso modo de la cantidad de niños afectados. Mediante el uso de herramientas geoespaciales se busca orientar la toma de decisiones en materia de política de salud pública conociendo donde se presenta los valores más altos de contaminación y a quienes afecta, mediante las cuales se busque el mejoramiento de las condiciones ambientales de la población más afectada con la implementación de alternativas de reducción de la contaminación; mediante la ubicación geográfica de las concentraciones de emisión de PM_{2,5} y PM₁₀ proveniente de fuentes fijas, móviles y fugitivas y la ubicación poblacional (densidad poblacional, estrato económico, enfermedades, entre otros) se puede determinar la población que se encuentra más expuesta a estas fuentes y de esta forma determinar la vulnerabilidad de esta frente a la contaminación atmosférica.

AGRADECIMIENTOS

Al Ingeniero Ronal Jackson Sierra Parada, a la Ingeniera Nidia Isabel Molina Gómez y a la profesional Sandra Milena Meneses por su colaboración y aportes. Las Secretarías Distritales de Ambiente, de Salud, de Movilidad de Bogotá y La Secretaría de Integración Social por su aporte con información que sirvió de soporte para realizar el estudio.

REFERENCIAS

[1] N. Alem, M. Luján y D. Bascopé, «Impacto de la Contaminación del Aire en Enfermedades Respiratorias Atendidas en el Centro Pediátrico Albina Patiño.» ACTA NOVA, vol. 3, pp. 56-78, Junio 2005.

- [2] OMS, «Organización Mundial de la Salud,» Septiembre 2011. [En línea]. Available: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/>. [Último acceso: Abril 2014].
- [3] OMS, «Organización Mundial de la Salud,» Marzo 2014. [En línea]. Available: <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/es/>. [Último acceso: Abril 2014].
- [4] M. Krzyzanowski y A. Cohen , «Air Quality, Atmosphere & Health,» Update of WHO air quality guidelines, vol. 1, n° 1, pp. 7-13, 2008.
- [5] E. Y. Ortiz Durán y N. Y. Rojas Roa, «Estimación de los beneficios económicos en salud asociados a la reducción de PM₁₀ en Bogotá.» Salud Pública, vol. 15, n° 1, pp. 90-102, 2013.
- [6] Secretaría Distrital de Ambiente, «Plan Decenal de Descontaminación del Aire para Bogotá,» Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., Bogotá, 2008.
- [7] D. A. García Lozano , «Modelado numérico de la dispersión de contaminantes asociada al flujo atmosférico dentro de un entorno urbano específico de la Ciudad de Bogotá.» Universidad Nacional de Colombia. Departamento de Ingeniería Mecánica y Mecatrónica, Bogotá, Colombia , 2012.
- [8] J. H. Buitrago Arango, «Aplicación del modelo Gaussiano para determinar la calidad del aire de Manizales,» Universidad Nacional de Colombia , Manizales, Colombia, 2003.
- [9] O. De Cos Guerra, «Valoración del método de densidades focales (Kernel) para la identificación de los patrones espaciales de crecimiento de la población en España.» GeoFocus, n° 4, pp. 136-165, 2004.
- [10] J. Z. Brufman, H. L. Urbisaia y L. A. Trajtenberg, «Distribución del ingreso según género. Un enfoque no

- paramétrico.,» Cuadernos del CIMBAGE, nº 8, pp. 129-168, 2006.
- [11] A. Vargas, A. Santos, E. Cárdenas y N. Obregón, «Análisis de la distribución e interpolación espacial de las lluvias en Bogotá, Colombia,» Dyna, nº 167, pp. 151-159, Junio 2011.
- [12] J. A. García Gonzáles y F. Cebrián Abellán, «La interpolación como método de representación cartográfica para la distribución de la población: Aplicación a la provincia de Albacete,» EL ACCESO A LA INFORMACIÓN ESPACIAL Y LAS NUEVAS TECNOLOGÍAS GEOGRÁFICAS, pp. 165-178.
- [13] J. M. Santamaría, «Efectos del material particulado en la salud,» Medicina y salud, nº 10, Marzo - Abril 2008.
- [14] CIEMAT, «Modelización de la contaminación atmosférica,» Gobierno de España, 2014. [En línea]. Available: <http://www.ciemat.es/MCAportal/portal.do;jsessionid=DDFEE478D7580252F6F56BB6727DA106?IDM=56&NM=3>.
- [15] F. C. Cabrera Vivas, Distribución gaussiana, México: Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, 2008.
- [16] L. L. Schulman y J. S. Scire, «Buoyant line and point source (BLP) dispersion model user's guide.,» The Aluminum Association, INC., Washington, DC, 1980.

DETERMINACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE CROMO PRESENTES EN MUESTRAS DE MATERIAL PARTICULADO Y CORRELACIÓN CON LOS CASOS DE ENFERMEDADES RESPIRATORIAS EN GRUPOS SENSIBLES DE LA LOCALIDAD DE LOS MÁRTIRES

Ramírez Sánchez, Christian Camilo
Universidad Santo Tomás

Autor de correspondencia: christianramirez@usantotomas.edu.co

RESUMEN

La administración de Bogotá ha realizado grandes esfuerzos para mejorar la calidad del aire en la ciudad, sin embargo encontramos que en la localidad de Los Mártires se encuentran industrias que en su proceso generan emisiones de cromo que afectan directamente la población, causando enfermedades respiratorias crónicas y agudas en los grupos vulnerables. Teniendo en cuenta el efecto que puede causar a la población las emisiones de cromo se realizó un inventario de fuentes fijas y móviles con la información suministrada por la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), la Secretaria Distrital de Salud (SDS) y los aforos ejecutados por la Secretaria de Movilidad de Bogotá (SDM) para identificar el área con mayor nivel de contaminación y ubicar los puntos de muestreo, allí se monitoreó material particulado (PM10 y PST), posteriormente se determinaron las concentraciones de cromo presentes en las muestras a partir de la metodología IO 3.1 e IO 3.5 de la EPA (Environment Agency Protection) y estas se correlacionaron con los casos de enfermedades respiratorias registradas en el boletín epidemiológico de la Empresa Social del Estado E.S.E Hospital Centro Oriente.

PALABRAS CLAVE

Metal Pesado, cromo, enfermedades respiratorias, grupos etarios sensibles

INTRODUCCION

En los últimos años gran parte de las investigaciones en calidad del aire, se han enfocado en la importancia que representa la investigación de la contaminación del aire y las consecuencias que esto conlleva. Temas como la emisión, la suspensión y el transporte de compuestos contaminantes a través de grandes distancias, el impacto que causan las trazas de metales identificados y su influencia en la salud humana, son hoy tópicos de interés global. El cromo es un nutriente esencial para los seres humanos que promueve la acción de la insulina, pero los derivados del cromo son usualmente de origen antropogénico y constituyen un mayor riesgo para la salud

(Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2010). El cromo se encuentra principalmente en emisiones de industrias de metalurgia, oxicorte, metalmecánica, latonería y pintura y litografías; la inhalación de este xenobiótico en altas concentraciones es una causa frecuente de enfermedades respiratorias en los seres humanos; entra al organismo por inhalación, si las partículas son suspendidas, en la parte superior del aparato respiratorio lo común es que estas sean expulsadas con la tos (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2010), si de lo contrario las partículas se depositan en el fondo de los pulmones pueden permanecer ahí el tiempo

suficiente para ser absorbidas y distribuidas en el torrente sanguíneo pudiendo llegar a causar daño al ADN e incluso cáncer en los pulmones (Ferrer Dufol, 2003), disminuyendo notablemente la calidad de vida de la población, en especial la más vulnerable que corresponde a los niños menores de 5 años y los adultos mayores de 60 años. El proceso de industrialización de la localidad de Los Mártires (Mejía, 2007), ha contribuido al desarrollo de actividades que en su proceso emplean insumos que al ser procesados generan emisiones de material particulado que en casos específicos contiene trazas de cromo generado principalmente por industrias de galvanoplástica, talleres de mantenimiento, latonería y pintura, oxicorte y litografías. No obstante las fuentes móviles que transitan por las principales vías que conforman la red vial de la localidad, contribuyen al aumento de concentraciones de material particulado y trazas de este metal pesado. Con esta investigación se analizaron las concentraciones de cromo contenidas en material particulado en la localidad de Los Mártires, con muestras tomadas durante 18 días, los meses de Mayo y Junio de 2014 en puntos localizados estratégicamente gracias al inventario de fuentes fijas, para luego ser analizadas en el laboratorio académico de la Universidad de la Salle; además, de realizar una correlación de estas concentraciones encontradas con los casos de enfermedades respiratorias en poblaciones sensibles registradas en la localidad. Como resultado de la correlación entre las concentraciones de cromo y las enfermedades respiratorias agudas se determinó estadísticamente que no existe una correlación entre las variables, si bien las concentraciones de cromo detectadas durante el muestreo se encuentran por debajo de las normas internacionales establecidas por la EPA y la OMS, en el modelo de calidad del aire se demuestra gráficamente la teoría dosis respuesta que afirma que la exposición a bajas concentraciones en largos periodos de tiempo genera efectos adversos a la salud, en este caso

de los niños menores de 5 años, los adultos mayores de 60 años.

MATERIALES Y METODOS

Inicialmente se seleccionó el área de estudio a partir del desarrollo de los inventarios de fuentes fijas, fugitivas y móviles. La localidad de los Mártires está comprendida por vías principales como la Calle 1ª, Calle 26, Avenida Caracas y Carrera 30, estas permiten un alto flujo de fuentes móviles que emiten emisiones de material particulado a la atmósfera, además de las 3961 industrias legalmente establecidas según el Mapa de Industria y Ambiente (MIA) versión 2013. En este sentido, para el desarrollo del inventario se solicitó la información recopilada en el MIA de la Secretaria Distrital Salud, este contempla la información sobre las industrias ubicadas en las 21 localidades de la ciudad de Bogotá y se realizó el filtro según su actividad económica teniendo en cuenta la Clasificación Industrial Internacional Uniforme (CIU). Teniendo en cuenta la infraestructura vial de la localidad se solicitó la información de los aforos versión 1-2014 realizados por la Secretaria Distrital de Movilidad (SDM) en las vías de la localidad, se presenta el volumen total de vehículos y su porcentaje de participación registrado para cada estación de monitoreo en un periodo de 14 horas. Con el inventario de fuentes móviles obtenido se hace una estimación de cromo emitido por estas fuentes, se desarrolló utilizando un factor de emisión que corresponde a la relación entre la tasa de emisión y una unidad de actividad, para esto fue necesario tener en cuenta las características de los vehículos registrados en los aforos. Una vez ejecutado el inventario de fuentes de contaminación presentes en la localidad se seleccionaron los puntos de muestreo, los equipos muestreadores de alto volumen Hi-Vol se ubicaron en instituciones educativas distritales de la localidad, en la IED Ricaurte se tomaron muestras de PM10 y en la IED República Bolivariana de Venezuela muestras de PST, las instalaciones brindaron las condiciones mínimas para la

microlocalización de cada uno de los equipos cumpliendo con los parámetros establecidos en el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire. Considerando la eficiencia en retención y extracción de metales, se emplearon filtros de cuarzo, el procedimiento de cambio del filtro se realizó cada 24 horas durante 18 días consecutivos registrando simultáneamente factores meteorológicos entre ellos la temperatura, precipitación, dirección y velocidad del viento. Una vez realizado el procedimiento del cambio del filtro cada muestra fue enviada al laboratorio académico de la Universidad de La Salle, allí se determinó el material particulado que contiene una muestra con base en la técnica de cuantificación gravimétrica, este método proporcionó la cantidad de material particulado depositado sobre el filtro. Finalmente se aplicó la metodología IO-3.1 e IO-3.5 de la EPA. A los datos obtenidos se les aplicó el análisis estadístico con el fin de determinar el comportamiento entre las concentraciones de cromo con los casos de enfermedades respiratorias agudas de los grupos sensibles por medio del coeficiente de Spearman o Pearson según el caso de parametrización de los mismos. Por último se desarrolló el modelo dinámico en el software NetLogo el cual permitió representar de manera gráfica el efecto dosis respuesta representando el efecto que las concentraciones de cromo contenido en material particulado tienen sobre la población en diferentes periodos de exposición, con el uso de este se puede observar el comportamiento de las poblaciones a través del tiempo a medida que interactúan de forma dinámica con la concentración presente en la atmósfera.

RESULTADOS

CONCENTRACIONES DE MATERIAL PARTICULADO Se evidenció que la mayor concentración registrada en las 18 muestras la presentó la muestra N° 3 que supera el nivel máximo permisible para un periodo de

exposición anual y 24 horas de PM10 con una concentración de 86.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Durante el muestro se identificó que un 77% del total de muestras sobrepasan el nivel de la norma corregida a condiciones locales para un periodo anual y un cumplimiento de las muestras en un 94% para exposición de 24 horas, siendo un 6% que incumple con los niveles máximos permisibles corregidos a condiciones locales sobrepasando para los dos periodos de exposición. -En las muestras de PST se registró la mayor concentración en la muestra N° 1 con 174,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y la menor en la muestra N° 6 con 35,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se evidencia que en un 83.3% de las muestras recolectadas de PST sobrepasan la norma corregida a condiciones locales para un periodo de exposición anual y solo un 16% cumple el nivel establecido para este periodo. Por otro lado respecto al tiempo de exposición de 24 un 100% de las muestras se encuentran por debajo del nivel permisible. **CONCENTRACIONES DE CROMO** -En las concentraciones de las muestras obtenidas en la estación IED Ricaurte, se evidenció que la mayor concentración de cromo corresponde a la muestra 1 con un valor de 0.010 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ disminuyendo hasta la muestra 9 con un valor de 0.003 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ siendo esta la menor concentración detectada en el análisis, finalmente estas presentan un comportamiento creciente hasta la muestra 17 y desciende considerablemente en la muestra 18 recolectada. -Se identificó que las concentraciones arrojadas mediante el método analítico en las muestras de la estación IED La República Bolivariana, presentan un comportamiento más uniforme durante el periodo de muestreo en un rango de 0.004 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.008 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Se realizó un análisis con el marco legal correspondiente y se evidenció que las concentraciones de cromo detectadas cumplen con las normas internacionales establecidas por la EPA y la OMS ya que el valor establecido es 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ por exposición y 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ por emisión de industrias respectivamente. **CORRELACIÓN**

ESTADÍSTICA. -Se determinó que los casos ERA de niños menores de 5 años no tiene una relación con las concentraciones de cromo durante el periodo de muestreo debido a que estas concentraciones son muy bajas y no alcanzan a ser una amenaza para los niños durante el periodo de muestreo y que las concentraciones de cromo con los casos ERA de adultos mayores de 60 años no tienen una relación, primordialmente porque las concentraciones de cromo son muy bajas y también podría ser un factor importante que los hogares geriátricos de la localidad se presentan principalmente en la zona residencial de la localidad.

CONCLUSIONES

La contaminación en la localidad de Los Mártires puede ser atribuida a la cantidad de fuentes generadoras de material particulado PM10 y PST, estas partículas contienen trazas de cromo que disminuyen la calidad del aire en el territorio, a esto se le adicionan los contaminantes provenientes de la localidad de Puente Aranda que son transportados por acción del viento hacia la localidad de estudio; se evidenció la ausencia de vigilancia y control de calidad del aire en la localidad ya que actualmente no cuenta con estaciones de monitoreo. Los niños menores de 12 años, los adultos mayores de 60 años, fumadores y población que labora o hace ejercicio al aire libre en el sector presentan mayor probabilidad de ocurrencia de síntomas respiratorios y posibles enfermedades cardiovasculares, es posible que los síntomas sean causados por los altos niveles de contaminación de la localidad, por lo tanto el ICA clasifica el estado del aire anualmente y en un periodo de 24 horas como desfavorable para grupos sensibles y para la población en general. Aunque se detectaron bajas concentraciones de cromo durante el periodo de muestreo, se demostró con la estimación de emisión de cromo por fuentes móviles que los mayores niveles de este metal se encuentran en la atmósfera hacia la parte occidental de la localidad, donde transitan en mayor cantidad

automóviles y motocicletas sobre la Carrera 30 entre la calles 6ª y calle 13, zona de la localidad que coincide con el lugar de instalación de la estación de muestreo IED Ricaurte la cual recolecta las muestras de material particulado con los niveles más altos de cromo detectados. Con el diseño del modelo de calidad del aire se pudo evidenciar gráficamente que aunque las concentraciones de cromo encontradas son bajas, estas pueden afectar a la población en periodos de exposición mayor al de muestreo y que dependiendo de la absorción del cromo por vía respiratoria se presentan tres tipos de alteraciones, enfermedad aguda, intermedia y crónica en el ser humano según el periodo de exposición sin importar el nivel de concentración del cromo.

REFERENCIAS

- [1] Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, «Análisis del flujo del comercio y revisión de prácticas de manejo ambientalmente racionales de productos conteniendo cadmio, plomo y mercurio en América Latina y el Caribe,» 2010.
- [2] A. Ferrer Dufol, «Intoxicación por Metales,» Scielo, 2003.
- [3] F. A. C. Mejia, Historia del Desarrollo Urbano del Centro de Bogotá, 1 ed., Bogotá, 2007.
- [4] Secretaria Distrital de Movilidad, «Volumenes por tipo de vehículo,» Bogotá, 2014.
- [5] S. Wilbur, H. Albadin y M. Fay, Toxicological Profile for Chromium, Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2012.

INDICADORES DE CALIDAD DE AIRE EN MANIZALES: IMPLEMENTACIÓN Y REPRESENTACIÓN

AIR QUALITY INDEXES IN MANIZALES: IMPLEMENTATION AND REPRESENTATION

Li Ramírez, Jade Alexandra¹; Pérez Zapata, Ángela María²; Duque Méndez, Néstor Darío^{2,3},
Aristizabal Zuluaga, Beatriz Helena,^{1,4}

1 Grupo de trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Caldas, 2 Grupo de trabajo en Ambientes Inteligentes Adaptativos, Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Caldas, 3 Docente del departamento de Informática y Computación, Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Caldas, 4 Docente Departamento de Ingeniería Química, Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Caldas

Autores de correspondencia: jalir@unal.edu.co, bharistizabalz@unal.edu.co

RESUMEN

Los índices de calidad del aire permiten a la población la comprensión oportuna y clara de la información relacionada con la calidad del aire y sus efectos sobre la salud, en una zona y tiempo determinados (Jaramillo et al. 2009). Para el dominio de Manizales se analizaron e interpretaron las concentraciones de cinco contaminantes atmosféricos de alta importancia al ser considerados como contaminantes criterio: (Monóxido de Carbono (CO), Dióxido de azufre (SO₂), Ozono (O₃), Material particulado (PM₁₀ y PM_{2.5})). Este análisis se realizó mostrando resultados de Índices de Calidad del Aire (ICA), siguiendo la metodología de la EPA, y excedencia de los límites normados de acuerdo con la normatividad colombiana (Resolución 610 del 2010 del MAVDT). La implementación de los indicadores se proyecta desde la aplicación de una bodega de datos, útil para evaluar y mostrar la evolución de los indicadores de manera permanente.

PALABRAS CLAVE

Índice de calidad del aire, Bodega de datos, Contaminación atmosférica, Manizales.

ABSTRACT

Air quality indexes allows people a clear and easy understanding of air quality information and its possible health effects (Jaramillo et al. 2009). Concentrations of five air pollutants with high importance in air quality (Carbon Monoxide (CO), Sulfur Dioxide (SO₂), Ozone (O₃), particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5})) were analyzed and interpreted in the urban area of Manizales. The analysis was done showing results of Air Quality Indexes (AQI), following EPA methodology. Besides, the exceedance limits regulated in accordance with Colombian law (Resolution 610 from 2010 of MAVDT) were evaluated. The implementation of indicators is projected since a data warehouse application, a useful tool for evaluating and showing the indicators evolution permanently.

KEYWORDS: Air quality indexes, Data warehouse, Air pollution, Manizales.

INTRODUCCION

El aire es una mezcla de gases que constituye la atmósfera y es un factor indispensable para

la vida ((Conpes) 2005). La creciente presencia de sustancias contaminantes en la atmósfera producto de diferentes procesos

naturales y antropogénicos, en especial aquellos denominados como criterio, están asociados con efectos negativos en el entorno y principalmente en la salud humana. Se les llamó contaminantes criterio, con el objetivo de establecer niveles permisibles que protegieran el medio ambiente y el bienestar de la población (INEEC & SEMARNAT 2013). Según estudios citados por el CONPES, cada año ocurren cerca de 6.000 muertes por causa de la contaminación del aire ambiente en Colombia (Sánchez et al. 2006). Ante esta situación, tomar medidas correctivas para hacer cumplir la normativa no es suficiente. Esto ha generado la necesidad de realizar mediciones específicas de aquellos contaminantes que afectan en mayor proporción a la población y de informar oportunamente sobre el estado de la calidad del aire, para facilitar a las autoridades ambientales y a los mismos habitantes tomar medidas encaminadas al sostenimiento ambiental (Jaramillo et al. 2009). Estas mediciones se realizan mediante un Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire (SVCA) que consta de una red de estaciones de monitoreo que puede entregar cientos de datos diarios correspondientes a las concentraciones medidas de contaminantes criterio (de Leeuw 2002). Como complemento a los SVCA se estiman los inventarios de emisiones por diferentes fuentes que también generan gran cantidad de información. El almacenamiento y procesamiento de este conjunto de datos de forma manual o por métodos convencionales, se convierte en un acto extenuante y que puede generar cierto grado de incertidumbre (Li & Shue 2004). Teniendo en cuenta lo anterior, se buscan alternativas para el procesamiento de los datos. La bodega de datos, data warehouse, está orientada al manejo de grandes volúmenes de datos, provenientes de diversas fuentes, y que cubren largos periodos de tiempo. Además, brinda mejores formas de administrar la información, donde se disminuye redundancia, es decir, replicas innecesarias de la información y agiliza la localización de estos datos. Las bases de datos están

compuestas o permiten la creación de tablas, vectores o contenedores de datos para almacenar la información necesaria. La estructura de las tablas son definidas de acuerdo al propósito de los datos a almacenar, y se pueden relacionar entre sí como lo determine el diseñador o administrador de la base de datos. El objetivo de esta investigación se basa en generar indicadores de calidad de aire para Manizales, mediante estos analizar la calidad del aire de la ciudad y los posibles efectos sobre la población (Clench-Aas et al. 1998). Por último se pretende representar los indicadores mediante una herramienta sistemática de cálculo (bodega de datos) que permita el almacenamiento, procesamiento y actualización constante de los datos. Además que permita graficar y obtener tendencias actualizadas según el indicador y el periodo de interés. Este trabajo en cooperación con CORPOCALDAS, pretende sistematizar la información como base para la generación de políticas, estrategias y planes de prevención y regularización de los contaminantes atmosféricos.

MATERIALES Y METODOS *Contaminantes a analizar e indicadores seleccionados*

La selección de contaminantes para la elaboración de los índices fue basada en la cantidad de información disponible y en su relevancia para el área de estudio. Las concentraciones se conocieron a partir de los registros provenientes de las estaciones de monitoreo operadas entre CORPOCALDAS y la Universidad Nacional de Colombia (Aristizabal et al. 2014). En la Tabla 1 se presenta el contaminante medido, el propietario y la localización de la estación y por último la escala temporal para la que se calcularon los indicadores. Con la información proporcionada en la Tabla 1 se definen los indicadores a calcular: Índice de Calidad del Aire (ICA) y Excedencia de los Límites Normados (ELN) para los contaminantes O₃, PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂.

Tabla 1. Contaminantes medidos e información relevante de sus variables.

Contaminante medido	Propietario	Localización espacial	Tiempo de los datos
Ozono (O ₃)	Universidad Nacional	Estación Gobernación	01/07/2014-20/01/2015
Dióxido de azufre (SO ₂)	Universidad Nacional	Estación Gobernación	16/07/2014-07/01/2015
Material particulado menor a 10 micras (PM ₁₀)	CORPOCALDAS Universidad Nacional Universidad Nacional CORPOCALDAS CORPOCALDAS	Estación Gobernación Estación Palogrande Estación Nubia Estación Liceo Estación Milán	22/04/2009-30/12/2014 01/09/2009-14/01/2015 24/10/2009-17/01/2015 06/01/2010-12/12/2014 31/10/2012-30/12/2014
Material particulado menor a 2.5 micras (PM _{2.5})	CORPOCALDAS	Estación Gobernación	03/06/2009-30/12/2014

Índices de calidad del aire (ICA)

Para el cálculo e interpretación de los ICA, se utilizó la metodología descrita en el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire publicado en 2010 por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial y el Manual de Operación de Sistemas de Vigilancia de Calidad del Aire

(MAVDT, 2010), basado en los límites mostrados en la Tabla 2, establecidos por la United States Environmental Protection Agency (EPA). Estos estándares permiten establecer el estado de la calidad del aire de una región específica de acuerdo a un rango establecido para cada contaminante y a un código de colores(OPS/OMS 2012).

Tabla 2. Puntos de corte ICA. Tomada de (EPA 2011).

ICA	COLOR	CLASIFICACION	O ₃ 8h ppm	O ₃ 1h ppm (1)	PM ₁₀ 24h μg/m ³	PM _{2.5} 24h μg/m ³	CO 8h ppm	SO ₂ 24h ppm	NO ₂ 1h ppm
0-50	Verde	Buena	0.000 0.059	---	0 54	0.0 15.4	0.0 4.4	0.000 0.034	(2)
51-100	Amarillo	Moderada	0.060 0.075	---	55 154	15.5 40.4	4.5 9.4	0.053 0.144	(2)
101-150	Naranja	Dañina a la salud para grupos sensibles	0.076 0.095	0.125 0.164	155 254	40.5 65.4	9.5 12.4	0.145 0.224	(2)
151-200	Rojo	Dañina a la salud	0.096 0.115	0.165 0.204	255 354	65.5 150.4	12.5 15.4	0.225 0.304	(2)
201-300	Púrpura	Muy dañina a la salud	0.116 0.373 (0.155 0.404) (4)	0.205 0.404	355 424	150.5 250.4	15.5 30.4	0.305 0.604	0.65 1.24

301-500	Marrón	Peligrosa	(3)	0.405 0.604	425 604	250.5 500.4	30.5 50.4	0.605 1.004	1.25 2.04
---------	--------	-----------	-----	----------------	------------	----------------	--------------	----------------	--------------

La metodología emplea la ecuación (1) para el cálculo de los ICA:

$$I_{\text{cont}} = \frac{I_{\text{Hi}} - I_{\text{Lo}}}{BP_{\text{Hi}} - BP_{\text{Lo}}} (C_{\text{cont}} - BP_{\text{Lo}}) + I_{\text{Lo}} \quad (1)$$

Donde:

I_{cont} = Índice para el contaminante

C_{cont} = Concentración medida para el contaminante

BP_{Hi} = Punto de corte mayor o igual a C_{cont}

BP_{Lo} = Punto de corte menor o igual a C_{cont}

I_{Hi} = Valor del Índice de Calidad del Aire correspondiente a BP_{Hi}

I_{Lo} = Valor del Índice de Calidad del Aire correspondiente a BP_{Lo}

Excedencia de los límites normados (ELN)

La ELN se realiza calculando promedios aritméticos con las concentraciones medidas por las estaciones de monitoreo entre los intervalos de tiempos definidos en la Tabla 3 y comparando sus resultados con el nivel máximo legalmente permisible presentado en esta misma. Esta tabla es tomada de la resolución 610 del 2010 del MAVDT (Ministerio de Ambiente Vivienda y desarrollo Territorial (MAVDT) 2010) que establece la norma de calidad del aire o nivel de inmisión para todo el territorio Colombiano a condiciones de referencia para contaminantes criterio (IDEAM 2005).

Tabla 3. Niveles máximos permisibles para contaminantes criterio. Tomada de (Ministerio de Ambiente Vivienda y desarrollo Territorial (MAVDT) 2010)

Contaminante	Nivel Máximo Permissible ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Tiempo de Exposición
PST	100	Anual
	300	24 horas
PM ₁₀	50	Anual
	100	24 horas
PM _{2.5}	25	Anual
	50	24 horas
SO ₂	80	Anual
	250	24 horas
	750	3 horas
NO ₂	100	Anual
	150	24 horas
	200	1 hora
O ₃	80	8 horas
	120	1 hora
CO	10000	8 horas
	40000	1 hora

Bodega de datos

La bodega de datos, tiene una estructura llamada “Estrella Descentralizada” como se muestra en la Figura 1, en ésta hay dos tablas denominadas como tablas de hechos y hay 3 tablas conocidas como tablas de dimensiones. Este conjunto permite realizar búsquedas de los datos desde varios enfoques o bajo diferentes características, a lo que se le denomina granularidad de las búsquedas.

Por medio de la bodega de datos, la información de calidad del aire podrá cruzarse con las variables meteorológicas que también se almacenan en esta y que se requiere para el cálculo de los indicadores a condiciones de referencia. La implementación de un plantilla de cálculo, permitió la validación de los indicadores desde la bodega de datos.

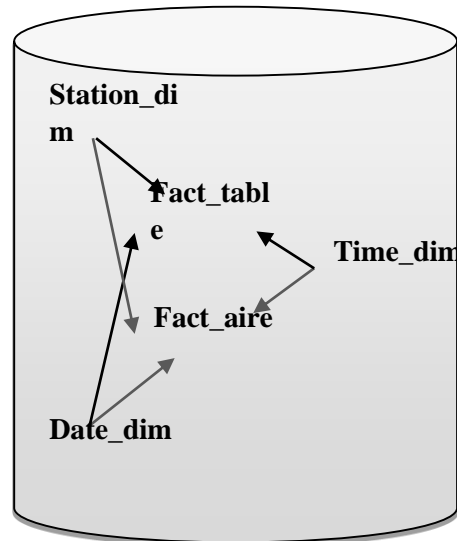


Figura 1. Estructura de la bodega de datos. Fuente: autores.

Visualización de los indicadores

Los indicadores se representan en tablas y en gráficas utilizando como plataforma la bodega de datos. Adicionalmente se utilizó el software R (R Core Team 2015) junto con la librería Openair (Carslaw, D.C. et. al. 2012) para mostrar más información de los indicadores. Con el software R, se realizaron gráficas que incorporaran de la manera más representativa

los dos indicadores propuestos, ICA y ELN para cada contaminante. Para realizar esto, se estandarizaron los valores para que ambos indicadores quedaran en la misma escala. Es decir, se tomaron las concentraciones máximas permisibles de ELN que se encuentran en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y se convirtieron a valores de ICA utilizando la ecuación (1), tal como se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Conversión de las concentraciones de ELN a ICA

Contaminante	Nivel Máximo Permissible ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Tiempo de Exposición	Conversión (ppm)	Categoría equivalente al ICA	ICA
PM ₁₀	100	24 horas	---	Moderada	73
PM _{2.5}	50	24 horas	---	Dañina a la salud para grupos sensibles	120
SO ₂	250	24 horas	0.096	Moderada	78
O ₃	80	8 horas	0.041	Buena	35

Se realizaron gráficas de: calendarios, tendencias generales y tendencias por niveles. Cada contaminante se representa por una gráfica diferente de acuerdo a su información.

RESULTADOS

Bodega de datos

En la Figura 2 se puede ver la plataforma de generación de indicadores desde la bodega de datos donde se selecciona el contaminante, la estación de monitoreo y el rango de los años a los que se les desea calcular el indicador. El resultado de la consulta anterior presenta una tabla como la que se visualiza en la Figura 3

donde se muestran los resultados del indicador, su clasificación, un análisis de confianza basado en el número de datos con el que se calcula y la desviación estándar con respecto al promedio de la concentración. Esta tabla se puede descargar en formato .csv. También se puede generar la respectiva gráfica, tal como se muestra en la Figura 4, que en este caso representa los ICA de PM10 para la estación Liceo durante el año 2011, se observa que también se visualizan en escala de colores como la metodología lo sugiere. Una vez se valide la información los indicadores quedarán disponibles de forma libre para la población que requiera su consulta.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

SISTEMA DE CONSULTAS DE VARIABLES AMBIENTALES

Bienvenido Jade Alexandra

Cerrar sesión

Generación de Indicadores de Aire

Los datos utilizados para realizar el cálculo de los indicadores, son datos que se encuentran en condición estándar.

Seleccione una variable:	ICA SO2
Seleccione la Estación:	Gobernación - Manizales
Año	
Seleccione una fecha o un rango de fechas:	2014
	2015

Generar Indicador Reiniciar Consulta

Figura 2. Pantalla de generación de indicadores de calidad del aire desde la bodega de datos.

Fuente: autores



Figura 3. Tabla de resultados del ICA calculados desde la bodega de datos. Fuente: autores

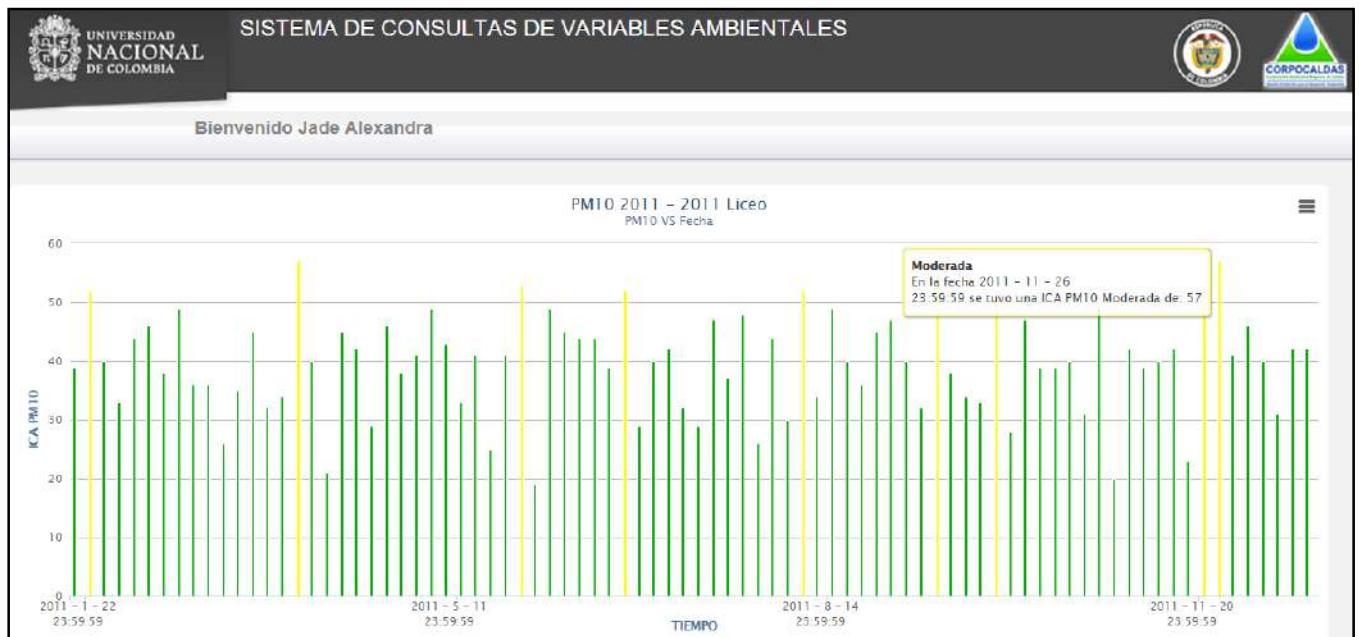


Figura 4. Grafica de ICA realizada desde la bodega de datos. Fuente: autores

Análisis gráfico por contaminante

Una de las variables que se tuvo en cuenta a la hora de realizar las gráficas en el software R junto con la librería Openair fue el tiempo promedio en el que se calculan ambos indicadores, tanto el ICA como la ELN. A continuación se presenta cada contaminante con el análisis gráfico que más se adecuaba:

PM_{2.5}

Para representar el material particulado menor a 2.5 micras se realizaron calendarios para todos los años de los que se tienen datos. En la Figura 5 se muestran los calendarios de los años 2012 y 2014, como se puede ver, estos cuentan con una barra lateral derecha que constituye los rangos y la escala de colores que define la metodología y muestra al interior de

cada día, el valor correspondiente en ICA. Los datos resaltados son aquellos que igualan o sobrepasan los límites permisibles de la norma colombiana, en el año 2012 este suceso se repite 4 veces entre los meses octubre y septiembre, esto puede asociarse al aumento de la actividad volcánica del Nevado del Ruiz

en estas fechas. Los valores de ICA para $PM_{2.5}$ en condiciones normales oscilan entre 30 y 60 equivalentes a las clasificaciones Buena y Moderada respectivamente, estas clasificaciones sugieren que el aire no causa efectos secundarios sobre la salud de la población que lo respira.

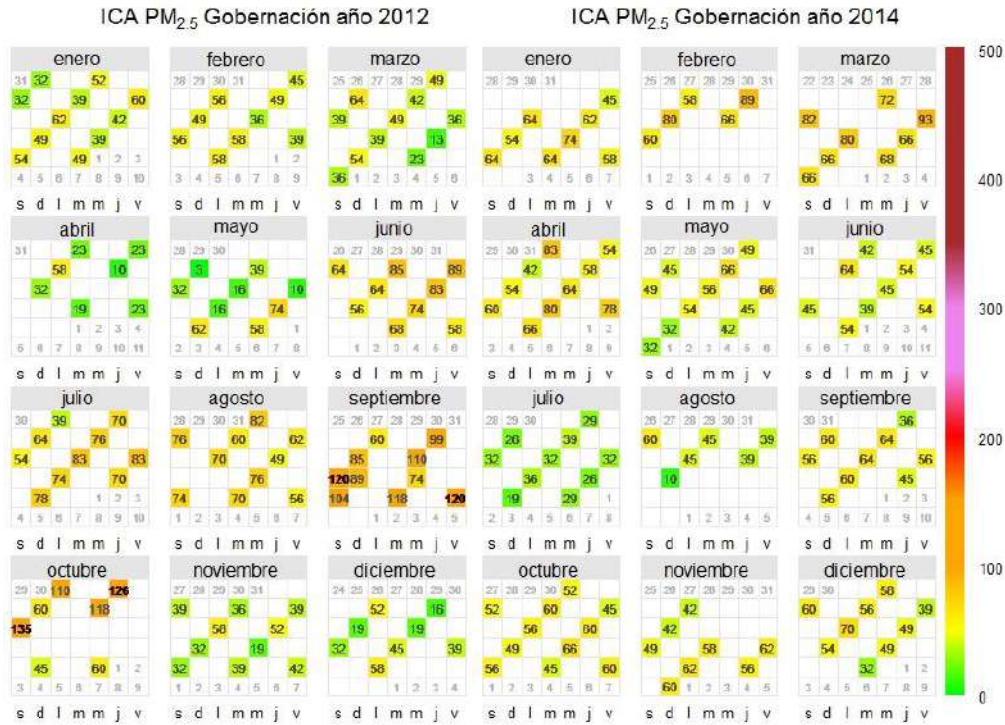


Figura 5. Calendarios de indicadores de calidad del aire para $PM_{2.5}$. Fuente: autores

PM_{10}

El monitoreo de material particulado menor a 10 micras se realiza en cinco puntos de la ciudad, la Figura 6 muestra la tendencia del indicador de PM_{10} en las 5 estaciones junto con los límites que alcanzan el ICA y el límite normado colombiano. La línea verde que cruza el eje “y” representa la categoría Buena del ICA y la línea roja representa el límite máximo permisible de la ELN. En la gráfica es notable que la estación Liceo mantiene los valores más altos de ICA alrededor de 40 y que

Nubia, Palogrande y Gobernación tienen ICAs similares durante toda la tendencia, conservando valores entre 20 y 32. Esta tendencia puede deberse a que la estación Liceo se encuentra expuesta a mayor flujo vehicular que las otras estaciones. Por otra parte, datos de las estaciones que se encuentran en el centro histórico de la ciudad (Gobernación y Liceo) sobrepasan el límite de la clasificación Buena llegando a Moderada aunque no exceden el límite máximo permisible de la normatividad colombiana.

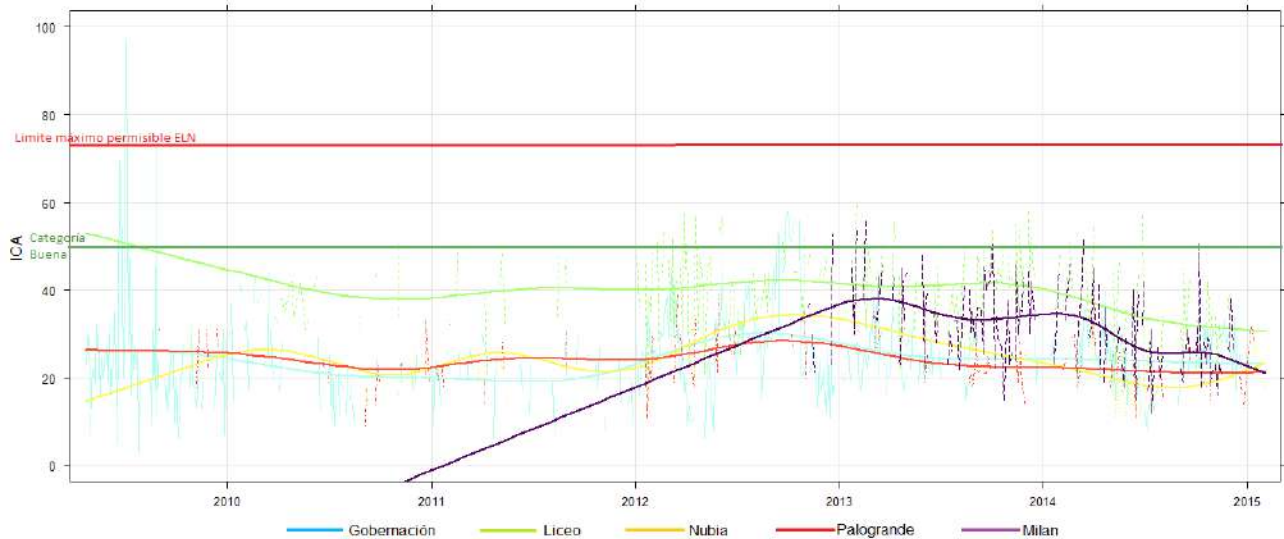


Figura 6. Tendencia de ICA para PM₁₀. Fuente: autores

O₃

Los indicadores de ozono tanto para calcular el ICA como para determinar la excedencia de los límites normados se realizan principalmente con promedios de concentración de ocho horas. La Figura 7 representa mediante escalas de colores los valores de ICA siendo mayores aquellos que se encuentran más aproximados a la paleta de colores roja, se puede ver que en la zona central de la gráfica, es decir entre las 8:00 y las 16:00 horas del día se concentran los valores más altos. Teniendo en cuenta que el

ozono es un contaminante secundario que se forma a partir de reacciones químicas y que su mayoría son en presencia de luz (Purves et al. 2004), estos resultados son de esperarse ya que en este intervalo de tiempo se presentan la mayor radiación solar del día, también las mayores temperaturas que promueven la reactividad en la atmosfera. La barra lateral muestra un ICA máximo de aproximadamente 26, lo que indica que durante el periodo monitoreado, no alcanza a sobrepasar ni la ELN ni el límite superior del ICA mostrando una buena calidad del aire en Manizales.

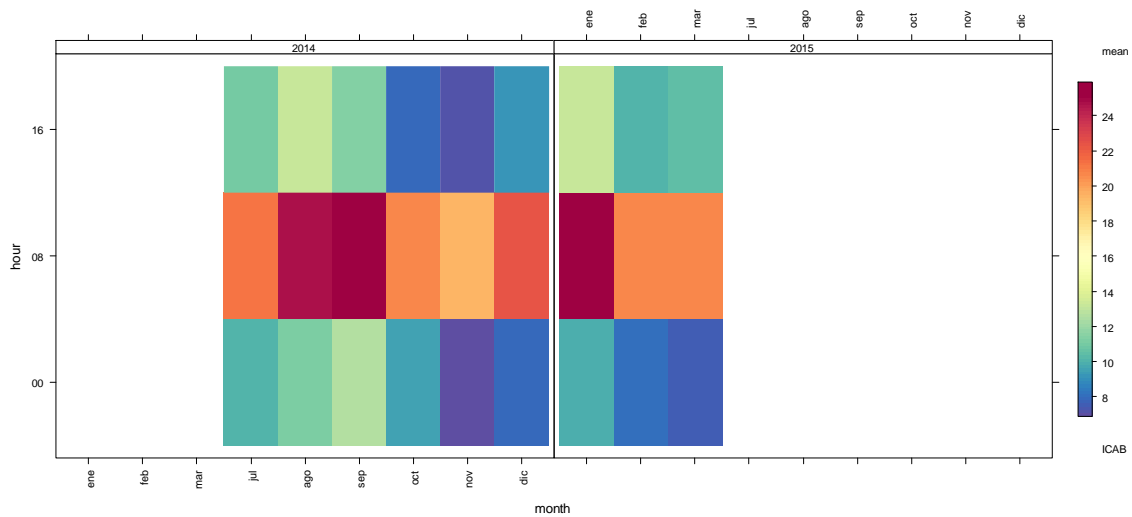


Figura 7. Tendencia por niveles de ocho horas del ICA de O₃. Fuente: autores

SO₂

Los ICA para SO₂ presentan valores muy bajos como se puede observar en la barra lateral derecha de la Figura 8 donde los promedios oscilan entre 0 y 2.2. Sabiendo esto, se entiende que el ICA permanece en una clasificación Buena y que las concentraciones son muy bajas como para sobrepasar el límite normado por la legislación colombiana. Estos bajos valores pueden obedecer posiblemente a la disminución en la concentración de azufre

en el diésel, pasando de 500 ppm a solo 50 ppm a finales del 2012, así como a la implementación del pico y placa para vehículos de transporte público individual y colectivo, a principios del año 2012. Se realizó la Figura 8 para analizar mensualmente como varía el ICA y así conocer el comportamiento del contaminante, esta muestra claramente que el mayor valor es de 2.2 y se encuentra en el mes de octubre del año 2014. Este puede ser atribuido a actividad volcánica ocurrida en estas fechas

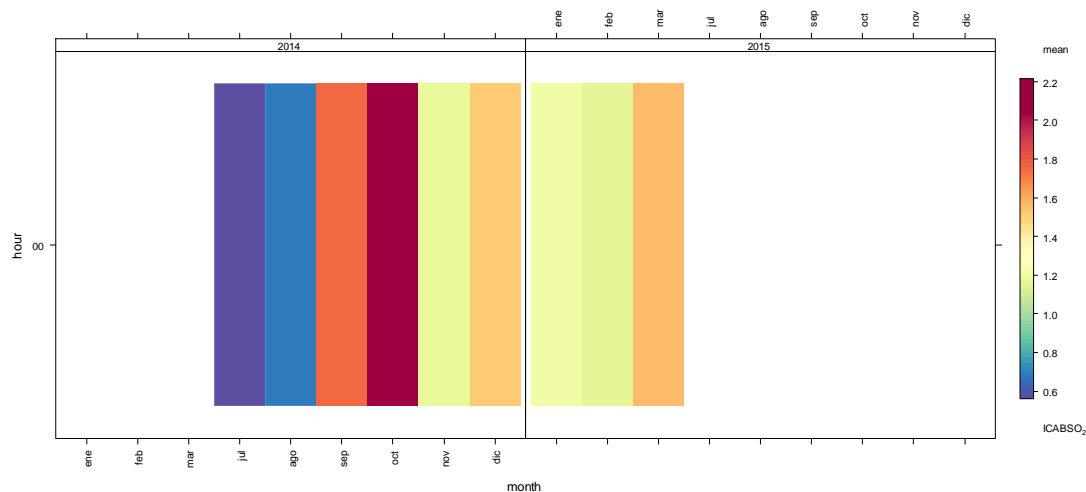


Figura 8. Tendencia por niveles diarios del ICA de SO₂. Fuente: autores

CONCLUSIONES

Se implementaron los indicadores de calidad del aire ICA y ELN para los contaminantes O₃, PM₁₀, PM_{2.5} y SO₂. Estos se representaron por medio de diferentes tipos de gráficas realizadas utilizando el software R y por medio de una bodega de datos que aún se encuentra en construcción.

La bodega de datos es una herramienta útil capaz de almacenar información y con esta realizar cálculos y gráficas sistemáticamente. Así disminuyendo tiempos de procesado y evitando errores por manipulación.

Tanto los resultados de indicadores de calidad del aire (ICA) como los de excedencia de los límites normados suministran información que ayuda a comprender la calidad del aire en la zona de estudiada de manera fácil y contundente.

Los indicadores para PM_{2.5} muestran que la calidad del aire en Manizales se ha visto afectada en ocasiones por la actividad del volcán Nevado del Ruiz, unos eventos muy evidentes se presentaron en los meses agosto y septiembre del año 2012 que llevaron a sobrepasar cuatro días los niveles máximos permisibles por la legislación. Aunque estos eventos del volcán afectan la calidad del aire en Manizales con respecto a PM_{2.5} en condiciones normales, se presentan ICAs entre 30 y 60 que no causan efectos negativos para la salud de la población.

Los indicadores de PM₁₀ revelan que las concentraciones de cada estación no varían significativamente. Sin embargo, la estación Liceo es la que tiene los ICAs más altos, esto es factible, ya que ésta es la estación con mayor concurrencia de automóviles, especialmente de buses. El análisis de O₃ cada ocho horas demuestra que las mayores concentraciones se presentan entre las 8:00am

y las 4:00pm donde la radiación solar es mayor, lo cual es de esperarse ya que este contaminante se forma por reacciones fotoquímicas.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto: “Implementación de indicadores de línea base ambiental y construcción de una bodega de datos para apoyar la generación y análisis de los mismos como parte de la Fase III del proyecto de estructuración de la Línea Base Ambiental del Departamento de Caldas”, Corporación autónoma de Caldas, CORPOCALDAS – Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales

REFERENCIAS

- Carslaw, D.C. and K. Ropkins, (2012) openair an R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling & Software*. Volume 27-28, 52-61.
- (Conpes), C.N. de P.E. y S., 2005. *Lineamientos para la formulación de la política de prevención y control de la contaminación del aire*, Bogota D. C, Colombia.
- Aristizabal, B.H. et al., 2014. Línea Base Ambiental de Caldas: indicadores de clima y aire. In *Definición de los indicadores de la línea base ambiental de caldas*. Manizales: Universidad Nacional de Colombia, pp. 57–68.
- Clench-Aas, J., Guerreiro, C. & Bartonova, A., 1998. *Air quality indicators*, Kjeller-Norway: Norsk institutt for luftforskning. Available at: www.epa.gov.
- IDEAM, 2005. *Documento soporte norma calidad del aire*, Bogotá, Colombia: Ley 610 del 2010.
- INEEC & SEMARNAT, 2013. Contaminantes criterio. Available at: <http://www.inecc.gob.mx/calibre-indicadores/523-calibre-cont-criterio>.
- Jaramillo, M., González, D.E. & Núñez, M.E., 2009. Índice integrado de calidad del aire para ciudades colombianas. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 48, pp.97–106.
- De Leeuw, F. a. a. M., 2002. A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. *Environmental Science & Policy*, 5(2), pp.135–145. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1462901101000429>.
- Li, S.-T. & Shue, L.-Y., 2004. Data mining to aid policy making in air pollution management.pdf. *Expert Systems with Applications*, 27(3), pp.331–340. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0957417404000375>.
- Ministerio de Ambiente Vivienda y desarrollo Territorial (MAVDT), 2010. *Resolución 610*, Colombia: Resolución 601 del 4 de abril del 2006.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), 2010. Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire - Manual de diseño de Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire. Bogotá, D.C., Colombia.
- OPS/OMS, 2012. *Protocolo para la vigilancia sanitaria y ambiental de los efectos en salud relacionados con la contaminación del aire en Colombia*, Colombia.
- Purves, D.W. et al., 2004. Human-induced changes in US biogenic volatile organic compound emissions: evidence from long-term forest inventory data. *Global Change Biology*, 10(10), pp.1737–1755. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2004.00844.x> [Accessed June 10, 2015].
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Sánchez, E., Ahmed, K. & Awe, Y., 2006. *Prioridades ambientales para la reducción de la pobreza en Colombia. Un análisis ambiental del país para Colombia*, Bogota D. C: The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank.

EXPOSICIÓN DE CARBONO ELEMENTAL EN PEATONES EN INMEDIACIONES A VÍAS CON ALTO TRÁFICO VEHICULAR

Segura, Julián Felipe¹; Carranza, Lina²; Galeano, Alejandra²; Parra, Andrea²;
Parra, Tania²; Sanabria, Estefanía²; Vargas, Daniela²; Franco, Juan Felipe¹

1 Grupo de Investigación en Gestión Ambiental. Facultad de Ingeniería, Universidad EAN,
Bogotá, Colombia. 2 Estudiantes Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad EAN,
Bogotá, Colombia.

Autor de correspondencia: jsegurac8458@ean.edu.co

RESUMEN

El propósito de este estudio piloto fue caracterizar la contaminación del aire por emisiones de tráfico vehicular a la que están expuestas las personas que se movilizan a pie por tres vías con un flujo vehicular alto en la ciudad de Bogotá, las vías escogidas fueron la Carrera Novena, Carrera Séptima y Carrera Once. Para esta investigación se utilizó el Carbono Elemental (BC por sus siglas en inglés) como indicador de calidad del aire puesto que este contaminante es un compuesto reconocido en las emisiones que provienen de fuentes móviles que usan el diésel como combustible. Se utilizó el MicroAethalómetro portátil AE51 para registrar las concentraciones de BC en tiempo real y de forma continua, este equipo lo portaron las personas escogidas para realizar el trabajo de campo que se desarrolló a lo largo de 1.5 kilómetros en cada una de las tres vías seleccionadas, reportando también los eventos percibidos durante todo el recorrido y realizando un conteo del flujo vehicular. En los resultados del estudio se encontró que existe una relación directa entre los picos de concentración de BC a los que están expuestas las personas que caminan por las vías y los eventos reportados en cada trayecto. Se encontraron diferentes distribuciones de las concentraciones de BC y se evidenció una calidad de aire inadecuada en cada una de las tres vías. Los autores atribuyen este resultado al flujo vehicular que se presenta, principalmente buses y busetas en estas vías, siendo la Carrera Once la vía en la que se reportó un mayor volumen de vehículos pesados y mayores concentraciones de Carbono Elemental para el mismo porcentaje de datos. Los resultados obtenidos reafirman la importancia de tener en cuenta la calidad del aire cuando se diseñe infraestructura especialmente para los peatones.

PALABRAS CLAVES

Calidad del aire, carbono elemental, exposición a la contaminación atmosférica, flujo vehicular, material particulado.

INTRODUCCION

Estudiar el impacto, afectación y deterioro en la calidad de vida y salud respiratoria de las personas es de gran importancia para tratar de controlar la contaminación atmosférica (WHO, 2005; Franco, 2012). Investigaciones anteriores ya han demostrado la relación directa que existe entre la exposición a contaminantes atmosféricos y la alteración de la función pulmonar, síntomas respiratorios y enfermedades crónicas producidas (Peters et

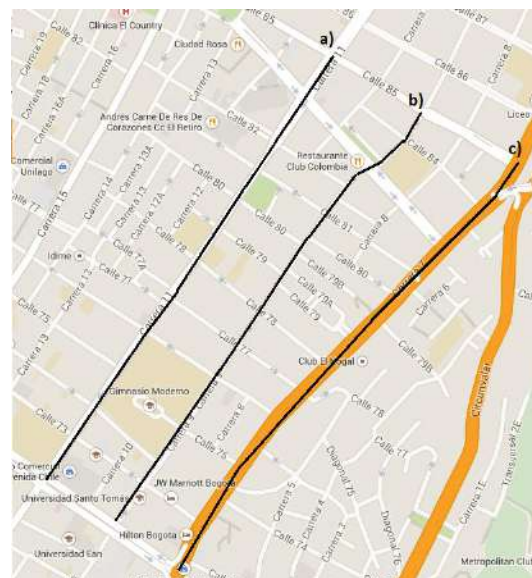
al, 1999; Calderón-Garciduenas et al, 2006, Holguín et al, 2007; Hernández et al, 2013). Estas situaciones suceden comúnmente en los grandes centros urbanos, afectando principalmente a niños menores de cinco años, que para el caso de Bogotá presenta altos índices de morbilidad y mortalidad en esta población y que es reconocida como una de las ciudades con mayor contaminación atmosférica de América Latina (SDS, 2010; WHO, 2005; EIU, 2011; WHO, 2014). Para

Bogotá según el último inventario de emisiones realizado por la Secretaría Distrital de Ambiente, cerca del 60% del PM_{10} es emitido principalmente por las fuentes móviles (SDA, 2011) y esto se debe en gran medida a los vehículos que usan combustible diésel son lo que más aportan a este contaminante ya que estos han sido reconocidos como importantes generadores de partículas (Baldassarri, 2006) debido a esto, las concentraciones de material particulado respirable (PM_{10}) en algunas zonas de la ciudad se encuentran por encima de los valores sugeridos por la normativa nacional y considerados perjudiciales para la salud. La importancia de este contexto radica en que en que aproximadamente el 40% de los viajes totales en la ciudad son realizados a pie (SDM, 2013), por eso se propuso como objetivo principal realizar un estudio piloto para caracterizar la exposición a material particulado que experimentan los peatones en tres corredores viales principales y paralelos entre sí en Bogotá, utilizando como indicador de esta exposición el carbono elemental (BC).

MATERIALES Y METODOS

Para este estudio se seleccionaron tres vías ubicadas en la zona nororiental del área urbana de Bogotá teniendo en cuenta su importancia y tipo de tráfico vehicular. La Carrera 11 y la Avenida Carrera Séptima se seleccionaron por presentar alto flujo vehicular especialmente de buses de servicio público y la Avenida Carrera Novena se escogió por ser paralela a las otras dos vías mencionadas y por presentar un volumen de tráfico mucho menor y de principalmente automóviles. Para el trabajo de campo se determinó de manera continua y en tiempo real las concentraciones de BC en la acera del costado occidental de cada una de las vías. Las concentraciones de BC fueron obtenidas usando un MicroAethalometro Modelo AE51 (AethLabs Inc., USA). Este monitor portátil realiza un muestreo activo que a través de un método óptico mide la concentración másica de BC. La Figura 1 presenta un mapa de Bogotá con el trayecto transitado en cada uno de los corredores viales. El recorrido fue realizado a pie por un grupo de investigadoras en un tramo de 1.5

kilómetros para cada vía y en cada una se llevaron a cabo cinco experimentos durante los días hábiles de la semana. Las participantes estaban equipadas con un monitor portátil de concentración de BC en tiempo real, un GPS para reportar la ubicación espacial y un formato de actividades para reportar los eventos percibidos durante todos los recorridos (v.g., bus iniciando marcha, semáforos en rojo). Para dar soporte y una mejor caracterización a los niveles de BC obtenidos y a las vías seleccionadas se realizaron conteos vehiculares, estos conteos se realizaron por medio del análisis de videos tomados a un costado de cada uno de los corredores viales durante cuatro momentos de 15 minutos cada uno. Los videos fueron grabados en dos días diferentes de la semana, en dos horarios diferentes cada día y analizados por duplicado. El flujo vehicular se categorizó en vehículos livianos, motocicletas y vehículos de pesados (buses de servicio público y camiones). La Tabla 1 presenta la descripción de las tres vías seleccionadas, sus tramos, el número de experimentos y conteos realizados. Adicionalmente se muestran algunas imágenes de los corredores viales por donde se realizaron los recorridos.



a) Carrera Once b) Carrera Novena c) Carrera Séptima

Figura 1. Mapa de tramos seleccionados en cada corredor vial para realizar los recorridos peatonales

<i>Corredor Vial</i>	<i>Configuración de la vía</i>	<i>Tramo</i>	<i>Distancia del Tramo (Km)</i>	<i>Número de Experimentos</i>
<i>Avenida Carrera Séptima</i>	Abierta (Sentido N-S y S-N)*	Entre Calle 72 y Calle 85	1,56	5
<i>Avenida Once</i>	Cerrada (Sentido N-S)*	Entre Calle 72 y Calle 85	1,50	5
<i>Avenida Carrera Novena</i>	Cerrada (Sentido S-N)*	Entre Calle 72 y Calle 85	1,55	5

* Para la configuración de la vía: N= Norte, S= Sur

Tabla 2. Caracterización Corredores viales seleccionados.

En el estudio aquí descrito se tomaron muestras segundo a segundo durante el tiempo que duró cada medición. Posteriormente finalizando estos recorridos los datos fueron descargados usando el software del equipo para poder validarlos (eliminar ceros, valores negativos y atípicos) e incluirlos en una base de datos que al final reportó más de 18 mil observaciones.

1. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En cada medición las asistentes de investigación además de realizar la medición de BC con el monitor portátil, reportaban en el formato de actividades cada evento que ayudara a caracterizar mejor cada recorrido y que episodios podrían afectar las concentraciones de BC durante el trabajo de campo. La Figura 2 representa la media y el intervalo de confianza de 95% para las concentraciones de BC en cada uno de los tres corredores viales estudiados para el día martes, este resultado puede deberse principalmente en el efecto que tiene el tráfico vehicular al afectar considerablemente los niveles de concentración de BC encontrados y a los que se encuentra expuesto el peatón. Se evidencia que las concentraciones son más altas por el flujo de vehículos pesados por la Avenida Carrera Séptima y la Once mientras que en la Avenida Novena el impacto del tráfico vehicular en las concentraciones es mucho más bajo.

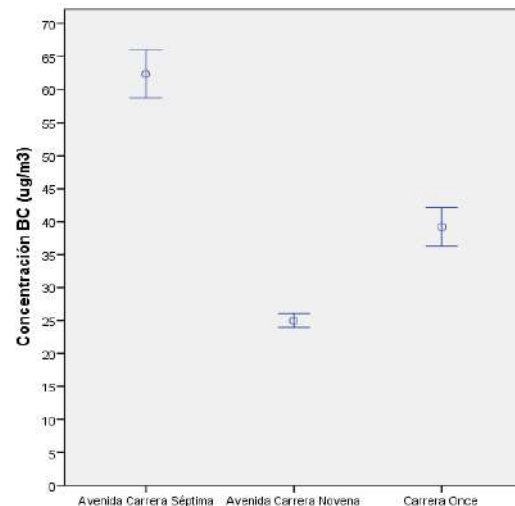


Figura 2. Media e intervalo de confianza de 95% para las concentraciones de BC en cada uno de los corredores viales estudiados.

La Figura 3 presenta simultáneamente el comportamiento de las concentraciones de BC en tiempo real en los tres corredores viales seleccionados y se comparan las concentraciones obtenidas durante el periodo de medición realizado el día viernes en cada una de las vías. Se puede apreciar la dinámica de las concentraciones de BC debido especialmente a la proximidad que tienen los peatones con la fuente de emisión. Los resultados mostrados en la figura indican que las concentraciones encontradas en las Carrera Séptima y Carrera Once (identificadas en color morado y azul respectivamente) presentan sus

picos con valores máximos que constantemente superan los 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que en la Carrera Novena los picos de concentración son hasta cuatro veces menores. Este escenario es una demostración del impacto que tienen las fuentes móviles en la calidad del aire que respira el peatón y que estas concentraciones están directamente relacionadas con la presencia de mayor volumen de vehículos de transporte público que utilizan combustible diésel. Esto se comprueba con los aforos realizados, que para la Carrera Séptima y Carrera Once el tráfico

pesado y de motos es hasta cuatro y dos veces respectivamente mayor al presentado en la Carrera Novena (Ver Tabla 1). Esto ofrece, al menos de manera descriptiva, información que permite indicar el impacto en la calidad del aire relacionado con la cantidad y tipo de tráfico que transita por la vía. En este estudio se encontró que la Carrera Once fue la que presentó mayor flujo de vehículos pesados (buses, busetas y camiones). La tabla 3 muestra el conteo del flujo vehicular obtenido para las 3 vías.

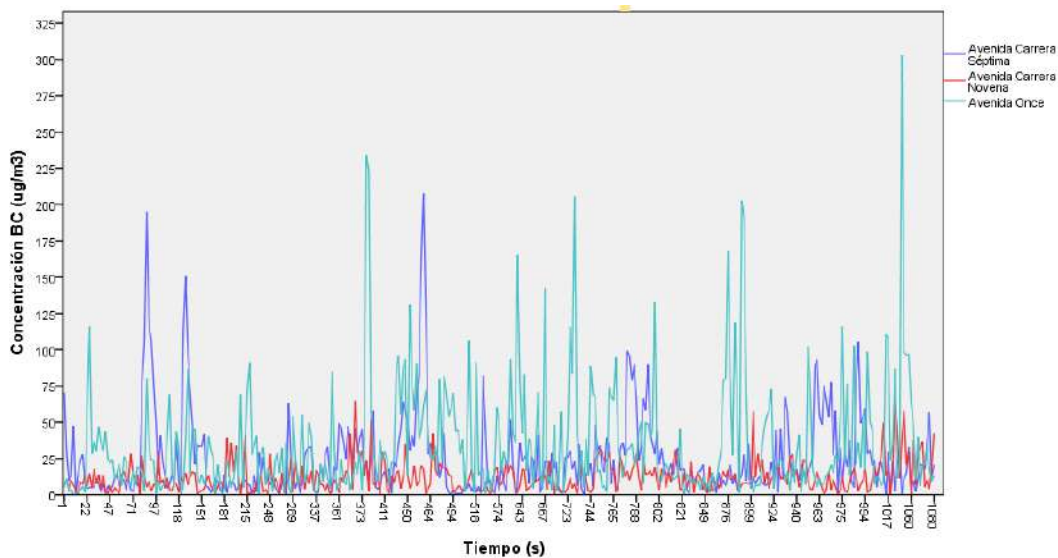


Figura 3. Serie de tiempo de concentraciones de BC durante uno de los recorridos por cada una de las vías estudiadas. *Para el recorrido del día viernes.

Corredor Vial	Flujo Vehicular (vehículos/hora)		
	Liviano	Motos	Pesados (buses y camiones)
<i>Avenida Carrera Séptima</i>	2306	591	371
<i>Avenida Once</i>	1952	438	323
<i>Avenida Carrera Novena</i>	1125	263	89

Tabla 3. Conteo del flujo vehicular para los tres corredores viales seleccionados

Debido a que el carbono elemental es una fracción del material particulado respirable y reconocido por sus serias implicaciones en la salud de las personas y teniendo en cuenta que más del 70% de los datos exceden los valores sugeridos, indica que los peatones que se movilizan por las tres vías que hicieron parte de la investigación están expuestos a altas concentraciones y respirando un aire que no es de buena calidad. Aunque este es un estudio piloto, y teniendo en cuenta que se deben involucrar otras variables (v.g., geometría de la vía) para realizar un mejor análisis de estos comportamientos de los contaminantes, la aproximación aquí presentada insiste en ver la importancia que tiene la contaminación del aire en la ciudad, especialmente en la proximidad de las vías y los peatones que están expuestos a altas concentraciones de contaminantes atmosféricos que son considerados perjudiciales para la salud. Dado que la calidad del aire en Bogotá es un asunto de cuidado, es importante que la autoridad ambiental, los avances que ha tenido la ciudad en estos temas, en conjunto con otras autoridades (v.g., movilidad, salud, políticas), la industria y los ciudadanos tengan un mayor compromiso en la búsqueda de soluciones que puedan mejorar la calidad del aire.

2. CONCLUSIONES

Se cuantificaron las concentraciones de carbono elemental a las que están expuestas las personas que se movilizan a pie por las tres vías paralelas y que suelen presentar un alto flujo vehicular en la ciudad de Bogotá. A partir de los resultados presentados anteriormente se sugiere que las fuentes móviles tienen gran impacto en la emisión de contaminantes y una importante contaminación del aire. Aunque las tres vías estudiadas presentaron niveles de BC que sugieren una condición de calidad del aire inapropiada, se presentan diferencias entre los niveles de contaminación encontrados y las que indicaron altas concentraciones de BC fueron los corredores viales con mayor volumen de tráfico vehicular. Estos resultados afirman que es fundamental proponer y promover el uso de transportes activos como la bicicleta y caminar en la ciudad, que se incluyan medidas que ayuden a disminuir la

exposición de las personas a contaminantes de este tipo y ofrecerles condiciones adecuadas para desarrollar esta actividad. De igual manera, los autores sugieren continuar estudiando este fenómeno como problemática de salud pública e involucrar la variable calidad del aire al momento de diseñar infraestructura orientada al peatón.

REFERENCIAS

- Baldassarri, L. T., Battistelli, C. L., Conti, L., Crebelli, R. De Berardis, B., Iamiceli, A. L. Gambino, M., Iannaccone. S. (2006). *Evaluation of emission toxicity of urban bus engines: Compressed natural gas and comparison with liquid fuels*. Science of the Total Environment. Vol. 355, 64-77.
- Calderón-Garciduenas, L., Mora-Tiscareno, A., Fordham, L.A., Chung, C.J., Valencia-Salazar, G., Flores-Gómez, S., Solt, A.C., Gómez-del Campo, A., Jardón-Torres, R., Henríquez-Roldán, C., Hazucha, M.J., Reed, W. (2006). *Lung radiology and pulmonary function of children chronically exposed to air pollution*. Environmental Health Perspectives. Vol. 114, 1432-1437.
- Franco, J.F. (2012). *Contaminación Atmosférica en Centros Urbanos. Desafío para Lograr su Sostenibilidad: caso de estudio Bogotá*. Revista EAN 72, 193-205.
- Hernández-Flórez, Luis J., Aristizabal-Duque, Gustavo, Quiroz, Leonardo, Medina, Katalina, Rodríguez-Moreno, Natalia, Sarmiento, Rodrigo, & Osorio-García, Samuel D. (2013). *Contaminación del aire y enfermedad respiratoria en menores de cinco años de Bogotá, 2007*. Revista de Salud Pública, 15(4), 552-565.
- Holguin, F.; Flores, S.; Ross, Z.; Cortez, M.; Molina, M.; Molina, L.; Rincon, C.; Jerrett, M.; Berhane, K.; Granados, A. y Romieu, I. (2007). *Traffic-related exposures, airway function, inflammation, and respiratory symptoms in children*. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine 176, 1236-1242.
- Peters, J.M. E. Avol, W. Navidi, S.J. London, W.J. Gauderman, F. Lurmann, W. Linn,

- H. Margolis, E. Rappaport, H. Gong, Jr. y D.C. Thomas. (1999). *A study of twelve Southern California communities with differing levels and types of air pollution. I. relevance of respiratory morbidity.* American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol. 159, 760-767.
- Secretaría Distrital de Ambiente (SDA, 2011). *Plan Decenal de Descontaminación del Aire para Bogotá*, Alcaldía Mayor de Bogotá.
- Secretaría Distrital de Movilidad (SDM, 2013) *Movilidad en Cifras 2012.* Alcaldía Mayor de Bogotá. Disponible en:
http://www.movilidadbogota.gov.co/hiwebx_archivos/audio_y_video/final%20cifras%202012.pdf
- Secretaría Distrital de Salud de Bogotá (SDS, 2010). *Nacimientos y mortalidades evitables: comparativo 2008, 2009, 2010.*
- The Economist Intelligence Unit (EIU, 2011). *Índice de Ciudades Verdes de América Latina.* Disponible en:
http://www.siemens.com/press/pool/de/events/corporate/2010-11-lam/Study-Latin-American-Green-City-Index_spain.pdf
- World Health Organization (WHO, 2005). *Air Quality Guidelines Global Update.* Disponible en:
http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf
- World Health Organization (WHO, 2014). *Ambient (outdoor) air pollution in cities database 2014.*

DETERMINACIÓN DEL IMPACTO DE VARIOS CONTAMINANTES CRITERIO SOBRE LA SALUD DE LA POBLACIÓN EN CIUDADES CAPITALES DE BOLIVIA

DETERMINING THE IMPACT OF SEVERAL CRITERIA POLLUTANTS ON THE HEALTH OF THE POPULATION IN MAJOR CITIES IN BOLIVIA

Luján, Marcos; Gonzáles, Daira; Escóbar, Iván; Bustillo Ana

Departamento de Ciencias Exactas e Ingeniería, Universidad Católica Boliviana San Pablo, Unidad
Académica de Cochabamba, Bolivia

Autor de correspondencia: lujan@ucbcb.edu.bo

RESUMEN

Se realizó un estudio comparativo del riesgo relativo (RR) por la exposición a factores climáticos (amplitud térmica, temperatura mínima y humedad relativa) y a niveles de contaminación por material particulado (PM₁₀), Ozono (O₃) y óxido de nitrógeno (NO₂) en tres ciudades capitales de Bolivia con diferentes características climáticas y alturas sobre el nivel del mar: El Alto (4.070 m s.n.m.), La Paz (3.650 m s.n.m.) y Cochabamba (2.570 m s.n.m.); relacionadas con los casos de Infecciones respiratorias Agudas (IRAs) y Neumonías. Se observó que la amplitud térmica tiene una correlación positiva con los casos de IRA y neumonía en La Paz y Cochabamba, pero no en El Alto. Los niveles de PM₁₀ están asociados con un mayor riesgo de IRAs y Neumonías en las tres ciudades estudiadas, pero el nivel de riesgo es mayor en la ciudad a mayor altura (El Alto) y menor en la ciudad a menor altura (Cochabamba). En la ciudad de Cochabamba mayores niveles de ozono están asociados con un menor riesgo de IRAs y Neumonías, y mayores niveles de NO₂ están asociados con mayores riesgos de contraer estas mismas enfermedades.

PALABRAS CLAVES

Contaminación atmosférica, riesgo relativo, material particulado, factores climáticos, Bolivia

ABSTRACT

A comparative study of the relative risk (RR) was performed by exposure to climatic factors (temperature range, minimum temperature and relative humidity) and levels of particulate matter pollution (PM₁₀), ozone (O₃) and nitrogen oxide (NO₂) in three capital cities of Bolivia with different climatic characteristics and height above sea level: El Alto (4,070 m asl), La Paz (3,650 m asl) and Cochabamba (2,570 m asl); related to cases of acute respiratory infections (ARI) and pneumonia. It was observed that the temperature range is positively correlated with the ARI and pneumonia in La Paz and Cochabamba, but not in El Alto. PM₁₀ levels are associated with an increased risk of ARI and pneumonia in the three cities studied, but the level of risk is higher in the city at higher altitudes (El Alto) and lowest in the city at a lower height (Cochabamba). In the city of Cochabamba highest ozone levels are associated with a lower risk of ARI and pneumonia, and higher levels of NO₂ are associated with higher risk for these same diseases.

KEY WORDS

Air pollution, relative risk, particulate matter, climatic factors, Bolivia

INTRODUCCIÓN

Desde que algunos episodios de contaminación mostraron claramente la relación entre la presencia de contaminantes en la atmósfera e impactos en la salud, como los ocurridos en el valle de la Meuse (Bélgica) en 1930, en Donora (EEUU) en 1948 y el ocurrido en Londres (Reino Unido) en diciembre 1952 (Ballester, J.M. Tenías, & Pérez-Hoyos, 1999), los científicos han ido elaborando más y mejores herramientas para establecer con mayor precisión el riesgo de la presencia de contaminantes en la atmósfera y poder cuantificar los impactos sobre la salud de la población. Diferentes metodologías han sido propuestas para la determinación de factores de riesgo relativo y la cuantificación de efectos en la salud (Ostro, 2004) (Ballester, J.M. Tenías, & Pérez-Hoyos, 1999) (Centro Europeo para el Ambiente y la Salud. OMS – Oficina Regional Para Europa, 2001) (Krzyzanowski, 1997), que han permitido establecer con mayor claridad y certidumbre los innegables impactos de la contaminación atmosférica sobre la salud de los seres humanos en todo el mundo. En el presente se estima que se puede atribuir a la contaminación atmosférica más de 2 millones de muertes al año, buena parte de estas muertes se producen en países en desarrollo que, a causa de dinámicas específicas y falta de mecanismos de control, tienen gran parte de su población concentrada en grandes ciudades donde la gente está expuesta a la contaminación emitida por diversas fuentes, en particular del parque vehicular. Sin embargo, a pesar de todos los avances logrados, todavía hay aspectos que no se conocen muy bien, uno de ellos es la influencia de los factores ambientales en la toxicidad de los contaminantes y el consecuente riesgo para la salud. El problema es en esencia complejo, asociado al concepto de calidad del aire, que también es difícil definir. El enfoque actual es seleccionar contaminantes específicos, llamados contaminantes “criterio”, que tienen un probado efecto tóxico y están asociados a las emisiones de las principales fuentes

de emisión, sobre todo antropogénicas (parque vehicular, industriales, domésticas, comerciales, etc.). La medición de los niveles de concentración de estos contaminantes en la atmósfera permite establecer el riesgo para la salud de la población comparando estos niveles con límites permisibles establecidos en las normativas nacionales. Los límites se establecen en base a la recopilación de estudios específicos de cada contaminante y es potestad de los gobiernos y autoridades ambientales competentes el establecer estos límites que tienen el objetivo de proteger a la mayoría de la población de los efectos nocivos de la contaminación atmosférica. Es el caso de Bolivia, los límites permitidos se establecieron en base a reglamentaciones de otros países y estudios realizados en otras partes del mundo, y tomando como referencia los valores guía recomendados por la OMS (WHO, Regional Office for Europe, 2000), esto a falta de estudios locales y que brinden información directa sobre los riesgos para la salud de los diferentes contaminantes. Hay claras evidencias de que factores ambientales como: la dispersión de los contaminantes, la radiación solar, la temperatura, la humedad y otros elementos del clima, influyen en la transformación de contaminantes primarios y secundarios. Estos factores pueden incidir en que un contaminante criterio específico, o los contaminantes asociados, tengan un mayor o menor efecto tóxico sobre las personas. Esta situación nos lleva a preguntarnos si un contaminante criterio puede tener, o representar, mayor o menor toxicidad y, por ende, representar mayor o menor riesgo para la salud de la población, dependiendo de las condiciones ambientales a las que está sometido en un clima determinado. Consideramos que esta pregunta es aún más relevante en un país como Bolivia que tiene su población distribuida en tres grandes zonas ecológicas: altiplano, valles y llanos, donde los factores climáticos son muy distintos. El altiplano se caracteriza por climas fríos, pero de alta intensidad de radiación solar; los valles tienen

temperaturas medias con radiación solar elevada y; los llanos presentan climas tropicales y húmedos. Con el propósito de aportar más información sobre los efectos de las condiciones ambientales en la toxicidad y factores de riesgo para la salud de algunos contaminantes criterio, se determinaron los factores de riesgo relativo (RR) del material particulado (PM_{10}) en ciudades de Bolivia con diferentes características climáticas, en concreto las ciudades de: El Alto, La Paz, Cochabamba y Santa Cruz, relacionados con diferentes enfermedades asociadas a la contaminación atmosférica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la elaboración de este estudio se recopilieron datos de contaminación atmosférica de las redes de monitoreo que se encuentran instaladas en las ciudades de El Alto, La Paz, Cochabamba y Santa Cruz. Los indicadores de contaminación que se miden en estas redes son: material particulado (PM_{10}), óxidos de nitrógeno (NO_2), ozono (O_3), monóxido de carbono (CO) y en algunas de ellas, dióxido de azufre (SO_2). Los métodos de monitoreo que se utilizan en las redes de monitoreo son diversos y dependen del parámetro a medir. En todas se utilizan métodos pasivos para medir NO_2 y O_3 (de la firma PASSAM A.G.), activos para medir PM_{10} (Impactadores Harvard y equipos TAS), y equipos automáticos para medir en línea los contaminantes criterio. Para este estudio se consideraron sólo los sitios de monitoreo que utilizan equipos automáticos para la medición de PM_{10} , Ozono y NO_2 . Se recolectaron los datos medidos y datos validados de cada red de monitoreo y se analizó la consistencia, coherencia y completitud de los mismos. Sólo se consideraron las series de datos de contaminación que contaban con un mínimo de un 75% de los datos en el periodo de medición. En este análisis detectamos algunas redes, como la red de Santa Cruz, no contaban con una cantidad suficiente de datos válidos como para incorporarlos en el estudio, esta red tenía solo un 30% de datos válidos sobre los datos que se programó medir. Algo similar sucedió con la red de La Paz que sólo contaba con un 65% por ciento

de los datos de NO_2 y Ozono. La red de El Alto sólo mide PM_{10} con equipos automáticos. Ante estas carencias nos vimos obligados a limitar los contaminantes considerados en el estudio a PM_{10} en las ciudades de: El Alto, La Paz y Cochabamba. Para el caso de Cochabamba se incluyeron en el estudio el Ozono y el NO_2 . La información sobre la incidencia de enfermedades asociadas a la contaminación se la recopiló a partir de los Servicios Departamentales de Salud (SEDES). El SEDES es la institución encargada de realizar la vigilancia epidemiológica en cada departamento y la responsable de recolectar la información necesaria. Entre los registros que realizan, se cuenta con registros de incidencia de Infecciones Respiratorias Agudas (IRAs, sin neumonía) y Neumonías. Los registros se realizan por semanas epidemiológicas de modo que se tiene información de casos por semana en cada municipio/ciudad. A partir de esta fuente se obtuvieron los datos de incidencia en las cuatro ciudades consideradas en el estudio, para las semanas epidemiológicas comprendidas entre enero del 2012 y diciembre de 2014, haciendo un total de 156 semanas. Como factores climáticos relevantes se consideraron: la temperatura mínima diaria, la amplitud térmica diaria y la humedad mínima diaria, recogiendo las recomendaciones y resultados de estudios previos realizados en Cochabamba (Alem, Luján, & Bascopé, 2005). En particular, estos estudios muestran que la amplitud térmica es el factor ambiental más importante, más que la temperatura mínima o la humedad relativa. La información sobre estos parámetros se la obtuvo de las mismas redes de monitoreo que poseen estaciones meteorológicas y del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI), a través de su página web (SENAMHI, Bolivia, 2015). Se consultaron los datos de las estaciones meteorológicas de Aeropuerto de El Alto, en el caso de la ciudad del El Alto, la estación de Laykacota en el caso de la ciudad de La Paz, y la estación de Aeropuerto Jorge Wilsterman en el caso de la ciudad de Cochabamba. Dado que la información epidemiológica se tiene en casos por semana,

tanto la información sobre factores ambientales como la información sobre contaminantes se la procesó para obtener promedios semanales de cada parámetro. Para ello primero se calcularon o determinaron los parámetros diarios de amplitud térmica (AT), temperatura mínima (T_{\min}), humedad relativa mínima (HR_{\min}), promedio diario de 20 h de PM_{10} , máximo diario de 8 h de Ozono y promedio diario de 24 h de NO_2 . Con estos valores se determinaron los promedios semanales de estos parámetros. Para el procesamiento de estos datos se utilizó el software Excel de Microsoft Office Professional Plus 2010 (Microsoft Corporation 2010, 2010). Para analizar la relación entre los contaminantes del aire y los factores climáticos con la variación de las ocurrencias de una enfermedad (variable respuesta), se empleó la regresión log-lineal de Poisson, utilizando las variables de contaminación como variables independientes y las variables de condiciones climáticas como las variables confusoras. Al aplicar este modelo, su utilizó como guía metodológica el trabajo publicado por Saez *et al.*(1999) (Saez, Pérez-Hoyos, Tobías, Saurina, Barceló, & Ballester, 1999). La construcción del modelo de regresión de Poisson autoregresivo permite determinar si la variable respuesta depende o no de otras variables. Si las variables independientes tienen un efecto significativo sobre la variable respuesta (para un intervalo de confianza del 95% y $p < 0,05$), este efecto es evaluado por el coeficiente β de cada variable independiente en el modelo de regresión de Poisson. El modelo lineal generalizado para relacionar la variable respuesta con diferentes variables independientes, está construido de la siguiente manera (Saez, Pérez-Hoyos, Tobías, Saurina, Barceló, & Ballester, 1999):

$$\ln(E_y) = \beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i x_{t,i}$$

Donde, E_y es el número esperado de casos semana, β_0 y β_i son constantes del modelo y $x_{t,i}$

son las variables explicativas del modelo. Para la construcción del modelo se procedió en dos etapas. En una primera etapa se introdujeron las variables climáticas hasta lograr un modelo con correlaciones significativas, aquellas variables climáticas que no tienen una correlación significativa ($p > 0,05$) fueron eliminadas del modelo. Luego, en una segunda etapa, se introdujeron las variables de contaminación ambiental y se procedió de manera similar a eliminar aquellas variables de no mostraban una correlación significativa. En los modelos no se utilizaron retardos pues los efectos en salud considerados son efectos de tipo agudo que se producen unas horas después de la exposición a la contaminación atmosférica, dado que las series de tiempo utilizadas son semanales, no se consideró necesario incluir retardos. El análisis de regresión lineal generalizada se realizó con el software SPSS versión 22 (IBM Corporation, 2013). Una vez ajustado el modelo de Poisson se puede calcular el valor del riesgo relativo (RR) mediante la siguiente ecuación:

$$RR_i = e^{\beta_i}$$

Donde, RR_i es el riesgo relativo asociado a la variable explicativa i , por unidad de incremento de esta variable y β_i es el coeficiente de regresión asociado a la variable explicativa i en el modelo (Saez, Pérez-Hoyos, Tobías, Saurina, Barceló, & Ballester, 1999).

RESULTADOS

A partir de la información recolectada sobre los factores climáticos y de contaminación ambiental se elaboraron las gráficas que se presentan a continuación. La 0 muestra las principales características climáticas y demográficas de las ciudades estudiadas.

Tabla 1. Características demográficas, climáticas y de contaminación atmosférica de las ciudades consideradas en el estudio

Parámetro	El Alto	La Paz	Cochabamba
Población (2012)	888.840	764.617	630.587
Altura media (m s.n.m.)	4.070	3.650	2.570
Temperatura media (°C)	7,7	9,0	18,0
Temperatura Mínima media (°C)	0,53	6,1	1,9
Amplitud Térmica (°C)	14,6	13,7	18,1
Precipitación anual (mm)	613,9	487,3	499,5
PM ₁₀ promedio anual (µg/m ³)	32,3	44,2	76,7
Ozono promedio anual (máximo de 8h, µg/m ³)	-	-	34,3
NO ₂ promedio anual (µg/m ³)	-	-	21,0

La ciudad del El Alto está sobre el altiplano boliviano y presenta las menores temperaturas de las tres ciudades estudiadas. La amplitud térmica varía entre un rango de 7,4°C en verano a 23,5°C en el invierno. Por su altura, la radiación UV que recibe es más intensa que en las otras ciudades estudiadas (Zaratti, 2003) y por ello presenta mayores posibilidades de formación de contaminantes secundarios, en particular smog fotoquímico. La ciudad de La Paz, si bien es vecina de la ciudad de El Alto, se encuentra en una hoyada que cambia completamente el clima y el régimen de vientos. En promedio, La Paz se encuentra unos 420 m por debajo de la ciudad de El Alto y sus temperaturas son más elevadas. La amplitud térmica varía entre 9,0 en verano y 17,4 °C en invierno. La topografía de esta ciudad también condiciona enormemente el régimen de vientos que ventila esta ciudad. Cochabamba se encuentra a menor altura que La Paz, unos 1.080 m más baja. Es un valle cerrado que facilita la formación de inversiones térmicas durante gran parte del año y esto, combinado con la elevada radiación solar, genera una mayor amplitud térmica durante el día, comparada con las ciudades de La Paz y El Alto. La amplitud térmica en Cochabamba varía de 9,6 en verano a 25,0 °C

en invierno; se han registrado casos extremos de hasta 30°C. Como se puede observar en las Figuras 1 a 3, se tiene una alta estacionalidad de los factores ambientales. Las temperaturas mínimas se las tiene obviamente en invierno; sin embargo, la amplitud térmica es mayor en invierno que en verano, en todos los casos. La ciudad con mayor amplitud térmica es la ciudad de Cochabamba. La humedad relativa mínima es también menor en la época de invierno, esto está asociado a la amplitud térmica, pues, en la madrugada, cuando se registran las menores temperaturas, el aire pierde humedad y, por la tarde, al calentarse el ambiente, la humedad relativa disminuye. Los niveles de contaminación por PM₁₀ muestran también una marcada estacionalidad. Los niveles en el invierno son mucho más elevados que en el verano; la contaminación por este contaminante primario es casi el doble en invierno que en verano. Este fenómeno se observa en las tres ciudades estudiadas y está asociado a la presencia de frecuentes inversiones térmicas durante el invierno que se mantienen durante casi toda la mañana y se rompen recién en horas de la tarde; en el verano las inversiones térmicas también se producen, pero se rompen a la mitad de la mañana. Esta situación se produce en las tres

ciudades estudiadas, pero, se produce de manera más pronunciada en las ciudades con una mayor amplitud térmica en el invierno, es el caso de Cochabamba, que es además la ciudad con mayor contaminación por PM_{10} , como se puede apreciar en la 0. La variación de la incidencia de IRAs y neumonías tiene también una clara estacionalidad, como se puede observar en las Figura 4 a Figura 9. La incidencia es muy mayor en los meses de invierno que en los meses de verano para ambas enfermedades. Esta estacionalidad es muy clara en la ciudad de Cochabamba, tanto para las IRAs como para las neumonías. La estacionalidad no es tan evidente para las IRAs en la ciudad de El Alto, sobre todo en el año 2012, pero sí lo es para las neumonías. En el caso de La Paz la estacionalidad en muy

clara tanto para IRAs como para neumonías. Analizando las gráficas de incidencia de IRAs y neumonías y comparándolas con las gráficas de factores ambientales queda claro debe existir una asociación entre el incremento de la incidencia de casos de estas enfermedades en invierno y los factores climáticos y ambientales. En este estudio hemos considerado como factores climáticos relevantes: la amplitud térmica diaria, la temperatura mínima diaria y la humedad relativa mínima diaria. Como factor de contaminación ambiental se consideraron los niveles de PM_{10} (promedios de 24 h), los demás contaminantes criterio no fueron incorporados por falta datos de buena calidad ; sólo en el caso de la ciudad de Cochabamba se consideraron los niveles de NO_2 (media de 24 h) y Ozono (máximo diario de 8h).

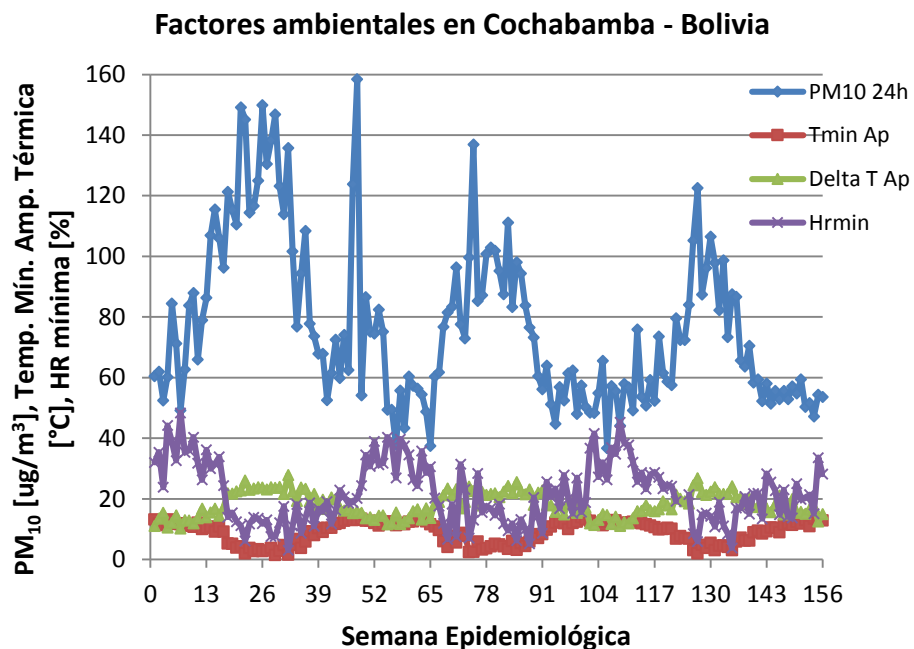


Figura 1. Factores ambientales en la ciudad de Cochabamba, por semana epidemiológica, entre enero 2012 y diciembre 2014. Se muestran promedios semanales de: Temperatura Mínima (T_{min} , $^{\circ}C$), Amplitud Térmica (Delta T, $^{\circ}C$), Humedad Relativa Mínima (HRmin, %) y PM_{10} , promedios de 24h ($\mu g/m^3$).

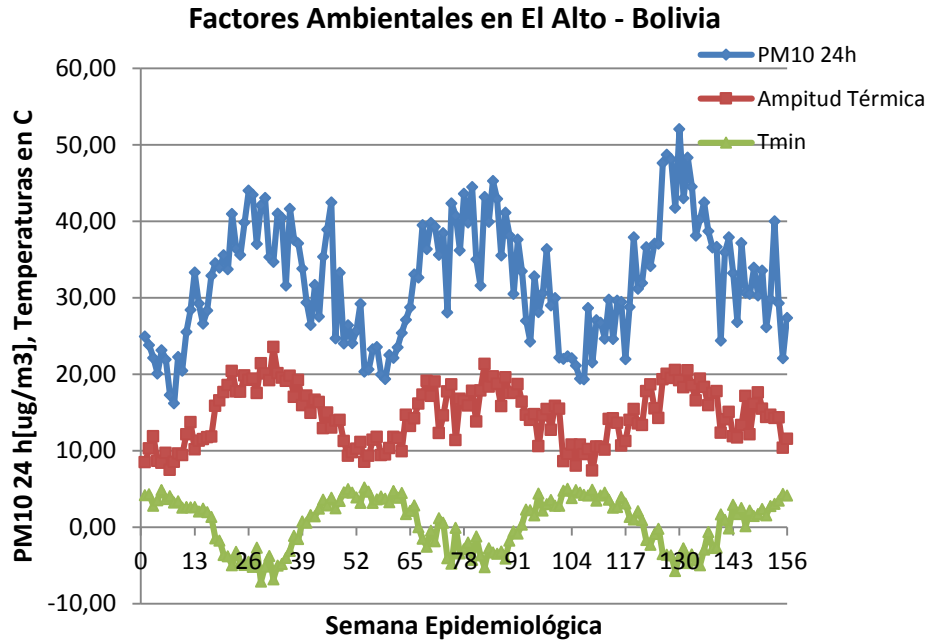


Figura 2. Factores ambientales en la ciudad de El Alto – Bolivia entre enero de 2012 y diciembre de 2014. Se muestra promedios semanales de: PM₁₀ 24 h en µg/m³, Amplitud Térmica y Temperatura Mínima en °C.

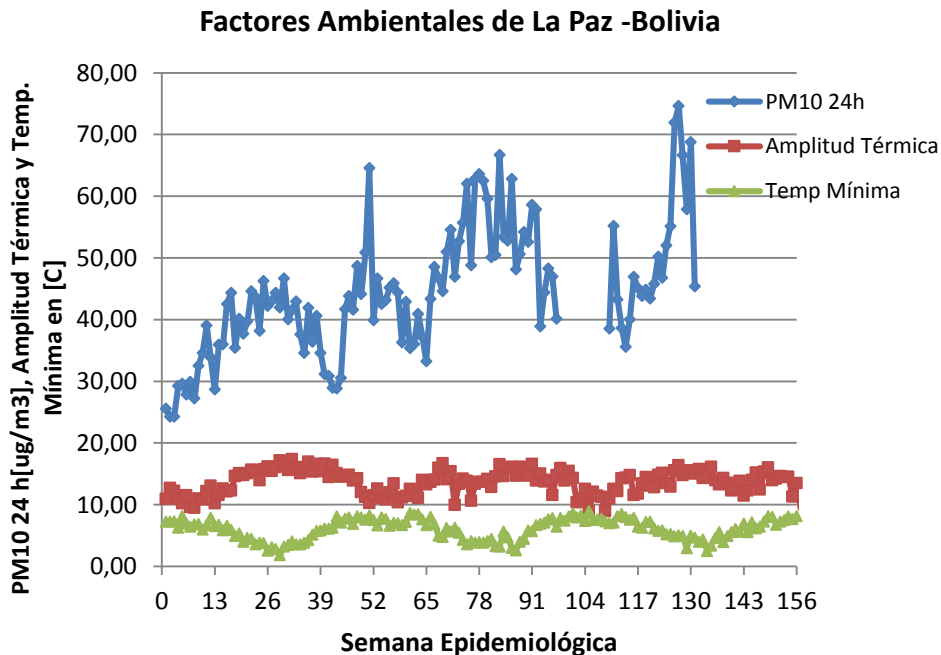


Figura 3. Factores ambientales en la ciudad de La Paz – Bolivia entre enero de 2012 y diciembre de 2014. Se muestran promedios semanales de: PM₁₀ 24 h en µg/m³, Amplitud Térmica y Temperatura mínima en °C.

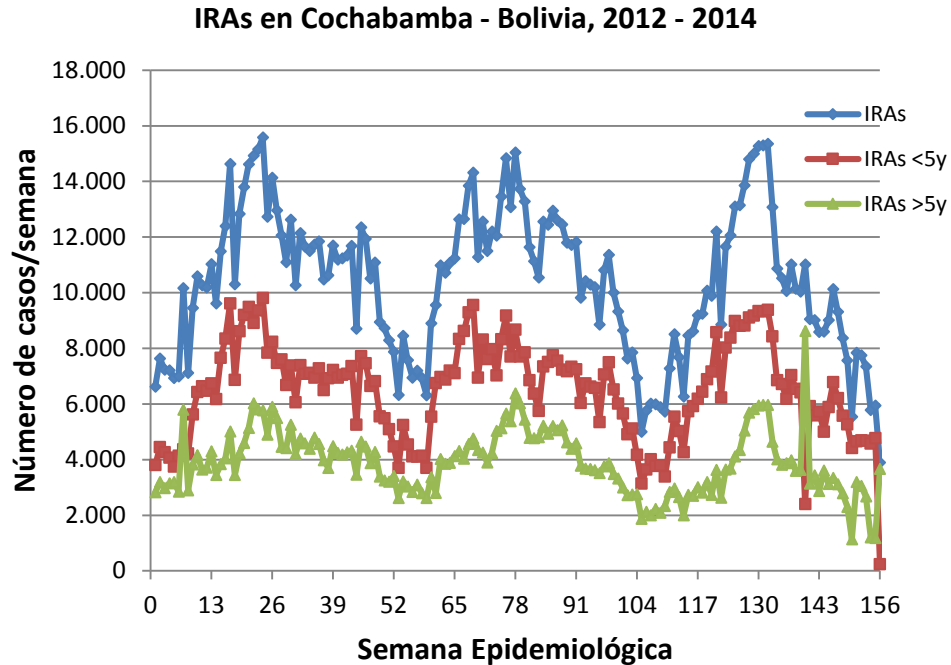


Figura 4. Casos semanales de Infecciones Respiratorias Agudas (IRA) en la ciudad de Cochabamba por semana epidemiológica, entre enero 2012 y diciembre 2014. Se muestran: casos totales de IRAs, IRAs en menores de 5 años e IRAs en mayores de 5 años.

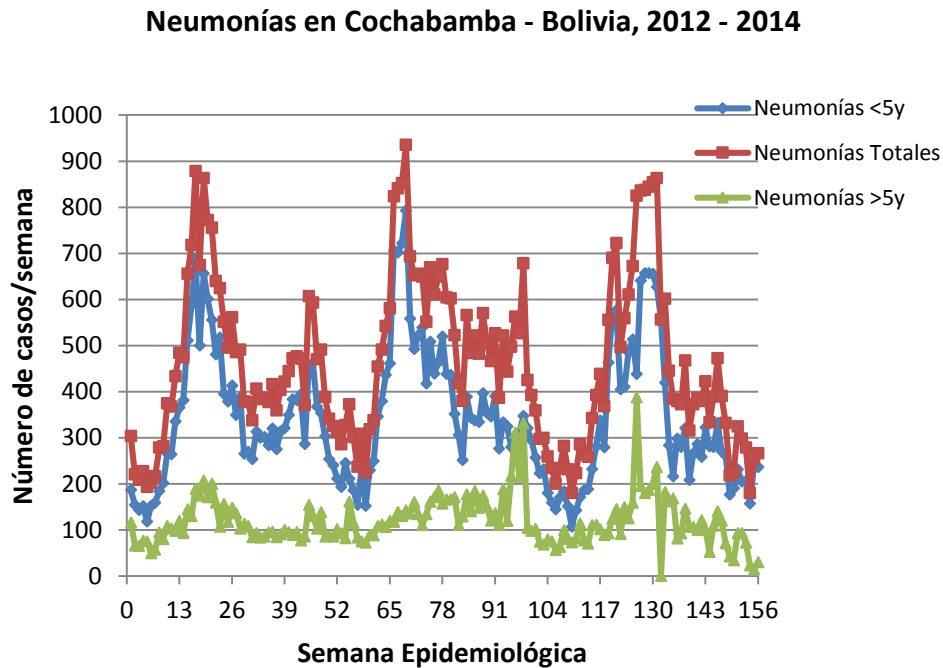


Figura 5. Casos semanales de Neumonías en la ciudad de Cochabamba por semana epidemiológica, entre enero 2012 y diciembre 2014. Se muestran: casos totales, neumonías en menores de 5 años y neumonías en mayores de 5 años.

IRAs en El Alto - Bolivia, 2012-2014

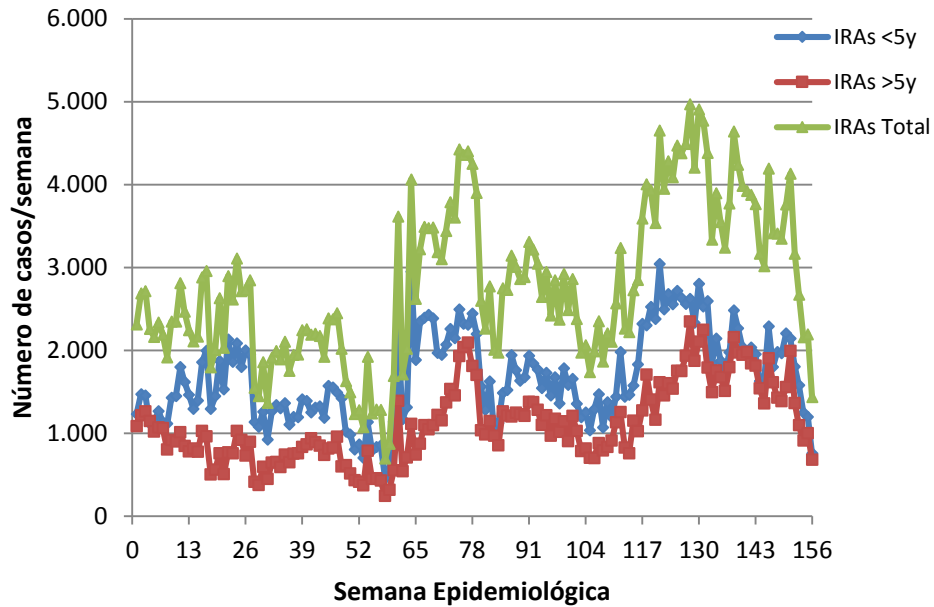


Figura 6. Casos de IRAs por semana epidemiológica en la ciudad de El Alto – Bolivia entre enero de 2012 y diciembre de 2014. Se muestran: casos de Iras en menores de 5 años, casos en mayores de 5 años y casos en todas las edades.

Neumonías en El Alto - Bolivia, 2012 - 2014

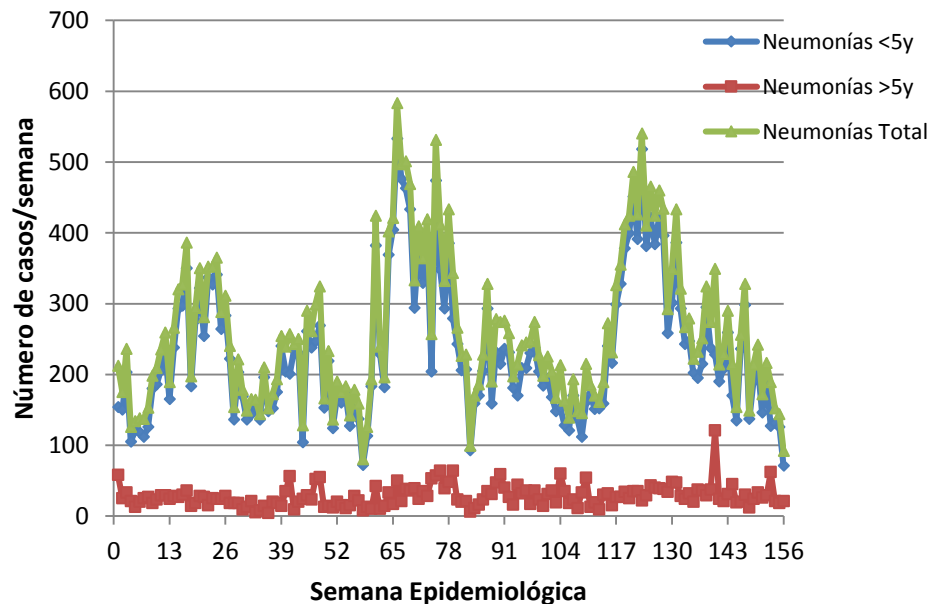


Figura 7. Casos semanales de neumonías en la ciudad de El Alto – Bolivia, entre enero de 2012 y diciembre de 2013. Se muestran: casos en menores de 5 años, casos en mayores de 5 años y casos en todas las edades (total).

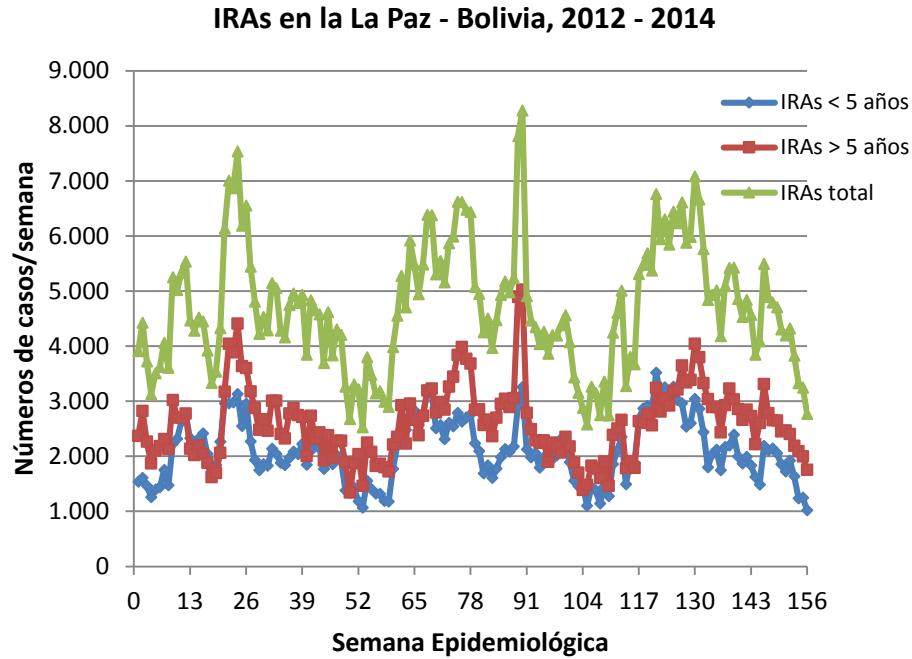


Figura 8. Incidencia de IRAs en la ciudad de La Paz Bolivia entre enero de 2012 y diciembre 2014 en número de casos por semana. Se muestran casos de IRA semanales en: menores de 5 años, mayores de 5 años y casos en todas las edades (total).

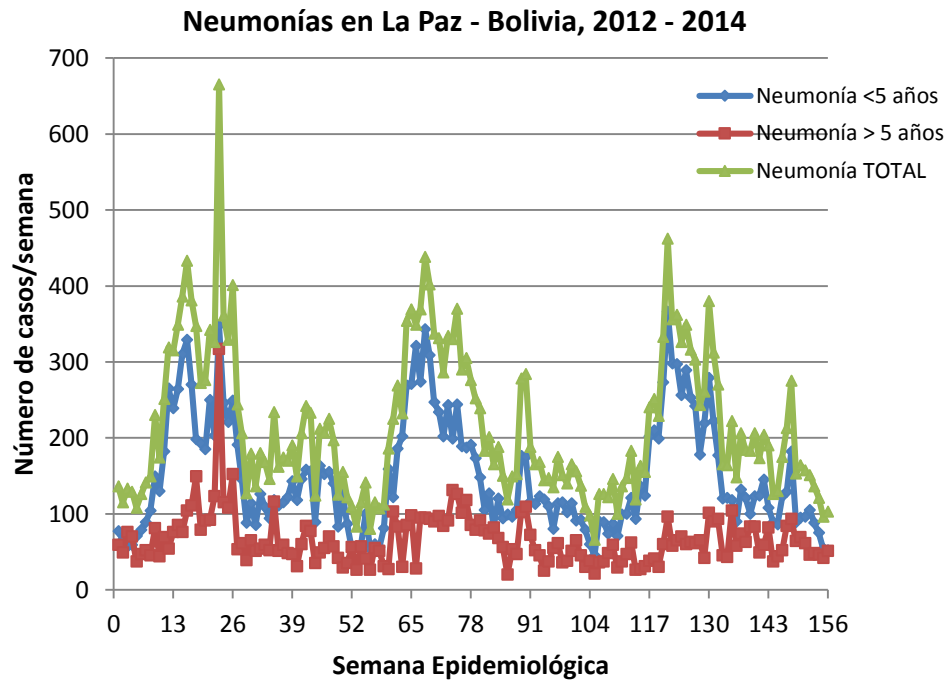


Figura 9. Incidencia de Neumonías en La Paz – Bolivia entre enero de 2012 y diciembre de 2014. Se muestran casos semanales de: Neumonías en menores de 5 años, Neumonías en mayores de 5 años y casos de Neumonía en todas las edades.

A continuación presentamos los análisis de correlación realizados en las tres ciudades entre factores ambientales e IRAs y Neumonías. A modo de ejemplo en la 0 se muestra el resultado

final del análisis de correlación entre factores ambientales y las IRAs en menores de 5 años en la ciudad de Cochabamba, obtenido con el software SPSS versión 22.

Tabla 2. Resultados obtenidos para el análisis de correlación entre factores ambientales y casos de IRAs en menores de 5 años en la ciudad de Cochabamba. Unidades: Amp. Térmica [°C], HRmin[%], contaminantes en [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Parámetro	B	Error estándar	95% de intervalo de confianza de Wald		Contraste de hipótesis		
			Inferior	Superior	Chi-cuadrado de Wald	gl	Sig.
(Interceptación)	8,4651	,0223	8,4214	8,5087	144509,654	1	,00000
Amp. Térmica	,0233	,0009	,0215	,0251	642,737	1	,00000
HR _{min}	-,0045	,0003	-,0052	-,0039	192,223	1	,00000
PM10_24h	,0016	4,9993E-5	,0015	,0017	1017,998	1	,00000
O3_max_8h	-,0053	9,8078E-5	-,0055	-,0051	2912,372	1	,00000
NO2_24h	,0016	,0002	,0011	,0020	44,995	1	,00000
(Escala)	1,0000 ^a						

Variable dependiente: IRAs menores de 5 años CBBA

Modelo: (Interceptación), Amp. Térmica, HRmin, PM10_24h, O3_max_8h, NO2_24h

a. Fijado en el valor visualizado.

En la 0 podemos apreciar en la segunda columna los valores de las constantes β_i (**B** en la tabla) para cada variable explicativa considerada; también se tienen el rango inferior/superior con un intervalo de confianza de 95%. En la última columna tenemos el grado de significancia, en todos los casos tenemos $p < 0,05$. Podemos también apreciar el efecto de los factores ambientales. La amplitud térmica está correlacionada positivamente con los casos de IRAs en menores de 5 años, es decir, a mayor amplitud térmica, más casos de IRAs. La humedad relativa mínima (HR_{min}), tiene, al contrario, una correlación negativa, esto implica que mientras más seco se pone el ambiente en el día, más casos de IRA se presentan. En este caso la temperatura mínima no presentó una correlación consistente y no fue considerada en el modelo. En cuanto a los contaminantes atmosféricos, se observa que tanto el PM₁₀ como el NO₂ tienen una correlación positiva con los casos de IRA y, casualmente, ambos con un valor similar de RR. El Ozono, al contrario tiene una

correlación negativa, es decir que se tendrían menos casos de IRA a mayores niveles de Ozono. Este resultado nos parecía inicialmente incoherente, pero, analizando estudios previos y la calidad y consistencia de los datos empleados, estamos convencidos que el resultado es correcto. Esto se podría explicar por el comportamiento específico de la contaminación en la ciudad de Cochabamba. En esta ciudad se observan elevados niveles de ozono en días despejados y con alta radiación solar y con bajos niveles de contaminación con contaminantes primarios, principalmente PM₁₀ y NO₂, es decir las condiciones para la formación del ozono son favorables en días de baja contaminación y alta radiación solar. Esto se pudo comprobar por los niveles de ozono en el día del peatón en el que no circulan vehículos; este día los niveles de ozono son más elevados que lo normal. En la Tabla 1 se tienen los resultados obtenidos para los RR de las IRAs asociadas a los factores ambientales considerados. Podemos apreciar que la amplitud térmica tiene una correlación positiva con el

número de casos de IRA y es un factor ambiental importante para las IRAs en las ciudades de La Paz y Cochabamba, pero no lo es tanto en la ciudad del El Alto, que es la ciudad de clima más frío. Algo similar sucede con la temperatura

mínima que muestra una correlación negativa con los casos de IRA en las ciudades de La Paz y Cochabamba, pero no muestra correlación en El Alto.

Tabla 3. Factores de riesgo relativo (RR) para Infecciones Respiratorias Agudas (IRAs) en relación a factores ambientales e indicadores de contaminación atmosférica en diferentes ciudades de Bolivia (IC 95%). NC implica que no existe correlación entre la variable de salud y el factor ambiental ($p > 0,05$)

Incidencia en la Salud	Factor Ambiental	El Alto		La Paz		Cochabamba	
		RR _i	[Inf.;Sup.]	RR _i	[Inf.;Sup.]	RR _i	[Inf.;Sup.]
IRAs < 5 años	Amp. Térmica	1,0040	[1,0023;1,0058]	1,0345	[1,0319;1,0371]	1,024	[1,022;1,025]
	Temp. Mín	NC		0,9930	[0,9900;0,9959]	0,9955	[0,9948;0,9961]
	HRmin	-	-	-	-	NC	
	PM ₁₀	1,0181	[1,0172;1,0190]	1,0057	[1,0053;1,0060]	1,0016	[1,0015;1,0017]
	Ozono	-	-	-	-	0,9947	[0,9945;0,9949]
	NO ₂	-	-	-	-	1,0016	[1,0011;1,0020]
IRAs > 5 años	Amp. Térmica	NC		1,0157	[1,0134;1,0180]	1,0035	[1,0021;1,0050]
	Temp. Mín	NC		0,9442	[0,9418;0,9468]	0,9566	[0,9549;0,9584]
	HRmin	-	-	-	-	NC	
	PM ₁₀	1,0212	[1,0206;1,0218]	1,0058	[1,0055;1,0062]	1,0014	[1,0013;1,0016]
	Ozono	-	-	-	-	NC	
	NO ₂	-	-	-	-	NC	
IRAs Total	Amp. Térmica	NC		1,0242	[1,0224;1,0259]	1,0308	[1,0298;1,0317]
	Temp. Mín	NC		0,9660	[0,9641;0,9678]	0,9952	[0,9940;0,9965]
	HRmin	-	-	-	-	NC	
	PM ₁₀	1,0203	[1,0199;1,0207]	1,0057	[1,0055;1,0060]	1,0018	[1,0017;1,0019]
	Ozono	-	-	-	-	0,9963	[0,9962;0,9965]
	NO ₂	-	-	-	-	1,0013	[1,0009;1,0016]

El RR asociado a los niveles de PM₁₀ es relevante en todas las ciudades y es marcadamente mayor en El Alto, le sigue La Paz y luego está Cochabamba. Las diferencias son muy marcadas pues el riesgo asociado a un incremento en la contaminación por PM₁₀ en El Alto es 11,3 veces mayor que el riesgo en Cochabamba y 3,7 mayor que el riesgo en La Paz. En la ciudad de Cochabamba, el Ozono muestra una correlación negativa con los casos de IRA, este comportamiento ya se observó también en otros estudios y el presente los corrobora. El NO₂

presenta una correlación positiva, similar a la del PM₁₀. En la Tabla 1 tenemos los resultados de RR asociados a las neumonías. El comportamiento de los factores ambientales es muy similar al de las IRAs. Las ciudades de clima más templado, Cochabamba y La Paz, presenta una correlación significativa positiva con la amplitud térmica, no es el caso de la ciudad de El Alto. La temperatura mínima es significativa sólo en la ciudad de La Paz. En cuanto a los indicadores de contaminación, los niveles de PM₁₀ tienen una correlación positiva con los casos de Neumonía

en las tres ciudades, pero, nuevamente observamos un riesgo mucho mayor en la ciudad de El Alto en relación a las otras ciudades, estas diferencias son mayores para las neumonías en menores de 5 años. El ozono muestra una

correlación negativa, como en el caso de las IRAs, este fenómeno parece estar asociado a la dinámica de formación de ozono que se da en Cochabamba, pues se tienen mayores niveles de ozono cuando se tienen poca contaminación por PM₁₀ y NO₂.

Tabla 4. Factores de riesgo relativo (RR) para Neumonías en relación a factores ambientales e indicadores de contaminación atmosférica en diferentes ciudades de Bolivia.

Incidencia en la Salud	Factor Ambiental	El Alto		La Paz		Cochabamba	
		RR _i	[Inf.;Sup.]	RR _i	[Inf.;Sup.]	RR _i	[Inf.;Sup.]
Neumo.<5años	Amp. Térmica	NC		1,0270	[1,0179;1,0364]	1,0445	[1,0414;1,0474]
	Temp. Mín	NC		0,9896	[0,9786;0,9999]	NC	
	HRmin	-	-	-	-	NC	
	PM ₁₀	1,0228	[1,0214;1,0241]	1,0073	[1,0059;1,0087]	1,0015	[1,0011;1,0019]
	Ozono	-	-	-	-	0,9870	[0,9862;0,9878]
	NO ₂	-	-	-	-	NC	NC
	Neumo.>5años	Amp. Térmica	NC		1,0539	[1,0415;1,0664]	1,0423
Temp. Mín		NC		NC		NC	
HRmin		-	-	-	-	NC	
PM ₁₀		1,0060	[1,0022;1,0098]	1,0022	[1,0001;1,0043]	1,0013	[1,0006;1,0020]
Ozono		-	-	-	-	0,9974	[0,9960;0,9987]
NO ₂		-	-	-	-	NC	
Neumo. Total		Amp. Térmica	NC		1,0170	[1,0093;1,0248]	1,0276
	Temp. Mín	NC		0,9557	[0,9471;0,9644]	NC	
	HRmin	-	-	-	-	0,9937	[0,9914;0,9960]
	PM ₁₀	1,0209	[1,0196;1,0221]	1,0044	[1,0032;1,0056]	1,0018	[1,0014;1,0021]
	Ozono	-	-	-	-	0,9890	[0,9883;0,9898]
	NO ₂	-	-	-	-	NC	

CONCLUSIONES

Los resultados del presente estudio muestran que existen importantes diferencias en el riesgo relativo de casos de IRAs y neumonías, asociado a factores climáticos y niveles de contaminación atmosférica en ciudades a diferente altura y con diferentes climas. La amplitud térmica es un factor de riesgo importante en las ciudades de clima templado y de menor altura como Cochabamba y La Paz, pero no es muy relevante

en El Alto. La temperatura mínima es un factor de riesgo importante para las IRAs en Cochabamba y La Paz, pero no lo es en El Alto.

Los niveles de PM₁₀ son un factor de riesgo importante tanto para IRAs como para Neumonías en todas las ciudades. Se observa que el riesgo es mucho mayor en El Alto, ciudad de mayor altura, le sigue en nivel de riesgo asociado La Paz, y luego Cochabamba. Este comportamiento del riesgo puede estar asociado a

una mayor radiación solar y UV que se tiene a mayor altura. Se tendría que hacer un estudio más detallado de la influencia de la radiación en la evolución de este contaminante en la atmósfera.

AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente estudio agradecen grandemente la colaboración de los responsables de las Redes MoniCA de: El Alto, La Paz, Cochabamba y Santa Cruz por haber puesto a nuestra disposición toda la información sobre contaminación atmosférica. De la misma manera agradecemos a los responsables de SEDES de La Paz, Cochabamba y Santa Cruz por la información epidemiológica sobre IRAS y Neumonías; finalmente agradecemos a Swisscontact por todo el apoyo brindado, tanto para conseguir la información como para participar en el V Congreso CASAP.

REFERENCIAS

- Alem, N., Luján, M., & Bascopé, D. (2005). Impacto de la Contaminación del Aire en Enfermedades Respiratorias Atendidas en el Centro Pediátrico Albina Patiño. *ACTA NOVA*, 3(1), 56-78.
- Ballester, D., J.M. Tenías, J. M., & Pérez-Hoyos, S. (1999). Efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud: una introducción. *Revista Especial Salud Pública*, 73(2), 110-114.
- Centro Europeo para el Ambiente y la Salud. OMS – Oficina Regional Para Europa. (2001). Recuperado el 12 de junio de 2015, de <http://www.bvsde.paho.org/tutorial/fulltext/guia.pdf>
- IBM Corporation. (2013). IBM SPSS Statistics versión 22.
- Krzyzanowski, M. (1997). Methods for assessing the extent of exposure and effects of air pollution. *Occupational and Environmental Medicine*(54), 145-151.
- Microsoft Corporation 2010. (2010). Microsoft Office Professional Plus 2010.
- Ostro, B. (2004). *Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at*

national and local levels. Geneva: WHO Environmental Burden Disease Series.

- Saez, M., Pérez-Hoyos, S., Tobías, A., Saurina, C., Barceló, M. A., & Ballester, F. (1999). Métodos de series temporales en los estudios epidemiológicos sobre contaminación atmosférica. *Rev. Esp. Salud Pública*, 73(2), 133-143.
- SENAMHI, Bolivia. (2015). *Servicio Nacional de Meteorología de Hidrología*. Recuperado el junio de 2015, de <http://www.senamhi.gob.bo/>
- WHO, Regional Office for Europe. (2000). Air Quality Guidelines for Europe. *WHO Regional Publications, European Series*(91).
- Zaratti, F. (2003). La radiación ultravioleta solar. En F. Zaratti, & R. Forno, *La radiación ultravioleta en Bolivia* (págs. 37-56). La Paz, Bolivia: LFA-UMSA.

ESTIMACIÓN DE LOS BENEFICIOS POTENCIALES POR REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR PM10 EN LA CIUDAD DE BUCARAMANGA

Cristancho Coy Mónica Alejandra¹, Rojas Roa Néstor Yesid²

1. Universidad Industrial de Santander, 2. Universidad Nacional

Autor de correspondencia: monica.cristancho@outlook.com

RESUMEN

Descripción. Estudios epidemiológicos han demostrado la asociación positiva entre la exposición a contaminación atmosférica por PM10 y efectos adversos para la salud. Es por esto que se pretende hacer una primera aproximación a los beneficios potenciales por la reducción en los niveles de concentración de PM10 en la ciudad de Bucaramanga, a lo establecido por la OMS ($20\mu\text{g}/\text{m}^3$ promedio anual). Metodología. Para la estimación de los casos potencialmente evitables (Muertes, Hospitalizaciones) se empleó el programa BenMap y un conjunto de FCR, mientras que para los casos de atención en urgencias por causas respiratorias (AUCR), atención en salas ERA, atención en UCI y síntomas respiratorios en menores de 5 años (SR), se emplearon proporciones. Los beneficios económicos se calcularon con CE y disponibilidad a pagar. Resultados. Al implementar medidas para reducir las concentraciones de PM10, los mayores beneficios se verían en las comunas Oriental, San Francisco, García Rovira y Occidental, con casos potencialmente evitados y beneficios económicos alrededor de 414 – \$18000 millones, 344 – \$15000 millones, 317 – \$14000 millones y 284 – \$12000 millones respectivamente. Las comunas con menores casos y costos evitados en el período 2014 – 2020, son; pedregosa (85 casos, \$3700 millones), Lagos del Cacique (88 casos, \$3900 millones) y Centro (98 casos evitados, \$42000 millones). Conclusión. La reducción de los niveles de concentración de PM10 en la ciudad de Bucaramanga a $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el período 2014 - 2020, permitiría evitar 109 muertes, 432 hospitalizaciones, 423 AUCR, 22 atenciones en UCI, 293 atenciones en sala ERA y 2172 SR, lo que representaría unos beneficios económicos de alrededor de 0.15 billones de pesos, de los cuales \$149 mil millones son por muertes, \$751 millones por hospitalizaciones, \$178 millones por AUCR, 148 millones por atención en UCI, \$21 millones por atención en salas ERA y \$1080 millones por SR.

PALABRAS CLAVE

Contaminación atmosférica, PM10, efectos en salud, función concentración respuesta (FCR), costos de enfermedad (CE)

INTRODUCCION

En los países en vía de desarrollo, el crecimiento de la población, el dinamismo de la economía, asociados al desarrollo de diversas actividades como la industria petrolera, los servicios, la agroindustria y el incremento de las unidades automotoras, traen como resultado un consumo intenso de combustibles fósiles; al mismo tiempo, la práctica de actividades agropecuarias no

apropiadas, son factores que inciden sobre el aumento en los niveles de contaminación atmosférica, superando en la mayoría de los casos los estándares establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). De acuerdo con esta organización, son más de dos millones las muertes prematuras que se pueden atribuir cada año a los efectos de la contaminación del aire en espacios abiertos urbanos y en espacios cerrados

(Ferrer Carbonell & Escalante Semerena, 2009) La contaminación atmosférica en Colombia ha sido uno de los factores de mayor preocupación en los últimos años, por los impactos generados tanto en la salud como en el medio ambiente. La problemática atmosférica actual es la que genera los mayores costos sociales y ambientales después de los generados por la contaminación del agua y los desastres naturales (MADS, 2010). Según MADS (2002) Bucaramanga es la sexta ciudad que genera más emisiones en el país (32 Kton/año). El Comité Automotor Colombiano (ANDI, FENALCO) , en su Informe del Sector Automotor a Diciembre de 2014, Bucaramanga se encuentra dentro de las seis ciudades con más vehículos matriculados en el año, lo cual genera una alerta, ya que de acuerdo con CONPES (2005) , el 87% de las emisiones son aportadas por fuentes móviles. Teniendo en cuenta lo anterior y que la ciudad de Bucaramanga ha tenido un crecimiento demográfico acelerado, determinado por la expansión territorial de los barrios periféricos de Floridablanca, y Girón, la evaluación del impacto de la contaminación atmosférica sobre los distintos efectos adversos a la salud es una tarea de gran importancia, debido a que permite identificar los beneficios que se obtendrían al reducir los niveles de emisiones y de igual manera, priorizar las políticas públicas relacionadas con el control de la contaminación frente a otras inversiones en salud pública.

MATERIALES Y METODOS

1. EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN A MATERIAL PARTICULADO (PM10)

1.1 Línea base

En esta etapa se recopiló la información de calidad del aire generada por el Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire (SVCA) del área metropolitana de Bucaramanga, con el fin de analizar, evaluar y determinar el año que posee la mayor continuidad en sus datos, para ser designado como línea base. La información recolectada se organizó por estaciones, meses y años, determinando valores mínimos, máximos, cuartiles, medianas y valores

atípicos, para así observar la distribución de los datos, el grado de dispersión de los datos y el grado de asimetría de la distribución.

1.2 Niveles de inmisión

Luego de determinar el año base, se calcularon los niveles de inmisión de PM10 en la ciudad mediante el método de interpolación de Voronoi Neighbor Averaging (VNA). Éste algoritmo utiliza directamente los datos obtenidos de un monitoreo, interpolando la calidad del aire en cada una de las celdas de la cuadrícula de la población. Primero identifica el conjunto de monitoreos que rodean la celda de la cuadrícula de población, luego identifica los monitoreos más cercanos dibujando un polígono o una celda “Voronoi”, alrededor del centro de cada celda de cuadrícula. Los polígonos tienen la propiedad que sus límites están a la misma distancia de los dos puntos más cercanos. Luego de identificar los monitoreos más cercanos, se seleccionan los monitoreos que comparten una frontera con el centro de la celda de la cuadrícula que se está evaluando. De esta manera, se utilizan estos monitoreos para estimar el nivel de contaminación del aire para esa celda de la cuadrícula. Para estimar el grado de contaminación en cada una de las celdas de la cuadrícula se calculan las métricas para cada uno de los monitoreos cercanos, luego se calcula un promedio ponderado de distancia inversa de las métricas. Cuanto más lejos se encuentre el monitoreo de la celda de la cuadrícula, menor es el peso BenMap (2012).

1.3 Cambio de concentración

Posterior a la determinación de los niveles de inmisión en la ciudad, se determinó la reducción de la concentración hasta el cumplimiento de lo establecido por la Organización Mundial de la Salud OMS (promedio anual PM10 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Esta reducción se realizó por medio de un decrecimiento lineal hasta el año 2020 y cumplimiento de la normatividad.

2. PROYECCIÓN DEMOGRÁFICA

Teniendo en cuenta la información el Plan de Ordenamiento Territorial de Bucaramanga POT

2013 – 2027, el censo del 2005 del DANE y sus proyecciones, se calculó la población por género (Femenino, Masculino), edad (0 a 4, 5 a 9, 10 a 14, 15 a 19, 20 a 24, 25 a 29, 30 a 34, 35 a 39, 40 a 44, 45 a 49, 50 a 54, 55 a 59, 60 a 64, 65 a 69, 70 a 74, 75 a 79, más de 80) y comunas, para los años 2014 - 2020.

3. BENEFICIOS POTENCIALES

3.1 Casos potencialmente evitables

Para determinar la ocurrencia de un número de casos para un efecto en salud por un cambio en la concentración de PM10, se emplearon Funciones Concentración – Respuesta (FCR), las cuales siguen distintas formas dependiendo de la relación entre la razón entre el número de casos de un efecto en una población expuesta a un factor de riesgo frente al número de casos de una población menos expuesta (Riesgo relativo) y el cambio de la concentración. A continuación se encuentran las FCR empleadas:

Modelo Log-Lineal

$$\Delta y = y_0 (1 - 1/\exp^{\beta \Delta PM}) \quad (1)$$

Modelo lógico

$$\Delta y = y_0 (1 - 1/((1 - y_0) \exp^{\beta \Delta PM} + y_0)) \quad (2)$$

Donde:

Δy = cambio de tasa de incidencia

y_0 = tasa de incidencia de referencia del efecto en la salud.

β = coeficiente de PM

ΔPM = cambio de concentración

Para obtener el número de casos atribuibles se multiplica Δy por la población expuesta. Antes de calcular los casos evitables, se determinaron los efectos a evaluar. Con base en los estudios de Ortiz (2013), Castillo (2010) y Larsen (2004), la disponibilidad de información y el impacto en la salud pública, se seleccionan como efectos en salud a evaluar los efectos que se encuentran en la Tabla 1 y la Tabla 2.

Tabla 1 Incidencia efectos a evaluar

EFEECTO	EDAD (AÑOS)	INCIDENCIA
Mortalidad por todas las causas (Exposición crónica)	>30	0.0063
Mortalidad infantil (exposición aguda)	<1	0.0122
Admisiones hospitalarias: causas respiratorias	<5	0.0827
Admisiones hospitalarias: causas respiratorias	>5	0.0235
Admisiones hospitalarias: causas cardiovasculares	Todas	0.0022

Fuente: Modificado de Castillo (2010)

Tabla 2 Proporciones de efectos a evaluar

EFEECTO	EDAD (AÑOS)	PROPORCIÓN
Atención en urgencias: causas respiratorias	>30	Corresponde al 15% de los casos de síntomas respiratorios
Atención en urgencias: causas respiratorias	<1	Corresponde al 32% del total de casos de atención de urgencias
Admisiones en unidad de cuidados intensivos: causas respiratorias	<5	Corresponde al 20% de los casos de hospitalización por causas respiratorias
Atención en salas de Enfermedad respiratoria aguda ERA	>5	El 90% de los casos de atención en urgencias se direcciona a salas ERA
Síntomas Respiratorios	Todas	El 5% de los niños que experimentan síntomas respiratorios es hospitalizado

Fuente: Modificado de Castillo (2010)

En la Tabla 2 se encuentran las proporciones que reporta el IDEAM (2005) para efectos en salud como atención de urgencias por causas respiratorias, admisión en Unidad de cuidados intensivos (UCI), atenciones en salas ERA y Síntomas Respiratorios. Los parámetros de las FCR (Log-Linear y Lógica) que se emplearon en la determinación de los casos evitables, se encuentran en la Tabla 3. Debido a que los parámetros de las funciones están elaborados para cambios en concentraciones de PM_{2.5}, se realiza una correlación de β , multiplicando el valor por la relación PM_{2.5}/PM₁₀ 0.6 (Relación basada en el estudio de Bjorn Larsen, 2004). En la columna β PM₁₀, se encuentra el valor β utilizado en la determinación de casos potencialmente evitables.

3.2 Beneficios económicos

La valoración de los beneficios en salud requiere conocer el valor monetario de cada uno de los efectos en salud para posteriormente, con el número total de casos evitados conocer el beneficio total (Castillo, 2010), por lo que se determina como enfoque de evaluación de costos el análisis por COI, debido a que permite visualizar el costo más bajo de cada uno de los casos atribuibles Ortiz (2012). En la Tabla 4 se pueden apreciar los COI y el Valor estadístico de vida (VSL por sus siglas en inglés) para la valoración de las muertes y síntomas respiratorios en menor de cinco años evitables, según Castillo (2010), para el año 2009.

Tabla 3 Parámetros FCR

EFEECTO	AUTOR	EDAD	β PM ₁₀	FORM
Mortalidad, todas las causas	Pope et al	30-99	0.0034962	Log-lineal
Mortalidad, todas las causas	Woodruff et al	niños	0.0040596	<u>Lógico</u>
Hospitalizaciones por causas Cardiovascular (menos infartos de miocardio)	<u>Moolgavkar</u>	18-64	0.00084	Log-lineal
Hospitalizaciones por causas Cardiovascular (menos infartos de miocardio)	<u>Zanobetti et al.</u>	65-99	0.000114	Log-lineal
Hospitalizaciones por causas Respiratorio	<u>Zanobetti et al.</u>	65-99	0.00126	Log-lineal

Fuente: Autor

Tabla 4 Valores unitarios (miles de pesos, 2009)

EFEECTO	COI	WTP
VSL		1008000
Admisiones hospitalarias: causas respiratorias	1400	
Admisiones hospitalarias: causas cardiovasculares	1500	
Atención en urgencias: causas respiratorias	340	
Atención en salas ERA	60	
Atención UCI	6840	
Síntomas respiratorios (menores de 5 años)		400

Fuente: Modificado de Castillo (2010)

Teniendo en cuenta la ecuación que se encuentra a continuación, se determinaron los beneficios económicos a pesos corrientes del 2009. Para estimar los costos a 2014, se determinó el número de salarios mínimos legales vigentes (SMLV) de los costos del 2009 (SMLV2009 “\$496900”), luego se relacionan con el valor del SMLV2014 “\$616000”, para así obtener los beneficios económicos a pesos corrientes del 2014, Valor Presente Neto (VPN) 2014. En la ecuación 4, se observa la forma de calcular los beneficios económicos a VPN del 2014.

$$VE = ES * VS \quad (3)$$

Donde:

VE: Valor económico

ES: Efecto en salud

VS: Valor del efecto en la salud

$$VPN_{2014} = VPN_{2009} / SMLV_{2009} * SMLV_{2014} \quad (4)$$

Dónde:

VPN₂₀₁₄= Valor Presente Neto 2014 en pesos colombianos

VPN₂₀₀₉= Valor Presente Neto 2009 en pesos colombianos.

Este valor es igual al valor económico determinado con la ecuación 3 y los valores unitarios que se reportan en la Tabla 4.

- SMLV2009= Salario Mínimo Legal Vigente del 2009 “\$496900”
- SMLV2014= Salario Mínimo Legal Vigente del 2014 “\$616000”

RESULTADOS

1. EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN A MATERIAL PARTICULADO (PM10)

1.1. Línea base

Se tomó información de cinco (5) estaciones fijas automáticas del Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire (SVCA) del área Metropolitana de Bucaramanga (Ver Figura 1), las cuales toman sus nombres por la comuna en la cual se encuentran ubicadas. Las estaciones reportan

datos cada hora de concentraciones de PM10. La información suministrada, contiene datos desde el 2004 para el caso de las estaciones Centro y Cañaveral, hasta el año 2011. Aunque la estación Cañaveral se encuentra fuera del área de estudio, se utilizó su información debido a que aportando datos esenciales para la zona Sur de la ciudad, en especial para las comunas Sur, Provenza y La Pedregosa. Con el análisis de la información, se pudo determinar que el año que contiene mayor cantidad y continuidad de datos es el año 2011, razón por la cual sus datos son tomados como línea base. El año 2011 no se toma como línea base, ya que se estarían calculando eventos pasados, así mismo no se toman ni el año 2012 ni 2013, por lo tanto se asume que las emisiones no cambian significativamente en el tiempo, por lo que se toma que la concentración de PM10 en el año 2014 es la misma que la del 2011. En este sentido se determinarán los casos evitables para el período 2014 – 2020, siendo 2014 la línea base.

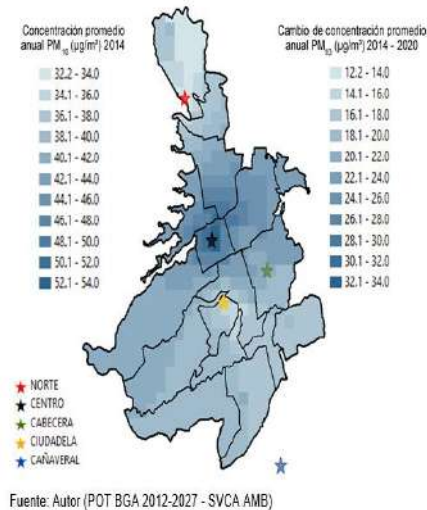
1.2. Niveles de inmisión

Aplicando el método de interpolación VNA a los monitoreos del año 2014 y a la grilla de referencia de 37 filas por 27 columnas, se obtuvo el mapa de dispersión que se encuentra en la Figura 1. En este mapa se puede observar que la mayor concentración se encuentra en zona central de la ciudad de Bucaramanga. Las menores concentraciones se encuentran en el norte y sur de la ciudad.

1.3. Cambio de concentración

En la Figura 1, se encuentran el cambio de concentración de cada punto para poder cumplir con la normatividad de la OMS (20 µg/m³).

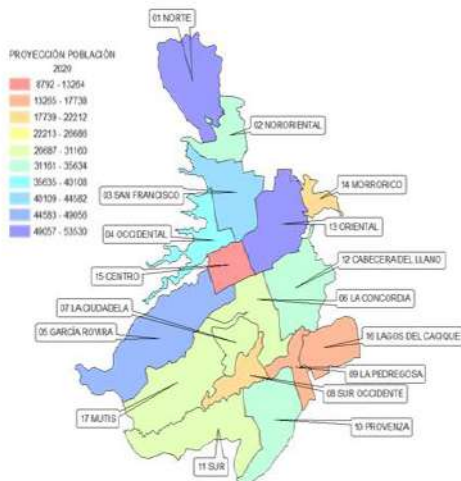
Figura 1 Ubicación espacial de las estaciones calidad del aire del SVCA. Dispersión PM₁₀. Cambio de concentración.



2. PROYECCIÓN DEMOGRÁFICA

Para el estudio se realizaron proyecciones por comuna, género y edad, para lo cual se emplearon las distribuciones del censo del 2005. En la Figura 2 se encuentran las proyecciones de población para el año 2020.

Figura 2 Proyección población 2020



Allí se puede observar que las comunas con mayor población son Norte, Oriental y García Rovira y la que cuenta significativamente con menor población en la ciudad es la comuna Centro. Paradójicamente la comuna Centro presenta el nivel más alto de inmisión (53.83

µg/m³) y con la menor cantidad de población (8572 personas año 2005).

3. BENEFICIOS POTENCIALES

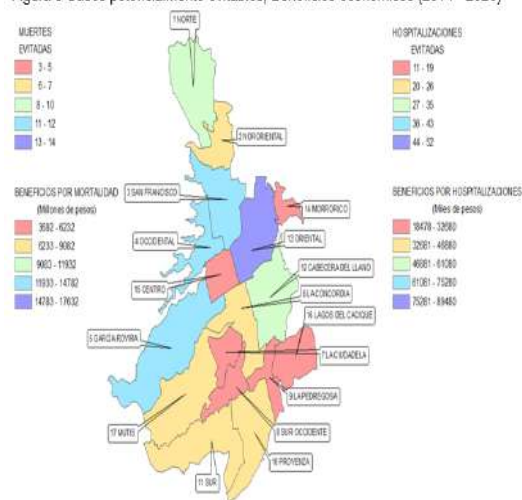
3.1. Casos potencialmente evitables

Después de tener el cambio de tasa de incidencia obtenido por medio de las ecuaciones Log-Linear y Lógica para cada uno de los efectos, se multiplicó por la población expuesta (2020), dando como resultado los casos evitados por comuna. De esta manera, las comunas Oriental (Mortalidad 14, Hospitalizaciones 51), San Francisco (Mortalidad 12, Hospitalizaciones 43), García Rovira (Mortalidad 11, Hospitalizaciones 39) y Occidental (Mortalidad 10, Hospitalizaciones 35), fueran las más beneficiadas en reducción de muertes y servicios hospitalarios. A pesar de que la comuna Norte (Mortalidad 3, Hospitalizaciones 12), tiene los niveles más altos de inmisión, no se ve reflejado en los beneficios debido a que la mayoría de su población es flotante. Otras comunas que presentan los menores casos potencialmente evitables son La Pedregosa y Lagos del Cacique cada una con 3 muertes y 11 hospitalizaciones potencialmente evitables. La Figura 3 presenta la distribución espacial de las muertes y hospitalizaciones por causas respiratorias y cardiovasculares potencialmente evitables.

3.2. Beneficios económicos

En la Figura 3 se puede observar la distribución espacial de los beneficios económicos por la reducción de material particulado menor a 10 micras, por cada una de las comunas evaluadas.

Figura 3 Casos potencialmente evitables, Beneficios económicos (2014 - 2020)



Fuente: Autor (POT BGA 2012-2027 – Resultados BenMap)

Tanto en mortalidad como en hospitalizaciones, la comuna Oriental es la que presenta el mayor beneficio económico (Mortalidad: \$17.631.000.000, Hospitalizaciones: \$85.415.000). Seguida de la comuna Oriental, se encuentran las comunas San Francisco (Mortalidad 14758 millones de pesos, Hospitalizaciones 74683 miles de pesos) y García Rovira (Mortalidad 13591 millones de pesos, Hospitalizaciones 68732 miles de pesos) con uno de los mayores beneficios económicos. Si bien la comuna Centro es la que presenta los mayores niveles de inmisión, es una de las que presenta menores beneficios económicos y esto se debe a que la mayoría de su población es flotante. La comuna que presenta el menor beneficio económico es La Pedregosa (Mortalidad 3681 millones de pesos, Hospitalizaciones 18478 miles de pesos), seguida de la comuna Lagos de Cacique (Mortalidad 3825 millones de pesos, Hospitalizaciones 19183 miles de pesos) y la comuna Centro (Mortalidad 4161 millones de pesos, Hospitalizaciones 21256 miles de pesos).

CONCLUSIONES

Por la reducción en los niveles de inmisión en las comunas a 20 µg/m³ de PM₁₀, en el período 2014 - 2020, se podrían evitar 109 muertes, 432 hospitalizaciones, 423 atenciones en urgencias por causas respiratorias, 22 atenciones en UCI, 293 atenciones en sala ERA y 2172 síntomas respiratorios en menores de 5 años, lo que representaría unos beneficios económicos de alrededor de 0.15 billones de pesos, de los cuales 149 mil millones de pesos son por muertes, 751 millones de pesos por hospitalizaciones, 178 millones de pesos por atención en urgencias por causas respiratorias, 184 millones por atención en UCI, 22 millones por atención en salas ERA y 1080 millones por síntomas respiratorios en menores de 5 años. Las comunas más beneficiadas por la reducción de casos y costos son la Oriental, San Francisco, García Rovira y la Occidental, con casos potencialmente evitados y beneficios económicos que oscilan entre los de 414 (\$ 18 mil millones), 344 (\$ 15 mil millones), 317 (\$ 14 mil millones) y 284 (\$12 mil millones) respectivamente. Por la implementación de la reducción de concentración, las comunas con menores casos y costos evitados en el período 2014 – 2020, son; La pedregosa con 85 casos y \$3.7 mil millones, Lagos del Cacique con 88 casos lo que representa \$3.9 mil millones de pesos y la comuna Centro, que a pesar que es la que posee los mayores niveles de material particulado, sus casos reducidos son 98 y sus costos asociados son de alrededor de \$4.2 mil millones de pesos. Esto resultados se debe a que la comuna Centro es la que menos población alberga. El efecto evaluado que evitaría más costos al reducir la contaminación a los valores establecidos por la OMS, corresponde a los casos por mortalidad, estimados alrededor de 149 mil millones de pesos. Los casos evitados y sus valores económicos asociados por comuna para el período 2014-2020 se encuentran en la Tabla 5.

Tabla 5 Casos y costos evitados período 2014-2020

Comuna	Muertes		Hospitalizaciones		Atención en urgencias: causas respiratorias		Atención en UCI: causas respiratorias <5		Atención en salas ERA <5		Síntomas respiratorios <5	
	Casos	Costos	Casos	Costos	Casos	Costos	Casos	Costos	Casos	Costos	Casos	Costos
NORTE	9	\$11,286.6	33	\$56,591.6	32	\$13,452.5	2	\$13,892.9	22	\$1,645.2	164	\$81,245.3
NOR-ORIENTAL	7	\$8,399.3	24	\$42,273.6	24	\$10,051.8	1	\$10,382.5	17	\$1,229.5	122	\$60,716.2
SAN FRANCISCO	12	\$14,758.4	43	\$74,683.0	42	\$17,740.1	2	\$18,315.7	29	\$2,168.9	216	\$107,109.4
OCCIDENTAL	10	\$12,139.3	35	\$61,623.9	35	\$14,663.5	2	\$15,151.1	24	\$1,794.2	179	\$88,602.8
GARCIA ROVIRA	11	\$13,591.1	39	\$68,732.0	39	\$16,356.8	2	\$16,901.4	27	\$2,001.5	199	\$98,838.7
LA CONCORDIA	6	\$7,571.5	22	\$38,048.6	21	\$9,018.1	1	\$9,301.4	15	\$1,101.5	110	\$54,393.8
CIUDADELA REAL DE MINAS	5	\$5,687.8	16	\$28,487.3	16	\$6,748.3	1	\$6,958.6	11	\$824.1	82	\$40,693.5
SUR-OCCIDENTE	4	\$4,561.9	13	\$22,932.1	13	\$5,444.7	1	\$5,620.0	9	\$665.53	66	\$32,865.7
LA PEDREGOSA	3	\$3,681.5	11	\$18,478.3	10	\$4,387.0	1	\$4,528.2	7	\$536.2	53	\$26,480.6
PROVENZA	7	\$8,444.5	24	\$42,342.9	24	\$10,033.5	1	\$10,347.5	16	\$1,225.4	122	\$60,511.6
SUR	6	\$8,085.9	23	\$40,648.1	23	\$9,640.9	1	\$9,946.8	16	\$1,177.9	117	\$58,168.4
CABECERA DEL LLANO	8	\$10,212.3	29	\$51,278.8	29	\$12,126.9	1	\$12,495.6	20	\$1,479.7	147	\$73,073.4
ORIENTAL	14	\$17,631.7	51	\$89,479.1	50	\$21,283.7	3	\$21,987.8	35	\$2,603.8	259	\$128,583.4
MORRORICO	5	\$5,917.8	17	\$29,918.4	17	\$7,106.8	1	\$7,337.4	12	\$868.9	87	\$42,908.7
CENTRO	3	\$4,161.1	12	\$21,256.5	12	\$5,063.7	1	\$5,234.8	8	\$619.9	62	\$30,612.8
LAGOS DEL CACIQUE	3	\$3,825.8	11	\$19,183.2	11	\$4,548.2	1	\$4,691.8	7	\$555.6	55	\$27,437.3
MUTIS	7	\$9,006.7	26	\$45,304.3	26	\$10,748.1	1	\$11,090.5	18	\$1,313.3	131	\$64,856.5
TOTALES	119	\$148,963	432	\$751,262	423	\$178,415	22	\$184,184	293	\$21,811	2172	\$1,077,098

Los costos por mortalidad están dados en millones de pesos colombianos VPN 2014 y los demás costos de los efectos restantes se encuentran en miles de pesos colombianos VPN 2014. La estimación de los impactos en salud de las áreas de estudio se ve sesgada por diferentes factores como los datos de entrada, ya que se toman valores de otras ciudades y de años diferentes al de estudio (Calidad del aire, índices de incidencia, COI), proyecciones de la población. La relación PM2.5/PM10 se encuentra dentro del promedio para Colombia, pero no es específica

para Bucaramanga. Los parámetros de FCR son específicos para PM2.5. No se tuvo en cuenta la vulnerabilidad causada por el historial médico, el estrato, nivel educativo, fumadores. Relación de SMLV para la estimación de los beneficios. Este estudio es la primera aproximación a los beneficios potenciales por la reducción en los niveles de concentración de PM10, lo que es una base para tomar decisiones de inversión y normativas, así mismo es un acercamiento para poder generar concientización de la población y de las autoridades ambientales. Es de gran

importancia que en una segunda fase se realicen estudios que incluyan la población flotante y su tiempo de exposición a la contaminación (ej. Comuna Norte), se ponga en marcha el SVCA, para reducir la incertidumbre de los datos de entrada, se amplíe la zona de estudio a el área metropolitana de Bucaramanga y se generen reportes por unidades menores (barrios).

REFERENCIAS

- Abt Associates Inc. Environmental Benefits Mapping and Analysis Program – BenMAP, User's Manual. Octubre 2012. <http://www.epa.gov/air/benmap/models/BenMAPManualOct2012.pdf>
- BALLESTER Ferran, MARTÍN-OLMEDO Piedad, PASCAL Mathilde, DECLERCQ Christophe, NEBOT Manel, MARTÍNEZ-RUEDA Teresa, IÑIGUEZ Carmen, DAPONTE Antonio, ALONSO-FUSTEL Eva, SÁNCHEZ-VILLEGAS Pablo, CAMBRA Koldo, LACASAÑA Marina, VALERO Natalia, CORSO Magali y MEDINA Sylvia. Evaluación de impacto en salud de la contaminación atmosférica. El proyecto Aphekom. (Diapositivas) Madrid, España. Octubre 2011. 26 diapositivas.
- CASTILLO, J.J. Estimación de los beneficios en salud asociados a la reducción de la contaminación atmosférica en Bogotá, Colombia. Universidad de los Andes. Bogotá, 2010.
- CERDA, Arcadio A., GARCÍA, Leidy Y. Contaminación del aire en la Florida (Talca, Chile): Beneficios económicos en salud por la reducción de los niveles PM10. En: Beneficios económicos en reducción de contaminación del aire. Revista Médica. Chile 2010; p: 138: 1395-1402.
- CIFUENTES, L. Estimación de los Beneficios Sociales de la Reducción de Emisiones y Concentraciones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana. Santiago, Chile. (2000) CONAMA RM.
- CIFUENTES, Luis A., RIZZI, Luis, JORQUERA, Héctor, VERGARA, Javier. Valoración económica y ambiental aplicada a casos del manejo de la Calidad del Aire y Control de la Contaminación: Informe para el Diálogo Regional de Política del Banco Interamericano de Desarrollo. México, 2004. BID-DRP Informe 2.
- CONPES. Lineamientos para la formulación de la política de prevención y control de la contaminación del aire. Bogotá, 2005.
- DAVIDSON, Kenneth, HALLBERG, Aaron, McCUBBIN, Donald, HUBBELL, Bryan. Analysis of PM2.5 using the environmental benefits mapping and analysis program (BenMAP). U.S.EPA and Abt Associates Inc., Bethesda.
- FERRER CARBONELL, Jimmy Alberto, ESCALANTE SEMERENA, Roberto I. Contaminación atmosférica y efectos sobre la salud en la Zona Metropolitana del Valle de México. En: Economía informa. N°. 360. Sep – Oct, 2009.p. 22-39.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). 2005. Documento soporte norma de calidad del aire. Introduction to atmospheric dispersion modeling. <http://www.envirometrics.com/abstracts/dismodel.pdf>
- KRÖGER, Timm. Descontaminación atmosférica en Lima Metropolitana: Beneficios en la salud y costos. (Diapositivas). Lima, 2011. 29 diapositivas.
- LARSEN, Bjorn Environmental Economist Consultant (2004). Cost of environmental damage: a socio-economic and environmental health risk assessment. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Bogotá.
- McCUBBIN, Donald. Health Benefits of Alternative PM2.5 Standards. Julio de 2011. p. 1 – 66.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 909 del 5 de junio de 2008.
- Ministerio de ambiente y desarrollo Sostenible. Política de prevención y control de la contaminación del aire. Viceministerio de ambiente. 2010. <http://www.minambiente.gov.co/documentos/>

[normativa/ambiente/politica/polit_calidad_air_e.pdf](#)

- MIRANDA, Juan José. Impacto económico en la salud por contaminación del aire en Lima metropolitana. Lima, septiembre, 2006. Instituto de Estudios Peruanos.
- MOSQUERA, Cesar, GARCÍA, Neida. Asociación entre la morbilidad por enfermedad respiratoria y contaminantes atmosféricos (PM10, NO2 y O3) en Fontibón y Puente Aranda de la ciudad de Bogotá D.C. Universidad de la Salle, Facultad de ingeniería ambiental y sanitaria, Bogotá, 2007.
- PÉREZ, Laura, KÜNZLI, Nino. Los beneficios para la salud pública de la reducción de la contaminación atmosférica en el área metropolitana de Barcelona. Creal. Septiembre, 2007.
- PÉREZ, Laura, SUNYER, Jordi, KÜNZLI, Nino. Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain). Gaceta Sanitaria, 2009. Volume 23, Issue 4, Pages 287-294.
- Querol Carceller, Xavier. El Material Particulado Atmosférico. Congreso Nacional del Medio Ambiente, Cumbre del Desarrollo Sostenible.
- SANCHEZ C, José Miguel, MOREL L., José Tomás. Una estimación de los beneficios en la salud de reducir la contaminación atmosférica en Santiago. En: Medio ambiente en desarrollo. Capítulo III. Ricardo Katz y Gabriel del Fávero, editores, Centro de Estudios Públicos, Julio de 1993.p. 162 – 182.
- TORILLO PORTILLA, Esmeralda. Estimación del beneficio económico en materia de salud por reducciones de ozono y PM10 en mexicali: Un enfoque de costos evitados. Trabajo de grado Maestra en Economía Aplicada. Tijuana, México El Colegio de la Frontera Norte. 2008. 112 p.
- US Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/air/benmap/basic.html>
- VALENCIA, Alexander. Documento metodológico para el desarrollo de estudios de cuantificación de costos de la degradación ambiental y sus efectos en la salud humana.

Departamento Nacional de Planeación. Bogotá, 2012.

- YASSI, Annalee, KJELLSTRÖM, Tord, KOK, Theo, GUIDOTTI, Tee. Salud ambiental básica. Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente, oficina regional para América Latina y el Caribe, Organización Mundial de la Salud, Instituto Nacional de Higiene, Epidemiología y Microbiología Ministerio de Salud Pública de Cuba. <http://www.ambiente.gov.ar/infoteca/Descargas/yassi01.pdf>.

TEMAS EMERGENTES EN SALUD AMBIENTAL

MERCURIO EN BOGOTA: ESTUDIO DE APROXIMACION EN LAS MATRICES AIRE, AGUA Y SUELO MERCURY IN BOGOTA: STUDY APPROACH IN THE MATRIX AIR, WATER AND SOIL

Torres, Juan Felipe; Cerinza, Geraldine; Díaz Cristian
Universidad central, Bogotá Colombia
Autor de correspondencia: cdiaza2@ucentral.edu.co

RESUMEN

Posterior a la firma del Convenio de Minamata y a la sanción de la Ley 1658 del año 2013, Colombia se comprometió internacionalmente –entre otras disposiciones- a la reducción y eliminación del mercurio en el territorio nacional en un periodo no mayor a 15 años. Sin embargo, dicho marco normativo vinculante no contempla la identificación, el monitoreo, ni la remediación de ambientes contaminados con este metal pesado. Razón por la cual, es menester identificar su potencial existencia en los centros urbanos, puesto que en estos se concentra más del 50% de la población nacional; la cual consume y desecha una gran cantidad de productos con mercurio añadido –bombillas ahorradoras fluorescentes, baterías, amalgamas, entre otros-, representando un riesgo para la salud y el ambiente al configurarse un ciclo semicerrado de flujo y existencia. En mérito de lo anterior, el presente estudio consideró el muestreo y monitoreo de este metal pesado en las matrices ambientales aire y suelo en el casco urbano de Bogotá y el conurbano de Soacha, y la sistematización de la información secundaria existente para el Distrito Capital, en sincronía con un proyecto de extensión solidaria en apoyo a una comunidad base afectada por el uso intensivo de mercurio en el proceso productivo de bombillas fluorescentes en la localidad de Bosa. Los resultados evidencian que en el área de estudio se encuentra mercurio metálico en aire – adherido a la submatriz PM10 - , y mercurio orgánico en las matrices agua y suelo; presentándose excedencias con relación a estándares naciones e internacionales de permisibilidad. A sí mismo, se concluye la existencia del ciclo de este metal pesado en el sistema urbano capitalino, constituyéndose así en el primer trabajo macro sobre la presencia del *hidrargirio* en la capital colombiana y su conurbano.

PALABRAS CLAVES

Mercurio, calidad ambiental, sistemas naturales, sistemas urbanos, matrices ambientales.

ABSTRACT

Subsequent to the Minamata Convention on Mercury's signing and the assent of the Law 1658 of 2013; internationally, Colombia was committed, among other provisions to the reduction and elimination of mercury in the national territory in a period no longer than fifteen years. However, these laws do not take into account the identification, monitoring neither the compensation of polluted environments with this heavy metal. According to what was mentioned, it is necessary to identify its huge, magnitude in the urban centers, due to these places there are more than fifty percent of national population; in which it consumes and throw out a great quantity of products that contain mercury. For instance, saving fluorescent bulbs, battery, amalgams and others representing a risk for health and environment to form one semi- closed cycle of flow and existence. This research took places synchronously with a solidarity extension project supporting a affected base community by the mercury intensive use during the fluorescent bulbs production processes, a fact which also implied

the sampling and monitoring of this heavy metal in the air and ground matrices, and the systematization of secondary information existing on the capital, and in some zones belonging to Soacha. In the results, it is evident that the area of study there are traces of elemental mercury in the air (associated to the submatrix PM10) and organic mercury in the water and ground matrices; showing excess related with national and international standards of admissibility. In this way, we can conclude the existence of the mercury cycle in the capital urban system, constituting as the first great study about the *hidrargirio* presence in the Colombian capital and belonging zones.

KEYWORDS

Mercury, environmental quality, natural systems, urban systems, environmental matrices.

INTRODUCCION

Desde la antigüedad, el hombre ha interactuado con el mercurio llevando a cabo actividades domésticas con fines económicos, entre éstas se encuentran: La minería aurífera, el curtido de cuero, quema de combustibles fósiles y fines medicinales; recientemente en la fabricación de equipos biomédicos y producción de lámparas fluorescentes; las cuales han representado un riesgo para la salud de las personas por el manejo inadecuado y por su disposición directa, fenómeno también conocido como ecotoxicidad. Los efectos nocivos del mercurio se empezaron a identificar a partir del año 415 a.c al vislumbrarse un aumento en la tasa de mortalidad en los esclavos y convictos que realizaban actividades mineras bajo el régimen del Imperio Romano (Sepúlveda, Gallego; Arengas, 1997). Entre los efectos toxicológicos generados por el mercurio metálico, se encuentran vómitos, opresión torácica, efectos neurológicos, escalofríos, diarrea y síndrome vegetativo asténico; estos efectos adversos a la salud se presentan en el momento de estar expuesto a los vapores de mercurio. En lo referente al mercurio orgánico, cuando ingresa al cuerpo por vía ingesta, este reacciona de manera potencial generando reducción del campo visual, estomatitis, gingivitis, dificultad auditiva y vómitos por el efecto corrosivo que este metal genera sobre la mucosa del estómago (Antonio L. Doadrio Villarejo, 2012). Con conocimiento de causa del problema toxicológico que genera este metal pesado, en el siglo XX se siguieron presentando casos aún más graves por la inadecuada manipulación, liberación excesiva en el ambiente, y por ende,

por la inserción en la cadena trófica de mercurio orgánico; siendo los casos más representativos los acontecidos en: Minamata-Japón (1953-1960), Niigata-Japón (1965) e Irak (1956, 1960, 1971, 1972). En el marco de la salud pública en Colombia, han ocurrido varios casos de intoxicación originados por actividades antrópicas relacionadas con procesos industriales que utilizan mercurio, siendo uno de los más representativos el ocurrido en la bahía de Cartagena (1973-1977), donde la planta productora de soda caustica Alco Ltda vertió al medio marino este compuesto, provocando su acumulación en ostras, langostas y otras especies, que posteriormente fueron consumidas por los habitantes de la zona. Como es evidente, la liberación excesiva e inadecuada del mercurio está causando un continuo deterioro del entorno natural y por ende de la salud pública. En cuanto a estudios contundentes se refiere, Colombia ha sido objeto de análisis a nivel productivo, principalmente en cada una de las dimensiones que abarca la minería aurífera, pero cabe resaltar que a la fecha no se ha establecido un estudio preciso y completo de la afectación del mercurio en los centros urbanos, ni sobre las relaciones de causalidad con las potenciales fuentes. Por lo anterior, es importante identificar la magnitud del problema, teniendo en cuenta que éste no sólo se presenta en zonas rurales, sino en que existen sistemas productivos en las ciudades –destacándose en la zona metropolitana de Bogotá- que utilizan este metal como materia prima en sus procesos; la industria de bombillas fluorescentes Havells Sylvania, ubicada en el barrio Olarte -localidad de Bosa-

y la industria cloro alcalina Brinsa, asentada en la sabana norte de Bogotá.

MATERIALES Y METODOS

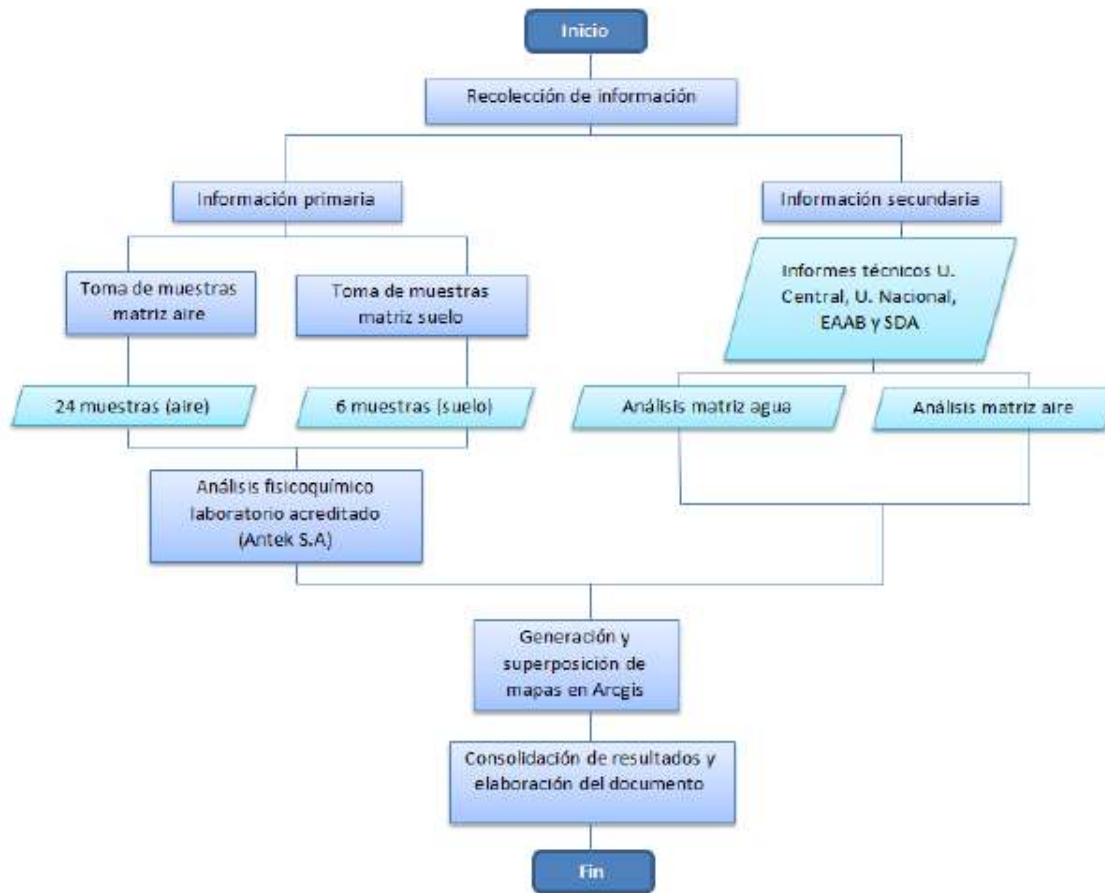
El proyecto se realizó reconociendo la existencia de anteriores estudios e investigaciones sobre el mercurio en la capital, lo que determinó el uso de información secundaria valiosa pero fragmentada, la cual se complementó y valido con datos propios procedentes de mediciones en algunas localidades de Bogotá y en distintas matrices (aire y suelo principalmente) (**ver Cuadro 1**). En síntesis, el proyecto se desarrolló en 4 fases, a saber: a) Identificación y recopilación de información secundaria, la cual demuestra

la existencia y afectaciones generadas por el mercurio en algunas zonas de la ciudad Bogotá D.C en lo que se refiere a las matrices aire y agua; b) determinación de mercurio en los muestreos correspondientes a cada una de las localidades establecidas -información primaria-; c) identificación y análisis fisicoquímico de las muestras obtenidas por un laboratorio acreditado; y por ultimo d) la digitalización de mapas para visualizar la existencia de mercurio, puntos de concentración, vías de dispersión y la problemática que se desarrolla en torno a las matrices aire, suelo y agua en la ciudad de Bogotá (**ver Diagrama 1**).

Cuadro 1. Tipos de información	
Información primaria	Información secundaria
Es la que se obtiene directamente de la fuente de información por interacción inmediata con el sujeto de estudio.	Es la que se obtiene a partir de otros datos pre-existentes y realizados con propósitos diferentes –Generada en la misma institución o espacio nacional-
Estudio localidad Bosa (18 muestras de calidad del aire y 3 muestras de suelo)	Estudio Localidad Ciudad Bolívar (Hospital vista hermosa E.S.E, 2011)
Estudio localidad Usaqué (2 muestras de calidad del aire y 1 muestra de suelo)	Estudio localidad Engativá (Cortés, 2013).
Estudio localidad santa Fe (2 muestras de calidad del aire y 1 muestra de suelo)	Estudio vereda ciudad latina- Municipio de Soacha (León, 2013).
Estudio Municipio de Soacha(2 muestras de calidad del aire y 1 muestra de suelo)	Modelo de simulación de transporte de metales pesados en la parte baja del rio Tunjuelo(Contreras, 2007)
	Calidad del sistema hidrico de Bogotá (SDA & EAAB, 2008)

Elaboración propia con información de (SDP, 2014)

Diagrama 1. Metodología



Elaboración propia. Métodos de toma de muestra por cada matriz

3. CONCLUSIONES

Durante la ejecución del proyecto se evidenció la presencia de mercurio en las tres ambientales correspondientes al sector urbano de la ciudad de Bogotá y el municipio de Soacha, demostrando que los impactos que genera el mercurio no solo provienen de la minería aurífera, sino que existen otras fuentes. De lo anterior y utilizando herramientas geomaticas, se identificaron las zonas con mayor concentración de mercurio, siendo esta la zona occidental de la capital, constituida por las localidades de Bosa, Kennedy, Fontibón y suba; así mismo, se observó la influencia que tiene el municipio de Soacha con la capital.

Se considera que la presencia de mercurio en las diversas áreas de estudio y sobre la salud pública, se debe a los siguientes factores:

1. Inadecuada gestión ambiental por parte de las entidades productivas y organismos de control.
2. La población desconoce y no cumple los protocolos de disposición correspondientes a los productos con mercurio añadido—Pilas, Bombillas, Amalgamas, Pesticidas, entre otros—.
3. El comportamiento de las variables meteorológicas de Bogotá tienen relación con las altas concentraciones de Hg y las áreas afectadas.
4. El mercurio como metal pesado es persistente en el ambiente y genera un ciclo

semicerrado de acuerdo a las actividades productivas desarrolladas en el transcurso del tiempo.

5. Existen altas concentraciones de material particulado, demostrando una correlación de 0.5629 con mercurio elemental existente en la matriz aire.

4. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Academia Nacional De Medicina.

(2006). *Seminario Internacional Sobre Clinica Del Mercurio Memorias*. Bogota: Kimpres Ltda.

Acevedo, M. L. (2013). *El relleno doña juana y la cuenca del rio tunjuelo* HumedalesBogota.com.

Obtenido de HumedalesBogota.com: <http://humedalesbogota.com/2013/05/30/el-relleno-de-dona-juana-y-la-cuenca-del-rio-tunjuelo/>

Alcaldia Local De Ciudad Bolivar. (2013).

Recuperado el 27 de 01 de 2014, de <http://www.ciudadbolivar.gov.co/index.php/mi-localidad/conociendo-mi-localidad/historia-de-ciudad-bolivar>

Alcaldia mayor de Bogota. (2011). *Movilidad*

en cifras 2011. Recuperado el 12 de 06 de 2014, de Movilidad en cifras 2011: http://www.movilidadbogota.gov.co/hiw_ebx_archivos/audio_y_video/boletin%20cifras.pdf

ALCALDIA SOACHA. (2012). *Alcaldia de Soacha*.

Recuperado el 4 de 11 de 2014, de Alcaldia de Soacha: http://www.soacha-cundinamarca.gov.co/informacion_general.shtml

Antonio I, Doadrio villarejo. (2012).

Ecotoxicología y acción toxicológica del mercurio. Madrid España [.http://www.ingenieroambiental.com/4014/mercurio545.pdf](http://www.ingenieroambiental.com/4014/mercurio545.pdf)

Arciniegas, G. (1992). *Los nombres de Santafé y Bogotá: Bogotá quiere decir*

república. Santafe, colonia. Recuperado el 04 de 06 de 2014, de Los nombres de Santafé y Bogotá: Bogotá quiere decir república.Santafe, colonia: <http://www.banrepcultural.org/blaavirtua1/revistas/credencial/febrero1992/febrero3.htm>

Ardila Arenas. (2010). *Gerencie.com*.

Recuperado el 14 de 06 de 2014, de Gerencie.com:

<http://www.gerencie.com/producto-interno-bruto.html>

Banco de la república. (2014). *Portafolio.co*.

Recuperado el 14 de 06 de 2014, de Portafolio.co:

<http://www.portafolio.co/economia/crecimiento-pib-primer-trimestre-colombia>

Barrera. (1978). *Contaminación de la bahía de Cartagena*. Bogota, Bogota: IICA.

Bombillas ahorradoras, u. a. (2014). Daniel

Octavio Mendivelso Rodríguez. *catorce6*, 44-46.

Brugues, J. P. (2006). *Venenos En El Hogar*.

Bogota: Universidad Santo Tomas.

Cano. (2012). Contaminación con mercurio

por la actividad minera. *Redalyc-Biomedica instituto nacional de salud*, 4.

Carvajal. (2001). *Apuntes tecnicos sobre*

enfermedades profesionales. Recuperado el 22 de 04 de 2014, de Apuntes tecnicos

sobre enfermedades profesionales: http://www.asrm.cl/Archivos/Servicios/estudio_manual_enf_prof.pdf

Castillo, M. P. (2008). *el mercurio como metal*

pesado proveniente de la mineria en colombia, un pasivo ambiental y un problema en la salud pública.

Recuperado el 6 de junio de 2014, de universidad de los andes: biblioteca.uniandes.edu.co/visor_de_tesis/web/?SessionID=L1Rlc2l2XzE5MDA5X3ByaW1lc19zZW1lc3RyZS83MTUucGRm

Cheremisinof. (2001). *Handbook of pollution*

prevention practices New York: M.Dekker.

CCB. (2012). *CAMARA DE COMERCIO DE*

BOGOTA. Recuperado el 12 de 06 de 2014, de CAMARA DE COMERCIO DE BOGOTA:

http://www.empresario.com.co/recursos/page_flip/CCB/2012/estadisticas_empresas_bogota_59municipios/#/8/

Combariza, D. A. (2009). *Contaminación por*

metales pesados en el embalse del muña y su relacion con los niveles de sangre de plomo, mercurio y cadmio y alteraciones de salud en los habitantes del municipio

- de sibate*. Recuperado el 6 de junio de 2014, de Universidad Nacional: <http://www.bdigital.unal.edu.co/2341/1/597588.2009.pdf>
- Contreras, J. F. (2007).** *Modelo de simulacion de transporte de metales pesados en la parte baja del rio tunjuelo*. Bogota: Universidad Salle.
- Corporacion Autonoma Regional De Cundinamarca. (2006).** *Exp.27135-27136*. Bogota.
- Cortés, B. (2013).** *Estudio preliminar para determinar la presencia de mercurio en el aire, en la localidad de engativa*. Bogota.
- DANE. (2007).** *dane*. Recuperado el 14 de 06 de 2014, de dane: http://buscador.dane.gov.co/search?q=pi b%20ramas%20actividad&btnG.x=0&btnG.y=0&client=DANE_FrontEnd&output=xml_no_dtd&proxystylesheet=DANE_FrontEnd&proxyreload=1&sort=date%3AD%3AL%3Ad1&oe=UTF-8&ie=UTF-8&ud=1&exclude_apps=1&site=danegovco&getfields=*&filter
- DANE. (2014).** *Encuesta Anual Manufacturera - EAM 2012*. Recuperado el 13 de 06 de 2014, de DANE: www.dane.gov.co/files/investigaciones/buletines/eam/bol_eam_2012def.pdf
- Diaz, C. J. (2012).** Bogota: entre el espejismo del crecimiento y la utopia del metabolismo sostenible. *Seminario permanente utopia permanente N° 2* (págs. 106-107). Bogota: Universidad Central.
- DNP. (2014).** *Regionalización del Presupuesto de Inversión 2014 - Bogota*. Recuperado el 08 de 06 de 2014, de Regionalización del Presupuesto de Inversión 2014 - Bogota: <https://www.dnp.gov.co/LinkClick.aspx?fileticket=etKyhDTnrnI%3D&tabid=1713>
- El Espectador. (2011).** Denuncian que habitantes de Ciudad Bolívar consumen agua con mercurio. *El espectador*, pág. 1.
- Fer p. (2013).** Características del mercurio. *Ojo científico*, 2.
- Fernandez P, Vilma C. (1982).** *Evaluacion de estrategias de control de contaminacion para la industria ladrillera*. Bogota: Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana, 1982.
- Fraume. (2006).** *Abecedario Ecológico*. Bogota: San Pablo.
- GREENPEACE. (2008).** *El mercurio y los focos ahorradores*. Recuperado el 14 de 06 de 2014, de El mercurio y los focos ahorradores: <http://www.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/report/2009/3/mercurio.pdf>
- Gutiérrez, M. (2015).** *En Colombia*. Recuperado el 09 de 02 de 2015, de En Colombia: <http://www.encolombia.com/medicina/guiasmed/u-toxicologicas/mercurio/>
- Havells Sylvania Colombia S.A. (2014).** *Havells Sylvania Colombia*. Recuperado el 20 de 1 de 2015, de www.HavellsSylvania.com
- Hospital de Usme. (2009).** *Diseño de una investigación para la identificación y ubicación de posibles fuentes de contaminación por mercurio y su impacto en la población de la localidad de usme, d.c*. Bogota.
- Hospital vista hermosa E.S.E. (2011).** *Sala situacional de mercurio*. Bogota.
- INECC. (2013).** *INECC*. Obtenido de INECC: <http://www.inecc.gob.mx/sqre-temas/765-sqre-cop>
- INPARQUES. (s.f.).** *El mercurio utilizado en la minería, sus implicaciones en la salud y en el ambiente*. Recuperado el 04 de 06 de 2014, de El mercurio utilizado en la minería, sus implicaciones en la salud y en el ambiente: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:jOZz3JQFbq4J:https://ambienteubv.files.wordpress.com/2012/04/mercuriosalud.ppt+&cd=1&hl=es&ct=clnk&gl=co>
- Lawrence, Wang (2009).** *Heavy metals in the environmental* New York: CRC press
- León. (2013).** *Evaluación de la contaminación por metales pesados (Pb+2, Hg+2 y Cd+2) en el agua para riego de hortalizas proveniente del río Bogotá en el municipio de Soacha-Cundinamarca*,

- vereda Ciudad Latina*. Bogota: Biblioteca Universidad Central.
- Lumina.** (2014).*www.lumina.com.co*. Recuperado el 11 de 11 de 2014, de lumina: www.lumina.com.co
- Mendioroz. (s.f.).Mercurio**. Recuperado el 04 de 06 de 2014, de Instituto de catálisis y petroquímica: <http://www.icp.csic.es/cyted/Monografias/Monografias2001/C1-317.pdf>
- MercuryHgWatch.** (2011).*MercuryWatch*. Recuperado el 24 de 10 de 2014, de <http://www.mercurywatch.org/>
- Ore Grinding Mill.** (2014).*Ore Grinding Mill*. Recuperado el 04 de 06 de 2014, de Ore Grinding Mill: <http://www.periodni.com/es/hg.html>
- PNUMA.** (2002).*Evaluacion mundial sobre el mercurio*. Recuperado el 04 de 06 de 2014, de Evaluacion mundial sobre el mercurio: <http://www.chem.unep.ch/mercury/Report/Final%20report/assessment-report-summary-spanish-final.pdf>
- portafolio.com.** (2013).*Importación de bombillos incandescentes no baja*. Recuperado el 15 de 07 de 2014, de [portafolio.co](http://www.portafolio.co): <http://www.portafolio.co/economia/importacion-bombillos-incandescentes>
- Rodríguez, D. O.** (2014). Bombillas ahorradoras, una amenaza para el ambiente. *Catorce6*, 44-46.
- SDA & EAAB.** (2008).*Calidad del sistema hidrico de Bogotá*. Bogota: Pontificia universidad Javeriana.
- SDA.** (2013).*Secretaria Distrital de Ambiente*. Recuperado el 3 de 02 de 2015, de Secretaria Distrital de Ambiente: <http://ambientebogota.gov.co/red-de-calidad-del-aire>
- SDP.** (2011).*Aspectos demograficos*. Recuperado el 10 de 06 de 2014, de SDP: www.sdp.gov.co
- Secretaria distrital.** (2011).*Poblacion, viviendas y hogares por estrato socioeconomico*. Recuperado el 14 de 06 de 2014, de Poblacion, viviendas y hogares por estrato socioeconomico: <http://www.sdp.gov.co/portal/page/portal/PortalSDP/Informaci%F3nTomaDecisi>
- ones/Estadisticas/Proyecci%F3nPoblaci%F3n
- Secretaria Distrital.** (2013).*Alcaldia mayor de Bogota*. Recuperado el 09 de 06 de 2014, de Alcaldia mayor de Bogota: <http://www.gobiernobogota.gov.co/quienes-somos/alcaldias-locales/bogota-y-sus-localidades>
- Sepulveda; gallego; Arengas.** (1997). El mercurio, sus implicaciones en la salud y en el medio ambiente. *Revista luna azul*, 51-67.
- SOCIAL, M. D.** (2010).*Resolucion 2115 de 2007*. Bogota.
- SYLVANIA.** (2014).*SYLVANIA*. Recuperado el 14 de 06 de 2014, de SYLVANIA: <http://www.sylvaniacolombia.com/bombillas-ahorradoras-fluorescentes>
- TIEMPO, E.** (2013).*localidades Bogota El Tiempo*. Recuperado el 05 de 07 de 2014, de localidades Bogota El Tiempo: <http://www.eltiempo.com/Multimedia/informografia/localidadbogota/>
- UNEP.** (2013).*Global Mercury Assessment*. Ginebra Suiza.
- Vallejo.** (1997).*TOXICOLOGIA AMBIENTAL*. Santafe De Bogota: Guadalupe Ltda.

HOSPITAL CAÑAVERALEJO VERDE Y SALUDABLE: EL APRENDIZAJE HACIA UNA CIUDAD VERDE EN SANTIAGO DE CALI, COLOMBIA.

Durán Peñafiel, Alexander; Paz Giraldo, Claudia Lorena; Guerao Olaya, Lina Johana
Red de Salud de Ladera
Autor de correspondencia: claulore39@hotmail.com

RESUMEN

¿Cómo enseñar a ser una ciudad verde desde el sector de salud pública? En Santiago de Cali, existe un hospital público que se dio a la tarea de demostrar que curar sin hacer daño al ambiente es posible. Así, el Hospital Cañaveralejo es hoy el Hospital Verde y Saludable de la ciudad, miembro de la Agenda Global de Hospitales Verdes y Saludables con sede en Argentina, que les brinda a los usuarios de sectores vulnerables de la ciudad una atención que educa para la sana convivencia con el ambiente. Esta apuesta de ciudad verde pretende enseñar a los caleños, entidades públicas o privadas, ya sean instituciones educativas, de salud, comerciales, etc., como mediante la voluntad y el esfuerzo social se logra beneficiar a la empresa y a la sociedad en un gana- gana. Se convierte entonces en un nuevo papel de las entidades de salud promover la sostenibilidad y la educación ambiental dentro del entorno o actividad en que se desarrolla. Gracias a los convenios con universidades, investigación institucional, visitas de referenciación, socialización de experiencias, hoy el Hospital Cañaveralejo, dentro de sus estrategias ambientales cuenta con paneles solares, postes solares, calentadores solares, reconversiones tecnológicas como sustitución de aires acondicionados, de termómetros mercuriales, reciclaje de aguas, y aceite vegetal usado, sistemas ahorradores de agua, programas pos consumo, jornadas de sensibilización y educación ambiental con niños, jóvenes y adultos en la cuenca del río Meléndez, río que es de vital importancia para la ciudad, entre otras que aportan a la mitigación del cambio climático. Además de ser aportar a la construcción de un entorno más saludable, el Hospital, perteneciente a la Red de Salud de Ladera, Empresa Social del Estado, es reconocida como la empresa grande con mejores prácticas de Responsabilidad Social del departamento del Valle del Cauca.

PALABRAS CLAVE

Hospital verde, salud pública, saludable

INTRODUCCION

Colombia es un país privilegiado con 2 océanos y sitios de biodiversidad únicos en el mundo, con especies que solo se encuentran en nuestro territorio, con recursos naturales incalculables, entre ellos el hídrico, uno de sus tangibles más preciados. Es a su vez esta misma sensación de inagotabilidad la que nos ha convertido en un país que no cuida, no procura, ni maneja con responsabilidad su medio ambiente; situación que nos tiene ad portas de un daño irreparable y prolongado en

nuestro ecosistema. El municipio de Santiago de Cali al igual, cuenta con un ecosistema muy rico; es una de las pocas ciudades en el mundo que la recorren siete ríos; paradójicamente sus habitantes en tiempo de sequía tienen problemas con el preciado líquido o cuando las lluvias son copiosas el resultado es el mismo; en sus cuencas se practica la minería ilegal vertiendo metales pesados a los lechos de los ríos; todas estas situaciones pueden generar implicaciones en la salud que aún no hemos cuantificado. La Red de Salud de Ladera es

una empresa del estado del orden municipal que atiende en salud la población pobre y vulnerable de las comunas 1, 3, 17, 18, 19, 20 de Cali y todos los corregimientos ubicados en la cordillera occidental, exceptuando Navarro; cuenta con 38 Instituciones Prestadoras de Servicios de Salud y un solo Hospital de referencia el HOSPITAL CAÑAVERALEJO; en su territorio se encuentran todos los afluentes hídricos y la biodiversidad de todo el municipio. Esta apuesta propende por conservar el equilibrio entre la atención de pacientes y la no generación de daño en el medio ambiente durante el proceso. A continuación, damos a conocer el tipo de acciones concretas que hemos adelantado a través de los años, abordando 8 de los 10 objetivos propuestos por la Agenda Global para Hospitales Verdes y Saludables. En teoría, el impacto en todo el territorio pareciera mínimo, el efecto intra institucional es evidente, pero quizás el gran aporte radica en el imaginario colectivo de la comunidad, que observará cómo una Institución pública, en un sector en crisis, atiende pacientes y a su vez propone intervenciones efectivas; que de multiplicarse, serán positivas; alguna vez lo soñamos y hoy estamos convencidos que nuestra intervención por pequeña que parezca puede cambiar el mundo.

MATERIALES Y METODOS

La metodología utilizada para la formulación de este proyecto fue el ciclo PHVA. La primera fase de planear consistió en técnicas como realización de grupos de trabajo con personal de la empresa y expertos académicos en el tema, estudios de caso y experiencias, convenios de investigación y cooperación con universidades, visitas de referenciación a otros hospitales que habían adelantado acciones ambientales para minimizar impactos. Identificamos también nuestras fortalezas y debilidades, nuestras oportunidades y amenazas, y lo más importante empezamos a impregnarnos de lo que implicaba trabajar bajo el programa de salud sin daño de la Red Global de Hospitales Verdes y Saludables. La

segunda fase consistió en la implementación de las estrategias de gestión ambiental que resultaron viables en el hospital, mediante la interacción de funcionarios, comunidad y expertos. Nuestra fase de verificación consistió en el seguimiento del consumo de recursos mediante indicadores, registros, visitas de campo, verificando que todo estuviera acorde a lo planeado. Finalmente, de acuerdo a las opciones de mejora que identificamos una vez las estrategias estaban funcionando, se procedió a tomar medidas de cambio y adaptación para el mejoramiento del desempeño ambiental y ayudar al empoderamiento social de la empresa.

RESULTADOS

Como resultado, se formularon una serie de estrategias que aportan a la salud pública como un tema emergente en Salud Ambiental, ayudando a posicionar y a reconocer a la ciudad de Cali como una ciudad amigable social y ambientalmente. Se formularon estrategias de ahorro y uso eficiente del agua como filtros ahorradores de agua, reciclaje de agua superficial para usos no potables, reconversión tecnológica a equipos con menos o nulo uso de agua; de la energía como reconversión lumínica a LED, paneles solares, postes de iluminación exterior solares, calentadores solares, instalación de computadores smart cloud; de gestión integral de residuos como reciclaje de aceite vegetal usado, manejo de pos consumo de pilas y medicamentos, minimización de incineración de residuos hospitalarios; y de prácticas sostenibles como Talleres de Educación Ambiental a la comunidad, I y II Campaña Más Agua + Vida, Juntos por la Reforestación del Río Meléndez donde se realizaron jornadas de siembra de árboles y peces Guppies para el control biológico del *Aedes aegypti* transmisores del Dengue y Chikunguña, Concurso de fotografía del Río Meléndez, diseño paisajístico funcional (jardines con especies que captan CO₂ y NO₂). Actualmente somos parte de las 30 empresas pioneras del Valle del Cauca que harán el

inventario de las emisiones de efecto invernadero para medir nuestra huella de carbono e implementar acciones de compensación para alcanzar niveles de neutralidad en las emisiones. Lo anterior permite que la empresa pública genere confianza en la comunidad y cree un vínculo con el ambiente siendo responsables de su gestión y cuidado.

CONCLUSIONES

La experiencia del Hospital Cañaveralejo Verde y Saludable ha significado para la ciudad de Cali un punto de referencia para el sector hospitalario y empresarial dándole un valor significativo a la salud ambiental en el desarrollo de sus actividades. La Gestión ambiental a nivel del sector hospitalario representa un tema emergente en la salud ambiental ya que ante el hecho de ser uno de los sectores más contaminantes por la generación de residuos peligrosos y de riesgo biológico se están manejando alternativas e iniciativas para mejorar los procesos de tratamiento y la minimización del impacto ambiental, además que aparte del control en el manejo de los residuos, la gestión ha ampliado su alcance al tema de agua, energía, pos consumo y practicas sostenibles, haciendo un poco más que solamente cumplir con las normas ambientales y sanitarias vigentes, permitiendo manejar un concepto de integralidad que aporta de manera significativa al cuidado del medio ambiente y la salud. Como miembros de la Red Global de Hospitales Verdes y Saludables compartimos el objetivo de promover la salud de la gente y el ambiente. Nuestras prácticas se han ido transformando hacia el cuidado de la salud dejando de lado las que contaminan y que contribuyen a provocar enfermedades.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Sede Palmira, A la Universidad Autónoma de Occidente, la Secretaría de Salud Pública Municipal, el DAGMA, la Universidad del Valle, el SENA, a la Junta Directiva de la Red de Salud de

Lader E.S.E, a nuestras familias porque en el silencio acompañan nuestras luchas, a nuestros funcionarios porque aportan tangibles que hacen posible este sueño y a nuestros pacientes por ser siempre el motivo para curar sin hacer daño

REFERENCIAS

- AGENCIA PÚBLICA EMPRESARIAL SANITARIA HOSPITAL DE PONIENTE. Gestión medioambiental [En línea]. Almería, España, 2012. [Consultado el 15 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet: http://www.ehpo.es/medio_ambiente4.php
- ALICANTE FORESTAL. Beneficios de los jardines verticales. [En línea]. España, s.f. [Consultado el 07 de Mayo de 2015]. Disponible en <http://www.alicanteforestal.es/jardines-verticales/beneficios/>
- BANCO DE LA REPÚBLICA DE COLOMBIA. Tasas de captación semanales y mensuales. [En línea]. Santiago de Cali, s.f. [Consultado el 22 de Abril de 2015]. Disponible en Internet: http://www.banrep.gov.co/en/series-estadisticas/see_tas_inter_capt_sem_men.htm
- BARRERA, Mauricio. Programa de educación ambiental no formal en el establecimiento penitenciario de mediana seguridad y carcelario de Cali. Trabajo de Grado opción: Pasantía Comunitaria para optar al título de Administrador del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales. Santiago de Cali: Universidad autónoma de occidente. Facultad de ciencias básicas, 2011. 126 p.
- B100 ECOSOLUCIONES VERDADERAS. Propuesta servicio gratuito de recolección de avu con deducción en la renta basándose en el precio de compra de su aceite nuevo. Santiago de Cali, febrero de 2015. 4 p. Boletín informativo No. 7 [En línea]. Bogotá, D.C.: Alcaldía Mayor de Bogotá, Marzo-Abril de 2014

- [consultado el 10 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet: <http://ambientebogota.gov.co/plan-institucional-de-gestion-ambiental-piga>
- COLOMBIA. ALCALDÍA MAYOR DE BOGOTÁ D.C. Decreto 61 (13, Marzo, 2003). Por el cual se adopta el Plan de Gestión Ambiental del Distrito Capital. Registro Distrital. Bogotá, D.C.: La Alcaldía, 2003. 20 p.
- COLOMBIA. ALCALDÍA MAYOR DE BOGOTÁ D.C. Decreto 509 (17, noviembre, 2009). Por el cual se adopta el Plan de Acción Cuatrienal Ambiental-PACA del Distrito Capital 2009 – 2012 y se dictan otras disposiciones. Registro Distrital. Bogotá, D.C.: La Alcaldía, 2009. 11 p.
- CENTRO NACIONAL DE PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA Y TECNOLOGÍAS AMBIENTALES. Guía sectorial de producción más limpia en hospitales, clínicas y centros de salud: Hacia el mejoramiento del desempeño ambiental en el sector salud. Medellín: CNPMLTA, 2000. 53 p.
- COLOMBIA. CONCEJO DE SANTIAGO DE CALI. Acuerdo N°106. (15, enero, 2003). Por el cual se descentraliza la prestación de servicios de salud del primer nivel de atención del municipio de Santiago de Cali, mediante la creación de las empresas sociales del estado del municipio de Santiago de Cali. Boletín Oficial. Santiago de Cali, 2003. 31 p.
- COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE. Tesaurio Ambiental para Colombia. [En línea]. Bogotá, D.C., INVEMAR. [Consultado el día 17 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet: http://www.invemar.org.co/redcosteral/invemar/docs/tesauro_ambiental/naveg.htm
- COLOMBIA. MINISTERIO DE MINAS Y ENERGÍA -UNIDAD DE PLANEACIÓN MINERO ENERGÉTICA (UPME) Y MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) Atlas de Radiación Solar de Colombia. Bogotá: UPME - IDEAM.2005.
- COLOMBIA. MINISTERIO DE HACIENDA Y CRÉDITO PÚBLICO. Plan Institucional de Gestión Ambiental – PIGA [En línea]. Bogotá, D.C. [Consultado el día 13 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet: <http://www.minhacienda.gov.co/HomeMinhacienda/elministerio/Planes/5.PIGA>
- COLOMBIA. MINISTERIO DE SALUD. Resolución N° 5261. (5, agosto, 1994). Por la cual se establece el Manual de Actividades, Intervenciones y Procedimientos del Plan Obligatorio de Salud en el Sistema General de Seguridad Social en Salud. Bogotá, D.C.: El Ministerio, 1994. 138 p.
- COLOMBIA. PRESIDENCIA DE LA REPÚBLICA. Decreto 2981. (20, diciembre, 2013). Por el cual se reglamenta la prestación del servicio público de aseo. Diario Oficial. Bogotá, D.C., 2013. 66 p.
- COLOMBIA. PRESIDENCIA DE LA REPÚBLICA. Decreto 4741. (30, diciembre, 2005). Por el cual se reglamenta parcialmente la prevención y el manejo de los residuos o desechos peligrosos generados en el marco de la gestión integral. Diario Oficial. Bogotá, D.C., 2005. 35 p.
- COLOMBIA. PRESIDENCIA DE LA REPÚBLICA. Decreto 948. (5, junio, 1995). Por el cual se reglamentan, parcialmente la Ley 23 de 1973, los artículos 33, 73, 74, 75 y 75 del Decreto-Ley 2811 de 1974; los artículos 41, 42, 43, 44, 45, 48 y 49 de la Ley 9 de 1979; y la Ley 99 de 1993, en relación con la prevención y control de la contaminación

- atmosférica y la protección de la calidad del aire. Diario Oficial. Bogotá, D.C., 1995. 754 p.
- COLOMBIA. PRESIDENCIA DE LA REPÚBLICA. Decreto 3930. (25, octubre, 2010). Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9ª de 1979, así como el Capítulo II del Título VI -Parte III- Libro II del Decreto-ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos y se dictan otras disposiciones. Diario Oficial. Bogotá, D.C., 2010. 46 p.
- COLOMBIA. SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE. Documento base para la formulación, concertación, implementación, evaluación, control y seguimiento del plan institucional de gestión ambiental – PIGA. Bogotá D.C., 2014. 21 p.
- COLOMBIA. SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE. Resolución No. 00242 (28, Enero, 2014). Por la cual se adoptan los lineamientos para la formulación, concertación, implementación, evaluación, control y seguimiento del Plan Institucional de Gestión Ambiental –PIGA. Registro Distrital. Bogotá, D.C., 2014. 15 p.
- COLOMBIA. SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE. Plan Institucional de Gestión Ambiental – PIGA. [En línea]. Bogotá, D.C., 2014. [Consultado el día 17 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet:
<http://ambientebogota.gov.co/plan-institucional-de-gestion-ambiental-piga>
- CENTRALES ELÉCTRICAS DEL CAUCA S.A. Plan institucional de gestión ambiental 2011-2016. PIGA. Cauca, 2011. 32 p.
- DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO DE GESTIÓN DEL MEDIO AMBIENTE DAGMA. Panorama ambiental de la comuna 1. [En línea]. Santiago de Cali, s.f. [Consultado el 27 de Marzo de 2015]. Disponible en Internet:
<http://www.cali.gov.co/publico2/gobierno/dagmaweb/agenda1.htm>
- DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO DE PLANEACIÓN MUNICIPAL. Cali ya tiene identificadas las zonas de riesgo en la ladera. [En línea]. Santiago de Cali, Agosto de 2014. [Consultado el 25 de Marzo de 2015]. Disponible en Internet:
<http://www.cali.gov.co/publicaciones/cali-ya-tiene-identificadas-las-zonas-de-riesgo-en-la-ladera-pub>
- DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO DE PLANEACIÓN MUNICIPAL. Mapas Acuerdo 0373 del 2014, Mapa de áreas protegidas. [En línea]. Santiago de Cali, Diciembre de 2014. [Consultado el 20 de Marzo de 2015]. Disponible en Internet:
http://www.cali.gov.co/corfecali/publicaciones/pot_pub#
- EL PAIS DIGITAL. Zonas de la ciudad donde no se podrán evitar las emergencias por el invierno. [En línea]. Santiago de Cali, Septiembre de 2011. . [Consultado el 25 de Marzo de 2015]. Disponible en Internet:
<http://www.elpais.com.co/elpais/cali/noticias/zonas-ciudad-donde-podran-evitar-emergencias-por-invierno>
- ECOAGRICULTOR. Los huertos urbanos y sus beneficios ambientales, sociales y económicos. [En línea]. [Consultado el 07 de Mayo de 2015]. Disponible en <http://www.ecoagricultor.com/los-huertos-urbanos-y-sus-beneficios-ambientales-sociales-y-economicos/#comments>
- FUNDACIÓN VALLE DEL LILI. Sistema de gestión ambiental [En línea]. Santiago de Cali. [Consultado el 15 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet:
<http://www.valledellili.org/content/sistema-de-gesti%C3%B3n-ambiental.html>
- GONZÁLEZ, Magda. La gestión ambiental como herramienta de mejoramiento más que de supervivencia [en línea]. Bogotá,

- D.C.: Red de desarrollo sostenible en Colombia. [Consultado el día 14 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet:
<http://www.rds.org.co/acerca/lagestion.htm>
- GRANDA, Germán y CAMISÓN, César. El modelo de empresa del siglo XXI: Hacia una estrategia competitiva y sostenible. Madrid, España: Ediciones Cinca, S. A., 2008. 272 p. ISBN: 978-84-96889-13-2
- HOSPITAL BOSA II NIVEL E.S.E. Plan institucional de gestión ambiental. PIGA. Bogotá, D.C., 2006. 54 p.
- HOSPITAL CENTRO ORIENTE II NIVEL E.S.E. Plan institucional de gestión ambiental 2012-2016. PIGA. Bogotá, D.C., 2012. 79 p.
- HOSPITAL CHAPINERO I NIVEL E.S.E. Plan institucional de gestión ambiental 2012-2016. PIGA. Bogotá, D.C., 2012. 94 p.
- HOSPITAL PRIMITIVO IGLESIAS. Producción más limpia “hospital verde”. Santiago de Cali: Red de Salud del Centro E.S.E., 2012. 23 p.
- HOSPITAL SIMÓN BOLÍVAR III NIVEL E.S.E. Plan institucional de gestión ambiental 2010-2012. PIGA. Bogotá, D.C., 2010. 62 p.
- HOSPITAL SUBA II NIVEL E.S.E. Informe de Gestión 2010-2011. Bogotá, D.C., 2011. 331 p.
- HOSPITAL REGIONAL CHIQUINQUIRÁ E.S.E. Hospital Verde: Buscando ser institución auto sostenible con prácticas y funcionalidad que no agredan el medio ambiente [En línea]. Chiquinquirá, 2011. [Consultado el día 14 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet:
http://hospitalregionalchiquinquir.gov.co/actualidad/noticia_0041.htm
- HOSPITAL VISTA HERMOSA I NIVEL E.S.E. Plan institucional de gestión ambiental. PIGA. Bogotá, D.C., 2006. 40 p.
- INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN. Sistemas de gestión ambiental: requisitos con orientación para su uso. NTC- ISO 14001. Bogotá, D.C.: El instituto, 2004. 39 p.
- MARES GROUP. Propuesta Comercial de Diseño, Implementación e Instalación del Kit Solar para la IPS Montebello. Santiago de Cali, 2014. 19 p.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE y CENTRO NACIONAL DE PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA. Guía de ahorro y uso eficiente de agua. Medellín: Editorial Clave, 2002. 36p.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE y CENTRO NACIONAL DE PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA. Guía de ahorro y uso eficiente de energía. Medellín: Editorial Clave, 2002. 86p.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MADS) Y EL CENTRO NACIONAL DE PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA Y TECNOLOGÍAS AMBIENTALES DE COLOMBIA (CNPMLTA). Guía Conceptual y Metodológica de Compras Públicas Sostenibles. Medel Lippia Alba llin, 2013. 65 p.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE Y CENTRO NACIONAL DE PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA. Guía conceptual y metodológica de compras públicas sostenibles para Colombia. Medellín, 2013. 65 p.
- MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL Y COMISION ASESORA PERMANENTE PARA EL RÉGIMEN DE CONSTRUCCIONES SISMO RESISTENTES. Reglamento colombiano de construcción sismo resistente. NSR-10. Bogotá D.C.: Asociación Colombiana de Ingeniería Sísmica, 2010. 88 p.

- NIETO, Víctor Manuel y GÓMEZ, Ana Paola. El mercado de las compras públicas en Colombia: descripción y caracterización, planeación y desarrollo. 2006, vol XXXVII, no 1. P. 133-170 PROGRAMA PILAS CON EL AMBIENTE. Pilas. . [En línea]. Bogotá, s.f. [Consultado el 22 de Abril de 2015]. Disponible en Internet: http://www.pilascolombia.com/el_programa
- RED GLOBAL DE HOSPITALES VERDES Y SALUDABLES. La salud ambiental pública en crisis. [En línea]. [s.l] [consultado el 10 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet: <http://hospitalesporlasaludambiental.net/salud-ambiental-publica-en-crisis/>
- RED DE SALUD DE LADERA E.S.E. Área de influencia. [En línea]. Santiago de Cali, 2013. [Consultado el 11 de Septiembre de 2014]. Disponible en Internet: <http://www.saludladera.gov.co/index.php/nosotros/informacion-corporativa/area-de-influencia>
- RED DE SALUD DE LADERA E.S.E. Plan de Desarrollo Institucional 2012-2015. Santiago de Cali, 2012. 60p.
- RED DE SALUD DE LADERA. Plan de Gestión Integral de Residuos Hospitalarios y Similares de IPS Siloé. Santiago de Cali, Febrero de 2015. 58 p.
- RED DE SALUD DEL ORIENTE E.S.E. Gestión del ambiente físico. Santiago de Cali, 2012. 23 p.
- SALUD SIN DAÑO. Guía para la eliminación del mercurio en establecimientos de salud. Argentina, agosto de 2013. 43 p.
- SALUD SIN DAÑO. Guía para la sustitución de químicos peligrosos en el sector salud. Argentina, febrero de 2014. 66 p.
- SALUD SIN DAÑO. Red Global de Hospitales Verdes y Saludables. [En línea]. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 2015. [Consultado el 15 de Enero de 20145]. Disponible en Internet: <https://saludsindanio.org/americalatina/emas/red-global>
- SANÍN, Federico y TORRES, Alba. Acompañamiento a los procesos de gestión ambiental de la E.S.E. Santa Mónica Dosquebradas. Trabajo de grado modalidad: práctica empresarial para optar al título de administrador del medio ambiente. Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de ciencias ambientales, 2009. 127 p.
- SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE. Instructivo para el diligenciamiento de la matriz de Identificación de aspectos y valoración de impactos ambientales. Bogotá, D.C.: La Secretaría, 2014. 28 p.
- SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE DE BOGOTÁ. Planeación ambiental. [En línea]. Bogotá D.C., s.f. [Consultado el 1 de Mayo de 2015]. Disponible en Internet <http://www.ambientebogota.gov.co/web/sda/planeacion-ambiental>
- SILVA, José y BERNAL, Jainet. Propuesta de Uso Eficiente y Ahorro de Energía Eléctrica y Agua en la FUSM (Sede Calle 80, Bogotá) , Según Lineamientos del PIGA SDA 2008. Trabajo de grado para optar al título de ingeniero industrial. Bogotá, D.C.: Fundación universitaria San Martin. Facultad de ingeniería, 2011. 110 p.
- SUPERINTENDENCIA NACIONAL DE SALUD. Plan institucional de gestión ambiental. PIGA. Bogotá, 2012. 31 p.
- TOVAR, Raúl y CIFUENTES, Deyci. Propuesta de Auditoría para Implementación del PIGA en la FUSM. Trabajo de grado para optar al título de ingeniero industrial. Bogotá, D.C. Fundación universitaria San Martin. Facultad de ingeniería, 2011. 118p.
- UNIDAD ADMINISTRATIVA ESPECIAL AGENCIA DEL INSPECTOR GENERAL DE TRIBUTOS Y RENTAS

CONTRIBUCIONES PARAFISCALES.

Plan Institucional de Gestión ambiental
2013-2014. PIGA. Bogotá, D.C., 2013.
34 p.

VILLATE, Catalina y CARRASCAL,
Ronaldo. Formulación del plan
institucional de gestión ambiental –
PIGA-, en las estaciones oficiales de
bomberos centro histórico b-17 y puente
aranda b-4 de Bogotá D.C. Pasantía con
fines de grado para optar al Título de
Ingeniero Ambiental y Sanitario. Bogotá,
D.C. Universidad de la Salle. Facultad de
ingeniería ambiental y sanitaria, 2006.
141 p.

ZAPATA, Amparo. La gestión ambiental en
el sector empresarial, una visión bajo el
enfoque empresa- entorno como
estrategia de competitividad. Trabajo de
grado para optar al título Magister en
medio ambiente y desarrollo. Manizales:
Universidad Nacional de Colombia.
Facultad de ingeniería y arquitectura,
2007. 171 p.

CAMBIO CLIMÁTICO

FLUJOS DE CO₂ DURANTE UN PERIODO DE DESCANSO DE CULTIVOS TRANSITORIOS MECANIZADOS EN UNA UNIDAD AGROINDUSTRIAL EN LA ALTILLANURA COLOMBIANA

Morales-R Luis Alberto¹, Hernández Andrea Juliana¹, Cañas Soler Francesc², Jiménez Rodrigo¹

1. Universidad Nacional de Colombia, 2. Agropecuaria Aliar - La Fazenda

Autor de correspondencia: luamoralesri@unal.edu.co

RESUMEN

Dadas las importantes expectativas respecto al desarrollo de la Orinoquia como gran despensa agrícola del país y eventualmente para exportación, se prevé un importante crecimiento del sector agropecuario en esta zona del país. El sector agrícola es la mayor fuente de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en Colombia y una de las más importante a nivel global. Al mismo tiempo es uno de los pocos sectores productivos con capacidad de captura de carbono, p.e. a través de la acumulación de C en suelos. Las prácticas agrícolas determinan en gran medida la magnitud de las emisiones del sector, por lo cual su monitoreo es de gran relevancia para la identificación de alternativas de mitigación. Durante el primer semestre de 2015 realizamos mediciones de flujos de CO₂ usando la técnica de covarianza de remolinos sobre una parcela inmediatamente antes utilizada para cultivos transitorios (maíz - soya) , parte de un cultivo agroindustrial en la Altillanura colombiana. En este trabajo presentamos los resultados de las mediciones de flujos netos de CO₂ durante una práctica agrícola de protección de suelo consistente en dejar en el campo los residuos de cosecha. La zona se comportó durante los primeros meses del año 2015 como una pequeña fuente de CO₂, y a medida que desarrollaba nueva biomasa fue cambiando de fuente a sumidero. Con la cuantificación de esta etapa del proceso productivo bajo condiciones locales se genera nueva información científica de alta calidad, la cual puede ser incorporada a la evaluación amplia del proceso productivo, p.e. a través de la huella de C. Nuestro interés es medir flujos netos locales de C en sabanas ecuatoriales modificadas, y evaluar la posibilidad de extrapolarlos usando modelos basados en procesos.

PALABRAS CLAVE

Covarianza de remolinos, bióxido de carbono, flujos de carbono, emisiones agrícolas, gases de efecto invernadero

INTRODUCCION

La expansión agrícola, producto del incremento de la demanda de alimentos, materias primas y energía típicamente conlleva a importantes emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄ y N₂O) generadas por el cambio de uso del suelo (liberación de carbono almacenado en suelos y biomasa) , y por la actividad agrícola misma (incremento en meteorización, uso de

fertilizantes, quemas, descomposición de residuos agrícolas de cosecha) (Smith et al., 2008 citando a Cole et al., 1997). Las tierras agrícolas ocupan el 37% de la superficie de la tierra y estas contribuyen con 52% y 84% de las emisiones globales antropogénicas de metano y óxidos nitroso. Se estima que la agricultura es responsable de 20-25% del incremento de las concentraciones de CO₂ ocurridas en los últimos 150 años (Baker &

Griffis, 2005 citando a Lal et al., 1998). El incremento de las concentraciones de CO₂ y sus efectos sobre el calentamiento global han generado un creciente interés en la adopción de estrategias que ayuden a modificar las tasas de intercambio de carbono entre la superficie y la atmósfera para favorecer el almacenamiento de carbono (Baker & Griffis, 2005b). El suelo y la biomasa constituyen los dos mayores almacenamientos de carbono terrestre biológicamente activo, y contienen aproximadamente 2,7 veces más carbono que la atmósfera (Fargione, Hill, Tilman, Polasky, & Hawthorne, 2008). La oportunidad de mitigación en la agricultura es significativa, ya que la reducción de emisiones agrícolas y el aumento de la captura de carbono en el suelo y en la biomasa tienen el potencial de reducir la contribución de la agricultura al cambio climático entre 5,5 a 6 Pg de bióxido de carbono equivalente al año, lo cual contribuiría a hacer este sector neutral en carbono (Olander, Wollenberg, Tubiello, & Herold, 2013). Las prácticas agrícolas determinan en gran medida la magnitud de las emisiones del sector, por lo cual su monitoreo es de gran relevancia para la identificación de alternativas de mitigación (Ogle et al., 2014). La Orinoquia es un ecosistema de sabana perteneciente a la cuenca hidrográfica del Orinoco con un área aproximada de 350.000 km². Su economía comprende ganadería extensiva (pasturas nativas y pasturas mejoradas), agricultura tecnificada y tradicional de cultivos transitorios (arroz, maíz y soya) y permanentes (palma de aceite, caña de azúcar, plátano y plantaciones forestales), y más recientemente una explotación petrolera acelerada. Las condiciones restrictivas del suelo de la Orinoquia han limitado el desarrollo de la región debido a las grandes inversiones necesarias para viabilizar la producción agrícola (nuevo material genético y adecuación del suelo). La necesidad de ampliar el área cultivada y diversas investigaciones adelantadas han minimizado

estas limitaciones a través del uso de correctivos, fertilizantes, manejo del suelo y uso de variedades tolerantes a los problemas específicos de la zona. El gobierno nacional ha planeado un desarrollo integral que busca aprovechar el potencial agrícola de la región, para lo cual recientemente se publicó el documento CONPES 3797 de 2014 “Política para el desarrollo integral de la Orinoquia: Altillanura - Fase I” (Departamento Nacional de Planeación, 2014). Según proyecciones presentadas en dicho documento, a 2024 se podría llegar a tener un área en actividades agropecuarias de 780.000 hectáreas solo en esta región de la Orinoquia (Altillanura), zona que cuenta con un potencial de aprovechamiento agrícola, pecuario y forestal de 2,8 millones de hectáreas. Existe incertidumbre sobre el impacto del desarrollo agrícola de la región en las emisiones de gases de efecto invernadero, GEI. Estas condiciones motivan la realización de mediciones de flujos netos de carbono en sabanas convertidas a uso agrícola en esta importante región del país. En este trabajo presentamos los resultados de mediciones de flujos netos de CO₂ de una práctica agrícola empleada en una plantación comercial de cultivos transitorios (maíz-soya) en la Altillanura colombiana, consistente en dejar los residuos de cosecha en el suelo. Esperamos realizar mediciones del flujo de C en un cultivo transitorio en el segundo semestre de este año (2015).

MATERIALES Y METODOS

Sitio de medición



Figura 1. Sitio de medición (Imagen Landsat – enero de 2015).

Las mediciones se realizaron en un lote ($4^{\circ}19'50.62''N$, $72^{\circ}15'53.73''O$) de una plantación comercial en la Altillanura colombiana, el cual ha sido empleado para rotaciones maíz-soya desde el año 2000. Para la microlocalización del sistema de medición se buscó que el terreno fuera plano y que se contara con una cobertura homogénea vientos arriba. Sistema de medición Realizamos mediciones de flujos netos de CO₂ usando un sistema de covarianza de remolinos tipo enclosed path (LI-COR 7200) que consta de un analizador IRGA configurado para realizar mediciones de CO₂ y H₂O a 10 Hz, y un anemómetro sónico (Gill-WindmasterPro) que mide la velocidad del viento en 3 ejes a 20 Hz. La técnica de covarianza de remolinos permite medir el intercambio de CO₂ entre la atmósfera y la superficie mediante la medición de la covarianza entre las fluctuaciones de la velocidad vertical del viento y la fracción molar seca de CO₂. El sistema de covarianza fue instalado a 8 metros de altura.

Adicionalmente, el sistema cuenta con una estación biometeorológica la cual está conformada por un piranómetro, un radiómetro neto, un sensor de radiación fotosintéticamente activa (PAR) incidente y reflejada, pluviómetro, termohigrómetro y 3 sensores de temperatura, humedad y flujo de calor en el suelo. Procesamiento de datos Para el procesamiento de los datos y cálculo de flujos de bióxido de carbono y vapor de agua, los datos de alta resolución (10 Hz) fueron procesados usando el software Eddypro 5.1.1 con tiempos de integración de 30 minutos. Para el control de calidad se empleó la metodología propuesta por Mauder & Foken (2004). La determinación de la huella (footprint) de la medición, es decir de la contribución relativa de cada elemento de la superficie (fuente o sumidero) al flujo vertical medido (Rannik et al., 2012) se realizó empleando el modelo desarrollado por Kljun, Calanca, Rotach, & Schmid (2004). Calculamos los flujos netos semanales con base en el comportamiento medio horario promedio de cada semana y a partir de esto calculamos el flujo neto de carbono del área estudiada para todo el periodo.

RESULTADOS

Durante el periodo estudiado se observan 2 periodos meteorológicos marcados (ver Figura 2), un periodo principalmente seco entre el 16 de diciembre y el 15 de marzo, y un periodo con mayores precipitaciones a partir de mediados de marzo.

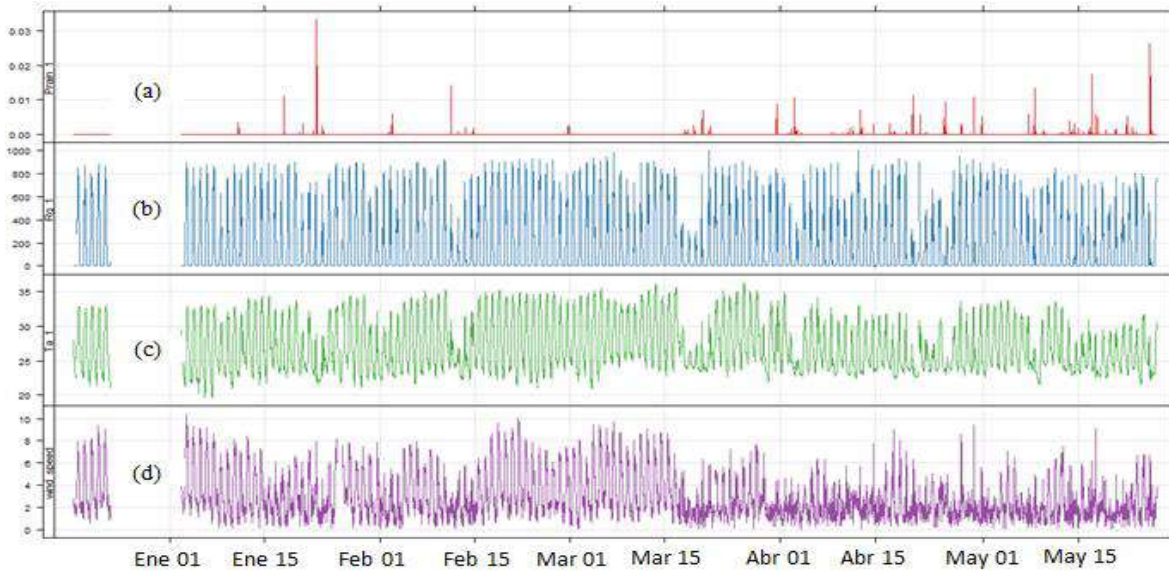


Figura 2. Comportamiento meteorológico horario durante el periodo de estudio. (a) Precipitación (m) (b) Radiación global (W/m²) (c) Temperatura (°C) (d) Velocidad del viento (m/s).

La velocidad del viento en el periodo de precipitaciones fue más baja que en el periodo seco, lo cual genera una huella de menor área. El área medida siempre correspondió a áreas homogéneas dentro del lote, con la mayor contribución proveniente desde el noreste; durante el mes de abril se presentó mayor variabilidad en la dirección del viento generando contribuciones desde las direcciones sur y suroeste. Los eventos de lluvia y las condiciones del suelo propiciaron el crecimiento de vegetación en el lote estudiado, lo cual generó flujos netos negativos (captura intermitente de carbono) a

partir de abril. El incremento en los flujos negativos de CO₂ es atribuible a fotosíntesis dada su correspondencia con incrementos en los flujos de vapor de agua (ver Figura 3a). El impacto en el cambio de cobertura es evidenciado a través de la relación entre radiación fotosintéticamente activa, PAR, y flujos de CO₂. Durante el periodo diciembre-marzo, en el cual solo se observaron residuos sobre el lote estudiado, la tasa de cambio entre flujo de CO₂ y PAR fue menor a 0.2 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (ver Figura 4), indicando independencia de los flujos de CO₂ respecto a la radiación PAR.

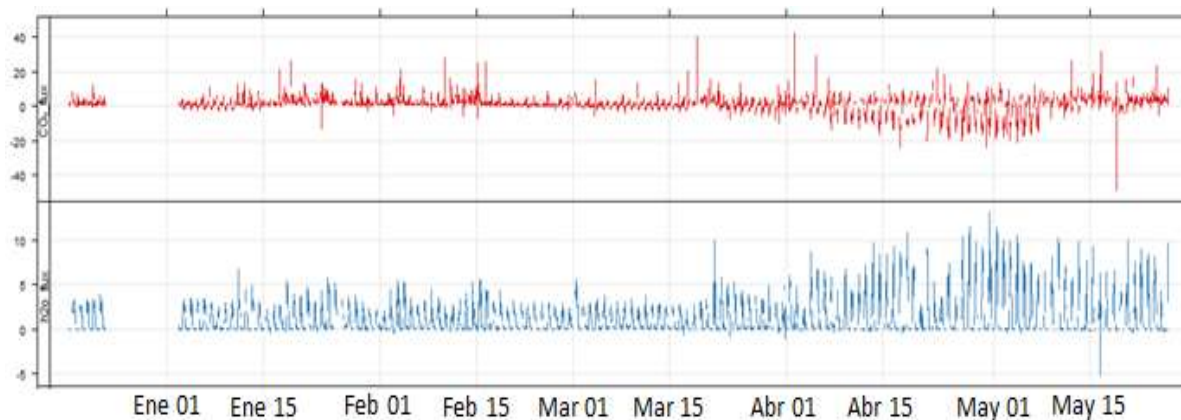


Figura 3. (a) Flujos de bióxido de carbono ($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) y (b) Flujos de agua ($\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$).

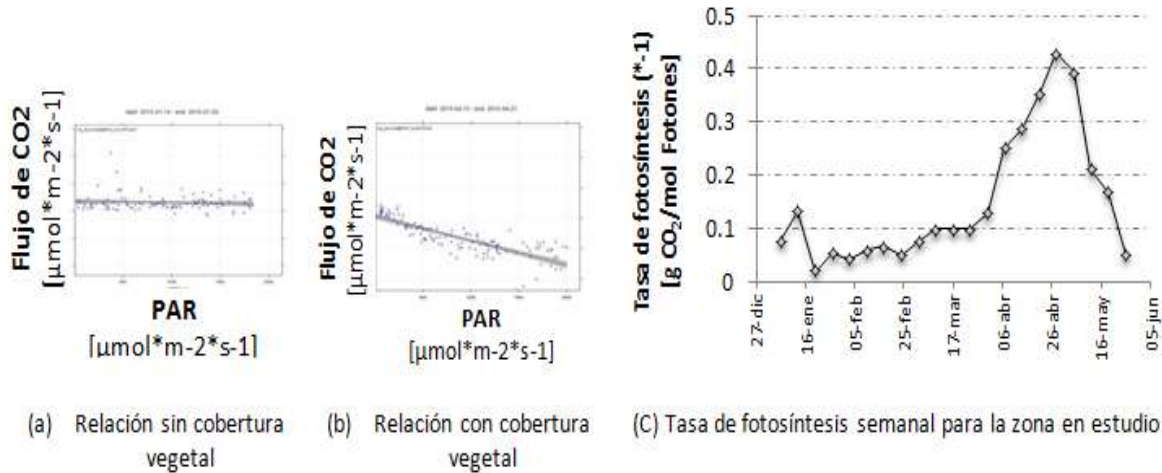


Figura 4. Relación entre flujo de CO₂ y Radiación fotosintéticamente activa, PAR.

En abril, cuando el lote estaba cubierto de vegetación la pendiente entre estas variables se incrementó y fue aumentando su magnitud, denotando una mayor captura de CO₂ para mayores niveles de radiación PAR. Durante la segunda y tercera semana de mayo se realizaron trabajos de preparación del lote para la siembra. Estas actividades incorporaron los residuos remanentes y el material vegetal al suelo, por lo cual la zona de estudio se convirtió nuevamente en una fuente de CO₂. La siembra no fue realizada inmediatamente

después de la preparación del lote debido a condiciones meteorológicas y al finalizar el periodo presentado en este trabajo aún no se había realizado la siembra. En la Figura 5 se presenta el comportamiento de los flujos de CO₂, radiación solar y radiación fotosintéticamente activa para un periodo sin cobertura (febrero), un periodo con vegetación (abril) y un periodo posterior a las labores de preparación de terreno (última semana de mayo).

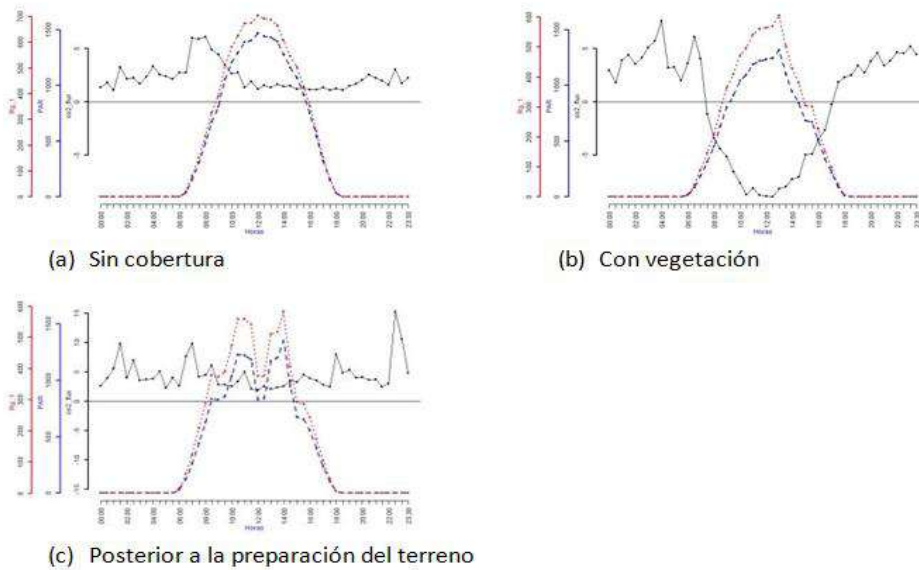


Figura 5. Flujos de CO₂, radiación global y radiación fotosintéticamente activa durante el periodo enero - abril.

Durante el periodo sin cobertura la zona fue una fuente neta de CO₂. Este comportamiento se debe en gran medida a la descomposición de parte de los residuos dejados sobre el suelo. La Figura 6 presenta el comportamiento del flujo de carbono acumulado en el periodo de estudio.

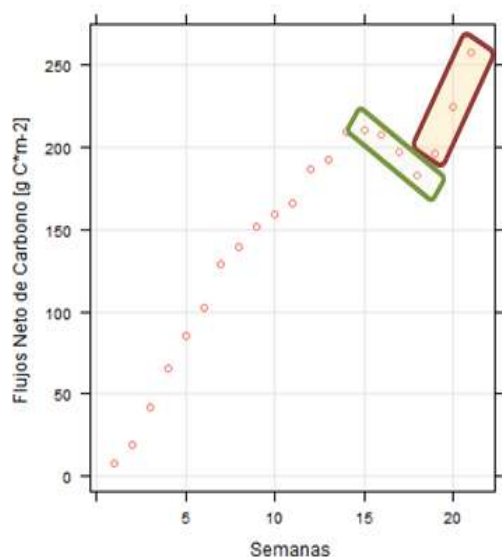


Figura 6. Comportamiento flujo neto acumulado de carbono. El cuadro verde presenta las semanas en las cuales se presentó actividad fotosintética y el cuadro rojo presenta el comportamiento de fuente de CO₂ registrado después de la preparación del terreno. Los valores de emisión de carbono encontrados son similares a las emisiones de C por descomposición de residuos de maíz reportados por (Rochette, Angers, & Flanagan, 1999). Al realizar estimaciones preliminares de la cantidad de carbono contenido en los residuos dejados en el terreno y compararlas con la emisión neta medida, se estima que como resultado de esta práctica de manejo se podría haber incorporado cerca de 100 g C*m⁻² al suelo.

CONCLUSIONES

En este estudio reportamos mediciones de flujos netos de bióxido de carbono sobre una parcela típicamente usada para rotaciones de

cultivos transitorios (maíz-soya) en la Altillanura colombiana durante una práctica de manejo consistente en dejar los residuos de cosecha sobre el campo. Durante la primera parte del periodo estudiado, bajo condiciones meteorológicas secas, se observaron flujos netos positivos (fuente de CO₂), comportamiento que puede explicarse por la descomposición de una parte del carbono contenido en los residuos. Sin embargo, otra parte del carbono es incorporada al suelo durante esta práctica de manejo. Las condiciones meteorológicas y del suelo propiciaron el crecimiento de vegetación, lo cual logró convertir la zona de estudio en un sumidero de carbono durante el mes de abril, aún sin actividad agrícola.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por Colciencias (Proyecto 1101-569-35161 / Convocatoria 569-2012), y la Universidad Nacional de Colombia - Bogotá. Agradecemos también el apoyo logístico de Aliar S.A. - La Fazenda.

REFERENCIAS

- Baker, J. M., & Griffis, T. J. (2005a). Examining strategies to improve the carbon balance of corn/soybean agriculture using eddy covariance and mass balance techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, 128(3-4), 163–177.
doi:10.1016/j.agrformet.2004.11.005
- Baker, J. M., & Griffis, T. J. (2005b). Examining strategies to improve the carbon balance of corn/soybean agriculture using eddy covariance and mass balance techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, 128(3-4), 163–177.
doi:10.1016/j.agrformet.2004.11.005
- Departamento Nacional de Planeación. (2014). Política para el desarrollo integral de la Orinoquia: Altillanura - Fase 1.

- (Documento CONPES 3797). Bogotá D.C.: DNP. FAO. (2002). World agriculture towards 2030/2050.
- Rome. Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., & Hawthorne, P. (2008). Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science (New York, N.Y.)*, 319(5867), 1235–8. doi:10.1126/science.1152747
- Kljun, N., Calanca, P., Rotach, M. W., & Schmid, H. (2004). A simple parameterisation for flux footprint predictions. *Boundary-Layer Meteorology*, (112), 503–523. Doi: 10.1023/B
- Mauder, M., & Foken, T. (2004). Documentation and instruction manual of the eddy covariance software package TK2. Work Report University of Bayreuth.
- Ogle, S. M., Olander, L., Wollenberg, L., Rosenstock, T., Tubiello, F., Paustian, K., ... Smith, P. (2014). Reducing greenhouse gas emissions and adapting agricultural management for climate change in developing countries: providing the basis for action. *Global Change Biology*, 20(1), 1–6. doi:10.1111/gcb.12361
- Olander, L., Wollenberg, E., Tubiello, F., & Herold, M. (2013). Advancing agricultural greenhouse gas quantification *. *Environmental Research Letters*, 8(1), 011002. doi:10.1088/1748-9326/8/1/011002
- Rannik, Ü., Sogachev, A., Foken, T., Göckede, M., Kljun, N., & Leclerc, M. Y. (2012). Footprint Analysis. In M. Aubinet, T. Vesala, & D. Papale (Eds.), *Eddy Covariance A practical guide to measurement and data analysis* (pp. 211–263). Dordrecht: Springer Netherlands. Doi: 10.1007/978-94-007-2351-1
- Rochette, P., Angers, D. a., & Flanagan, L. B. (1999). Maize Residue Decomposition Measurement Using Soil Surface Carbon Dioxide Fluxes and Natural Abundance of Carbon-13. *Soil Science Society of America Journal*, 63(5), 1385. doi:10.2136/sssaj1999.6351385x
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., ... Smith, J. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 363(1492), 789–813. doi:10.1098/rstb.2007.2184

CAPTURA Y EMISIÓN DE BIÓXIDO DE CARBONO EN UNA GRAN ZONA VERDE DE BOGOTÁ MEDIDOS MEDIANTE COVARIANZA DE REMOLINOS

Morales-R Luis Alberto¹, Cañas Soler Francesc², Hernández Andrea Juliana, Jiménez Rodrigo¹

1. Universidad Nacional de Colombia, 2. Agropecuaria Aliar - La Fazenda

Autor de correspondencia: luamoralesri@unal.edu.co

RESUMEN

Con el doble propósito de observar los flujos de carbono en un ecosistema modificado y evaluar el desempeño de un sistema de medición por covarianza de remolinos, llevamos a cabo mediciones del flujo de bióxido de carbono sobre el Parque Simón Bolívar (PSB), ubicado en el centro geográfico de la ciudad de Bogotá (4°39'30.59"N, 74° 5'2.33"O, 2551 m SNM), durante el período agosto - noviembre de 2014. El período de medición incluyó un evento de poda de césped. El impacto de la actividad de poda fue evidente. El área observada cambió de ser un sumidero neto a una fuente de CO₂. Como era de esperarse, la magnitud de los flujos dependió de las condiciones meteorológicas que determinan los procesos fotosíntesis y respiración. El principal parámetro controlante fue la radiación fotosintéticamente activa (PAR). Una vez aplicados los controles de calidad de los datos se obtuvo un porcentaje de captura de datos varios cercano al 35%. Con este porcentaje de captura de datos no es posible establecer los flujos netos para cada periodo debido a la corta duración del periodo de observación. Pese a lo anterior se puede resaltar que fueron medidas importantes tasas de flujos netos negativos lo que evidencia el potencial de captura de carbono de los pastos observados. Nuestras mediciones contribuyen al diseño de planes de gestión, conservación, e incremento de las zonas verdes en áreas urbanas tropicales, dado su importante potencial de mitigación, especialmente cuando se tiene en cuenta que las condiciones tropicales permiten que la vegetación capture carbono durante la mayor parte del año.

PALABRAS CLAVE

Parque urbano, bióxido de carbono, flujos de carbono, covarianza de remolinos, radiación fotosintéticamente activa

INTRODUCCION

Las áreas urbanas son consideradas una fuente significativa de emisiones de bióxido de carbono y contribuyen con cerca del 70% de las emisiones globales de CO₂ relacionadas con energía (Canadell et al., 2009). En general, aunque el intercambio de CO₂ en las ciudades es dominado por emisiones antropogénicas originadas por el transporte, uso de energía e industria, el flujo neto de CO₂ urbano también se encuentra influenciado por fuentes y sumideros naturales (Kordowski & Kuttler, 2010; Erik Velasco & Roth, 2010). La

fotosíntesis y respiración (humana, vegetal y del suelo) afectan el intercambio de CO₂ entre las ciudades y la atmósfera, existiendo un potencial de captura de CO₂ atmosférico por parte de la vegetación urbana cuando la fotosíntesis supera las emisiones por respiración (Christen, 2014). La técnica de medición de covarianza de remolinos permite cuantificar el intercambio neto de CO₂ entre un área y la atmósfera, y ha sido empleada en diferentes estudios sobre áreas urbanas, principalmente en ciudades de latitudes medias en Europa (C. S. B. Grimmond,

Salmond, Oke, Offerle, & Lemonsu, 2004; Matese, Gioli, Vaccari, Zaldei, & Miglietta, 2009) y América del Norte (C. S. B. Grimmond, King, Cropley, Nowak, & Souch, 2002) con objetivos que incluyen mediciones de intercambio de energía, agua y gases de efecto invernadero, GEI, para evaluación de modelos y de inventarios de emisión. Grimmond & Christen (2015) y Erik Velasco & Roth (2010) presentan revisiones de las mediciones de flujos realizadas en áreas urbanas. Adicionalmente, las mediciones de covarianza de remolinos han sido usadas más recientemente para la evaluación del potencial de vegetación urbana en la mitigación de emisiones de CO₂ (Weissert, Salmond, & Schwendenmann, 2014). Algunos de los estudios realizados emplean el análisis de datos de viento para investigar la influencia de diferentes usos del suelo alrededor del sitio de medición (Kordowski & Kuttler, 2010). Weissert et al. (2014) señalan que los resultados de estudios en latitudes medias muestran que la vegetación urbana puede ser una medida de mitigación importante durante la estación de crecimiento, mientras que los resultados de una ciudad tropical (E. Velasco et al., 2013) muestran que la vegetación juega un importante rol en el contrapeso de las emisiones de CO₂ en áreas residenciales durante todo el año. Mediciones realizadas recientemente en Singapur sobre un pasto en un área urbana señalan la importancia de los flujos de CO₂ en una base diaria y el rol que podrían tener los pastos debido a su abundancia en paisajes urbanos (Ng et al., 2015). Por otra parte los pastos además de favorecer la captura de CO₂ impactan los procesos de evapotranspiración y albedo. En Bogotá, las emisiones totales de GEI para el año 2008 se estiman en 12.5 ± 0.83 Tg CO₂ equivalente, de los cuales el transporte por carretera y la disposición de residuos sólidos representan el 62% (IDEAM et al., 2012; Pulido-Guio, Rojas, Ossma, & Jiménez, 2014; Pulido-Guio, 2012). Bogotá cuenta con el Plan Regional Integral de Cambio Climático

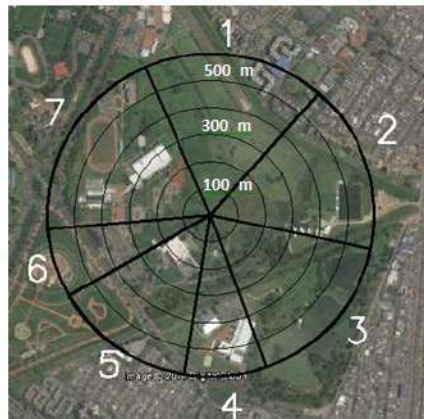
de Bogotá – Cundinamarca impulsado por Naciones Unidas, que busca fortalecer la capacidad de los gobiernos regionales de construir territorios resilientes que enfrenten los retos del cambio climático a través de la implementación de acciones para reducir la vulnerabilidad al cambio climático (adaptación) y reducción de emisiones de GEI (mitigación). Dado que la vegetación puede tener un rol importante en la reducción de las emisiones netas de CO₂ en las ciudades, es necesario que este sea cuantificado con el fin brindar herramientas que permitan incorporar el establecimiento de zonas verdes en la planificación del crecimiento y densificación de la ciudad. En esta investigación se evalúa el impacto de ecosistemas de parques con pastos permanentes en la mitigación de las emisiones urbanas de CO₂.

MATERIALES Y METODOS

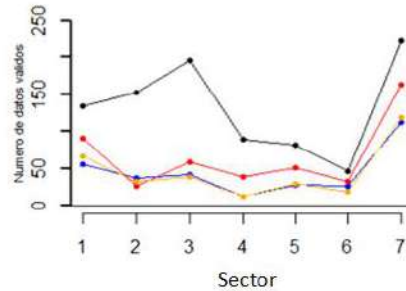
Para identificar el rol de las zonas verdes de parques urbanos en la mitigación de emisiones de CO₂ se estudió el comportamiento de los flujos de CO₂ en un parque localizado en la zona urbana de la ciudad de Bogotá D.C. usando la técnica de covarianza de remolinos. Las mediciones se realizaron entre agosto y noviembre del 2014 y se dividieron en cuatro periodos, el primero entre agosto y mediados de septiembre donde se monitoreó la zona de estudio en condiciones de crecimiento no perturbado, durante este periodo las condiciones meteorológica fueron favorables para el crecimiento de la vegetación. Un segundo periodo comprendido entre mediados y finales de septiembre donde las condiciones meteorológicas se caracterizaron por precipitaciones y baja radiación solar, un tercer y cuarto periodo correspondiente a los meses de octubre y noviembre donde durante el primero se realizó poda de las zonas verdes del parque y durante el segundo se registró el crecimiento del nuevo pasto. Los flujos medidos se analizaron teniendo en cuenta los datos bioclimáticos y respuestas fisiológicas ante las condiciones ambientales, esto mediante el uso de R Project 3.1.2 como

herramientas para el procesamiento y visualización de datos. La zona de estudio se

dividió en siete sectores de acuerdo con el tipo de cobertura según se presenta en la Figura 1.



(a) Sectores



(b) Numero de datos válidos por sector

Figura 1. Sectores por tipo de cobertura para la zona de estudio y representatividad de cada sector.

Los sectores 1 y 2 se caracterizan por contar con coberturas homogéneas de pastos muy bien podado ya que en estas áreas del parque se encuentran algunas canchas de futbol y el campo de golf, el sector 3 y 4 tiene pastos silvestres con algunos árboles, en el sector 5 los primeros 100 m se encuentra cubiertos por pastos silvestres y a partir de este punto la zona se encuentra cubierta por un edificio, en el sector 6 los primeros 300 metros se encuentran cubiertos por pastos, a partir de este punto se encuentra localizado el parqueadero de la

unidad deportiva, por último el sector 7 corresponde a la zona con el mayor área endurecida ya que es la zona donde se encuentra la mayor parte de la infraestructura, sin embargo cuenta con algunas zonas verdes en especial en los primeros 150 metros alrededor de la torre. **ÁREA DE ESTUDIO** El sistema de covarianza de remolinos fue instalado en el Centro de Alto Rendimiento de la ciudad de Bogotá, .D.C., localizado en las coordenadas 4°39'30.59"N, 74° 5'2.33"O (ver Figura 2).



Figura 2. Localización general de la estación de monitoreo.

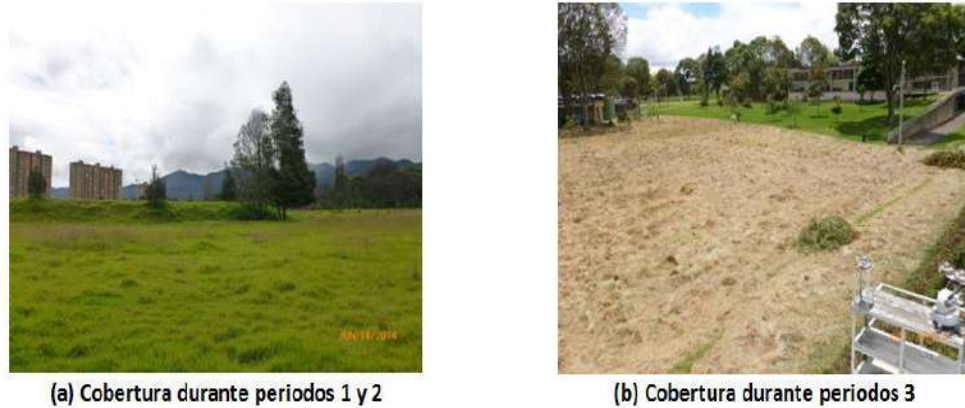


Figura 3. Cobertura vegetal de la zona de estudio.

Esta área se caracteriza por contar con grandes zonas verdes pertenecientes al Parque Simón Bolívar, PSB, en sus alrededores se localizan barrios residenciales. La zona del parque que se espera aporte la mayor parte de los datos tuvo una cobertura de pastos con alturas entre 30 y 40 centímetros durante los dos primeros periodos (ver Figura 3a) , biomasa muerta durante el periodo 3 (ver Figura 3b) , y pasto corto durante el periodo 4.

INSTRUMENTACIÓN

La estación de monitoreo de flujos de C cuenta con un equipo de covarianza de remolinos tipo enclose path (LI-COR 7200) y un anemómetro sónico (Gill-WindmasterPro) los cuales fueron instalados a 7.5 metros de altura. Adicionalmente el sistema cuenta con una estación biometeorológica la cual está conformada por un piranómetro, un radiómetro neto, un sensor de radiación fotosintéticamente activa - PAR incidente y uno para PAR reflejada, pluviómetro, termohigrómetro y tres sensores de temperatura de suelo, humedad del suelo y flujo de calor del suelo. PROCESAMIENTO DE DATOS Para el procesamiento de los datos y cálculo de flujos de bióxido de carbono, los datos de alta resolución (10 Hz) fueron procesados usando el software Eddypro 5.1.1 con tiempos de integración de 30 minutos. Para el control de calidad se empleó la metodología propuesta por Mauder & Foken (2004). La determinación de la huella

(footprint) de la medición, es decir de la contribución relativa de cada elemento de la superficie (fuente o sumidero) al flujo vertical medido (Rannik et al., 2012) se realizó empleando el modelo desarrollado por Kljun, Calanca, Rotach, & Schmid (2004). Como resultado de la aplicación de los controles de calidad se pasó de un porcentaje de captura de datos cercano al 80% a un promedio del 35% siendo las 8:00 la hora con el mayor porcentaje de datos válidos y las 16:30 la de menor porcentaje de datos con turbulencia apropiada para que la técnica de covarianza de remolinos genere datos válidos. En la Figura 4 se presenta el comportamiento de la representatividad de los datos para cada intervalo de integración a lo largo de un día promedio del periodo agosto – noviembre de 2014.

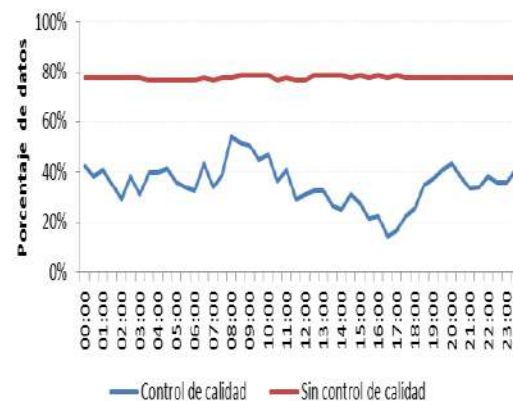


Figura 4. Datos validos después de la aplicación del control de calidad.

Una de las razones por las cuales se pudo haber generado este alto porcentaje de datos inválidos puede estar relacionado con las bajas velocidades del viento durante el periodo de observación y continuos cambios de dirección los cuales ocasiona que la prueba de estacionariedad del intervalo no arroje buenos resultados. Una vez evaluada la calidad de los datos se calculó para cada sector el comportamiento promedio diario y cada media hora por periodo. El cálculo del valor representativo para cada media hora fue

realizado usando un estimador de tendencia central robusto (mediana).

RESULTADOS

Durante el periodo de observación se encontraron marcadas diferencias en los flujos de acuerdo con el tipo de cobertura y periodo. En la Figura 5 se presenta el comportamiento para cada sector de acuerdo con el periodo; se observa un comportamiento notablemente diferente durante el mes de octubre (periodo3) intervalo durante el cual se realizaron las actividades de poda del parque.

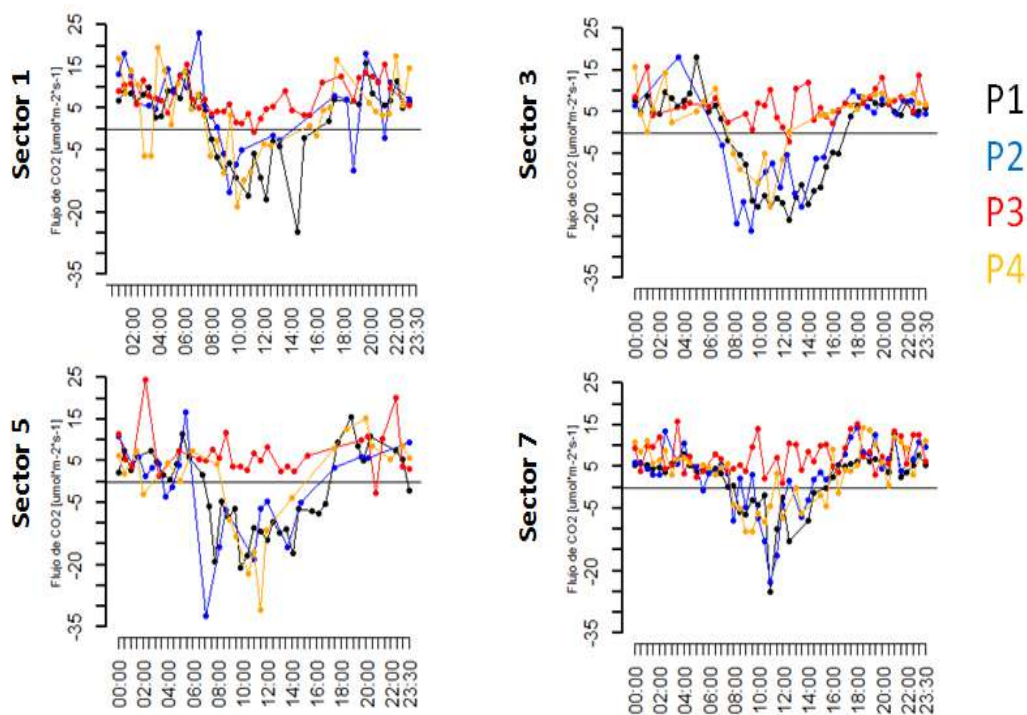


Figura 5. Flujo de CO₂ promedio para cada sector por periodo, P1 (negro) , P2 (azul) , P3 (rojo) , P4 (naranja).

Adicionalmente se observa marcadas diferencias entre la actividad fotosintética entre los sectores siendo los sectores 3,4 y 5 los que mayor actividad reportan, correspondiendo estos sectores a las zonas con pastos más vigorosos y algunos árboles. Al calcular las curvas del comportamiento medio horario para cada sector encontramos que el periodo 3 registra un comportamiento muy diferente al de los demás periodos lo que confirma el impacto de la poda sobre el rol de

los pastos en los flujos de CO₂. Adicionalmente tanto en la Figura 6 como en la Figura 5a se evidencia una importante diferencia entre la magnitud de los flujos de CO₂ entre el sector 7 y los demás sectores lo que es explicado por la menor presencia de pastos en este sector, debido a que principalmente en esta área se encuentran las zonas correspondientes a coliseos y canchas de tenis.

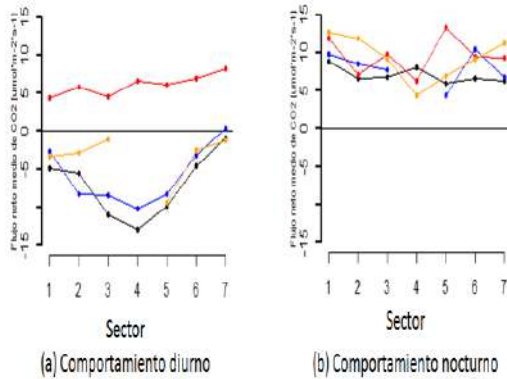


Figura 6. Comportamiento medio horario por periodo para los principales sectores

Es importante resaltar que la representatividad de estas curvas es baja debido al poco número de datos disponibles para cada hora - sector. Estimar un flujo neto por tipo de cobertura no es posible con la información disponible dada su baja representatividad, sin embargo como se observa en la Figura 7 durante el periodo de observación fueron medidas tasas de fotosíntesis con importantes magnitudes, lo que podría conducir a fijación de carbono.

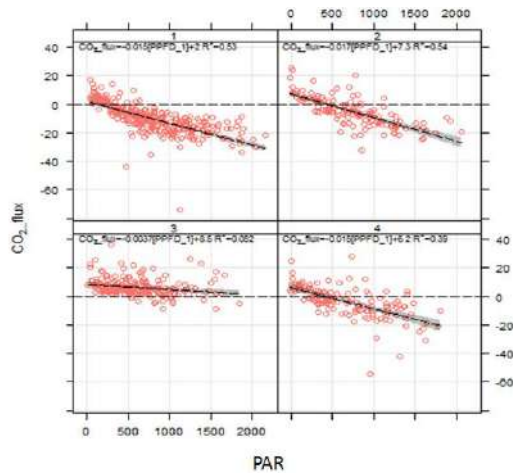


Figura 7. Relación Radiación fotosintéticamente activa, PAR, y flujos de CO₂

Por último resultado de la colección de biomasa cortada sobre una parcela de 3x3 m y una de 2x2 m se obtuvo que fueron removidas en promedio entre 2.081 – 2.016 g/m² de biomasa seca en el área del sector 3, 4 y 5.

CONCLUSIONES

El impacto de la actividad de poda fue evidente, la zona cambió de ser un sumidero neto de CO₂ a una fuente, sin embargo se registra una rápida recuperación. La magnitud de los flujos depende de las condiciones meteorológicas (PAR) que influyen en el desarrollo de los procesos de la vegetación. Se observaron variaciones importantes en los flujos de CO₂ de acuerdo con el tipo de cobertura siendo la zona con mayor infraestructura la que menor intensidad fotosintética mostro, lo que contrastó con la dinámica mostrada por la zona con mayor cobertura de pastos no perturbados. Las concentraciones ambiente de CO₂ parecen responder más a una dinámica regional que local ya que no se observan variaciones evidentes entre los sectores con los datos disponibles. La conservación, mejoramiento, e incremento de las zonas verdes en las áreas urbanas presenta un importante potencial de mitigación en zonas tropicales debido a que se registran condiciones que permiten que la vegetación capture carbono durante la mayor parte del año. La información generada permite realizar la planeación de actividades de mantenimiento de este tipo de áreas direccionadas a maximizar la captura de carbono a lo largo del año.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por Colciencias (Proyecto 1101-569-35161 / Convocatoria 569-2012) , y la Universidad Nacional de Colombia - Bogotá. Agradecemos también el apoyo logístico de la Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá (SDA).

REFERENCIAS

Canadell, J., Ciais, P., Dhakal, S., Le Quéré, C., Patwardhan, A., & Raupach, M. (2009). The human perturbation of the carbon cycle. Paris. Christen, A. (2014). Atmospheric measurement techniques to quantify greenhouse gas emissions from cities. *Urban Climate*, 10, 1–20. doi:10.1016/j.uclim.2014.04.006

- Grimmond, C. S. B., King, T. S., Cropley, F. D., Nowak, D. J., & Souch, C. (2002). Local-scale fluxes of carbon dioxide in urban environments: Methodological challenges and results from Chicago. *Environmental Pollution*, 116(SUPPL. 1). Doi: 10.1016/S0269-7491(01)00256-1
- Grimmond, C. S. B., Salmond, J. a., Oke, T. R., Offerle, B., & Lemonsu, a. (2004). Flux and turbulence measurements at a densely built-up site in Marseille: Heat, mass (water and carbon dioxide), and momentum. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres*, 109(24), 1–19. Doi: 10.1029/2004JD004936
- Grimmond, S., & Christen, A. (2015). FluxLetter, (July). IDEAM, PNUD, Alcaldía de Bogotá, G. de C., CAR, CORPOGUAVIO, Humboldt, I. A. von, ... DNP. (2012). Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la Región Capital.
- Kordowski, K., & Kuttler, W. (2010). Carbon dioxide fluxes over an urban park area. *Atmospheric Environment*, 44(23), 2722–2730. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.04.039
- Matese, a., Gioli, B., Vaccari, F. P., Zaldei, a., & Miglietta, F. (2009). Carbon dioxide emissions of the city center of Firenze, Italy: Measurement, evaluation, and source partitioning. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 48(9), 1940–1947. doi:10.1175/2009JAMC1945.1
- Ng, B. J. L., Hutrya, L. R., Nguyen, H., Cobb, A. R., Kai, F. M., Harvey, C., & Gandois, L. (2015). Carbon fluxes from an urban tropical grassland. *Environmental Pollution*, 203, 227–234. doi:10.1016/j.envpol.2014.06.009
- Pulido-Guio, A. D. (2012). Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero para la región Cundinamarca - Bogotá. Universidad Nacional de Colombia.
- Pulido-Guio, A. D., Rojas, A. M., Ossma, L. J., & Jiménez, R. (2014). Disaggregated greenhouse gas emissions from a Tropical Andes megacity region. In GEIA Conference.
- Velasco, E., & Roth, M. (2010). Cities as net sources of CO₂: Review of atmospheric CO₂ exchange in urban environments measured by eddy covariance technique. *Geography Compass*, 4(9), 1238–1259. doi:10.1111/j.1749-8198.2010.00384.x
- Velasco, E., Roth, M., Tan, S. H., Quak, M., Nabarro, S. D. a., & Norford, L. (2013). The role of vegetation in the CO₂ flux from a tropical urban neighbourhood. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(20), 10185–10202. Doi: 10.5194/acp-13-10185-2013
- Weissert, L. F., Salmond, J. a., & Schwendenmann, L. (2014). A review of the current progress in quantifying the potential of urban forests to mitigate urban CO₂ emissions. *Urban Climate*, 8, 100–125. doi:10.1016/j.uclim.2014.01.002

INFLUENCE OF METEOROLOGY ON CARBON DIOXIDE ATMOSPHERIC LOADING IN SOUTH AFRICA

Ncipha, Xolile^{1,2}; Sivakumar², Venkataraman

1.Rigel Avenue South, Erasmusrand, Pretoria, Gauteng, 0001, South Africa South African Weather
Service, Private Bag X097, Pretoria, South Africa, 0001, 2.School of Chemistry and Physics,

University of KwaZulu-Natal, Durban 4000, South Africa

Author's email: xolile.ncipha@weathersa.co.za

ABSTRACT

South Africa is a major industrial and economic powerhouse in Africa and has the largest economy in southern Africa. As an industrial country it has broad range of carbon dioxide (CO₂) emitting industries. In addition to the CO₂ atmospheric burden from various industrial sources, the CO₂ emissions from biomass and domestic burning play an important role in winter to the atmospheric loading of CO₂ in South Africa. However, atmospheric concentrations of CO₂ in South Africa are not only dependent on the strength of these emission sources but also on micrometeorology and macrometeorology (synoptic and planetary) processes, which influence atmospheric mixing and transport. This study illustrates the influence of source strength and meteorology, including long range air transport from South America on atmospheric loading of CO₂ over South Africa. The winter and summer seasons are used to demonstrate the influence of these factors in atmospheric loading of CO₂.

KEYWORDS

Carbon dioxide, emissions, meteorology, air transport

INTRODUCTION

South Africa is an industrial country with the biggest economy in southern Africa. It is considered as a developing country with some areas being well-developed and some under-developed. The country has a diverse carbon dioxide CO₂ emitting sources; the broad range of industries, domestic emissions from fossil fuel use, and natural and anthropogenic biomass burning (DEA, 2013). The industrial sources of CO₂ are spread at different sites all over the country, with the majority located at Highveld region (Osman et al., 2014). Given the country-wide spread of CO₂ sources in South Africa, the Global Atmospheric Watch (GAW) station at Cape Point which is located at the southern end of the Cape Peninsula, South Africa, is the only station with long-term CO₂ monitoring record. The station is dominated by southeasterly, southerly, and

southwesterly wind and it is representative of southern hemispheric background conditions (Brunke et al., 2011). Hence there is a general country-wide lack of information with regard to CO₂ atmospheric loading in the country. Ncipha and Sivakumar, (2014) established a country-wide spatial distribution of CO₂ of the lower column of the surface troposphere and the vertical profiles of up to 18000 m at several sites of interest, for austral winter and summer seasons. This was achieved using data from 2004 to 2009, from the Tropospheric Emission Spectrometer (TES) instrument on-board the Aura satellite. The spatial distribution column was capped at 3400m altitude, the altitude corresponding to 700 hpa the level of the lower persistent stable layer (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996; Swap and Tyson, 1999). The atmospheric loading of CO₂ was generally higher in winter than in summer, and

the Cape Town area was an exception. This was expected because the aerosols and trace gas atmospheric levels in South Africa are generally higher in winter than in summer. This is due to stronger emissions in winter from power generation, domestic burning, and biomass burning (Diab et al., 2004) and the more frequent occurrence of stable layers causing subsidence, limiting vertical dispersion of air and leading to accumulation of air pollutants (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996). However the Western Cape is the exception to this. The Western Cape is frequently subjected to frontal systems in winter which bring about clean maritime air to the region diluting the air pollution levels. In summer it is subjected to dry off-shore flow from a ridging high pressure system lying south of the country (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996). The summer CO₂ vertical profiles at different sites showed inflections or discontinuity at 3400m (700 hpa level) and 5500m (500 hpa level) altitudes. For the winter season the discontinuities were notable only at 3400m (Ncipha and Sivakumar, 2014). From the summer and winter profiles it was clear that the air masses decoupled by the stable layers at 3400 m and 5500 m altitudes, are of a different character from the surface layer air mass with regard to CO₂ loading. Hence the layer sandwiched by the 3400 m and 5500 m altitudes stable layers and the layer above the 5500m altitude stable layer must have been transported to the investigated sites. This research aims to locate the origins of these layers aloft decoupled from the surface air mass. Southern Africa and adjacent oceans are located in the region of planetary-scale subsidence occurring between the Hadley and Ferrel cells of the Southern Hemisphere general circulation, throughout much of the year. The atmospheric circulation is characterised by the regular occurrence of semi-permanent, subtropical anticyclones. Which occur between 30°S and equator, over the Atlantic Ocean, eastern South America, the African continent and the Indian Ocean.

There has been several studies on the influence of these subtropical anticyclones on the distribution of biomass emissions from the southern hemisphere continents over the southern hemisphere. These high pressure systems influence the vertical and horizontal transport of air in the Southern Hemisphere (Swap and Tyson, (1999); Moxim and Levy II, 2000; Freitas et al., 2005; Edwards et al., 2006). This study is focusing on the air transport between South America and southern Africa. In southern Africa the continental air mass exit the subcontinent over the west coast into South Atlantic Ocean driven by easterly waves (Garstang et al., 1996). This African air mass is then carried northwesterly then westerly to the northern part of South America under the influence of the South Atlantic anticyclone, then turned southward on the western edge of the Atlantic anticyclonic circulation and end up re-crossing the Atlantic Ocean in an easterly direction at higher southern latitudes towards southern Africa (Krishnamurti et al., 1993; Freitas et al., 2005; Edwards et al., 2006). The westerly flowing air mass driven by the Atlantic subtropical anticyclone reaching the northern part of South America can undergo vertical upliftment to high altitudes through orographic upliftment by the Andes Mountain, vertical displacement by the frontal systems, and by convection at the Intertropical Convergence Zone (ITCZ). During the dry season the recirculated air is entrained by biomass fire emissions from the Amazon basin, resulting polluted air that is advected to southern Africa at high altitudes (Krishnamurti et al., 1993; Freitas et al., 2005; Edwards et al., 2006). Edward et al., (2006) detected high CO concentration values at the layer between 700 hpa and 500 hpa.

MATERIALS Y METHODS

The data used in this study were collected from the Tropospheric Emission Spectrometer (TES) instrument on-board the Aura satellite. TES is an infrared, high resolution Fourier

transform spectrometer (FTS) and it operates in both nadir (downward view) and limb (side view) modes to measure atmospheric profiles. It covers the spectral range 650–3050 cm (3.3–15.4 μm) at a spectral resolution of 0.1 cm (nadir viewing) or 0.025 cm (limb viewing) (Beer, 2006). The summer DJF (2004-2009) and winter JJA (2005-2009) seasons CO₂ spatial distribution maps were plotted using GIS. The CO₂ data was collected from a column representing the boundary layer with the top at 700 hpa (approximately 3400 m) the level of the semi-permanent stable layer (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996). The CO₂ column data was averaged vertically from the surface to 700 hpa (approximately 3400 m) first and the averaged data at different locations was mapped and the spatial data gaps were filled by interpolation. HYSPLIT atmospheric transport model was used to trace back the origins of air parcels impacting at various sites of interest in South Africa. Surface level back trajectories were run from 06:00 UTC, over a period of 5 hours for summer DJF (2004-2009) and winter JJA (2005-2009) seasons. Then the trajectories were clustered to determine the dominant transport affecting sites of interest. In this paper we show backward trajectories from Cape Town (located at south west coast), Central Freestate Province (located at the centre of the country) and the Industrial Highveld region (which is located at the northeastern part of the country).

RESULTS

Figure 1 and 2 show the surface spatial distribution of CO₂ in summer DJF (2004 – 2009) and winter JJA (2005 – 2009) seasons respectively over South Africa. The areas of high CO₂ concentrations or hotspots during both seasons are consistent and coincides with the locations of industrial CO₂ sources (Osman et al., 2014). The figures illustrate the influence of seasonal emission strength of CO₂ and the role of meteorology plays in atmospheric loading of CO₂. The atmospheric

concentrations of CO₂ are generally higher in winter than in summer. This is due to stronger emissions in winter from power generation, domestic and biomass burning (Diab et al., 2004) and the more frequent occurrence of stable layers causing subsidence, limiting vertical dispersion of air (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996). However the Western Cape is an exception to this. The Western Cape is frequently subjected to frontal systems in winter which bring about clean maritime air to the region diluting the air pollution levels. In summer it is subjected to dry off-shore flow from a ridging high pressure system lying south of the country (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996). Figure 3 and 5 show the vertical distribution of CO₂ in summer DJF (2004 – 2009) and winter JJA (2005 - 2009) seasons respectively over South Africa. There is a clear influence of the semi-permanent stable layers at about 3400m (700 hpa) and 5500 m (550 hpa) on the vertical atmospheric loading of CO₂, these stable layers decouples the air aloft from the surface air (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996; Swap and Tyson, 1999). During the DJF (2004-009) season both these stable layers influence is clearly visible and during the JJA (2005 - 2009) season only the 700 hpa stable layer influence is notable. Above the stable layers the CO₂ concentration either decrease less or rapidly with altitude or the profile discontinues its trend with altitude from the one at the surface. The relative surface atmospheric loading of various sites and their likely sources were discussed in a previous conference (Nciphra and Sivakumar, 2014). From both the two seasons profiles it was clear that the air masses decoupled by the stable layers at 3400 m and 5500 m altitudes, are of a different characters from the surface layer air mass with regard to CO₂ loading. Hence the air layer sandwiched by the 3400 m and 5500 m altitudes stable layers and the layer above the 5500m altitude stable layer appear to have been transported to the investigated sites.

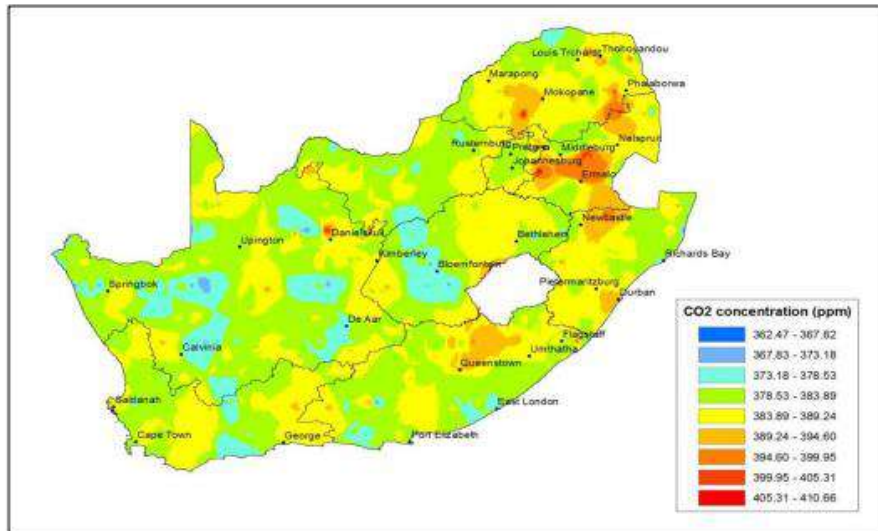


Figure 1. Summer DJF (2004 – 2009) CO₂ spatial distribution over South Africa (Ncipha and Sivakumar, 2014)

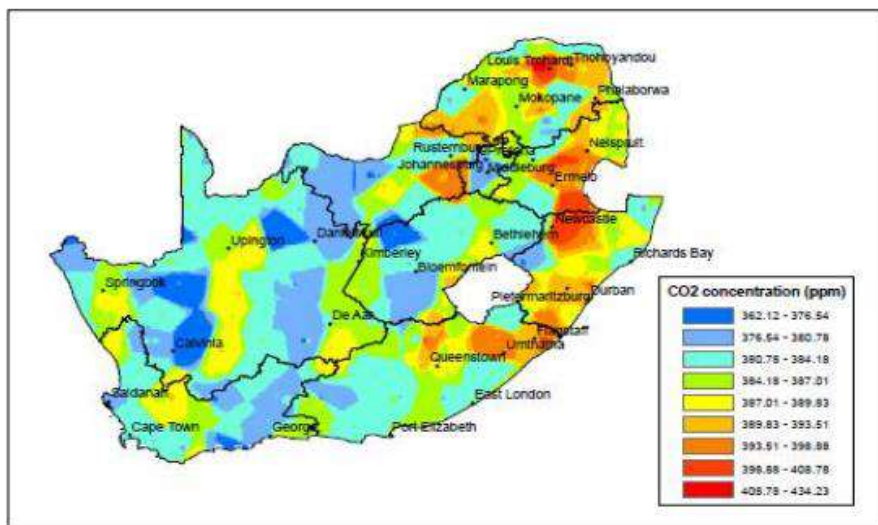


Figure 2. Winter JJA (2005 – 2009) CO₂ spatial distribution over South Africa (Ncipha and Sivakumar, 2014).

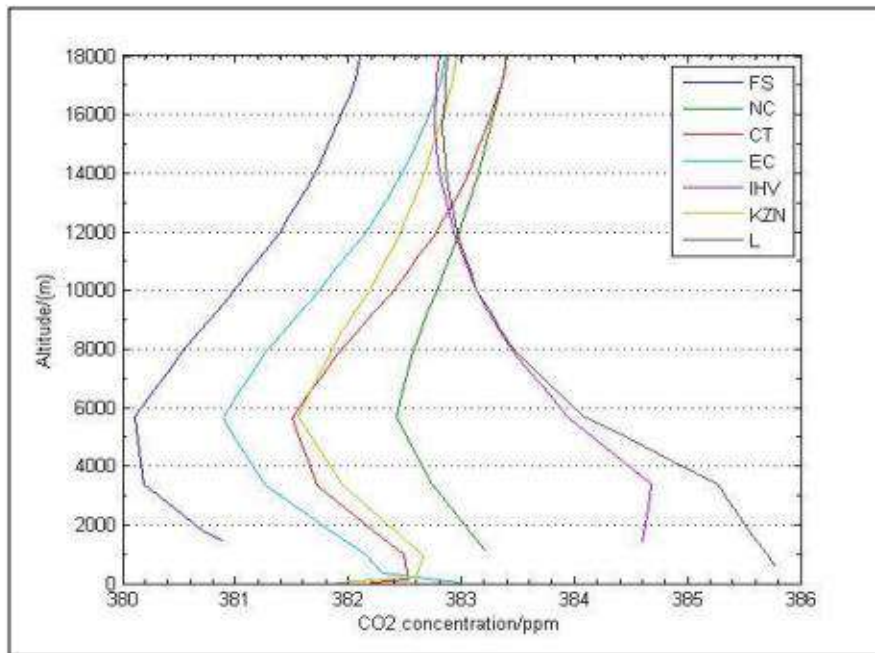


Figure 3: Summer DJF (2004 – 2009) CO2 vertical profiles over selected areas (Ncipha and Sivakumar, 2014).

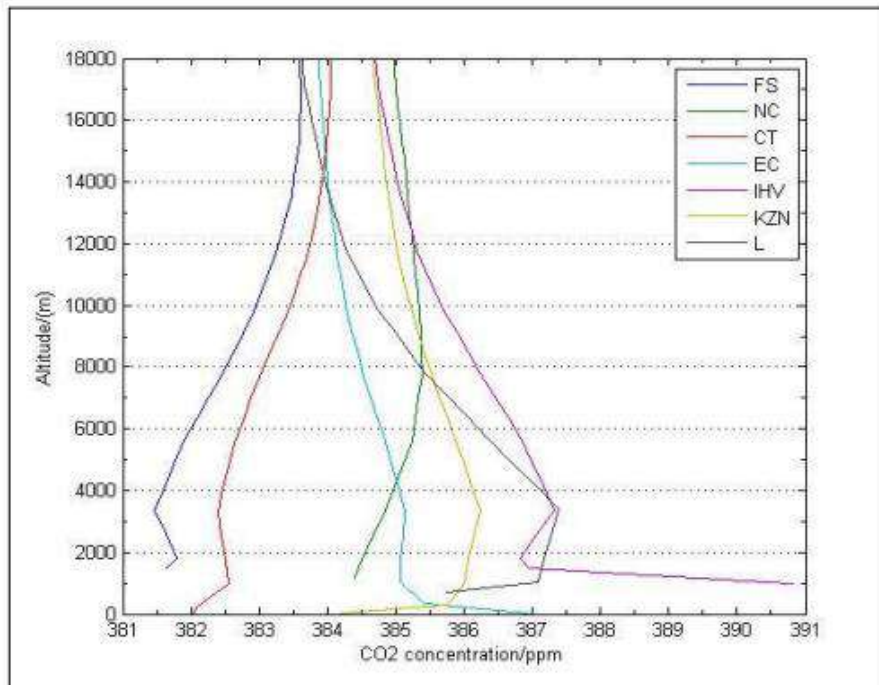


Figure 4: Winter JJA (2005 – 2009) CO2 vertical profiles over selected areas (Ncipha and Sivakumar, 2014).

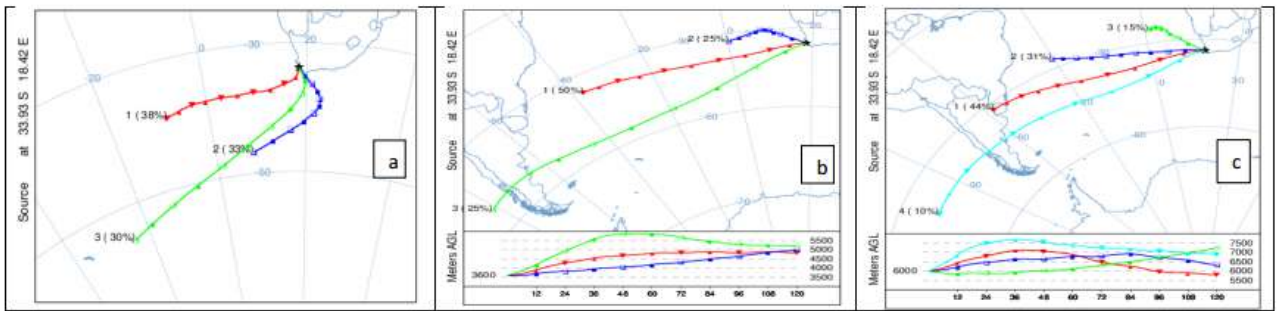


Figure 5: Cape Town summer DJF (2004-2009) 5 days backward trajectories. Figure 5(a) surface backward trajectories, 5(b) backward trajectories above 3400 m (700hpa) , and 5(c) backward trajectories above 5500 m (500 hpa).

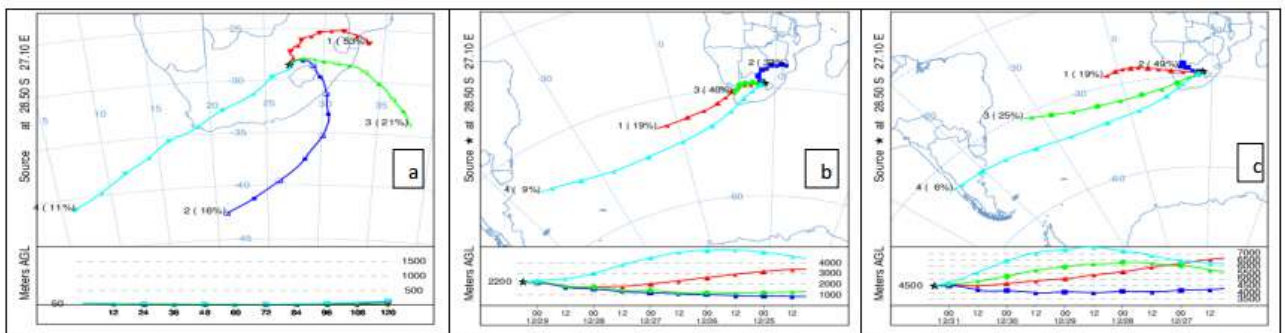


Figure 6: Central Freestate summer DJF (2004-2009) 5 days backward trajectories. Figure 6(a) surface backward trajectories, 6(b) backward trajectories above 3400 m (700hpa) , and 6(c) backward trajectories above 5500 m (500 hpa).

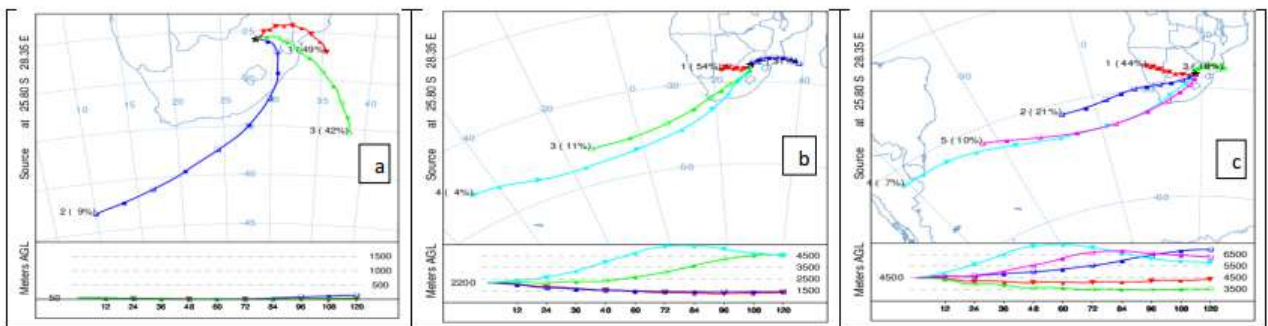


Figure 7: Central Industrial Highveld summer DJF (2004-2009) 5 days backward trajectories. Figure 7(a) surface backward trajectories, 7(b) backward trajectories above 3400 m (700hpa) , and 7(c) backward trajectories above 5500 m (500 hpa).

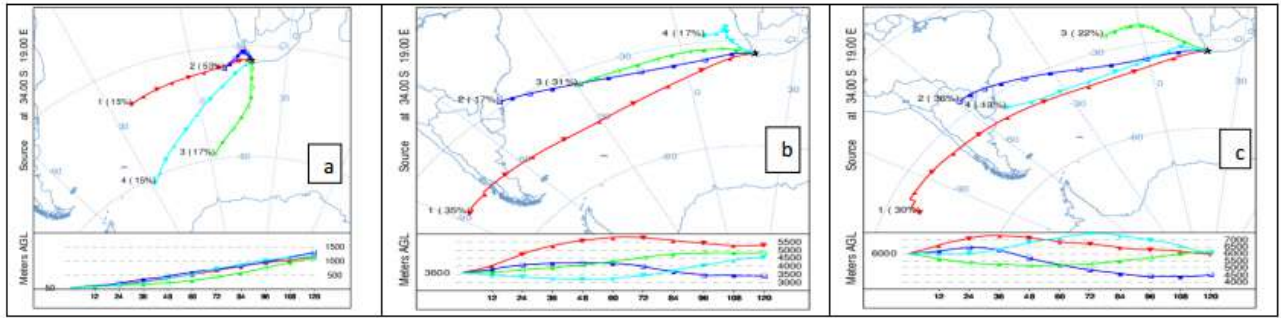


Figure 8: Cape Town winter JJA (2005-2009) 5 days backward trajectories. Figure 8(a) surface backward trajectories, 8(b) backward trajectories above 3400 m (700hpa) , and 8(c) backward trajectories above 5500 m (500 hpa).

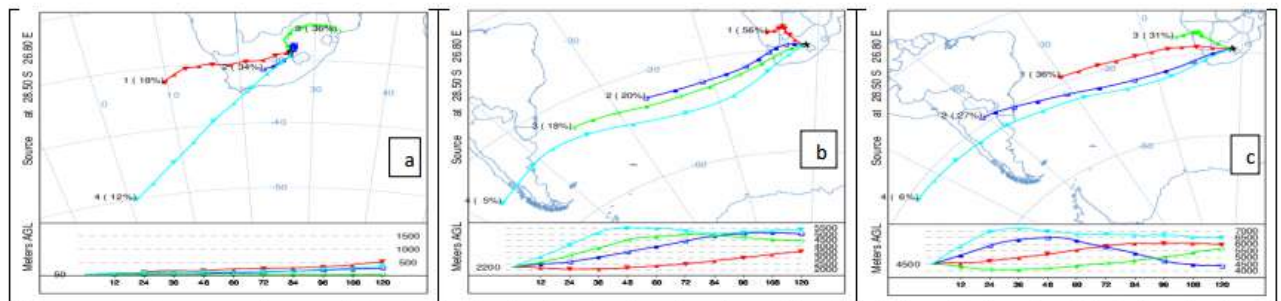


Figure 9: Central Freestate winter JJA (2005-2009) 5 days backward trajectories. Figure 9(a) surface backward trajectories, 9(b) backward trajectories above 3400 m (700hpa) , and 9(c) backward trajectories above 5500 m (500 hpa).

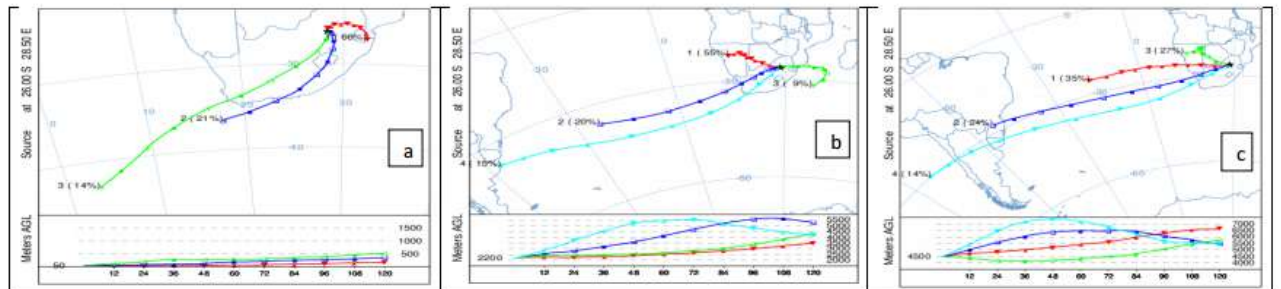


Figure 10: Central Highveld winter JJA (2005-2009) 5 days backward trajectories. Figure 10(a) surface backward trajectories, 10(b) backward trajectories above 3400 m (700hpa) , and 10(c) backward trajectories above 5500 m (500 hpa).

Figure 5, 6, 7 show the summer DJF (2004 – 2009) backward trajectories calculated from Cape Town, Central Freestate, and the Industrial Highveld region. The trajectories go 5 days back. The surface backward trajectories from Cape Town show anticyclonic air transport (Figure 5(a)) which is influenced by the prevalence of the high pressure system

riding along the south coast. It results a warm and dry off-shore flow along the west coast of Cape Town. Creating a conducive environment for the development and spread of wild fires (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996). The surface backward trajectories from the Central Freestate and the Industrial Highveld region (Figure 6(a) and 7(a)) ,

indicate that both these sites are impacted by air transport brought about the westerly waves, which are less frequent in summer and the frequent easterly waves which occur simultaneously with the ridging high along the east coast of the country. The easterly waves bring about convection leading to a deep summer mixing layer, resulting the dilution of pollutants. Both the ridging high along the east coast and the easterly wave are usually associated with precipitation (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996, Swap and Tyson, 1999). Figure 5(b) and 5(c) show a long range air transport impacting over Cape Town above the 700 hpa and 500 hpa levels respectively. This air originates from over South Atlantic Ocean, which is burdened by the biomass emissions from South America and southern Africa. This westerly flow is driven by the South Atlantic anticyclone to southern Africa at the upper troposphere (Krishnamurti et al., 1993; Freitas et al., 2005; Edwards et al., 2006). The dominating air transport impacting the Central Freestate above 700 hpa (Figure 6(b)) is a westerly (40%) and anticyclonic northwesterly (32%) flows, originating from the Northern Cape Province in South Africa and from Mozambique. There is some moderately frequent (28%) westerly transport originating from the Atlantic Ocean. The Highveld region above 700 hpa is impacted by the similar flow (Figure 7(b)), the westerly (54%) originating from Botswana and anticyclonic northwesterly (31%) originating from the Indian Ocean. Above 500 hpa (Figure 6(c) and 7(c)) both the Central Freestate and the Highveld region are dominated by the westerly flow originating from the Atlantic Ocean, South America and Namibia. The air transport from Namibia reaching the Freestate and the Highveld region have frequencies of 49% and 44% respectively. Figure 8, 9, 10 show the winter JJA (2005 – 2009) backward trajectories calculated from Cape Town, Central Freestate, and the Industrial Highveld region. The trajectories go 5 days back. The Cape Town surface backward trajectories

(Figure 8(a)) show a dominance of westerly flow that is driven by the westerly waves. They bring in clean maritime air over Cape Town leading to dilution of pollutants concentrations (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996). The Central Freestate and the Highveld region surface (Figure 9(a) and 10(a)) receive fair amounts of westerly air transport from the westerly waves. The transport from both sites is dominated by anticyclonic air flow from a continental high pressure, with frequencies of 36% at the Central Freestate and 65% at the Highveld region. The high pressure system over the interior causes recirculation of air and limits vertical advection of air resulting an accumulation of pollution in a shallow mixing layer (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996, Swap and Tyson, 1999). The air transport impacting Cape Town above 700 hpa and 500 hpa in winter (Figure 8(b) and 8(c)) is similar to the one in summer (Figure 5(b) and 5(c)). Only that in winter the South Atlantic Ocean air is more polluted by the stronger winter emissions from southern Africa and South America (Krishnamurti et al., 1993; Freitas et al., 2005; Edwards et al., 2006). The dominating air transport impacting the Central Freestate and the Industrial Highveld region above 700 hpa (Figure 9(b) and 10(b)) is a northwesterly flow, with frequencies of 56% and 55% respectively. This air mass is originating from the coast of Namibia. The other transport impacting at these sites above 700 hpa is westerly flow of air from South Atlantic Ocean and South America. Above 500 hpa the Central Freestate and the Industrial Highveld ((Figure 9(c) and 10(c)) are dominated by westerly air transport from the South Atlantic Ocean and South America.

CONCLUSIONS

Carbon dioxide hotspots in both summer and winter season spatial maps coincide with CO2 emitting Industries in the inventory map (Osman et al., 2014), their spatial extent is expanded in winter when there is a contribution from ground level sources like

biomass and domestic emissions. There is a general shift to higher concentrations from summer to winter season, with Cape Town as an exception. This seasonal change in atmospheric CO₂ loading is both caused by meteorology and change in emissions strength. In winter there is a general higher energy demand for various purposes in South Africa which leads to higher CO₂ emissions and including the contribution of CO₂ emissions from biomass burning. The more frequent occurrence of high pressure systems centered over the interior during the winter season which cause subsidence, and limit vertical dispersion of air (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996; Swap and Tyson, 1999), results to accumulation of CO₂ at the surface. The backward trajectories during winter over the interior show the dominance of anticyclonic air transport path influenced by the high pressure systems. In contrast the atmospheric loading of CO₂ over Cape Town is higher in summer than in winter. This is due to the frequent frontal systems which pass over Cape Town in winter and they are often accompanied by precipitation which leads to wet deposition of air pollutants. The cold fronts are associated with westerly waves which result in on-shore flow of clean maritime air resulting in dilution of CO₂ atmospheric levels. In summer Cape Town experiences a warm and dry off-shore flow along the west coast, which is driven by the ridging high pressure system lying south of the country (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996; Swap and Tyson, 1999). These warm and dry weather conditions are conducive for the development and spread of wild fires, which emit CO₂ and resulting in higher atmospheric CO₂ concentrations. The backward trajectories during summer over Cape Town show an anti-clockwise air transport path influenced by the high pressure systems ridging along the south coast of the country. There is a clear influence of the semi-permanent stable layers at about 3500m (700 hpa) and 5500m (550 hpa) on the atmospheric

loading of CO₂, these stable layers decouples the air aloft from the surface air (Garstang et al., 1996; Tyson et al., 1996; Swap and Tyson, 1999). During the summer season there is a decrease in the rate of decrease with altitude of CO₂ over sites with less strong surface CO₂ emission sources between the 3400m and 5500m stable layers, or a rapid decrease of CO₂ with altitude over areas of strong surface CO₂ emission sources between the mentioned stable layers. This caused by the transportation of an air mass from South Atlantic ocean and South America which has high concentrations of biomass burning emissions. Above the 5500m stable layer there is a rapid increase with altitude of CO₂ over areas with less strong CO₂ emission sources, this is also caused by long range transport of air with higher concentration of CO₂ than at the surface. The backward trajectories showed that this air is originating from the South Atlantic Ocean and South America, which are heavily loaded with biomass emissions from southern Africa and South America. The biomass emissions in South America can be lifted up to high altitudes by convective systems and mechanically by orographic uplift by Andes Mountain range before they can leave the continent (Krishnamurti et al., 1993; Freitas et al., 2005; Edwards et al., 2006).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank the following organizations for their support: University of KwaZulu-Natal School of Chemistry and Physics, the Bureau Océan Indien of the Agence Universitaire de la Francophonie (AUF).

REFERENCES

- Beer, R..., 2006. TES on the Aura Mission: Scientific Objectives, Measurements, and Analysis Overview. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 44, 5, 1102-1105.
- Brunke, E-G., Labuschagne, C., Parker, B., and Scheel, H.E. 2011. Recent results

- from measurements of CO₂, CH₄, CO and N₂O at the GAW station Cape Point. 15th WMO/IAEA Meeting of experts on Carbon Dioxide, Other Greenhouse Gases and Related Tracers Measurement Techniques, Jena Germany , 7-10 September 2009.
- Department of Environmental Affairs. 2013. Greenhouse Gas Inventory South Africa 1990-2000. Pretoria.
- Diab, R.D., Thompson, A.M., Mari, K., Ramsay, L. and Coetzee, G.J.R. 2004. Tropospheric ozone climatology over Irene, South Africa from 1990-1994 and 1998-2002. *Journal of Geophysical Research*, 109, D20, D20301, doi: 10.129/2004JD004293, 2004.
- Edwards, D.P., Emmons, L.K., Gille, J.C., Chu, A., Attié, J.L., Giglio, L., Wood, S.W., Haywood, J., Deeter, M.N., Massie, S.T., Ziskin, D.C., and Drummond, J.R. 2006. Satellite-observed pollution from Southern Hemisphere biomass burning. *Journal of Geophysical Research*, 111, D14312, doi:10.29/2005JD006655, 2006.
- Freitas, S.A., Longo, K.M., Silva Dias, M.A.F., Silva Dias, P.L., Chatfield, R., Prins, E., Artaxo, P., Grell, G.A., and Recuero, F.S. 2005, *Environmental Fluid Mechanics*, 5, 135-167.
- Garstang M., Tyson, P.D., Swap, R., Edwards, M., Kållberg, P. and Lindesay, J.A., 1996. Horizontal and vertical transport of air over southern Africa. *Journal of Geophysical Research*, 101, D19, 23,721-23,736.
- Krishnamurti, T.N., Fuelberg, H.E., Sinha, M.C., Oosterhof, D., Bensman, E.L., and Kumar, V.B. 1993. The Meteorological Environment of the Tropospheric Ozone Maximum over the Tropical South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research*, 98, D6, 10,692-10,694.
- Moxim, W.J., and Levy II, H., 2000. A model analysis of the tropical South Atlantic Ocean tropospheric ozone maximum: The interaction of transport and chemistry. *Journal of Geophysical Research*, 105, D13, 17,393-17,415.
- Ncipha X., and Sivakumar V. 2014. Comparison of Summer and Winter Carbon Dioxide Vertical and Spatial Distribution over South Africa, Proc. of the 10th International Conference of AARSE, ISBN 978-0-620-63067-2, 27-31 October 2014, Johannesburg (South Africa), Pg, 215-222.
- Osman, K., Coquelet, C., and Ramjugernath, D. 2014. Review of carbon dioxide capture and storage with relevance to the South African power sector. *South African Journal of Science*, 2014; 110(5/6) , Art. #2013-0188, 12 pages. <http://dx.doi.org/10.1590/sajs.2014/20130188>
- Swap, R.J. and Tyson, P.D., 1999. Stable discontinuities as determinants of the vertical distribution of aerosols and trace gases in the atmosphere. *South African Journal of Science*, 95, 63-70.
- Tyson, P.D., Garstang, M., Swap, R., Kållberg, P. and Edwards, M. 1996. An air transport climatology for subtropical southern Africa. *International Journal of Climatology*, 16, 265-291.

MEDICIÓN Y CONTROL DE RUIDO

EVALUACIÓN DE CALIDAD ACÚSTICA URBANA EN MONTERÍA, COLOMBIA BAJO LA METODOLOGÍA DEL ÍNDICE DE CAPACIDAD DE PROCESOS

EVALUATION OF URBAN ACOUSTIC QUALITY IN MONTERÍA, COLOMBIA UNDER THE METHODOLOGY OF PROCESS CAPABILITY INDEX

Bustamante R, Angélica del C ¹; Gómez V, Rafael D. ²; Morales M, Naira ³

¹ Departamento de Ingeniería Ambiental, Universidad de Córdoba, Grupo Calidad de Aguas y Modelación Hídrica y Ambiental-C.A.M.H.A. Montería, Colombia.

² Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Pontificia Bolivariana Montería, Montería, Colombia.

³ Departamento de Ingeniería Mecánica, Universidad de Córdoba

Autor de correspondencia: angeburu@gmail.com

RESUMEN

Esta investigación, propone un análisis alternativo a los niveles de ruido urbano a partir de la aplicación de métodos de medición estadística bajo índices de capacidad de proceso como una herramienta de cuantificación de la calidad acústica en zonas urbanas. Dado que el criterio de calidad de aire varía según normas y tipo de zona, se trabajó el análisis midiendo la densidad de datos para cualquier variación de tolerancias, así los resultados se podrán interpretar de manera global. Específicamente este estudio se aplicó a datos de monitoreo de ruido de una zona determinada de la ciudad de Montería - Colombia y se establecieron cuatro límites de tolerancia de ruido según tipo de zona en sectores denominados como: tranquilidad y silencio, máximo 55 dB; tranquilidad y ruido moderado, máximo 65 dB; ruido intermedio y restringido con valores máximos entre 65 y 80 dB. Los resultados del análisis mostraron un índice de capacidad de $C_p=1.39$ para un límite máximo de ruido de 80 dB, en términos de calidad es aceptable dado que lo que se busca es una tolerancia normativa mayor que la capacidad de proceso natural o seis veces la desviación típica; sin embargo, cuando la tolerancia se fija en su menor valor con 55 dB para una zona de tranquilidad y silencio se obtiene un índice de capacidad de $C_p=0.69$ que desde el punto de vista del control estadístico de la calidad no es un buen indicador sabiendo que los datos sobrepasan los límites normativos. Basados en los principios de control de calidad, estos análisis estadísticos serán una herramienta de decisión en la elaboración de planes de descontaminación, a partir de datos de medición de ruido como parte de un proceso natural controlable donde el criterio de decisión este sujeto a la reducción de los índices de capacidad hacia el límite inferior.

PALABRAS CLAVES: Ruido, Calidad Acústica, Capacidad de Proceso.

ABSTRACT

It is proposed an alternative analysis of urban noise levels from the application of methods of statistical measurement under process capability indices as a tool to quantify the acoustic quality in urban areas. The air quality criteria and standards vary by type of area, the analysis worked by measuring the density of data for any variation in tolerances, so the results can be interpreted as a whole. It was developed with noise monitoring data of a particular area of the city of Monteria-Colombia and four noise tolerance limits established by type of area in areas designated as quiet, maximum 55 dB; tranquility and moderate noise, 65 dB maximum; intermediate and restricted with maximum values between 65 and 80 dB noise. Based on principles from quality control these statistical analyzes will be useful as tools for decision making

decontamination plans viewing the noise measurement data as part of a controllable natural process where the decision rule subject to this reduction capacity indices toward the lower limit.

KEY WORDS: Noise, Acoustic Quality, Process Capacity.

INTRODUCCIÓN

La Organización Mundial de la Salud-OMS considera el ruido como un problema ambiental importante para el ser humano. La exposición es en países en desarrollo es debido a la deficiente planificación y las obras en construcción (Organización Mundial de la Salud-OMS, 1999). Entre las causas asociadas a esta problemática se encuentra el continuo crecimiento del tráfico urbano y otras fuentes de origen antrópico relacionadas al esparcimiento (World Health Organization, 1999). Los efectos del ruido ambiental incluyen interferencia en la comunicación, pérdida de la audición, trastornos del sueño, problemas cardiovasculares y psicológicos, reducción del rendimiento, molestia e impacto sobre el comportamiento social. En exteriores el ruido ambiental la OMS advierte que ruidos mayores a 50 dB(A) ya se comienzan a presentar molestias moderadas en las personas tanto en el día como en la noche (Organización Mundial de la Salud-OMS, 1999). Los mapas de ruido son una representación gráfica que indica el perfil de ruido en un área geográfica determinada, en los cuales se muestran contornos o curvas de nivel en colores o escala de grises (Ling, 1997). La comisión de las comunidades europeas define mapa de ruido como: “la presentación de datos sobre una situación acústica existente o pronosticada en función de un indicador de ruido, el rebasamiento de un valor límite, el número de personas afectadas en una zona dada, el número de viviendas expuestas a determinados valores de un indicador de ruido en una zona dada, o de datos sobre costos y beneficios, u otros datos económicos sobre las medidas correctas o los modelos de lucha contra el ruido” (Comisión de las comunidades europeas, 2000). En la ciudad de Montería, se han catalogado índices de ruido superiores a los 70 dB, desde al año 2008, acorde con los mapas de ruido diurno y nocturnos construidos por la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge-CVS (Corporación Autónoma de los Valles del Sinú y del San Jorge-CVS; Universidad de

Antioquia, 2008). Consecuente con ese primer estudio, se determinó la importancia de realizar seguimiento a la situación de ruido en la ciudad. Es así como, en el año 2011, la CVS procede a evaluar en diferentes puntos de la ciudad en jornada diurna y nocturna las variaciones de los niveles de ruido ambiental. Concluyéndose que la población expuesta en la zona centro de la ciudad de Montería se encontraba en riesgo de sufrir efectos dañinos en su salud y bienestar debido a que los niveles de ruido presentados en los dos periodos de medición superaban en un 80% (diurno) y 100% (nocturno) el estándar nacional (Corporación Autónoma de los Valles del Sinú y del San Jorge-CVS; Universidad Pontificia Bolivariana-UPB, 2012). En el año 2012 la CVS a través de nuevos estudios de ruido urbano determinó en la zona centro de la ciudad, una media de ruido de 73.03 dB con una desviación típica de 2.52 dB, superando el estándar nacional e internacional de la OMS (Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge- CVS: Universidad Pontificia Bolivariana, 2013). Tomando como caso de estudio una zona específica de la ciudad de Montería, Colombia, se propone un análisis alternativo a los niveles de ruido en la ciudad a partir de la aplicación de métodos de medición estadística de índice de capacidad de procesos, como una herramienta de cuantificación de la calidad del acústica en relación con los niveles de ruido ambiental en zonas urbanas y variación de tolerancias. El análisis se realizó empleando gráficos de control, los cuales se usan para definir la capacidad de un proceso; se construyen bajo la asunción de que los datos proceden de una distribución normal, donde la capacidad de proceso es definida como 6σ , cuando se está bajo control estadístico. Los límites de control se establecieron a partir de la variación de distribución natural del proceso con respecto a la media y la tolerancia determinada por cuatro escenarios a partir establecido en la normatividad colombiana. (Besterfield, Dale, 1995).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio tuvo lugar zona centro de la ciudad de Montería, el registro de la información se realizó durante el periodo diurno, condiciones meteorológicas favorables -tiempo seco. (Resolución 0627 de 2006 Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial). Para el registro de los niveles de presión sonora en este estudio se empleó un sonómetro CASELLA CEL 490 y un Sonómetro Cirrus Optimus Green modelo CR 172, previamente calibrados, los equipos se ubicaron a 1,5 m del suelo y 4 m de estructuras reflectantes (J. Rendón, 2010). Se adelantó un muestreo temporal donde se tuvieron en cuenta dos alternativas: En primer lugar, una recomendación típica, aplicable en la mayoría de los casos, consistente en un muestreo de 15 minutos por hora. Y en segundo lugar, para aquellos casos en los que se consideró que esta recomendación típica podría no ser la más adecuada, o se consideró conveniente realizar una comprobación del tiempo de muestreo mínimo que asegurará una estabilización de la medición dentro de un entorno acotado, se optó el siguiente procedimiento (Viro, 2002): Se seleccionó el valor de Épsilon, a los efectos de definir el intervalo $L_{eq} \pm \epsilon$ dentro del cual consideramos que la medición se ha estabilizado. Como sugerencia, valores típicos de ϵ pueden estar comprendidos entre $\pm 1\text{dB}$ y $\pm 0.5\text{dB}$. Se midió y registró en forma completa durante 1 hora (sin muestrear) el nivel equivalente minuto a minuto $L_{eq,Instrumental}$ y registró el nivel equivalente horario obtenido $L_{eq,h}$. Posteriormente se calcularon los niveles equivalentes para los primeros 59 minutos $L_{eq,59}$, luego para los primeros 58 minutos $L_{eq,58}$, y así sucesivamente hasta el primer minuto. Se examinaron los resultados, desde el minuto 59 hacia atrás, buscando en que minuto el nivel equivalente $L_{eq,n}$ cumple con la siguiente condición dada en la ecuación 1.

$$L_{eq,n_i} > L_{eq,h} + \epsilon \quad \vee \quad L_{eq,n_i} < L_{eq,h} - \epsilon$$

Ecuación (1)

Cuando se cumpla esta condición el valor de n_i indica la cantidad de minutos en la hora que fue

necesario medir para la medición se estabilizara en $L_{eq,h} \pm \epsilon$

Se calculó el valor que asegura el 95% de confianza de la siguiente forma: ordenar los resultados en orden decreciente y tomar (N*0.05)-ésimo valor de la serie ordenada. Si (N*0.05) no fuera entero, redondear al entero superior. El nivel sonoro tiene una alta variabilidad en el tiempo con frecuencias altas (ruido) debido a esto es práctico emplear el concepto de nivel equivalente para mediciones no instantáneas. Es posible calcular la energía total proporcionada por el ruido durante el tiempo de medición. Para la determinación del nivel equivalente se estima el valor de potencia sonora continua con el mismo valor de energía equivalente dado por la ecuación 2.

$$L_{eq}(A) = 10 * \log \left[\frac{1}{T} \int_{t_0}^{t_1} \left(\frac{P_A(t)}{P_0} \right)^2 dt \right] \quad \text{Ecuación (2)}$$

Dónde: T = (t1 – t0) Es el periodo de medición, $P_A(t)$ es la presión sonora instantánea P_0 es la presión de referencia (Centro de estudio y contror de ruido, 2013)

Se emplearon sistemas de edición de mapas en línea, se trazó la estrategia de medición teniendo en cuenta la metodología descrita anteriormente; la distribución de los puntos de medición para la zona urbana de la ciudad de Montería se realizó empleando una convención de colores, la cual se especifican variación en los días de medición y la aleatoriedad experimental como se indica en la figura 1.

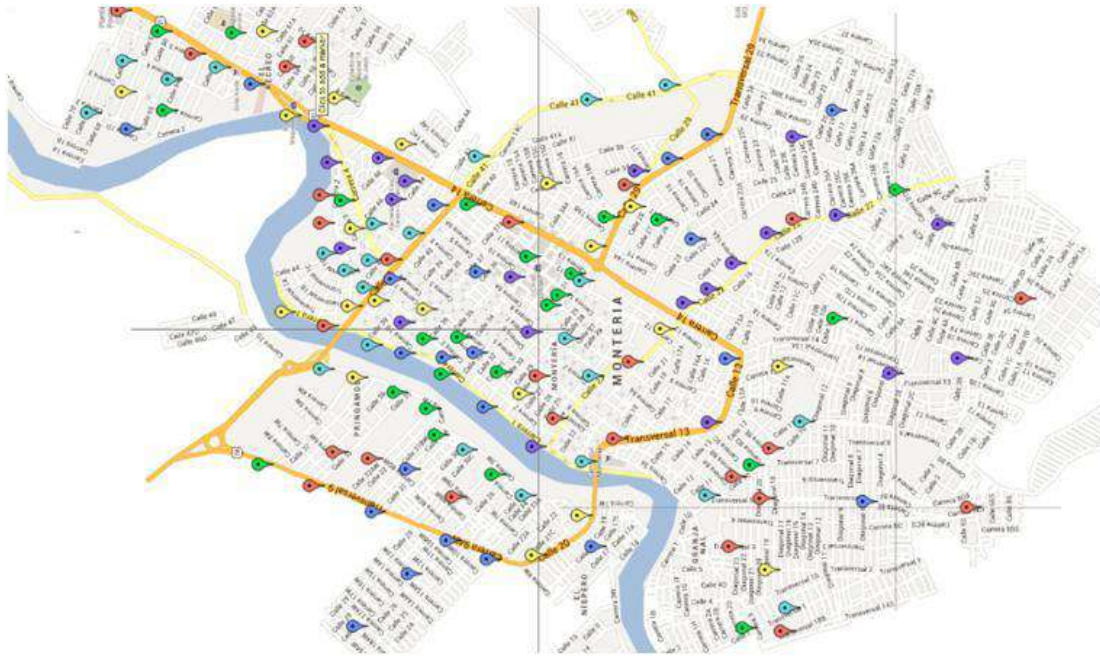


Figura 1. Distribución de puntos de medición de ruido diurno para la ciudad de Montería-Colombia

Una vez obtenidos los datos, estos fueron tratados mediante el software estadístico STATGRAPHICS; los análisis de dispersión de datos con la metodología de gráficos de control, se realizó mediante el software. La normatividad colombiana establece estándares máximos permisibles de niveles de ruido ambiental considerando las actividades o usos del suelo, expresados en decibeles dB (L_{Aeq}); los cuales, están fijados para la zona urbana en sectores denominados tranquilidad y silencio, máximo 55 dB; tranquilidad y ruido moderado, máximo 65 dB; ruido intermedio y restringido, establece cuatro subsectores con valores máximos entre 65 y 80 dB (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2006); con la finalidad de establecer un estadístico de calidad relativo a las diferentes tolerancias de esta norma, se define la capacidad de proceso y el índice de capacidad de proceso como se indica en las ecuaciones 3 y 4 respectivamente.

Capacidad de proceso = 6σ Ecuación (3)

$$C_p = \frac{USL - LSL}{6\sigma} \quad \text{Ecuación (4)}$$

Donde $USL - LSL$ pertenece a la tolerancia impuesta por la normativa según clasificación de sectores

C_p Es el índice de capacidad del proceso

6σ Es la capacidad de proceso como la tolerancia natural de esta para una distribución normal.

Lo anterior permitió establecer como variante el límite de control superior USL para valores entre 55dB y 80dB, se toma como valor fijo el límite de control inferior LSL como 30dB dado que esta tendencia no es crítica para el análisis en términos de riesgo de la salud humana.

RESULTADOS

Se compara el conjunto de datos contra el conjunto de especificaciones, determinadas por los límites normativos. El objetivo del análisis es estimar la proporción de los puntos evaluados, que queda fuera de los límites de especificación. En este caso, se ha ajustado una distribución normal a un conjunto de 148 observaciones en la variable Nivel de Ruido. La tabla 1 indica que estadísticamente la ciudad de Montería se encuentra con un nivel de ruido por encima de la especificación superior (80 dB) equivalente al 10.37%. Esto quiere decir que existe una probabilidad de 10.37% que el ruido en un punto

determinado de la ciudad esté por encima de 80 dB(A) excediendo las especificaciones normativas. La probabilidad de que el ruido en un punto determinado de la ciudad exceda los 70 dB se incrementa hasta en un 65.31% para cualquier

punto de la ciudad. Situación que puede generar incidencias negativas sobre el bienestar de la población y contrasta con los límites normativos al no existir delimitaciones como sector C de forma exclusiva.

Tabla 4: Especificaciones de calidad de la distribución de niveles de ruido en la Ciudad de Montería.

Especificación	Sector C. Ruido Intermedio Restringido		Sector B. Tranquilidad y Ruido Moderado	Sector A. Tranquilidad y Silencio
	80	70	65	55
L _{aeq}	80	70	65	55
C _p	1,39	1.10	0,96	0.69
C _{pk}	-0.42	-0.13	-0,41	-0.96
Probabilidad fuera de la especificación	10.37%	65.31%	88.89%	99.79%

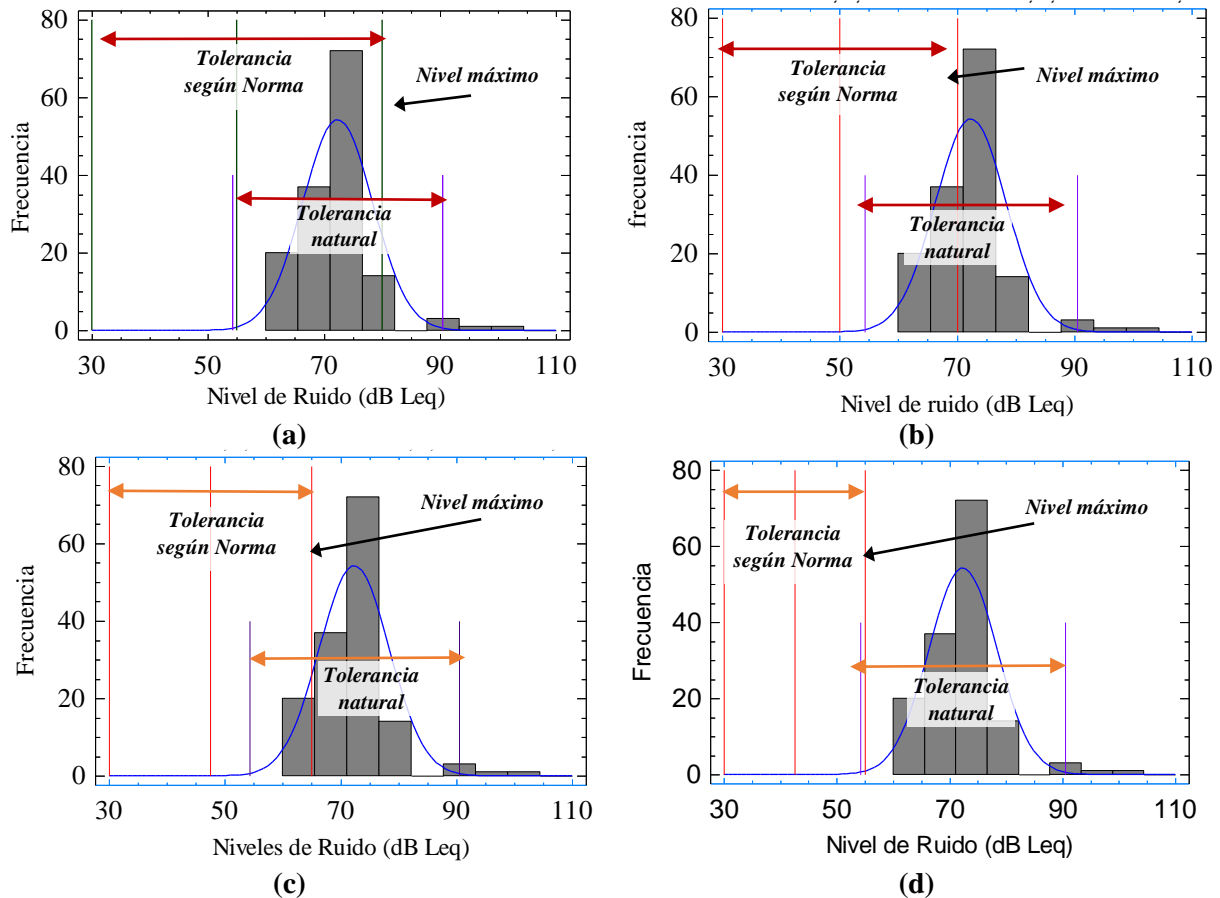


Figura 2. Distribución de frecuencias para ruido con tolerancias: a) Sector C. Ruido Intermedio Restringido dB máx. =80 dB, b) Sector C. Ruido Intermedio Restringido dB máx. =70 dB, c) Sector B. Tranquilidad y Ruido Moderado dB máx. 65 dB= y d) Sector A. Tranquilidad y Silencio dB máx. 55 dB

En la figura 2 contrasta gráficamente con una distribución normal de frecuencias las diferentes tolerancias para los escenarios normativos. El

escenario adecuado no solo se expresa en términos de índice de capacidad C_p el cual es favorable para valores mayores a la unidad. El

índice de capacidad unilateral expresa la lejanía de la tolerancia natural con respecto a los límites de las especificaciones. Para este caso conviene la cercanía con el límite inferior equivalente a 30 dB(A), lo que se expresa con valores de $C_{pk}=-0.42$ y $C_{pk}=-0.13$ correspondientes a 80 dB(A) y 70 dB(A) respectivamente. En la figura 3 se indica la probabilidad de que la densidad de datos este por

fuera de la especificaciones dado que la tolerancia es variable según la normatividad, podemos establecer una aproximación a una distribución normal basado en el límite del teorema central. Se muestra en la figura 4 los índices de capacidad e índices e capacidad unilateral para los datos de ruido del proyecto.

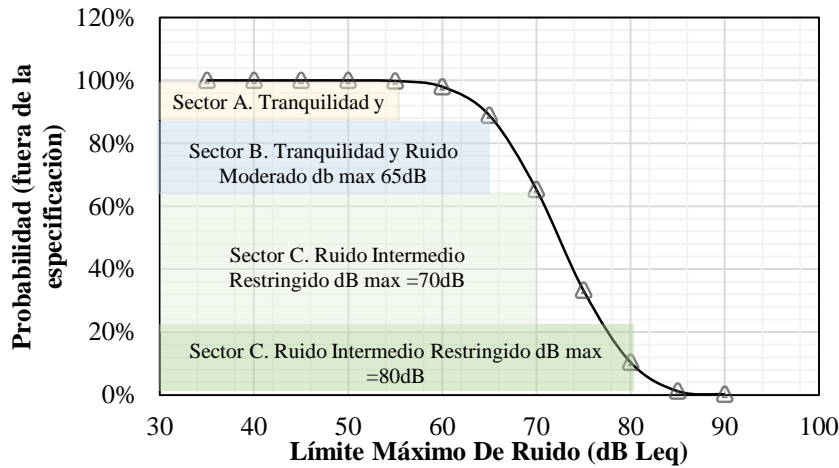


Figura 3: Gráfico probabilidad de excedencia de niveles de ruido fuera de la especificación.

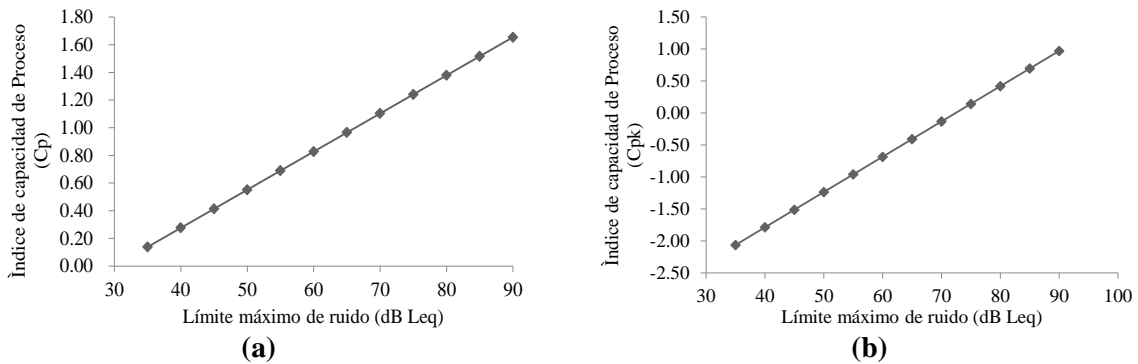


Figura 4: Relación índice de capacidad de procesos: a) índice Capacidad proceso b) índice Capacidad proceso con respecto a la media

En la Figura 5 se muestra un gráfico de valores individuales para Nivel de Ruido. Está diseñado para permitirle determinar si los datos provienen de un proceso en un estado de control estadístico y muestra los gráficos de las medias y rangos de los niveles de ruido agrupados aleatoriamente. Los gráficos de control se construyen bajo el supuesto de que los datos provienen de una distribución normal con una media igual a 72.38

y una desviación estándar igual a 3.69, estos parámetros fueron estimados a partir de los datos. De los 148 puntos no excluidos, cinco (05) puntos se encuentran fuera de los límites de control en el primer gráfico, mientras que 3 están fuera de límites en la segunda para los rangos en la que además se nota una alta dispersión. Puesto que la probabilidad de que aparezcan cinco (05) o más puntos fuera de límites, sólo por azar, es 0.0 si los

datos provienen de la distribución supuesta, se puede declarar que el proceso está fuera de control con un nivel de confianza del 95%.

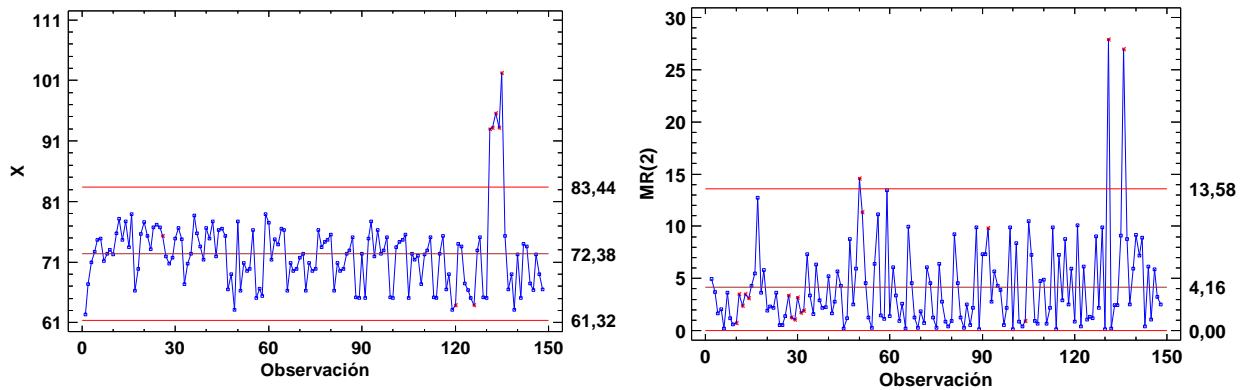


Figura 5 Control para rangos de Niveles de ruido en la Ciudad de Montería

CONCLUSIONES

Este estudio presenta una propuesta de equivalencia de la calidad acústica, la cual permite establecer un análisis de los niveles de ruido para una zona de estudio de la ciudad de Montería-Colombia, a partir de la aplicación del índice de capacidad de proceso. El análisis se realizó considerando una variación de las tolerancias de los niveles de ruido a partir de estándares normativos fijados como límite de control superior permitiendo valorar diferentes escenarios.

El análisis de los gráficos de control, permitieron evaluar la variabilidad de la calidad acústica para los cuatro escenarios establecidos en la normatividad colombiana conforme los usos del suelo o actividades desarrolladas, mostrándose un escenario desfavorable cuando el límites de control superior se fija en 65 dB o 55 dB dado que el índice de capacidad es menor a la unidad.

En la zona de estudio no existen sectores delimitados de forma exclusiva; por lo cual, la calidad acústica evaluada para escenarios del sector B y A es relevante para el bienestar de la población, considerando que estos sectores se categorizan para áreas donde se desarrollan actividades de tipo habitacional, educativo e institucional. Lo anterior, indica la necesidad de mejorar la calidad acústica de la ciudad, dado que para los límites de control de 65 dB(A) y 55 dB(A) los puntos evaluados mostraron una alta

probabilidad que los niveles de ruido estuvieran fuera de la especificación, 88.89 % y 99.79% respectivamente.

Para el límite de control fijado en 70 dB(A), también se identificó una alta probabilidad - 65.31% que los niveles de ruido sean superiores, aunque el índice de capacidad fue superior a uno. No obstante la OMS ha catalogado que para evitar efectos adversos sobre la capacidad auditiva la exposición continuada al ruido ambiental y el tiempo de ocio durante 24 h debe ser <70 dB(A) (World Health Organization, 1999), razón que implica considerar los niveles de exposición al ruido de la población.

En general la calidad acústica de la ciudad de Montería no es favorable, considerando la inexistencia de sectores exclusivos para el desarrollo de actividades, implicado la necesidad de estrategias y políticas públicas que permitan disminuir los niveles de ruido ambiental urbano y mejorar el bienestar de la población.

AGRADECIMIENTOS

A La Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge –CVS, y al Centro Nacional de Producción Más limpia y Tecnologías Ambientales-Convenio 021 de 2014.

REFERENCIAS

Besterfield, Dale. (1995). *Control de Calidad*. Mexico: Prentice Hall.

- Centro de estudio y contror de ruido. (16 de 09 de 2013). <http://www.cecorsl.com/>. Obtenido de <http://www.cecorsl.com/>:
<http://www.cecorsl.com/blog/mediciones-acusticas-%C2%BFsabes-como-funciona-un-sonometro-la-ponderacion-temporal-y-el-tiempo-de-medida>
- Comision de las comunidades europeas. (2000). Propuesta de Directiva del parlamento europeo y del consejo sobre Evaluacion y gestion del ruido Ambiental. *Bruselas*.
- Corporación Autónoma de los Valles del Sinú y del San Jorge-CVS; Universidad de Antioquia. (2008). *Convenio de cooperación N° 106 de 2007: Informe elaboración, revisión y actualización de mapas de ruido ambiental en los municipios de Cereté, Planeta Rica, Montelíbano y Sahagun. Montería. Montería.*
- Corporación Autónoma de los Valles del Sinú y del San Jorge-CVS; Universidad Pontificia Bolivariana-UPB. (2012). *Diagnóstico de la Calidad del Aire y su posible impacto sobre la salud de los habitantes, el medio ambiente y los recursos naturales de la ciudad de Montería y sus alrededores. Montería.*
- Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge- CVS: Universidad Pontificia Bolivariana. (2013). *Estudio de la incidencia de las emisiones generadas por las fuentes móviles en la Calidad de Aire Urbano. Montería.*
- Corporación Regional autónoma de los Valles del Sinú y del San Jorge-CVS, Universidad Pontificia Bolivariana. (2011). *Diagnóstico de la calidad del aire y su posible impacto sobre la salud de los habitantes, el medio ambiente y los recursos naturales de la ciudad de Montería y sus alrededores. Proyecto de investigación, Montería.*
- J. Rendón, J. R. (2010). Índices de ruido urbano en el día sin carro en la ciudad de Medellín. *Ing. USBMed, 1(1)*, 78-85.
- Ling, M. (1997). An Introduction to Noise Mapping. *Acoustics Centre. Building Research Establishment Ltd.*
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2006). *Resolucion 0627 de 2006*. Obtenido de alcaldia de Bogota: <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=19982> [acceso 9 junio de 2009]
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (7 de abril de 2006). *Resolución 627 de 2006*. Bogota, D.C., Colombia: Diario Oficial.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2006). *Resolución 0627 de 2006*. Recuperado el 9 de Junio de 2009, de Alcaldía de Bogotá: <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=19982>
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). *Política de Prevención y Control de la Contaminación del Aire*. Bogotá D.C.
- Organización Mundial de la Salud-OMS. (1999). *Guías para el ruido urbano*. Londres: OMS.
- Viro, G. E. (2002). Protocolo de mediciones para trazado de mapas de ruido normalizado. *LACEAC Laboratorio de acustica y electroacustica*, 48-49.
- World Health Organization. (1999). *Guidelines for Community Noise*. (WHO, Ed.) Recuperado el 19 de Noviembre de 2010, de *Guidelines for Community Noise*: <http://www.who.int/docstore/peh/noise/guidelines2.html>

MEDICIÓN DE NIVELES DE RUIDO EN BUSES DEL SISTEMA BRT TRANSMILENIO. TRAMO HÉROES – MUSEO DE ORO

Velandia, Edder Alexander¹; Rodríguez, Deysi²; Molina, Johana¹; Valbuena, German¹

Universidad de La Salle, Transmilenio

Autor de correspondencia: evelandiad@unisalle.edu.co

RESUMEN

El ruido es un problema emergente en las zonas urbanas y la Organización Mundial de la Salud evidencia las consecuencias de la contaminación acústica para la salud. En este sentido, la medición de ruido de los sistemas de transporte masivo es una tendencia internacional que busca identificar los niveles a bordo y en exteriores, sus potenciales impactos en el ambiente, los efectos en salud pública para usuarios y conductores, efecto en la calidad del servicio e influencia en el desarrollo urbano próximo a los corredores de transporte. En Bogotá, la contaminación auditiva comienza a ser relevante. Como un trabajo en esta área, se realizó una investigación por la Universidad de La Salle, con el apoyo de Transmilenio, orientada a medir los niveles de ruido al interior de los buses troncales y valorar las percepciones de los usuarios frente a este aspecto. El tramo de estudio fue estación Héroes – Museo de Oro. El protocolo de toma de datos tuvo en cuenta las recomendaciones del Boletín Oficial del Ayuntamiento de Madrid y se aplicó en 66 buses. Entre los resultados de las mediciones se identificaron máximos de 95 db y mínimos cercanos a 70 db. Las fuentes base de ruido en los buses son el motor, la carrocería y la fricción suelo-neumático. No obstante, otras fuentes relevantes de ruido identificadas a bordo fueron las señales sonoras de apertura/cierre de puertas (± 70 db) , los impactos por paso del bus por defectos del pavimento (hasta 85 db) y el descargue del compresor de aire (± 83 dB). Estudios en Norteamérica señalan que las tecnologías diésel generan ruido en rangos similares a los medidos en Bogotá. Teniendo en cuenta estos registros se puede establecer una intensidad de ruido alta a bordo de los vehículos, siendo notable el problema de exposición para el usuario cuando destina más de 30 minutos en sus viajes y una exposición que debe ser analizada con mayor profundidad en el caso de conductores. El 49% de los usuarios encuestados afirmó sentirse molesto por los niveles de ruido al interior de los buses; un 92.5% de la población encuestada está de acuerdo con implementar buses de nuevas tecnologías y un 60% está de acuerdo con un mayor valor del pasaje con el fin de usar vehículos de mayor confort. Estos resultados pueden ser empleados por la administración con el fin de rediseñar la carrocería de los buses, el uso de motores más eficientes, el mejoramiento de la infraestructura vial o uso de tecnologías con menores niveles de ruido como por ejemplo, las tecnologías eléctricas.

PALABRAS CLAVE

Ruido, Transmilenio, salud pública, buses

INTRODUCCION

El ruido es un problema emergente en las zonas urbanas. La Organización Mundial de la Salud (OMS, 1999) describe las consecuencias de la contaminación acústica

para la salud humana. La exposición a niveles altos de ruido puede producir desde cardiopatía isquémica permanente, hasta cambios en la presión arterial, arritmia cardiaca, variación en el ritmo respiratorio y

sobresaltos corporales. No menos importantes son los impactos psicológicos. La Norma Oficial Mexicana (1994) señala que la comunicación interpersonal se distorsiona una vez que se rebasan los 50 dB, siendo especialmente vulnerables los adultos mayores y los niños. Asimismo, el ruido en las unidades de transporte puede tener una influencia negativa en los niveles de confort para el usuario que afectaría la percepción del servicio y el nivel de aceptación de los sistemas. Dentro del contexto de ciudad, el sector transporte es un generador de ruido relevante. Según la Secretaría Distrital de Ambiente, en Bogotá las fuentes móviles (tráfico rodado, tráfico aéreo, perifoneo) aporta el 60% de la contaminación auditiva. El 40% restante corresponde a las fuentes fijas (establecimientos de comercio abiertos al público, pymes, grandes industrias, construcciones). Los problemas en salud pública asociados a los niveles de ruido comienzan a evidenciarse, al igual que sus costes colaterales. El marco normativo aplicable en Bogotá se soporta en la Resolución No. 627/06 MAVDT (norma nacional de emisión de ruido y ruido ambiental / parámetros permisibles, procedimientos técnicos y metodológicos para la medición de ruido, y otras disposiciones); la Resolución DAMA No. 185/99 (establece condiciones generales para la obtención de permisos de perifoneo en Bogotá) y la Resolución DAMA No. 832/00 (establece la clasificación empresarial por impacto sonoro UCR que permite valorar las industrias y establecimientos, respecto a su nivel de generación de ruido). Teniendo en cuenta el marco normativo y las tendencias internacionales, el monitoreo de ruido ambiental, al interior de instalaciones o vehículos es fundamental en la planificación y construcción de ciudades sustentables. En Bogotá, el continuo crecimiento de la flota vehicular, el crecimiento de la demanda de transporte y la alta ocupación de las unidades vehiculares de transporte masivo son algunos

hechos que contribuyen a que el ruido se convierta en un problema ambiental relevante. Bajo este contexto, el monitoreo del ruido es clave para validar los posibles problemas y ser insumo en la planeación de estrategias de mejoramiento. Transmilenio es uno de las opciones de transporte más importantes en Bogotá al movilizar más de 2,2 millones de pasajeros al día. El sistema emplea cerca de dos mil buses articulados y biarticulados con tecnologías diésel. Desde el inicio de la operación, TM introdujo importantes beneficios en términos de movilidad, desarrollo urbano, seguridad y ambientales, sin embargo, existen algunas dificultades especialmente relacionadas con la calidad del servicio. En este sentido, los planes futuros de mejoramiento deben considerar la reducción de los niveles de ruido dentro y en los corredores troncales del sistema. Algunos estudios previos han presentado metodologías de monitoreo, colaterales asociados a los niveles de ruido en el sistema y la influencia del sistema en el entorno urbano. Un estudio realizado por la Universidad Manuela Beltrán resalta que los usuarios después de bajarse del sistema señalan algunos problemas: dolor de cabeza, estrés, dolor y zumbidos en los oídos. Ortiz (2010) estudió la metodología para la modelación del impacto en ruido por la implementación del SITP en Bogotá y Pacheco (2009) realizó una caracterización piloto de los niveles de contaminación por ruido en Bogotá. Asimismo TM, mediante acuerdo de investigación con la UNAL, desarrolló en el año 2008 un estudio del ruido ambiental sobre los corredores troncales y en los portales. Estudios realizados por Coast Mountain Bus Company (Vancouver) y KC Metro (Seattle) señalan que las tecnologías diésel en buses generan los mayores niveles de ruido, cerca de 80 dB. Estas empresas de transporte público en Norteamérica poseen flotas operacionales con distintas tecnologías (incluyendo trolebuses, celda de hidrógeno y CNG) y son sistemas referentes por la diversificación tecnológica y energética

implementada. En dichos estudios, las tecnologías con menores niveles de ruido registrados son los buses con propulsión eléctrica (trolebuses y celda de hidrógeno), con niveles cercanos a los 65 dB (Tbus, 2005). Por otra parte, un estudio realizado por Ross et.al (2007), ratificó que las tecnologías diésel generan los mayores niveles de ruido, los híbridos registraron una reducción del 8% y los buses eléctricos con catenaria menores en 25% para velocidades de 25 Km/hora. Con el aumento de la velocidad de los buses, los niveles de ruido aumentan y las tecnologías diésel e híbridas se aproximan entre sí, no obstante, los buses eléctricos con catenaria se mantienen como la opción con menores registros. La metodología corresponde al Test J366b de la SAE, el cual consiste en tomar lecturas a 50 ft de la ruta de operación (el estudio toma referencias de Barret et.al, 2004). Dentro de un futuro plan de modernización del sistema BRT, en el cual la calidad del servicio y las condiciones abordo para usuarios y conductores son relevantes, es necesario identificar la condición actual, las percepciones de los usuarios y las posibles fuentes ruido en ruta. Como una primera investigación en esta área se definió como tramo de monitoreo un sector entre la estación de Héroes – Museo de Oro, por su alta demanda vehicular en las troncales, alta ocupación en los buses y un diseño urbanístico denso.

MATERIALES Y METODOS

Para monitorear el ruido en los buses del sistema masivo de Bogotá, el proyecto consideró las recomendaciones de la Resolución MAVDT 0627 de 2006, tuvo en cuenta la norma técnica colombiana ISO 1996 y el protocolo de toma de datos establecido en el Boletín Oficial del Ayuntamiento de Madrid. El equipo empleado para monitorear el ruido fue un “sonómetro solo” que cumple con los requisitos exigidos en el Real Decreto 1367/2007 (Ley 37/2003 del Ruido y con el Documento Básico HR de protección frente al ruido para satisfacer el CTE, España). El

equipo portable se ubicó en un puesto trasero al conductor y los investigadores, debidamente identificados, tomaban condiciones ambientales durante la ruta, identificación del bus y condiciones abordo. Previo a la toma de datos en los buses se realizó una prueba piloto. La prueba se desarrolló durante un día completo, en el cual se realizó varios viajes portal a portal y se evaluaron posiciones en el interior del bus. Los estudiantes tomaron una capacitación para el manejo del equipo y la toma de datos se realizó en cuatro semanas comprendidas en el mes de agosto y septiembre del año 2014 en horario de 7:00 am a 6:00 pm continuo, partiendo desde portal a portal (se excluyeron los días domingo). Las rutas válidas para el estudio, tramo estación Museo del Oro hasta Héroes, incluyendo el tramo que inicia en la estación de la Av. Jiménez hasta la calle 76 fueron: B1, F1, D3, H3, C4, H4, B74, J72, B27, F23, J23, B13, H13, J24, D70, B73, H74, C15, H15, B14, F14, B70, H70, H51, C17, H17, B18, H18, C19, F19, C29, F29, D20, H20, D51, H50. Para la investigación se definió una muestra de 66 buses, los cuales fueron seleccionados aleatoriamente en campo según disponibilidad. Las mediciones en el interior de los buses se realizaron bajo distintas condiciones de clima, tráfico, ocupación, problemas en ruta y apertura/cierre de las ventanas y escotilla superior. La instrumentación se ubicó a una distancia de 1,20 m del suelo del bus. Por otra parte, con el propósito de identificar las percepciones de los usuarios con relación a los niveles de ruido a bordo de los buses se diseñaron y realizaron encuestas que se ejecutaron en las estaciones troncales de la troncal Avenida Caracas. Las personas fueron seleccionadas de manera aleatoria hasta cumplir una muestra de 200 encuestas.

RESULTADOS

A partir de la distribución del ruido registrado en el interior de los buses se identificaron máximos de 98 db y mínimos cercanos a 55 db (Ver tabla). Las fuentes base de ruido en los

buses son el motor, la carrocería y la fricción suelo-neumático. Distintos estudios realizados en Norteamérica señalan claramente que las tecnologías diésel generan ruido en rangos similares a los medidos en Bogotá y una relación inversa entre intensidad del ruido y la velocidad. No obstante, otras fuentes relevantes de ruido identificadas a bordo fueron las señales sonoras de apertura/cierre de puertas (± 70 db), los impactos por paso del bus por defectos del pavimento (incrementan el ruido a bordo hasta 85 db) y el descargue del compresor de aire de los frenos (± 83 dB). El paso de vehículos de emergencia, en función del sitio y la proximidad respecto al bus también detona el ruido a bordo entre 80 dB a 85 dB. Teniendo en cuenta estos registros se puede establecer una intensidad de ruido alta y moderada a bordo de los vehículos, siendo notable el problema de exposición para el usuario cuando destina más de 30 minutos en sus viajes y un nivel de exposición que debe ser analizada con mayor profundidad en estudios posteriores en el caso de los conductores. En el sistema TM la operación se soporta en buses de alta capacidad con tecnologías diésel (16, 18 y 27 metros de longitud), los cuales han ingresado según el crecimiento de la demanda de pasajeros, el aumento de la cobertura y las exigencias operacionales. Desde el año 1999 a la fecha han ingresado buses articulados y biarticulados con tecnologías EURO II y III durante los primeros ocho años de operación, esto como resultado de la calidad del combustible en el país y disponibilidad de la tecnología en la región. En el último quinquenio la flota ha ingresado con tecnologías EURO IV o superior, esto como una exigencia de obligatorio cumplimiento por Transmilenio. Durante las campañas de medición se logró acceder a buses con distintas tecnologías diésel. Los resultados muestran que no existe una distinción evidente entre los registros de niveles de ruido encontrados a bordo de los vehículos según tecnología. Las condiciones propias de la ruta,

los elementos de ruido del sistema (alarmas de apertura/cierre de puerteadas, alarmas en estaciones), condiciones de infraestructura vial y condiciones del entorno. Sin embargo, existe una ligera mejora con los vehículos tecnología Euro V. Por otra parte, se presentan a continuación los resultados más destacados de las encuestas realizadas a usuarios del sistema TM. El 60% de la población encuestada fueron mujeres. Entre los encuestados se encontró que el 37% de los usuarios estima el tiempo de viaje entre 41-60 minutos, mientras que el 29% considera que dedicada entre 21-40 minutos. Por su parte, un 39% de los usuarios encuestados utiliza el sistema desde hace 4 años, un 15% lo utiliza desde hace menos de 1 año y el restante 60% de los encuestados desde hace más de 4 años. En un 72% de la población encuestada manifiesta que se ve afectada por las emisiones de ruido que TM genera, determinándolas como fuerte y alto. Asimismo, el 52% de la población encuestada considera que el nivel de ruido que perciben dentro de los buses del sistema es Fuerte y Alto. En cuanto al ruido según posición en el bus, los encuestados estimaron que los mayores niveles de ruido se perciben en la parte trasera. Un 36% la población encuestada percibe que los niveles de ruido dentro del sistema aumentan cuando en los buses se presenta mayor multitud de los usuarios, permitiendo que estos mismos se incomoden y perciban estos niveles de ruido tan altos. Según el 51% de los usuarios encuestados no detecta ningún problema de salud debido a las emisiones de ruido que el sistema TM presenta en el interior de sus buses. Un 92% de la población encuestada está de acuerdo con implementar buses de nuevas tecnologías en la ciudad y el 61% de los encuestados están de acuerdo en pagar un costo adicional para utilizar buses con mayor tecnología y confort. Por último, el 60% de la población encuestada está de acuerdo con pagar hasta \$100 adicionales con el fin de usar vehículos de mayor confort y de nuevas tecnologías.

Tabla 1. Resultados de la evaluación de la emisión de ruido en el interior de los buses

#	RUTA	FECHA	Inicio	Fin	Ajust dB	Seg.	Promedio - Valor (dB)		
							Leq	Max	Min
1	F29	27/08/2014	7:34:32 a. m.	7:54:53 a. m.	93,9	1222	66,56	83,20	56,80
2	C29	27/08/2014	8:54:30 a. m.	9:16:09 a. m.	93,9	1300	66,12	83,60	53,00
3	F19	27/08/2014	10:12:35 a. m.	10:38:57 a. m.	93,9	1583	64,23	77,80	50,00
4	C19	27/08/2014	11:16:40 a. m.	11:39:15 a. m.	93,9	1356	68,19	82,90	55,50
5	H17	28/08/2014	7:45:39 a. m.	8:06:09 a. m.	93,9	1231	70,94	83,70	63,70
6	C17	28/08/2014	9:17:35 a. m.	9:36:56 a. m.	93,9	1163	69,76	81,30	64,00
7	H4	28/08/2014	10:29:43 a. m.	11:01:26 a. m.	93,9	1904	69,91	87,10	64,40
8	C4	28/08/2014	12:12:35 a. m.	12:38:51 a. m.	93,9	1577	70,73	84,10	58,60
9	H15	28/08/2014	2:56:51 p. m.	3:17:02 p. m.	93,9	1212	66,61	82,80	52,10
10	C15	28/08/2014	4:07:10 p. m.	4:23:05 p. m.	93,9	956	69,59	83,30	55,10
11	H50	29/08/2014	7:27:53 a. m.	7:53:15 a. m.	93,9	1523	70,83	83,60	59,90
12	D51	29/08/2014	8:46:32 a. m.	9:06:22 a. m.	93,9	1191	73,02	85,50	62,20
13	H3	29/08/2014	9:57:43 a. m.	10:26:31 a. m.	93,9	1729	70,10	95,60	58,50
14	D3	29/08/2014	11:24:12 a. m.	11:52:34 a. m.	93,9	1703	72,22	85,50	62,20
15	H20	29/08/2014	2:46:20 p. m.	3:08:02 p. m.	93,9	1303	71,19	81,10	63,50
16	D20	29/08/2014	4:05:30 p. m.	4:26:00 p. m.	93,9	1231	70,89	81,70	61,90
17	H74	30/08/2014	7:33:23 a. m.	7:57:33 a. m.	93,9	1451	64,80	82,50	49,10
18	B73	30/08/2014	9:07:30 a. m.	9:31:04 a. m.	93,9	1415	65,99	85,10	51,10
19	F14	30/08/2014	10:13:03 a. m.	10:36:17 a. m.	93,9	1395	67,77	84,40	51,70
20	B14	30/08/2014	11:33:10 a. m.	11:54:51 a. m.	93,9	1302	71,79	83,20	56,40
21	H13	30/08/2014	12:36:53 p. m.	1:03:18 p. m.	93,9	1586	70,21	84,30	60,30
22	H17	04/09/2014	7:32:58 a. m.	7:56:30 a. m.	93,6	1413	69,68	83,20	61,40
23	C17	04/09/2014	9:22:33 a. m.	9:44:49 a. m.	93,9	1337	69,30	86,10	60,10
24	H4	04/09/2014	10:57:32 a. m.	11:28:37 a. m.	93,5	1866	70,92	84,10	59,70
25	C4	04/09/2014	12:35:34 p. m.	1:03:17 p. m.	93,9	1664	70,78	83,10	59,70
26	H15	04/09/2014	2:45:11 p. m.	3:15:02 p. m.	93,5	1792	65,86	86,00	52,90
27	H50	05/09/2014	7:57:12 a. m.	8:23:38 a. m.	93,9	1587	70,98	83,00	59,30
28	D20	05/09/2014	9:23:20 a. m.	9:46:32 a. m.	93,9	1393	71,04	88,80	60,70
29	H3	05/09/2014	10:58:32 a. m.	11:29:21 a. m.	93,9	1850	71,30	83,50	62,40
30	D3	05/09/2014	12:21:11 p. m.	12:46:42 p. m.	93,9	1532	74,24	88,40	62,40
31	J24	05/09/2014	3:12:15 p. m.	3:37:57 p. m.	93,9	1543	68,43	84,30	57,30
32	B18	06/09/2014	7:20:45 a. m.	7:40:25 a. m.	93,6	1181	72,34	84,00	63,00
33	F1	06/09/2014	8:24:18 a. m.	8:53:57 a. m.	93,6	1780	67,72	85,90	52,90
34	J23	06/09/2014	2:57:25 p. m.	3:06:40 a. m.	93,9	496	70,67	80,40	63,60
35	F23	06/09/2014	3:15:03 p. m.	3:22:11 p. m.	93,6	429	65,11	82,40	60,80
36	J23	06/09/2014	5:07:16 p. m.	5:11:18 p. m.	93,6	243	70,32	79,40	62,90
37	B18	08/09/2014	7:52:50 a. m.	8:21:42 a. m.	93,6	1731	70,26	83,70	61,50

38	J72	08/09/2014	9:26:04 a. m.	9:44:00 a. m.	93,9	1077	72,61	85,50	61,90
39	B74	08/09/2014	9:59:30 a. m.	10:18:32 a. m.	93,6	1143	73,36	87,50	63,10
40	H13	08/09/2014	11:54:23 a. m.	12:19:10 p. m.	93,9	1488	69,06	82,20	58,90
41	B13	08/09/2014	2:22:15 p. m.	2:53:45 p. m.	93,6	1891	69,02	84,60	61,10
42	B70	09/09/2014	7:45:36 a. m.	8:12:53 a. m.	93,6	1638	70,42	92,30	59,20
43	H70	09/09/2014	8:46:00 a. m.	9:12:14 a. m.	93,9	1575	72,58	86,90	62,90
44	C17	09/09/2014	10:29:59 a. m.	10:51:24 a. m.	93,6	1286	70,61	80,80	61,40
45	H15	09/09/2014	12:33:08 p. m.	12:58:42 p. m.	93,6	1535	71,74	87,20	63,60
46	D21	09/09/2014	1:59:40 p. m.	2:27:36 p. m.	93,9	1677	68,21	89,60	59,90
47	B18	10/09/2014	8:06:12 a. m.	8:27:13 a. m.	93,6	1262	72,44	81,20	61,60
48	F1	10/09/2014	9:10:13 a. m.	9:44:58 a. m.	93,9	2086	68,52	84,00	60,90
49	J23	10/09/2014	10:55:42 a. m.	11:03:35 a. m.	93,6	474	71,99	88,10	62,10
50	B74	10/09/2014	11:42:45 a. m.	12:04:21 p. m.	93,6	1297	72,16	88,30	63,00
51	F14	10/09/2014	2:25:22 p. m.	2:49:30 p. m.	93,6	1449	71,12	98,10	61,30
52	B27	11/09/2014	7:23:46 a. m.	7:52:01 a. m.	93,6	1756	71,09	80,70	60,70
53	H51	11/09/2014	8:31:50 a. m.	8:57:45 a. m.	93,6	1556	66,75	85,60	56,80
54	D20	11/09/2014	10:59:36 a. m.	11:25:07 a. m.	93,6	1532	69,94	81,00	61,80
55	J24	11/09/2014	12:06:21 p. m.	12:22:30 p. m.	93,6	970	70,45	82,90	62,30
56	D70	11/09/2014	12:41:29 p. m.	12:54:40 p. m.	93,6	792	72,89	83,50	62,60
57	D51	12/09/2014	7:35:46 a. m.	7:54:04 a. m.	93,6	1099	64,46	81,40	54,50
58	F29	12/09/2014	8:54:40 a. m.	9:20:40 a. m.	93,6	1561	71,53	83,20	61,80
59	C19	12/09/2014	1:49:15 p. m.	2:11:52 p. m.	93,6	1358	73,73	87,30	65,10
60	F19	12/09/2014	3:16:32 p. m.	3:54:00 p. m.	93,6	2249	70,98	87,70	65,20
61	C29	12/09/2014	5:20:02 p. m.	5:41:50 p. m.	93,6	1309	72,54	81,70	62,70
62	F1	13/09/2014	7:30:30 a. m.	8:04:47 a. m.	93,6	2058	70,07	84,00	62,00
63	B1	13/09/2014	9:16:09 a. m.	9:44:51 a. m.	93,6	1723	72,13	85,10	61,00
64	F14	13/09/2014	11:12:12 a. m.	11:37:03 a. m.	93,6	1492	66,58	81,40	54,60
65	B14	13/09/2014	12:39:10 p. m.	1:05:58 p. m.	93,6	1609	67,80	86,50	54,50
66	L18	13/09/2014	4:03:02 p. m.	4:36:00 p. m.	93,6	1979	68,68	85,60	61,20

CONCLUSIONES

El ruido al interior de las unidades vehiculares es un aspecto que debe ser monitoreado y tenido en cuenta durante el diseño y operación de sistemas de transporte masivo. Con la tendencia mundial del transporte masivo orientada a generar confort, se busca no solo mejorar el bienestar del usuario a bordo, sino además mejorar las percepciones de calidad del sistema, fidelizar al pasajero, modernizar la imagen y acoplar adecuadamente el sistema en el entorno urbano, contribuyendo al sostenimiento de la participación del transporte público en los esquemas de transporte urbano y como una buena práctica

de sustentabilidad y responsabilidad empresarial. El deterioro de la calzada de la troncal de la Caracas es la principal razón de los mayores registros de ruido a bordo de los buses del sistema TM. En cuanto a la operación normal, el ruido a bordo se asocia a la fricción de neumáticos con la calzada, el movimiento de la carrocería y el equipo de combustión interna del vehículo. También se evidenció que los niveles de ruido cuando el bus está detenido son cercanos a los 70 db y que el aumento de la velocidad genera un mayor ruido en el interior del vehículo. Por último, durante la hora pico de servicio se registran ligeramente mayores niveles de ruido

en el interior de los buses, aunque con el trabajo de campo no es concluyente. La evaluación de los niveles de presión sonora realizados en la toma de medidas establecen que los límites permisibles de ruido en la Resolución MAVDT 627/2006, son permisibles en periodo diurno de lunes a sábado, teniendo como promedio el valor de $Leq = 69,91\text{dB}$. Estos niveles de ruido representan molestia y posibles problemas para los usuarios, especialmente para aquellos que desarrollan recorridos con tiempos de viaje superiores a 30 minutos y en horas pico del sistema. La población encuestada encuentra que el ruido al interior de los buses es un problema que genera incomodidad y reduce el confort en los desplazamientos, sin embargo, un porcentaje cercano a la mitad de los encuestados considera que tiene efectos en su salud. Casi la totalidad de los encuestados considera pertinente el uso de nuevas tecnologías, con mayor confort, e incluso un poco más de la mitad de los encuestados estaría dispuesto a pagar un 5% adicional en el valor del pasaje con este propósito. Teniendo las mediciones de ruido se recomienda realizar encuestas a los conductores para identificar sus percepciones frente a este aspecto, desarrollar campañas médicas para revisar la condición auditiva y posibles cuadros clínicos asociados e identificar los posibles efectos del ruido en la salud por exposición. La combinación de resultados permitiría establecer nuevos esquemas laborales, equipos de protección, terapias u otras medidas de mitigación para los conductores. Este tipo de estudios pueden ser empleados por Transmilenio y el Gobierno Distrital con el fin de establecer planes de mejoramiento del sistema que permitan reducir los niveles de ruido en buses y estaciones del sistema, mejorar el confort de los usuarios y las condiciones alrededor de las troncales. Terminado el estudio, algunas de las medidas que podrían considerarse en este sentido se orientan al mejoramiento de la infraestructura vial de los corredores BRT, la calibración de

las señales sonoras en las estaciones/buses, el rediseño de las carrocerías de los buses y el uso de nuevas tecnologías de tracción en la flota con menores emisiones de ruido como las tecnologías híbridas y eléctricas.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Transmilenio S.A por el préstamo del equipo para el monitoreo del ruido y por el acompañamiento durante las campañas de medición de esta investigación, preliminar y académica, del monitoreo del ruido al interior de las unidades de transporte en un tramo de la red troncal BRT de Bogotá

REFERENCIAS

- Barrett, D. et al, (2004). Metropolitan Transit Authority of Harris County Bus Noise Baseline Study. Prepared for Metropolitan Authority of Harris County. US. Organización Mundial de la Salud - OMS (2012). Impactos fisiológicos y psicológicos por contaminación auditiva. <http://www.diversidadambiental.org/medios/nota322.html>.
- Ortiz Arrieta, Miguel Ángel (2010). Metodología para la modelación del impacto en ruido por la implementación del SITP en la ciudad de Bogotá. Colombia.
- Pacheco Molano, José Alonso (2009). Caracterización de los niveles de contaminación por ruido en Bogotá: estudio piloto. Colombia.
- Resolución MAVDT 627 de 2006. Norma nacional de ruido y ruido ambiental.
- Real Decreto 1367/2007, Ley 37/2003 del Ruido y otras disposiciones normativas de protección frente al ruido, España.
- Ross, J. y Staiano, M., (2007). A comparison of green and conventional diesel bus noise levels. Nevada, US.
- Secretaría Distrital de Ambiente (2015). Información general sobre la problemática de ruido. Tbus, 2005. <http://www.tbush.org.uk/towards%20increased%20trolleybus%20usage.ppt>

GESTIÓN DE CALIDAD DE AIRE, POLÍTICAS PÚBLICAS Y PLANEACIÓN URBANA

DISEÑO DE UNA RED DE MONITOREO DE CALIDAD DEL AIRE A TRAVÉS DEL MÉTODO DE INTERPOLACIÓN

Benítez Ramírez, Dora Marcela¹; Benítez, Mario Fernando²; Gonzalez Hernández, Carlos A²;
Olaya, Luis Ferney²

1.Universidad de Boyacá, 2.ANTEK S.A.S

Autor de correspondencia: dmbenitez@uniboyaca.edu.co

RESUMEN

El Yopal – capital del departamento de Casanare para el año 2020 de acuerdo al Departamento Administrativo de Nacional de Estadística (DANE) tendrá una población proyectada de 140.256 habitantes y la Resolución 2154 de 2010 prevé que de acuerdo con la esta población el municipio debe contar con un Sistema de Vigilancia de la Calidad del Aire (SVCA). La interpolación de mediciones de contaminantes criterio como Partículas Sólidas Totales (PST), óxidos de nitrógeno y óxidos de azufre de cuatro estaciones durante 2011, 2012 y 2013 con análisis de información meteorológica de velocidad y dirección del viento permite diseñar de forma preliminar el SVCA tipo I indicativo conformado por una estación blanco y una de medición. Debido a la presencia de vientos con velocidades entre 0.5 y 2.1 m/s con dos tendencias direccionales NE o NW se plantea la red de monitoreo con una estación blanco y dos con la función de receptor distribuidas en el área urbana que permite alternar las estaciones blanco y de medición según la frecuencia de dirección del viento, factor que incide en la dispersión de las emisiones provenientes de fuentes móviles y fijas en la urbe de Yopal. El diseño de la red de monitoreo de calidad del aire beneficia a 150.000 habitantes porque la información que suministre sirve de instrumento de gestión y reglamentación del recurso aire, de soporte para el ordenamiento territorial, de base para estudios epidemiológicos, de orientación para la investigación, sistematización, seguimiento y divulgación del estado de la calidad del aire municipal, entre otros.

PALABRAS CLAVE

Interpolación, contaminantes criterio, sistema de Vigilancia de Calidad del aire

INTRODUCCION

Desde 1973 la dimensión poblacional del municipio de Yopal era netamente rural con 10.144 habitantes; ahora, presenta una recomposición de la relación de cantidad de habitantes en la zona urbana en el 2009 de 134.872 habitantes. Estas cifras definen un crecimiento poblacional desbordado y en la década de los ochenta el crecimiento es vertiginoso por el proyecto petrolero que inicia su desarrollo en el municipio con la instalación de empresas nacionales e internacionales en el área de Yopal. Lo anterior sirve de marco para evidenciar la necesidad de implementar un efectivo Sistema

de Vigilancia de la Calidad del Aire (SVCA) que permita ofrecer información oportuna y veraz del estado de calidad del aire generado por las fuentes fijas y móviles en el municipio como también verificar la eficiencia en cuanto a registro, calidad y representatividad de la información obtenida. El Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) con la Organización Panamericana de la Salud (OPS) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) en 1999 en el estudio denominado Monitoreo de la Calidad del Aire en América Latina realiza un análisis de los países que presentan buena, limitada y mínima capacidad para el

monitoreo de la calidad del aire ubicando a Colombia en los países con limitada capacidad de monitoreo referenciando este estudio las redes de monitoreo del Valle de Aburrá y la de Santa Fe de Bogotá. Actualmente y según datos del Sistema de Información Ambiental de Colombia (SIAC) el país cuenta con 20 redes de monitoreo de la calidad del aire en las principales ciudades y corredores industriales como la Red de Monitoreo de la Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB) que permite recolectar información sobre concentración de contaminantes, su origen y el comportamiento de las variables meteorológicas presentes en Bogotá. El SIAC no presenta registro de datos para Yopal. En la base de datos del Subsistema de Información sobre Calidad de Aire (SISAIRE) no se encuentra registro referente a redes de monitoreo para la jurisdicción de Corporinoquía a donde pertenece el municipio de Yopal. Un análisis descriptivo de las variables meteorológicas y calidad del aire elaborado por el SIAC presenta que la dispersión de los contaminantes está influenciada de varios factores, en donde la velocidad y dirección del viento definen los comportamientos espacio temporales de la dispersión. Colombia viene adelantando esfuerzos en pro de gestionar una mejor calidad del recurso aire. En el 2010 promulga la Resolución 2154 que sirve de referencia para implementar los Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire (SVCA)

MATERIALES Y METODOS

Ubicación espacial

El municipio de Yopal (figura 1) capital del departamento colombiano de Casanare, está ubicada cerca al río Cravo Sur, en el piedemonte de la cordillera oriental, por su topografía presenta tres pisos térmicos (cálido 1.906 Km², medio 106Km² y frío 25Km²), extensión total:2771 Km², extensión área rural:2760,53 Km² (Figura 2,b), extensión área urbana:10,47 Km², (Figura 2,c) , altitud de la cabecera municipal (msnm): 350 m y una temperatura media: 26°C°



Figura 1. Ubicación de Yopal
Fuente. Autor

Estimación de la población

Casanare presenta según el DANE para 2005 en la cabecera municipal una población de 88.928 con una proyección al 2010 de 107.809 personas, al 2015 de 139.736 y al 2020 155.873 personas. 2. 3 Análisis de las condiciones meteorológicas y de la información de calidad del aire de cuatro puntos. Con fines de entender los procesos de dispersión de los contaminantes emitidos por fuentes puntuales en el área de estudio se desarrolla en primer lugar la de-terminación de las tendencias de viento y consolidación de mediciones de calidad del aire realizadas en cuatro (4) puntos (cerca hospital nuevo, Clínica Casanare, cerca al aeropuerto y zona de construcción el silencio) , durante los periodos 2011, 2012 y 2013. Se interpola con ARCGIS 10 como marco del modelamiento preliminar y concluir con la determinación de puntos finales que conformen las estaciones del SVCA apropiado para Yopal de acuerdo a la Resolución 2154. La información meteorológica se analiza a través de WRPLOT View- Lakes Environmental que proporciona de forma visual la información de rosas de viento y frecuencias.

RESULTADOS

Para el periodo 2011 la figura 2 muestra que el viento proviene de la dirección con rumbo

colateral de NW-N. La figura 3 identifica que el 34.1 % presenta rangos de velocidad de viento comprendidos entre 0.5 – 2.1 m/s, el 30.1% entre 2.1 – 3.6 m/s y 29.9% entre 3.6 – 5.7 m/s.

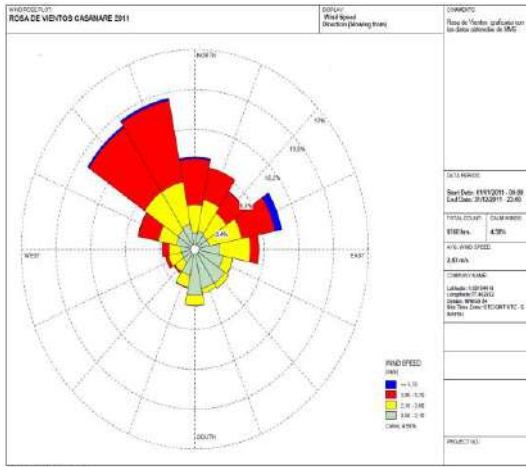


Figura 2. Rosa de vientos para el municipio de Yopal. Periodo 2011

Fuente. WRLOT View – Lakes Enviromental Soft-ware.

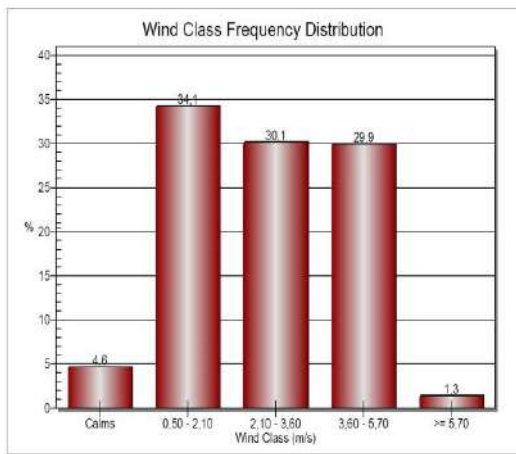


Figura 3. Distribución de frecuencias de viento - Yopal. Periodo 2011.

Fuente. WRLOT View – Lakes Enviromental Soft-ware.

En el año 2012 el viento proviene de la dirección con rumbo colateral de NE-N. Con 34.3 % en rangos de velocidad entre 0.5 – 2.1 m/s, el 36.0% entre 2.1 – 3.6 m/s y 17.4% entre 3.6 – 5.7 m/s. De los tres periodos estudiados, el 2013 presenta vientos con mayores velocidades comprendidas entre 3.6 y

5.7 m/s lo cual favorece los procesos de dispersión. Los periodos de 2011 y 2012 presentan velocidades entre 0.5-2.1 y 2.1 – 3.6 m/s, estos rangos que presentan altas frecuencias de ocurrencia por lo tanto la dispersión es menor y se concentran los contaminantes en los receptores (comunidad). La interpolación se realiza con datos tomados durante 2011, 2012 y 2013 con la intención de priorizar una proximidad temporal (años recientes), en cuatro puntos etiquetados como estación 1, 2, 3 y 4 ubicados cerca al aeropuerto, sector el silencio, cerca a la clínica y al hospital nuevo. 3. 1 Interpolación de datos. La Figura 4 presenta el análisis de las emisiones de los contaminantes en cada estación de medición para los tres años. Los registros cumplen con la resolución 610 de 2010 en cuanto a niveles máximos permisibles emitidos para los contaminantes criterios PST, NO₂ y SO₂ para tiempo de exposición de 24 horas de 50, 100 y 80 µg/m³ respectivamente.

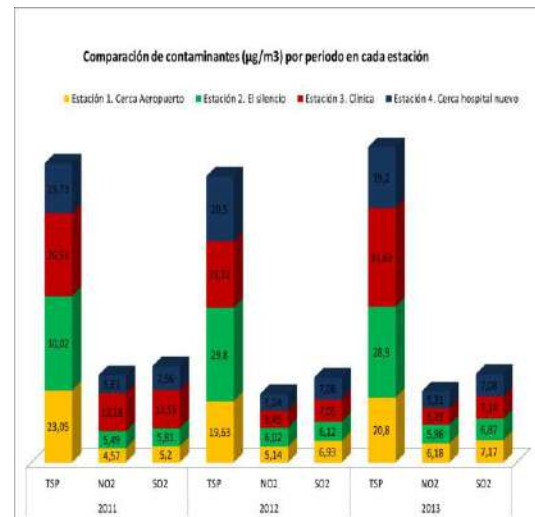


Figura 4. Valores de PST, NO₂ y SO₂ en las cuatro estaciones para 2011, 2012 y 2013.

Fuente. Autor.

La interpolación es una técnica aplicada en varios campos de la ciencia un proceso que permite modelar variables espaciales, predecir su comportamiento, determinar radios de influencia y tiempos de duración de un fenómeno; permite además estimar valores de una o más valores en lugares donde no existe

o no se conoce información a partir de mediciones en puntos ubicados en la misma región o área. Se realiza esta técnica de interpolación para NO₂, SO₂ y PST en las cuatro estaciones para los periodos 2011, 2013 y 2014. Análisis de la dispersión posible para NO₂ en el periodo 2011. Para el periodo 2011 la figura 5 nos muestra que para NO₂ la zona de mayor afectación está concentrada en la estación 3 con dispersión en sentido NE, en esta zona se registra tránsito de fuentes móviles compuestas por transporte urbano, vehículos particulares, motos que se movilizan por la vía que va desde el aeropuerto hasta la zona céntrica del municipio. Las estaciones 1, 2 y 4 presentan bajas concentraciones de NO₂ lo cual consolida una gran área de baja concentración para este contaminante criterio. Se presenta una zona de transición entre la estación 3 y las estaciones 1,2 y 4. Resultado de la interpolación se evidencia aumento de la concentración de NO₂ en sentido NE sin sobrepasar el valor límite permitido por la Resolución 610 de 2010. La estación 4 ubicada cerca al hospital presenta menor concentración de acuerdo a la isopleta que rodea esta estación. En sentido SW se observa confluencia de la emisión de NO₂ en donde se ubican centros de urbanización.

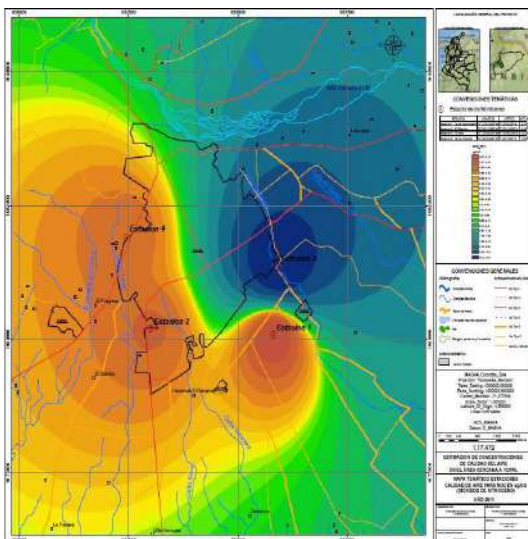


Figura 5. Interpolación de NO₂ – Año 2011
Fuente. Autor.

Análisis de la dispersión posible para SO₂-2011. La estación que concentra mayor emisión corresponde a la tres con dispersión en sentido NE. La dispersión de SO₂ se disipa en sentido SW de las mediciones tomadas en las estaciones 2 y 3. La estación 4 presenta rangos intermedios. Las isopletas de la estación 2 y 3 con-fluyen en una gran zona en sentido SW. Figura 6.

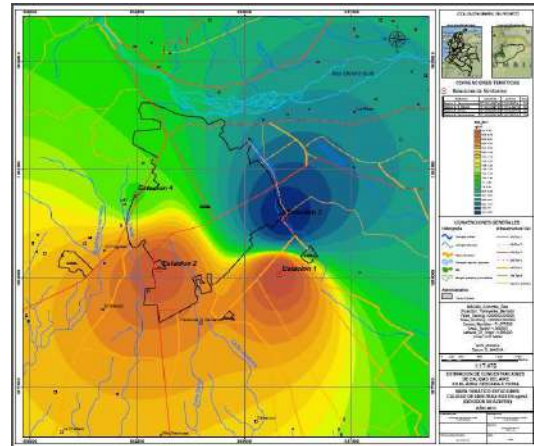


Figura 6. Interpolación de SO₂ – Año 2011
Fuente. Autor.

Análisis de la dispersión posible para PST – 2011. La figura 7 presenta la dispersión posible para PST en el periodo 2011. Las estaciones 3 y 2 registran mayores concentraciones de PST con respecto a la 4 y 1. La estación 2 con el registro más alto presenta un proceso de dispersión en sentido S-SW y la estación 3 presenta proceso de dispersión en sentido este generándose un corredor de concentración de PST entre estas dos estaciones. La estación 1 presenta tendencia SE con rápida dispersión. La estación 1 presenta mayor amplitud en la dispersión con sentido NW. No se presenta zona amplia de transición entre las estaciones 2 y 3 con respecto a la estación 4.

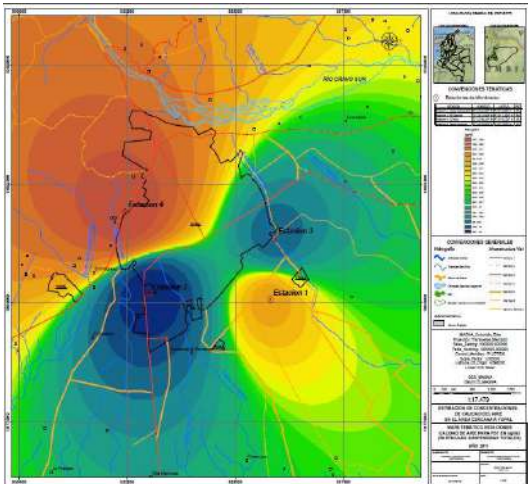


Figura 7. Interpolación de SO₂ – Año 2011
Fuente. Autor.

Análisis de la dispersión posible para NO₂-2012. La estación 2 concentra mayor cantidad de NO₂ con dispersión en sentido SW. La estación 1 presenta mayor amplitud de dispersión de NO₂ debido a la poca presencia de fuentes móviles en esta zona, presenta tendencia de dispersión en sentido SE con mayor dispersión de la dispersión en la zona NE. La estación 4 disipa la dispersión en sentido N generando un corredor en esta zona de rangos de 5.42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hacia la zona del centro del municipio, ver Figura 8.

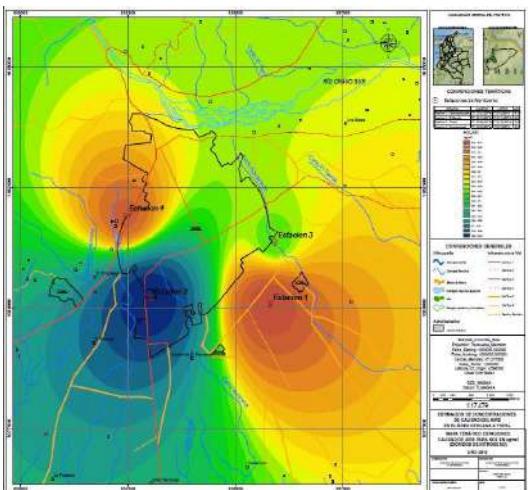


Figura 8. Interpolación de NO₂ – Año 2012
Fuente. Autor.

Análisis de la dispersión posible para NO₂ -2013. La figura 9 muestra la dispersión posible para NO₂ en el año 2013. Para este periodo la

interpolación genera dos zonas con tendencias de baja concentración en el sentido norte de 5,65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y alta concentración en sentido sur 5,83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

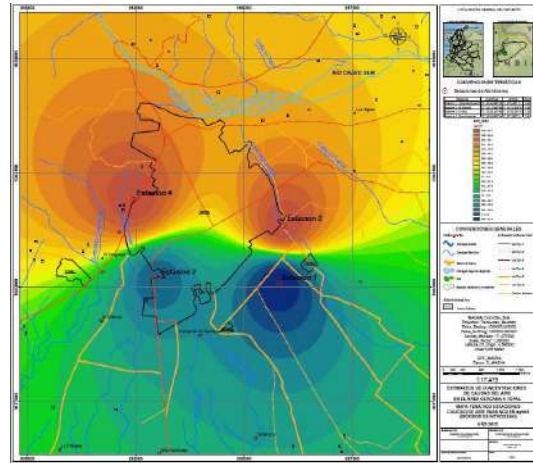


Figura 9. Interpolación de NO₂ – Año 2013
Fuente. Autor. 4.

Sistema de vigilancia de calidad del aire propuesta Yopal a la fecha registra 140.256 habitantes y es el principal centro urbano de la región por tal motivo le corresponde un SVCA tipo I o indicativo compuesto por mínimo dos estaciones una de fondo y una urbana de acuerdo a normatividad (Resolución 2154 de 2010) y debe tener medición de PST pero el modelamiento indica que el SO₂, NO₂, PM₁₀ y CO se deben incluir. La misma norma indica que mínimo dos estaciones deben ubicarse, pero se recomiendan cuatro, una en el aeropuerto, una en el hospital nuevo, una en la Clínica Casanare y una ubicada en el barrio Villa María, (ver Tabla 7). Estas ubicaciones de estaciones cumplen con las condiciones de suministro de energía y condición de seguridad, y con lo estipulado en la norma, respecto a la dirección del viento predominante ya que no habría interferencia si cambia la dirección del viento como se encontró en el análisis de la información meteorológica. Este mismo criterio se consideró para la ubicación de la estación blanco que se propone cerca al batallón del ejército y el hospital nuevo. En la figura 10 de

muestra el diseño del SVCA propuesto de acuerdo al modelamiento preliminar realizado.



Figura 10. Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire propuesto

Fuente: Google Earth, Adaptado por el Autor.

CONCLUSIONES

Debido a la información de entrada y debido a que el modelamiento de las dispersiones de los contaminantes del aire no es exacto los resultados del modelamiento no pueden tomarse como 100% efectivos ni pueden sustituir la realización de mediciones y de inventarios detallados, nos aporta una tendencia y un acercamiento a el comportamiento como tal de proceso de dispersión; ahora la meteorología del área de estudio particular para el municipio por su ubicación en la falda del pie de monte llanero y las épocas de verano e invierno marcadas en épocas diferenciadas por bastantes lluvias en invierno y en veranos periodos largos sin precipitación inciden en el proceso de generación de contaminantes secundarios y en los procesos de dispersión. Lo anterior permite indicar que los resultados obtenidos no pueden considerarse aceptables para uso de regulación. Este suministra estimados del proceso de dispersión consistente con la información de monitoreos disponible para PST, SO₂ y NO₂. Indica posibles impactos en la calidad del aire y no suministra un proceso realista del proceso de dispersión y de transporte atmosférico. El modelamiento

evidencia que el viento transporta los contaminantes en dirección SE llevándolos hacia la zona donde se evidencia la acentuación de construcción de soluciones de vivienda para la población del municipio. La variación de la incidencia del viento y su tendencia a velocidades bajas hace que contaminantes como PST se precipiten en la zona urbana del municipio Debido a que el municipio cuenta con una población cercana a 150.000 habitantes es necesario implementar un sistema de calidad del aire que permita estudiar los procesos de dispersión de contaminantes en el área del municipio de Yopal. El modelamiento preliminar evidencia que existen zonas pobladas que son afectadas con la presencia de contaminantes que a la fecha no superan la norma actual de calidad del aire pero de seguir los procesos económicos en la región y sin directrices de control se sobrepasan estos valores lo cual incide en la salud pública de los habitantes. La Resolución 2154 de 2010 prevé que como mínimo se implementen dos estaciones una de fondo y una urbana se sigue implementando dos estaciones más con el fin de registrar mejor la composición de la atmósfera y divulgar estos datos de forma eficiente es decir, al día en tiempo real a la población. La realización de inventarios de emisión para fuentes naturales y artificiales y para tipos de fuentes fijas y móviles es una labor imprescindible para comenzar la gestión del SVCA. La realización de campañas de monitoreo de forma periódica aporta datos precisos para realizar correcciones al presente trabajo y permite ofrecer una herramienta más precisa de gestión de la calidad del aire en el municipio.

AGRADECIMIENTOS

A todos los que aportaron tiempo, conocimiento y experiencia para realizar este proyecto apoyado por ANTEK S.A.S

REFERENCIAS

Gobernación De Casanare. [En Línea]
[Consultado el 18 de Diciembre de 2013]

- [Disponible en Internet]:www.casanare.gov.co
- Instituto Colombiano De Normas Técnicas Y Certificación. Trabajos escritos. Presentación y referencias bibliográficas. Sexta actualización. Bogotá: ICONTEC, 2008. 92 p. ISBN 978-958-9383-81-0
- Informe Del Estado De La Calidad De Aire En Colombia 2007-2010, Instituto de hidrología, Meteorología y Medio Ambiente 2012.
- Ministerio De Ambiente, Vivienda Y Desarrollo Territorial. Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad de aire, MAVDT, , Bogotá, Abril 2007.
- Ministerio De Ambiente, Vivienda Y Desarrollo Territorial Resolución Número (610) 24 de marzo de 2010.
- Ministerio De Ambiente, Vivienda Y Desarrollo Territorial Resolución Número (2154) 2 de noviembre de 2010.
- Ministerio De Ambiente, Vivienda Y Desarrollo Territorial.
- Protocolo para el control y vigilancia de la contaminación atmosférica generada por fuentes fijas, versión 2.0 Octubre 2010. Minambiente. [En Línea] [Consultado el 15 de Enero de 2014] [Disponible en Internet] www.minambiente.gov.co
- Sistema De Información De La Calidad Del Aire [En Línea] [Consultado el 20 de enero de 2014] [Disponible en Internet]: www.sisaire.gov.co

SEGUIMIENTO AL PLAN DE DESCONTAMINACIÓN DEL AIRE EN EL VALLE DE ABURRÁ 2015

Ramírez Casas, Gloria Estela
Área Metropolitana del Valle De Aburrá
Autor de correspondencia: gloria.ramirez@metropol.gov.co

RESUMEN

El Área Metropolitana Valle de Aburrá, tiene un Plan de Descontaminación del Aire, como consecuencia de haber declarado la cuenca de este Valle, como área fuente de contaminación atmosférica por material particulado respirable. La meta del plan, es contribuir con la reducción de la concentración de partículas menores de 2.5 micras-PM_{2.5}, a 25 µg/m³ al año 2015 y a 20 µg/m³ al 2020. La mejora en el sistema de Transporte público colectivo, las orientaciones para el desarrollo urbano, la educación y sensibilización ciudadana, los convenios con los sectores industrial, de transporte y construcción motivándolos hacia la autogestión, el fortalecimiento al control de emisiones y a las capacidades de los funcionarios, son estrategias para mejorar la calidad del aire de esta región. De otro lado el monitoreo permanente de la calidad del aire, el uso de modelos de dispersión locales, el uso de instrumentos para medir la altura de mezcla y la estabilidad atmosférica y la actualización permanente de los inventarios de emisiones atmosféricas, han orientado la gestión de la autoridad ambiental en decisiones asociadas con las restricciones de emisiones aportadas tanto por fuentes fijas como por fuentes móviles y a la evaluación del impacto de las acciones implementadas. Contar con el apoyo de expertos internacionales que orienten la gestión en el mejoramiento de la calidad del aire, también ha sido prioritario para el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, por lo que desde el año 2011 se firmó convenio con el Instituto de aire limpio de Washington. Uno de los productos de este convenio es el estudio de Estrategias ambientales integradas para una movilidad urbana sustentable, en el que se valoran las estrategias, en términos del impacto social y ambiental y se avanza actualmente en acciones de fortalecimiento al control de las emisiones generadas por fuentes fijas, en las que se tiene como objetivos elaborar un programa concertado de escalonamiento de emisiones industriales, el diseño e implementación de un proyecto piloto de monitoreo continuo de emisiones (MCE) con industrias seleccionadas y la elaboración de una propuesta de norma de reducción de emisiones industriales. De conformidad con la Resolución 627 de 2006, se realizó la actualización de los mapas de ruido para los Municipios de Bello, Medellín e Itagüí, contando para ello con la herramienta de modelación Sound Plan

PALABRAS CLAVE

Descontaminación, transporte, desarrollo urbano, calidad del aire

INTRODUCCION

El Plan de descontaminación del aire del valle de Aburrá, tiene como meta contribuir con la reducción de PM_{2.5}, a 25 µg/m³ al año 2015 y a 20 µg/m³ al 2020. La Entidad entiende que el problema de calidad del aire requiere de un manejo integral, e interinstitucional. El Área Metropolitana del Valle de Aburrá-AMVA, cuenta con las atribuciones para regular aspectos ambientales de la industria, el transporte y aspectos de ordenamiento territorial y de movilidad, lo cual ha permitido abordar el Plan de Descontaminación del Aire con un enfoque integral. Las medidas del Plan de descontaminación del aire del valle de Aburrá, fueron producto de conversaciones técnicas, donde participaron autoridades ambientales, las universidades locales, los gremios y la ciudadanía y se contó además con la coordinación y acompañamiento de expertos internacionales.

MATERIALES Y METODOS

El Área Metropolitana Valle de Aburrá desde el año 2000, firmó un convenio de cooperación científica y tecnológica con las universidades y autoridades ambientales locales, denominado REDAIRE, lo cual ha marcado la gestión de la Entidad, porque de la mano de las universidades se han venido desarrollando las estrategias para mejorar la calidad del aire, partiendo del conocimiento del problema, de sus causas y efectos. El monitoreo de la calidad del aire se ha realizado desde el año 2001 en convenio con la universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Con la Universidad Pontificia Bolivariana sede Medellín, se viene desarrollando desde hace varios años, un modelo local, como herramienta para estimar la dispersión de contaminantes al aire, el cual se alimenta de un modelo de inventario de emisiones y de un modelo meteorológico. Se ha diseñado además un aplicativo para acceder a la información de la calidad del aire y a la evaluación de tendencias del comportamiento de variables de contaminación. En el siguiente link, se puede acceder a la información mencionada y a otros estudios relacionados con el tema. <http://www.metropol.gov.co:9000/CalidadAire/Paginas/default.aspx>. Los inventarios de emisiones atmosféricas se actualizan y ajustan periódicamente en convenio con la Universidad Pontificia Bolivariana, contando actualmente con el del año base 2013. Los inventarios se han realizado para contaminantes criterio y para gases de efecto invernadero, usando para este último la metodología del Panel Intergubernamental de Cambio Climático. Mediante el programa de producción más limpia, se avanza en proyectos relacionados con la Producción y el Consumo Sostenible, teniendo en cuenta no solo al sector industrial sino al sector de la Construcción y al sector transporte. La Educación Ambiental, es una estrategia permanente del Área Metropolitana Valle de Aburrá, mediante convenio con el Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, se proyectan acciones de sensibilización, capacitación y promoción de ciudadanos científicos, los cuales serán dotados de equipos que les posibilitarán conocer la calidad del aire que respiran y apoyar a las autoridades en la toma de acciones de prevención y control de la contaminación atmosférica. Como autoridad en planificación, el Area Metropolitana Valle de Aburrá, definió lineamientos para el ordenamiento del territorio a todos los municipios bajo su jurisdicción y participa activamente en la revisión de los Planes de Ordenamiento Territorial municipales, de tal manera que los aspectos de ocupación del territorio sean definidos entre otros, con base en el impacto al recurso aire, observando las características de construcción de ciudad compacta. En consideración a que son las fuentes móviles las principales fuentes de contaminación del valle de Aburrá, el Plan de descontaminación del aire incorporó el plan maestro de movilidad metropolitana como un eje estratégico de actuación, para mejorar la calidad del aire. En este sentido la Entidad viene avanzando en la estructuración técnica, legal y financiera del Sistema Integrado de Transporte del Valle de Aburrá- SITVA, el cual está conformado por el sistema Metro, Metroplus, cables, tranvías y bicicletas públicas. Conscientes de la importancia de contar con miradas internacionales para abordar el problema de calidad del aire, la Entidad, firmó el convenio marco 529 de 2011 a cinco años, con el instituto de aire limpio de Washington, como apoyo a la implementación de acciones del Plan de descontaminación. Como productos de este convenio se destaca la implementación del proyecto piloto para el control en línea de Centros de Diagnóstico automotriz y el estudio de Estrategias ambientales integradas

para una movilidad urbana sustentable, en el que se valoran las estrategias, en términos del impacto social y ambiental. Actualmente se avanza en acciones de fortalecimiento al control de las emisiones generadas por fuentes fijas, en las que se tiene como objetivos elaborar un programa concertado de escalonamiento de emisiones industriales, el diseño e implementación de un proyecto piloto de monitoreo continuo de emisiones (MCE) con industrias seleccionadas y la elaboración de una propuesta de norma que busca reducir las emisiones aportadas por el sector industrial. Se implementará también para el sector industrial planes de movilidad empresarial con énfasis en Teletrabajo, horario flexible, carro compartido, uso de bicicletas. De conformidad con la Resolución 627 de 2006, se realizó la actualización de los mapas de ruido para los Municipios de Bello, Medellín e Itagüí, utilizando como herramienta el modelo SOUND PLAN. La Entidad ha fortalecido las acciones de control y vigilancia al cumplimiento de las normas de emisión tanto para fuentes fijas (incluyendo las sustancias generadoras de olores ofensivos), como para fuentes móviles, aunando esfuerzos mediante convenio, con autoridades ambientales que tienen jurisdicción en zonas limítrofes de los municipios que hacen parte del Área Metropolitana del valle de Aburrá, específicamente con CORANTIOQUIA. Lo anterior en el entendimiento de que los contaminantes atmosféricos no reconocen fronteras. En esta misma línea se fortalece la capacidad técnica de los funcionarios de las autoridades ambientales y de los municipios, a través del desarrollo de diplomados que posibilitan a las entidades apropiarse de herramientas de gestión para la toma de decisiones enfocadas al mejoramiento de la calidad del aire.

RESULTADOS

La evaluación del impacto de la implementación de acciones para el mejoramiento de la calidad del aire, se hace a partir de la red de monitoreo, la cual es operada por la universidad Nacional de Colombia sede Medellín, mediante convenio con el AMVA. La red cuenta con equipos para evaluar parámetros como PM10, PM2.5, O3, NOx, CO, SOx. Cerca del 80% de los equipos son automáticos y reportan información en tiempo real. La siguiente tabla muestra cómo estamos en algunas estaciones que se han tomado como referencia, en relación con la meta propuesta en el Plan de Descontaminación del aire del valle de Aburrá. La estación Medellín, Museo de Antioquia presentó en el 2014, un promedio de PM2.5 de 37.4 ug/m3, la estación, Medellín Universidad Nacional Facultad de Minas, presentó en el 2014 un promedio de PM2.5 de 21.3 ug/m3 y la estación Itagüí, Casa de Justicia presentó en el 2014 un promedio de PM2.5 de 32.1 µg/m3. En relación con el Número de Veces que se Supera la Norma Diaria de 50 µg/m3 en el año 2014, se tiene que respectivamente para las tres estaciones fue de 40, 0, y 24 veces. La Meta del Plan de Descontaminación del Aire al año 2015 es de 25 ug/m3. Algunas de las estaciones de monitoreo de calidad del aire presentaron concentraciones que dan categoría de dañina para grupo sensible y dañino a la salud, de acuerdo con el índice de calidad del aire. Corresponde a estaciones donde se monitorea el PM2.5. La tendencia histórica del PM2.5 registrado en la Estación Politécnico Jaime Isaza Cadavid ha sido de mejora en la calidad del aire pasando de 23 ug/m3 en el 2012 a 18 ug/m3 en el 2014. La estación Museo de Antioquia ha tenido tendencia a mantener las concentraciones de PM2.5, en cerca de 37 ug/m3 desde el 2012. La estación Universidad Nacional de Colombia, Núcleo El Volador ha mostrado tendencia al aumento en las concentraciones de PM2.5, pasando de 27 ug/m3 en el 2012 a 30 ug/m3 en el 2014. A partir de mediciones con el radiómetro, el Ceilómetro y el Radar se tiene conocimiento de la dinámica atmosférica, como perfiles verticales de la atmósfera, concentración de aerosoles en la vertical, altura de la capa de mezcla. La mayor concentración de aerosoles se da entre las 6 y las 10 de la mañana. La altura de la capa de mezcla es cercana a los 500 metros de altura. La información ha permitido mejorar los insumos que alimentan los modelos matemáticos para estimar la dispersión de contaminantes en la región

CONCLUSIONES

La estación Politécnico Jaime Isaza Cadavid, es una estación que ha mostrado un tendencia a mejorar la calidad del aire, debido fundamentalmente a acciones como: mejoramiento en la calidad del combustible en relación con el contenido de azufre, mejoramiento en la infraestructura vial y articulación de buses al sistema de transporte Metro y Metroplus. A pesar de los grandes esfuerzos del Área Metropolitana Valle de Aburrá por implementar acciones estratégicas para mejorar la calidad del aire de la región, las estaciones muestran un aumento en los niveles de concentración de partículas respirables, lo cual está asociado directamente con el crecimiento del parque automotor privado, que cada vez hace más evidente los problemas de movilidad con consecuencia directa en el aumento de las emisiones de contaminantes al aire. La implementación de estrategias de ordenamiento urbano y de movilidad enfocadas a evitar viajes innecesarios, optimizar recorridos, teletrabajo, horarios escalonados, políticas de parqueo, incentivos al uso de la bicicleta, fortalecimiento del Sistema integrado de transporte público, entre otras, son las acciones en las que se enfoca la Entidad para aportar en la disminución de las concentraciones de contaminantes en el aire. Las herramientas de gestión relacionadas con el fortalecimiento de sensores para medir parámetros de calidad del aire, meteorológicos y otras variables que mejoran el conocimiento de la dinámica atmosférica local, han permitido mejorar el direccionamiento de las medidas de prevención y control de la contaminación del aire.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento muy especial a las universidades que hacen parte de REDAIRE: Universidad Pontificia Bolivariana, Universidad Nacional, Universidad de Medellín, Universidad de Antioquia, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, quienes con su cooperación han orientado al Área Metropolitana Valle de Aburrá en la gestión para el mejoramiento de la calidad del aire

REFERENCIAS

Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Acuerdo N°8 de 2011.

Área Metropolitana del Valle de Aburrá-Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Convenio 326/2014

Área Metropolitana del Valle de Aburrá-Universidad Pontificia Bolivariana. Convenio 315 de 2014

Área Metropolitana del Valle de Aburrá-Clean Air Institute. Convenio Marco 529 de 2011

VALORACIÓN CUALITATIVA DE LOS DUCTOS DE DESCARGA DE GASES, VAPORES Y/O PARTÍCULAS EN LA CALLE 41 DE MONTERÍA, COLOMBIA

Rosso Pinto, Mauricio José, Bustamante Ruiz, Angélica Del Carmen, Torres Cermeño, Edwin; Padilla
Bravo, Fredys Andrés, Romero Suarez, Samuel Andrés
Universidad de Córdoba
Autor de correspondencia: mau_rp95@hotmail.com

RESUMEN

Las emisiones de contaminantes a la atmósfera como resultado de actividades humanas se han ido incrementando a través de los años y con ello los efectos adversos al ambiente y a la salud. La ciudad de Montería - Colombia, debido a su acelerado crecimiento, ha tomado ciertas medidas en relación con la contaminación atmosférica, en 2005 se levantó la línea base de la calidad de aire y en 2006 se realizó el inventario de emisiones que demostró que la ciudad tiene influencia significativa de establecimientos comerciales como asaderos de carne y pollo (CVS y K2, 2007). Este estudio consideró la zona de la calle 41, por ser una vía comercial representativa de la ciudad en la que funcionan varios restaurantes. El objetivo fue evaluar cualitativamente el estado de los ductos de descarga de gases, vapores y/o partículas, verificando el cumplimiento del artículo 23 del Decreto 948 de 1995 (Ministerio de Ambiente, 2005) y de las Buenas Prácticas de Ingeniería. Para ello se realizó una inspección de la zona y se analizaron espacialmente los puntos de descarga a través de la metodología de densidad de Kernel. Además, se evaluó el estado de los ductos y se estimaron sus alturas HT y He. Se concluyó que el 67% de las chimeneas se encuentran en mal o regular estado y tan sólo el 11,11% de los establecimientos cumplen con la adecuada relación de las alturas, establecida en el Protocolo para el Control y la Vigilancia de la Contaminación Atmosférica generada para Fuentes Fijas del MAVDT, evidenciándose que no existen condiciones que garanticen una adecuada dispersión de los contaminantes, lo que denota la necesidad de actualizar el inventario de emisiones de la ciudad para establecer la incidencia real del incremento de las fuentes menores en la calidad del aire urbano; así como la pertinencia de mejorar las medidas de seguimiento y control por parte de las autoridades ambientales para garantizar una mejor calidad de vida.

PALABRAS CLAVE

Contaminación atmosférica, ductos de descarga, fuentes fijas, emisión

INTRODUCCION

Uno de los problemas ambientales que se ha ido incrementando a través de los años es el aumento de las emisiones de contaminantes a la atmósfera como resultado de actividades humanas e industriales causando efectos adversos al ambiente y a la salud. Una de las principales fuentes generadoras de emisiones son las fuentes fijas constituidas por el sector industrial, que a través de los puntos de descarga liberan parte de los contaminantes influyentes en el calentamiento global, viéndose reflejado en variabilidad

climática, afectaciones sobre la salud humana, sequías, agotamiento del recurso hídrico, entre otros. El incremento de las emisiones no sólo depende de las operaciones diarias del sector; sino, también de los factores meteorológicos incidentes. (Rangel, 2010). En Colombia se ha despertado un interés por las emisiones de gases contaminantes al aire, llevándolo a tomar medidas al respecto, en así como en 1995 se adelanta el primer inventario de emisiones de gases efecto invernadero, basado en la metodología aprobada por el Panel

Intergubernamental del Cambio Climático- IPCC (Núñez y Sarmiento, 2011). A nivel normativo, en 1995 se expide el Decreto 948 que regula la protección y control de calidad de aire, límites máximos permisibles de emisiones, permisos de emisiones, medidas para episodios de contaminación y planes de contingencia de emisiones, entre otros; complementario en el año 2010 se expide la Política de Prevención y Control de la Contaminación del Aire y posteriormente se formula el Protocolo para el Control de la Contaminación Atmosférica Generado por Fuentes Fijas. Según las Guías generales sobre Medio Ambiente, Salud y Seguridad de la Corporación Financiera Internacional (2007) la altura de las chimeneas de todas las fuentes fijas de emisiones, ya sean o no "significativas", deberán diseñarse de conformidad con las recomendaciones técnicas establecidas por normas internacionales o nacionales, a fin de evitar concentraciones excesivas a nivel del suelo debidas a corrientes, turbulencias o inclemencias atmosféricas y de garantizar una difusión adecuada que reduzca al mínimo los impactos. La ciudad de Montería levantó la Línea base de calidad del aire en el año 2005; la cual, dio paso al diseño y puesta en funcionamiento del sistema de vigilancia de la calidad del aire. Entre las principales actividades asociadas a la contaminación atmosférica se documentaron las de procesamiento y almacenamiento de granos, tostadoras de café y producción de lácteos; adicionalmente, se referenciaron una cantidad significativa de chimeneas correspondientes a asaderos de carne y pollo en la ciudad (CVS y K2, 2007). La calle 41 de la ciudad de Montería, es una zona de usos mixtos donde funcionan un gran número de establecimientos comerciales, rodeada de una zona residencial, e incluso varios de los hoteles de la ciudad están ubicados a lo largo de ella. Entre los establecimientos comerciales se destacan restaurantes y asaderos que pueden considerarse generadores de contaminación atmosférica debido a la emisión constante de gases, vapores y partículas al aire; además, se caracteriza por un elevado flujo vehicular y de

peatones. En consideración de lo anterior se planteó como objetivo evaluar cualitativamente la dispersión de los gases, vapores y partículas en fuentes fijas de contaminación atmosférica, ubicados en la calle 41 de Montería, aplicando los criterios de Buenas Prácticas de Ingeniería e implementando técnicas de geoprocésamiento que permitan determinar las zonas de mayor concentración de fuentes fijas y su posible incidencia en la calidad del aire.

MATERIALES Y METODOS

El estudio consistió, en un reconocimiento preliminar del área para analizar la problemática identificando las zonas de mayor concentración de chimeneas a través del análisis espacial, posteriormente basados en la información recolectada en la fase de campo se determinó el cumplimiento de las Buenas Prácticas de Ingeniería evaluando la relación de las alturas y el estado de los ductos. 2.1. Análisis espacial de las fuentes fijas del área de estudio. Esta fase del proyecto consistió en la observación del área de estudio en la cual se tomaron las coordenadas de cada fuente de emisión, tanto fijas como fugitivas, utilizando un GPS navegador y realizando registro fotográfico. Posteriormente, se hizo un análisis espacial utilizando las herramientas de geoprocésamiento del Software ArcGIS, más específicamente buffer, para delimitar el área de estudio y el estimador de densidad de kernel, con el fin de obtener la relación de la cantidad de fuentes por unidad de área. 2.2. Evaluación técnica del estado de las chimeneas. El estado actual de los ductos o dispositivos a través de los cuales las fuentes fijas puntuales (chimeneas) , localizadas en la zona de estudio, realizan la dispersión de gases, vapores y/o partículas que su actividad genera, se pudo establecer a través de la observación en campo. Para ello, se tuvieron en cuenta los criterios establecidos en el "Protocolo para el Control y la Vigilancia de la Contaminación Atmosférica generada por Fuentes Fijas" (MAVDT, 2010); el cual, en su capítulo cuatro, establece la relación técnicamente favorable que debe presentar la altura de las chimeneas medida desde el nivel del

terreno en la base de la chimenea hasta el borde superior de la misma (HT) y la altura de la estructura en el punto en el cual se encuentra ubicado el ducto o chimenea (He), para garantizar una adecuada dispersión (MAVDT, 2010). Para evaluar el diseño de los ductos de descarga se consideró la ecuación (1) como única fórmula para determinar el cumplimiento de las Buenas Prácticas de Ingeniería. $HT = 2,5He$ (1) Lo anterior obedece a condiciones prácticas de análisis y a la carencia de información de ciertos establecimientos en las fechas de inicios de sus actividades. Las alturas HT y He de los ductos que conforman el sistema de emisión y dispersión de gases, vapores y/o partículas de los establecimientos identificados, se determinó de forma indirecta mediante un análisis fotográfico, tomando como referencia una regla de dos (02) metros, dividida en cuatro (04) franjas iguales con colores de alto contraste (blanco y negro). Este instrumento fue utilizado como escala para el cálculo la altura real de los diferentes ductos. 2.3. Evaluación del estado físico de los ductos de descarga. La evaluación del estado de los ductos de descarga se realizó teniendo en cuenta diferentes aspectos que pueden influir en la eficiencia de la dispersión de gases, vapores y/o

partículas, a partir de los cuales se realizó una lista de chequeo. Los criterios considerados fueron: 1. Forma geométrica definida. 2. Dimensiones. 3. Presencia de perturbaciones o giros. 4. Material de Construcción (Acero inoxidable) 5. Presencia de capucha 6. Limpieza de la capucha 7. Sostenibilidad de la estructura del ducto de descarga 8. Condiciones sanitarias de la estructura 9. Verticalidad de la estructura 10. Contaminación visual Acorde al cumplimiento, se categorizó el estado de los ductos de descarga según una escala de color (Tabla 1).

RESULTADOS

Identificación y análisis espacial.

La investigación permitió identificar 25 fuentes de emisión, de las cuales 18 corresponden a fuentes fijas puntuales, entre las que se encontraron restaurantes y asaderos de pollo. Las siete restantes se consideran fuentes fijas fugitivas tales como, estaciones de gasolina, un parqueadero, la terminal de transporte de la ciudad y una Estación de Bombeo de Aguas Residuales. En la tabla 2 se muestran los nombres de cada una de las fuentes y sus coordenadas.

Tabla 1. Criterios de evaluación del estado físico de las chimeneas en fuentes puntuales.

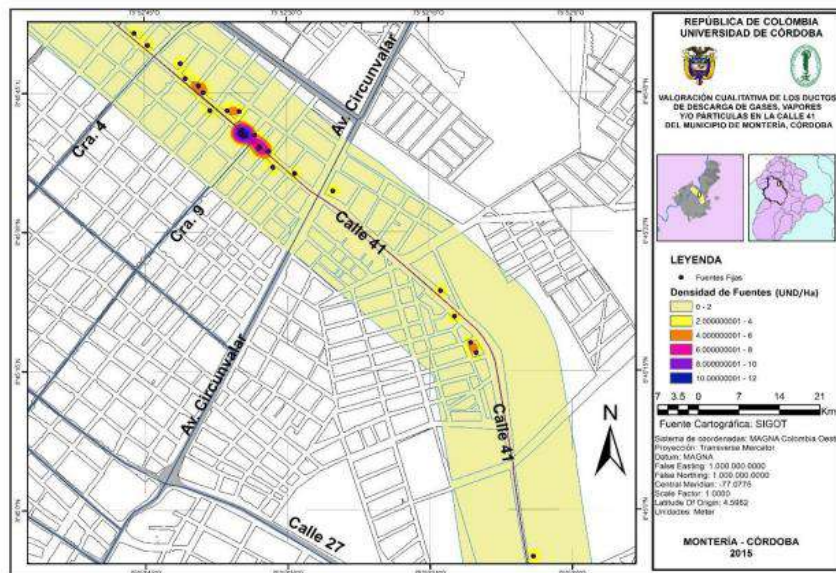
Color	Categorías	Número de criterios con los que cumple
Azul	Excelente	10
Verde	Bueno	9 a 8
Amarillo	Regular	7 a 6
Rojo	Malo	5- 0

Tabla 2. Fuentes de emisión de la Calle 41, Montería.

No.	X(°)	Y(°)	FUENTE
1	-75,879505	8,764293	Estación de gasolina Terpel
2	-75,87815	8,763389	Llanera la Cordobesa
3	-75,87637	8,761394	Comidas rápidas Peter
4	-75,876368	8,761266	Pizzeria Dario Express
5	-75,876387	8,761295	Empanadas Guanajuato
6	-75,875838	8,760876	Restaurante y comidas rápidas Krusty
7	-75,875858	8,760838	Restaurante Yurki Royer
8	-75,87558	8,760752	Restaurante Pollo Arana
9	-75,875448	8,760271	Asados Montería
10	-75,873689	8,759557	Estación de gasolina Texaco y Gazel
11	-75,870135	8,755794	Estación de Gasolina Terpel y Gazel
12	-75,869664	8,755005	Restaurante Maguari
13	-75,867847	8,7486	Terminal de transporte de Montería
14	-75,877289	8,761974	Restaurante Gato Pollero
15	-75,877621	8,76271	Restaurante Papoche
16	-75,878008	8,762935	Restaurante La Parrilla del Sinú
17	-75,874809	8,760082	Restaurante Delicias de Jairo
18	-75,869504	8,754694	Restaurante Mister OS
19	-75,87054	8,75656	CDA del Sinú
20	-75,876297	8,761211	Asados Big Chiken
21	-75,875985	8,761233	EBAR PROACTIVA
22	-75,879111	8,763928	Parqueadero de camiones Cra 4
23	-75,876426	8,761943	Restaurante Casa China
24	-75,87749	8,76251	Panadería Trigopan
25	-75,87678	8,76197	Maxicames

Con base en las coordenadas, la cartografía predial del municipio de Montería y el análisis espacial se generó un mapa de densidades (Figura 1)

Figura 1. Mapa de densidades de fuentes fijas de emisión por el método de Kernel.

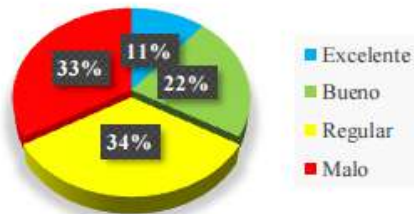


En la figura 1 se puede observar que los valores con el mayor rango de densidad Kernel, corresponden a la ubicación de entre 10 y 12 fuentes de emisión por hectárea, localizadas entre la carrera ocho (08) y nueve (09) sobre la calle 41, la mayor parte de estos establecimientos laboran entre 18 y 24 horas diarias, haciendo una emisión casi constante cercana a domicilios y edificios residenciales.

Estado de los conductos o chimeneas de las fuentes de emisión.

Se categorizaron los ductos de descarga acorde los criterios previamente establecidos. (Figura 2)

Figura 1. Estado de los ductos de descarga.



Según la figura 2, el 67% de los ductos de descarga de las emisiones se encuentran regular o mal estado, durante la fase de observación, se pudo evidenciar que en estos casos el material de los conductos presentó condiciones sanitarias precarias, generando un impacto visual negativo. Unos casos que evidencia este hecho se muestra en la figura 3.

Evaluación del cumplimiento de las Buenas Prácticas de Ingeniería.

Se evaluó el cumplimiento de las Buenas Prácticas establecidas en el Protocolo para el Control y la Vigilancia de la Contaminación Atmosférica generada para Fuentes Fijas de cada una de las chimeneas, encontrando que sólo el 11,11% cumplen con la relación establecida entre

HT y He, dicha situación puede estar relacionada con el desconocimiento de la normativa pertinente. Los resultados se muestran en la tabla 3.

Figura 3. Chimeneas de la zona de estudio.



Tabla 3. Relaciones de las alturas HT y He de las fuentes emisoras identificadas.

FUENTE EMISORA No.	HT (m)	He (m)	HT/He	BUENAS PRACTICAS (HT/He \geq 2,5)
2	3,4	2,58	1,32	No Cumple
3	4,11	3,45	1,19	No Cumple
4	3,6	3,25	1,11	No Cumple
5	4,32	3,87	1,12	No Cumple
6	2,24	2,5	0,90	No Cumple
7	2,11	2,55	0,83	No Cumple
8	9,5	2,3	4,13	Cumple
9	5,82	2,44	2,39	No Cumple
12	4,66	3,47	1,34	No Cumple
14	6	4,87	1,23	No Cumple
15	3,82	3,46	1,10	No Cumple
16	-	-	-	No Cumple
17	2,2	2,5	0,88	No Cumple
18	4,45	2,49	1,79	No Cumple
20	4,07	3,97	1,03	No Cumple
23	8,18	3,1	2,64	Cumple
24	3,2	2,7	1,19	No cumple
25	-	-	-	No cumple

**En los ítem 16 y 25, no se encontró chimenea*

De las 18 fuentes fijas de emisión inventariadas, sólo dos se ajustaron a las alturas recomendadas, la observación permitió identificar casos críticos referentes al diseño de estos ductos, puesto que la emisión no se realiza con los requerimientos mínimos, identificando casos donde los ductos de salida están ubicados por debajo del techo del establecimiento (Figura 4).

Figura 4. Diseño de los ductos de descarga



CONCLUSIONES

La investigación permitió establecer las densidades de las fuentes fijas de emisión por unidad de área, determinando a través de la

Metodología de Kernel que la zona entre las carreras ocho (08) y nueve (09) de la calle 41 presenta la mayor concentración, lo que permite inferir que es el área sobre la cual las emisiones de establecimientos menores tienen incidencia en la calidad del aire. De igual forma, la presencia de edificios residenciales y viviendas genera cierta incertidumbre acerca de los usos del suelo, constituyendo además un riesgo a la salud de quienes allí residen por la exposición continua a estos gases, vapores y/o partículas. Las condiciones sanitarias, estructurales y de ubicación de los ductos de descarga representan un riesgo para la integridad de transeúntes y trabajadores. Lo anterior debido a factores como la presencia de grasas y hollín adherido a los ductos, deterioro del material y la inestabilidad de la estructura, y proximidad al cableado eléctrico. El cumplimiento de la relación de las alturas propuestas en el Protocolo para el Control y la Vigilancia de la Contaminación Atmosférica Generada por Fuentes Fijas fue mínimo porque solo dos (02) de los 18 establecimientos se ajustan; sin embargo, su estado es precario. Es importante mencionar que todos los establecimientos ubicados entre las carreras ocho

(08) y nueve (09) sobre la calle 41, zona que según la metodología de Kernel, presenta mayor densidad de puntos de emisión, no cumplen con la relación adecuada de las alturas, por lo tanto es poco probable que se dé una adecuada dispersión de los gases, vapores y/o partículas. Los resultados de la evaluación tanto del estado de los ductos, como del cumplimiento de las Buenas Prácticas de Ingeniería, denotan la necesidad de realizar seguimiento y control por parte de la autoridad ambiental a los establecimientos menores, con el objetivo de garantizar una adecuada dispersión de los contaminantes emitidos y propender por la salud de los residentes y trabajadores de esta zona.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este proyecto agradecen a la Universidad de Córdoba y al Departamento de Ingeniería Ambiental por su aporte en la formación académica.

REFERENCIAS

Aponte, C. et al. (2010). Inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos primarios de fuentes fijas puntuales en la Comuna 4 de la ciudad de Cali. *El Hombre y la Máquina*, (34), 106-114.

Colombia. Ministerio del Medio Ambiente (1995). Decreto 948 referente a la prevención y control de la contaminación atmosférica y la protección de la calidad del aire. *Diario Oficial*. Bogotá D.C., No. 41876.

Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2008). Resolución 0909. Por la cual se establecen las normas y estándares de emisión admisibles de contaminantes a la atmósfera por fuentes fijas y se dictan otras disposiciones. *Diario Oficial*. Bogotá D.C., No. 47.051.

Correal, E., Gamboa, J. (2007). Inventario de Emisiones Atmosféricas en Montería Córdoba. Universidad de Medellín. Colombia. IFC (2007). Guías generales sobre medio ambiente, salud y seguridad. [http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/b44dae8048855a5585ccd76a6515bb18/General%](http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/b44dae8048855a5585ccd76a6515bb18/General%2BEHS%2B-%2Bspanish%2B-%2BFinal%2Brev%2Bcc.pdf?MOD=AJPERES)

[2BEHS%2B-%2Bspanish%2B-%2BFinal%2Brev%2Bcc.pdf?MOD=AJPERES](http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/b44dae8048855a5585ccd76a6515bb18/General%2BEHS%2B-%2Bspanish%2B-%2BFinal%2Brev%2Bcc.pdf?MOD=AJPERES).

Jaramillo M. et al. (2005). Inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos por fuentes puntuales en la zona Cali-Yumbo. *Revista Facultad de Ingeniería*, (31), 38-48.

K2-Ingenieria (2007). Diseño de la Red de Monitoreo de la Calidad del Aire en el Municipio de Montería.

Martínez, R. (2007). Consideraciones acerca del Diseño de Chimeneas. Recuperado de <http://www.areadecalculo.com/monografico/s/chime/Chimeneas.pdf>

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2010). Protocolo para el control y vigilancia de la contaminación atmosférica generada por fuentes fijas. https://www.minambiente.gov.co/images/AsuntosAmbientalesySectorialyUrbana/pdf/aire/res_0760_200410_protocolo.pdf.

Mejía, M. y Oviedo, I. (2006). Estimación de las funciones de costo marginal de abatimiento de material particulado para fuentes fijas en el Valle de Aburrá Ensayos de Economía. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/5617/1/milenaevydemejia.2006.pdf>.

Morales, N. y Nobles, M. (2013). Lineamientos para la formulación del plan de gestión de la calidad del aire en la ciudad de montería. Recuperado de <http://repository.javeriana.edu.co/bitstream/10554/13513/1/MoralesNaira2013.pdf>.

NULLVALUE (1995). Inventario Nacional de Emisión de los Gases. Recuperado de <http://www.eltiempo.com/archivo/documento/MAM-479307>. Waked, A. et al. (2012). An atmospheric emission inventory of anthropogenic and biogenic sources for Lebanon. Recuperado de <http://www.sciencedirect.com.ezproxy.unal.edu.co/science/article/pii/S1352231011013483>

APLICACIÓN DE MODELOS PARA EL ANÁLISIS DE RIESGO DE ESCAPES EN FRIGORÍFICOS

Sánchez Erica Yanina¹, Balbi Karina¹, Orte Marcos Agustin¹, Represa Natacha Soledad¹, Giuliani Daniela¹, Colman Lerner Jorge Esteban², Porta Atilio Andres¹, Elordi María Lucila¹

1. CIMA-Universidad Nacional de La Plata, 2. Centro de Investigación y Desarrollo en Procesos Catalíticos (CINDECA); CONICET-UNLP

Autor de correspondencia: yaninasanch@gmail.com

RESUMEN

Las grandes ciudades suelen verse acompañadas de actividad industrial en su entorno y dentro del ejido urbano. Si bien el desarrollo industrial está directamente relacionado con la prosperidad y la calidad de vida, y es considerado la principal medida de progreso, también está asociado a preocupaciones como la contaminación y desastres imprevistos que podrían exponer a la población circundante a concentraciones atmosféricas no deseadas. Por lo expuesto, el desarrollo de herramientas predictivas que permitan determinar la población afectada por exposición a contaminantes atmosféricos, forma parte de las estrategias que optimizan el uso de los recursos frente a políticas ambientales y sanitarias no sostenibles, y constituyen un tema prioritario a nivel mundial. De acuerdo a un informe estadístico sobre los accidentes con sustancias químicas en Argentina, elaborado por CIQUIME (Centro de Información Química para Emergencias), el amoniaco es una de las sustancias que más aparece entre los eventos químicos no deseados. Por tal motivo, en este trabajo se analiza el impacto potencial que presentan las industrias frigoríficas en función de su uso y almacenamiento. Para tal fin, se aplica el software ALOHA como herramienta para modelar la emisión y la dispersión del amoniaco en la atmósfera, y para reconocer las regiones vulnerables y evaluar los impactos potenciales en la población afectada. Los mapas obtenidos, junto al análisis de fortalezas y limitaciones de la herramienta utilizada, exponen el aporte de los mismos para el desarrollo de protocolos específicos; así como dejan en manifiesto la necesidad de contar con inventarios de emisiones, caracterización de las fuentes de emisión y una estadística de la meteorología local. Finalmente, la organización territorial no es un punto menor entre las repercusiones de los resultados ya que permite limitar las zonas industriales de las urbanizadas de acuerdo a las regiones de afectación modeladas. Para aquellas industrias ya insertas en el ejido urbano, es de suma importancia detectar los alcances de una potencial nube tóxica y la población vulnerable al evento, a fin de preparar una respuesta eficiente.

PALABRAS CLAVE

Análisis de Riesgo, evento no deseado, amoniaco, planificación, frigorífico

INTRODUCCION

Frente a los tiempos que corren, en el marco de ciudades superpobladas, importante actividad industrial, comunidades consumistas y normas que buscan alcanzar la armonía entre el ambiente, la economía y la sociedad, vivimos expuestos a situaciones de

riesgo que ameritan ser estudiadas a modo de reducir el factor sorpresa y dar herramientas a los decisores para actuar frente a tales amenazas. Las políticas de planificación de emergencias se basan en el análisis de eventos previos no deseados, a diferentes escalas. Asimismo, la aplicación de herramientas que

ayuden a simular escenarios potenciales sin la necesidad de que ocurra el evento, y sin pérdidas de vidas y de bienes materiales, constituye un paso importante en la gestión integral de riesgos y emergencias. Por lo expuesto, el desarrollo de herramientas predictivas que permitan determinar la población afectada por exposición a contaminantes atmosféricos, forma parte de las estrategias que optimizan el uso de los recursos frente a estas políticas ambientales y sanitarias no sostenibles, y constituyen un tema prioritario a nivel mundial [1-3]. Estas herramientas proponen utilizar información científica disponible, a un costo razonable para la toma de decisiones en el marco de la protección de la salud humana [4].

1.1 Herramientas de modelado

La modelización de eventos químicos no deseados constituye un aspecto básico de la prevención y protección, dado que el nivel y la extensión de las consecuencias permiten establecer la proporcionalidad de las medidas necesarias para evitarlas o mitigarlas [5]. Para evaluar el alcance de consecuencias, se dispone actualmente de numerosos modelos informáticos, [6-7] que partiendo de las características de la sustancia y de las condiciones del equipo accidentado (volumen, cantidad retenida, orificio de fuga, etc.) determinan la cronología de la emisión (instantánea o continua). El resultado se introduce en el módulo de dispersión, que necesita también las variables meteorológicas responsables del transporte y la dilución de la nube, proporcionando información sobre los parámetros característicos de la misma, tales como perfiles concentración-tiempo, concentración-distancia, dosis-distancia [5]. Dado que ALOHA [8-10] posee una interfaz amigable, que la información de entrada es acotada y relativamente de fácil acceso, constituye un software ampliamente utilizado en el sector público y privado. ALOHA posee un interesante modelo de emisión a través del cual puede predecir las tasas con que las sustancias químicas pueden escapar a la

atmósfera. La dispersión de los contaminantes en aire es estimada bien por un modelo de gases densos o por un modelo gaussiano. Cuenta con una extensa biblioteca de propiedades químicas que facilita la aplicación del software. Los resultados del modelo se presentan tanto en formato de texto como gráfico. Este último representa el área de afectación a sotavento de la emisión, diferenciando zonas en donde las concentraciones pueden exceder un nivel umbral establecido por el usuario (Ej. AEGL, TEEL, ERPG, etc.).

1.2 Riesgos químicos en Argentina

En el territorio Argentino existen diferentes tipos de riesgos químicos, siendo de mayor nivel de amenaza los accidentes que ocurren en instalaciones fijas y durante el transporte de sustancias peligrosas. Las regiones mayormente afectadas son la Patagonia, el Centro y el Área Metropolitana de Buenos Aires [11]. El mayor riesgo se da en los polos petroquímicos ubicados en áreas urbanas y suburbanas y con instalaciones portuarias. Alguno focos de riesgo a citar son Dock Sud; Capital Federal, Avellaneda, Lanús y Quilmes; Bahía Blanca – Ingeniero White; Zárate y Campana; Ensenada – Berisso; Puertos del Gran Rosario; Luján de Cuyo y Neuquén. Dentro del marco nacional, CIQUIME (Centro de Información Química para Emergencias) tiene como función principal brindar información integral, directa e inmediata sobre conductas a seguir en caso de eventos que involucren sustancias químicas. Un informe estadístico sobre accidentes con materiales peligrosos [12], autoría de esta entidad, concluye que en Argentina:

- Los accidentes químicos ocurren mayoritariamente en instalaciones fijas (principalmente fábricas y depósitos), durante los días hábiles y en la franja horaria de 8 a 17 hs.

- Los productos con mayor incidencia son los líquidos, pero los productos en estado gaseoso son los más peligrosos debido a la dificultad de controlarlos y la gran superficie que ocupan una vez dispersos.
- La principal vía de ingreso al organismo es la respiratoria. La mayor cantidad de víctimas resultaron intoxicadas por productos gaseosos.
- Los accidentes ocurren principalmente en zonas industriales ubicadas en áreas densamente pobladas.
- La sustancia involucrada con mayor frecuencia es el amoníaco.

1.2 El amoníaco como refrigerante y la industria cárnica La refrigeración es un proceso conocido de mucho tiempo atrás. En el siglo XII los chinos utilizaban mezclas de salitre con el fin de enfriar agua; en los siglos XVI y XVII, investigadores y autores como Boyle, Faraday (con sus experimentos sobre la vaporización del amoníaco) hacen los primeros intentos prácticos de producción de frío. El amoníaco fue el primer refrigerante utilizado en plantas de refrigeración por medio de compresión mecánica en 1876 por Carl von Linde. Desde entonces, se ha venido utilizando en grandes plantas de refrigeración como son lecherías, cervecerías, industrias cárnicas y otros lugares con grandes demandas de enfriamiento, por sus bajos costos y buena capacidad de absorción de calor [13]. En el contexto internacional, la industria cárnica ha crecido lentamente pero de manera sostenida en los últimos años. La producción mundial de carne se ha triplicado en las tres últimas décadas, y en el año 2050 podría duplicar su nivel actual [14-15]. Argentina en particular, posee 51.5 millones de cabezas de ganado y presenta el mayor consumo anual por

habitante (65 kg/hab. año) , seguido de Estados Unidos (43 kg/hab. año) y Uruguay (41 kg/hab. año) [16-17]. Por lo expuesto, dado la envergadura de la industria cárnica en nuestro país, el amplio uso del amoníaco como refrigerante y los antecedentes de eventos no deseados con esta sustancia, es de nuestro interés y objetivo de este trabajo, estudiar escapes de amoníaco en frigoríficos a través de herramientas de modelado para estimar los impactos potenciales en el marco de la planificación de emergencias.

MATERIALES Y METODOS

Estudio de la región:

Para definir los escenarios de interés de este trabajo, como punto de partida se aborda el estudio de la región de La Plata y Capital Federal, a través del:

- Relevamiento de antecedentes documentados de escapes de fuentes fijas mediante entrevistas con actores competentes en la Respuesta y Planificación a Emergencias
- Relevamiento de fuentes fijas potenciales de emisión y la caracterización de los procesos industriales
- Análisis de las características meteorológicas locales
- Análisis de la rugosidad del suelo.

Selección de fuentes potenciales de emisión:

De acuerdo a lo relevado en el inciso anterior, se seleccionan dos frigoríficos de la región para estudiar escapes de amoníaco y su impacto sobre la población circundante. Uno de ellos (F1) ubicados en el partido de La Plata, Prov. Buenos Aires, Argentina; y el otro (F2) en el conurbano bonaerense de la Prov. Buenos Aires, Argentina (ver Figura 1).

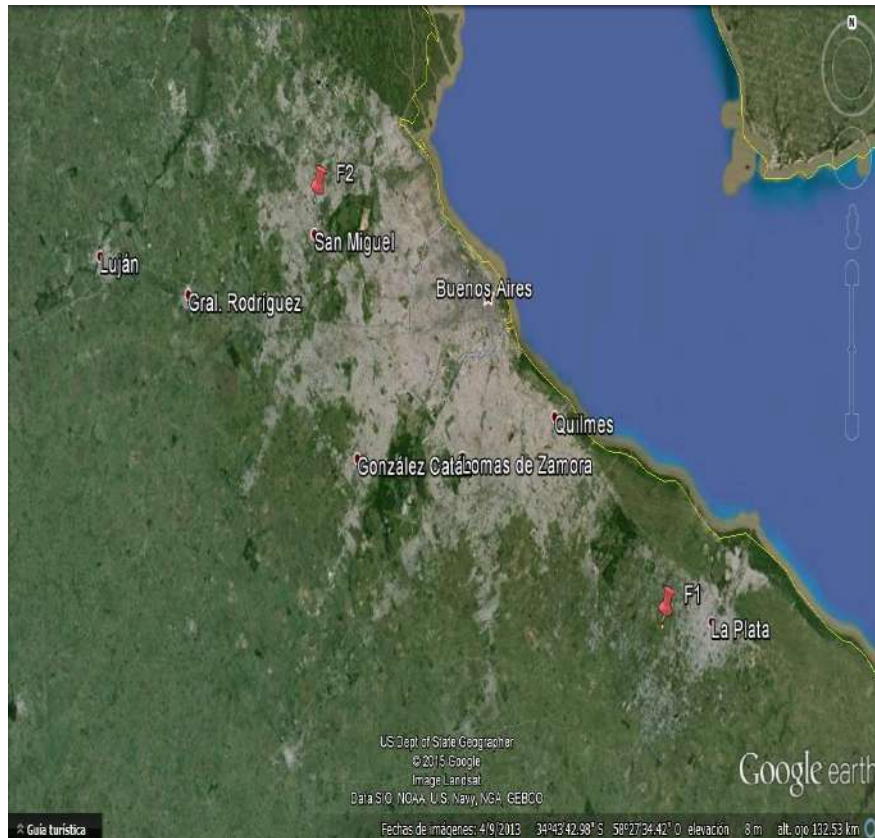


Figura 1: Mapa que muestra los dos frigoríficos de estudio: F1 y F2. Google earth, 2015.

La elección se fundamenta en la representación de los escapes bajo diferentes espacios territoriales: urbanos (F2), suburbanos-rurales (F1). Para los dos frigoríficos, en base a información relevada sobre condiciones de operación, se consideran los siguientes supuestos para la fuente de emisión considerada (tanque receptor):

- Cilíndrico horizontal (1.45 m de diámetro y 5.30 m de largo).
- Presión de trabajo 12 kg/cm².
- El tanque contiene amoníaco líquido en un 85% de nivel de llenado.
- Tipo de rotura: orificio de 2 cm de diámetro.

Definición de contextos de evaluación de riesgos:

En función de los parámetros que afectan en mayor medida, tanto el ingreso a la atmósfera de la nube tóxica como su posterior dispersión, se confeccionan diferentes escenarios. En lo que a parámetros meteorológicos se refiere, los criterios seleccionados hacen foco en valores promedios y en otras condiciones climáticas extremas relevadas en la región de estudio, de modo de apreciar diferentes panoramas de impactos significativos. En la Tabla 1 se detallan las condiciones de corrida de cada escenario (E) donde todos se corresponden con una emisión de amoníaco a partir de una pinchadura del tanque receptor por encima del nivel de llenado.

		FRIGORIFICO									
		F1 (Zona sub-urbana- rural)					F2 (Zona urbana)				
Ubicación	Coordenadas	34° 55' 21.6" S 58° 02' 50.95" O					34° 30' 43.12" S 58° 42' 42.28" O				
	Elevación (m)	14					31				
Escenarios Clasificación		E1	E2		E3		E4		E6		
			(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	
Condiciones meteorológicas	Mag. velocidad viento (km h ⁻¹)	4.8	5.6	3.6	4.0	3.6	27.4	20.9	14	3.6	
	Dirección velocidad viento	N	SE	NNO	NNE	N	NNE		NE		
	Alt. anemómetro (m)	8					8				
	Cobertura de nubes	media	total		total		alta	total	media	total	
	Humedad Relativa (%)	75	99	94	54	71	99	96	39	71	
	Temperatura (°C)	19	4.5	2.4	34.9	31.5	17.2	16.7	24	31.5	
Terreno	Rugosidad (m)	Zo: 0.2					Zo: 0.35				
	Tipo de edificación	Tipo III (Áreas industriales/suburbios de grandes ciudades)					Tipo intermedio entre III y IV (urbanizado)				

Tabla 1: Condiciones de corrida con ALOHA para los diferentes escenarios. E1: Promedio de parámetros meteorológicos 2011-2014. E2: Temperatura mínima registrada durante año 2014. E3: Temperatura máxima registrada durante año 2014. E4: Vientos más fuertes registrados durante año 2014. E5: Condiciones meteorológicas características de un día otoñal y de una noche cálida. (a) Condiciones diurnas; (b) Condiciones nocturnas.

La diferencia entre ellos surge de las características climáticas consideradas que condicionan la dispersión de la nube tóxica. De este modo, E1 representa al promedio de parámetros meteorológicos del período 2011-2014; E2 y E3 consideran la temperatura mínima y máxima, respectivamente, registrada durante el año 2014. E4 por su lado, tiene en cuenta los vientos más fuertes registrados durante el año 2014. Todos los mencionados hasta aquí, se corresponden con F1 (terreno suburbano-rural). E5 considera

condiciones meteorológicas características de un día otoñal y de una noche cálida para F2 (terreno urbano). (a) representa a las condiciones diurnas y (b) a las condiciones nocturnas.

Ejecución de ALOHA:

Esta herramienta informática es utilizada en este trabajo para simular eventuales escapes de amoníaco, y evaluar los impactos potenciales en la población de áreas circundantes, profundizando el estudio de la dispersión de los contaminantes en la región y la utilidad de

esta herramienta en la respuesta y planificación de emergencias. Las salidas gráficas del software bajo la extensión de *.kml pueden importarse desde un sistema de información geográfica (SIG) y mostrarse como una capa más sobre el mapa del escenario en cuestión, a fin de facilitar el cruce de la información y el análisis de los resultados.

RESULTADOS

Considerando una ruptura del tanque receptor por encima del nivel de llenado, ALOHA estima que para E1 la duración de la emisión está limitada a 1 hora, y que la tasa máxima de descarga es 16 kg/min. Asimismo, el amoníaco líquido descargado desde el tanque lo hace en forma de gas, siendo 556 kg la masa total liberada. Para E1, escenario promedio, las concentraciones de amoníaco estimadas con ALOHA pueden exceder los 30 ppm (valor correspondiente a AEGL 1) en una extensión de aproximadamente 450 metros a

sotavento del tanque que presenta la fuga. Frente a estas concentraciones, la población general, incluyendo individuos susceptibles pero excluyendo los hipersusceptibles, pueden experimentar una incomodidad notable. Asimismo, una extensión de 193 m a sotavento puede superar concentraciones de 160 ppm (valor correspondiente a AEGL 2), y esta se asocia a efectos a largo plazo serios o irreversibles, o ver impedida la capacidad de escape. Por otra parte, concentraciones de 1100 ppm (valor correspondiente a AEGL 3) pueden observarse hasta distancias de 74 m desde la fuente de emisión, experimentando efectos amenazantes para la vida o la muerte. Considerando el entorno de F1, los impactos no resultan significativos por la baja densidad poblacional que presenta, sin embargo esto no podría concluirse en un escape de cualquier magnitud en F2 ya que este frigorífico se encuentra emplazado dentro del ejido urbano densamente habitado (ver Figura 2).



Figura 2: Representación de E1 (izquierda) y de E5a (derecha).

AEGL	E1	E2a	E2b	E2b(*)	E3a	E3b	E3b(*)	E4a	E4b
3	74	114	138	420	232	230	677	63	72
2	193	321	390	1.2 km	673	668	1.8 km	172	197
1	448	829	998	3 km	1.7 km	1.7 km	4.7 km	429	494
Estab. atmosf.	B	D	D	F	D	D	F	D	D

AEGL	E6a	E6b
3	45	146
2	119	392
1	275	907
Estab. atmosf.	C	D

Tabla 2: Distancias (en metros, salvo aclaración) alcanzadas por las huellas, para cada escenario evaluado en la Tabla 1, discriminando los tres niveles del índice guía considerado: AEGL, y las clases de estabilidad atmosférica correspondientes a cada escenario. (*) Se modifica al escenario en cuestión, considerando una cobertura nubosa parcial.

Cuando de gestionar se trata, es importante contar con estudios del fenómeno que aborden los escenarios más adversos. De este modo, la planificación será más protectora y la repuesta más efectiva. Bajo este criterio se construyeron los escenarios E2 a E5. En la Tabla 2 se presentan las distancias simuladas para cada escenario, discriminadas en los diferentes niveles del AEGL para el amoníaco.

Del análisis de los resultados obtenidos, en términos generales se desprende que la turbulencia atmosférica tiene el mayor impacto sobre la tasa de dispersión de la nube de amoníaco y que la estabilidad atmosférica, concepto utilizado para caracterizar las propiedades de la baja capa límite atmosférica, gobierna la mezcla del aire. De este modo, una atmósfera estable (E-F) inhibe la mezcla vertical, una atmósfera neutra (D) no permite ni inhibe el mezclado vertical, y una atmósfera

inestable (A-C) manifiesta fenómenos turbulentos y de mezclado. En lo particular se observa que tanto en los escenarios suburbanos-rurales evaluados para F1, como para los escenarios urbanos evaluados con F2, el mayor impacto (mayor alcance de las áreas simuladas) se presenta para la conjunción de condiciones nocturnas, altas temperaturas atmosféricas y bajas velocidades del viento. Un análisis más profundo considerado en el estudio de F1, demuestra que cielos despejados/parcialmente nublados contribuyen a la presencia de atmósferas más estables que no favorecen a la dispersión del amoníaco y por ende las áreas de impacto estimadas son mayores que aquellas correspondientes a cielos con alta cobertura nubosa. Esto puede apreciarse en la Figura 3 donde se muestran las salidas de ALOHA para el escenario E3b (*) y E5b.



Figura 3: Representación de los escenarios de mayor impacto para los diferentes territorios: E5b (imagen superior) y E3b (*) (imagen inferior). Google earth.

El parámetro de la temperatura también tiene su peso en el modelado de la emisión con ALOHA, y esto se ve principalmente reflejado en la masa de amoníaco liberada a la atmósfera

ya que el tanque receptor almacena al amoníaco a temperatura ambiente (ver Tabla 3).

Escenario	Temperatura ambiente (°C)	Tasa de emisión (kg min-1)	Masa emitida (kg)
E2b	2.4	9.67	383
E2a	4.5	10.4	404
E4b	16.7	15.2	531
E4a	17.2	15.5	528
E1	19	16	556
E3a	34.9	25.1	742
E3b	31.5	22.9	701

Tabla 3: Tasa de emisión y masa descargada desde el tanque receptor para cada uno de los escenarios, en función de la temperatura.

Por su parte, la comparación de escenarios con temperaturas extremas regionales representados en E2 y E3 muestra que el mayor impacto se corresponde a condiciones de altas temperaturas, duplicando la distancia de alcance de las zonas de afectación frente a escenarios con temperaturas mínimas (ver Tabla 2). Cuando la magnitud de la velocidad del viento es pequeña, la cobertura de nubes en escenarios nocturnos y la radiación solar incidente en escenarios diurnos son parámetros de gran peso en la dispersión de la nube tóxica. Como se observa en la Figura 4A, la región de impacto de un escape de amoníaco bajo condiciones atmosféricas como las que se describen para el escenario E3b -con cobertura nubosa total- es mucho menor que si se mantienen las condiciones meteorológicas pero con cobertura nubosa parcial o cielo despejado, E3b(*). Cabe destacar que la corrida de E3b se corresponde con información observada el 18 de enero de 2014 a las 4 a.m., por lo que pensar en una noche con cielo despejado o parcialmente nublado puede referirse a condiciones climáticas características de la época del año. Un análisis similar se muestra en la Figura 3B, para E2b. La fundamentación en ambos casos, del mayor alcance de la pluma, se debe a que la estabilidad pasa de ser neutra D (cobertura total de nubes) a ser moderadamente estable F

(misma situación ocurre para cielos despejados). Para escenarios como E4, donde la magnitud de la velocidad del viento es grande ($> 17 \text{ km. h}^{-1}$), la cobertura de las nubes deja de afectar en gran medida la dispersión del amoníaco debido a que la advección se vuelve el fenómeno gobernante. Este comportamiento es bien explicado por las tablas de doble entrada de estabildades atmosféricas de Pasquill-Gifford. La rugosidad por su parte, tiene un gran efecto en la dispersión de los contaminantes dado que está directamente relacionada a la turbulencia atmosférica, y en consecuencia a la dispersión de los contaminantes. Este comportamiento es claramente observable en la información que se presenta en la Tabla 2, a través de los escenarios E1y E5, debido a que la nube tóxica alcanza mayores distancias en escenarios suburbanos-rurales, F1, por experimentar una menor dispersión (menor turbulencia por escasa presencia de obstáculos), que la misma nube de amoníaco con iguales condiciones atmosféricas pero en un terreno urbanizado, F2. Adicionalmente, se simuló una pinchadura del tanque por debajo del nivel de llenado con las condiciones meteorológicas promedios de E1. Como resultado, ALOHA informó una zona de impacto que superaba 7 veces los valores de distancias correspondientes a E1 (ver Figura 5).

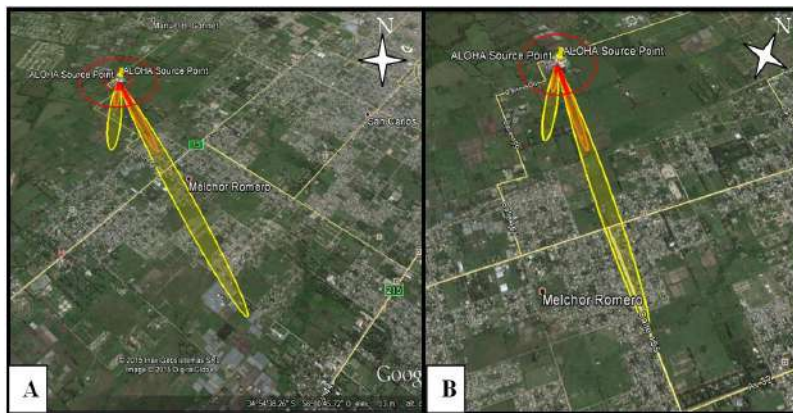


Figura 4: (A) La huella más pequeña se corresponde con E3b –cobertura total de nubes- mientras que la huella más grande lo es a E3b(*)-cobertura parcial de nubes-. (B) La huella más pequeña se

corresponde con E2b -cobertura total de nubes- mientras que la huella más grande lo es a E2b (*) -cobertura parcial de nubes-. Google earth.

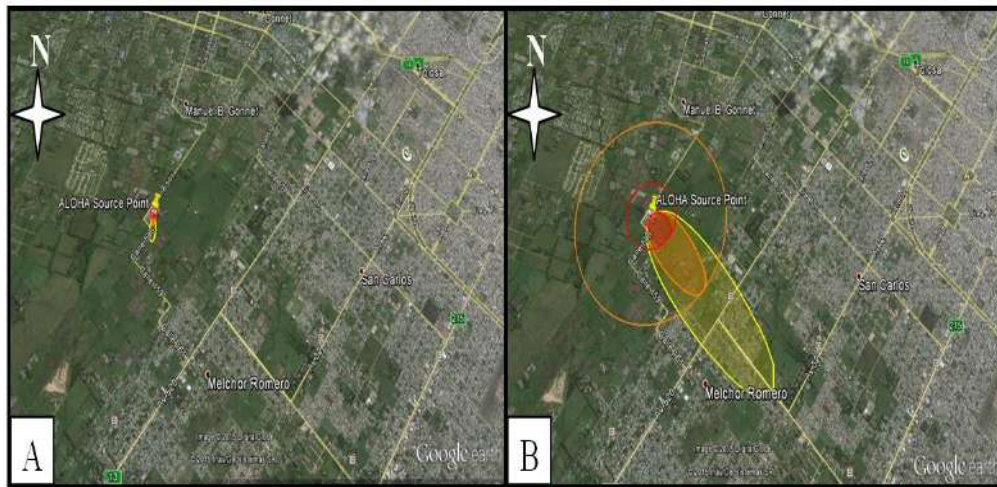


Figura 5: Comparación de escenarios con diferente ubicación del orificio de descarga: (A) Por encima del nivel de llenado. (B) Por debajo del nivel de llenado. Google earth.

En este caso, a diferencia de las emisiones evaluadas hasta aquí, la descarga es una mezcla de gas y aerosol, y la tasa de descarga promedio supera en 21 veces la simulada por sobre el nivel de llenado (342 kg/min vs. 16 kg/min). Por su parte, la masa total descargada en esta última situación triplica la de la primera modelación (1727 kg vs. 556 kg) y representa al 38% de la masa total contenida en el tanque (4552 kg).

CONCLUSIONES

La planificación de emergencias, junto a los reportes del almacenaje de materiales peligrosos y a la existencia de inventarios de escapes/derrames de dichas sustancias, constituyen los requisitos básicos para que los estados y las comunidades desarrollen una amplia perspectiva de los peligros químicos para toda la comunidad como también para las industrias. En este contexto, es importante estudiar los peores escenarios que pueden enfrentar una industria y la población circundante, a fin de trabajar en la mitigación. De la evaluación de las zonas de afectación de potenciales escapes de amoníaco en diferentes territorios y escenarios, en función de condiciones meteorológicas típicas de la

región, se concluye que: - Las condiciones nocturnas pueden calificarse como las más desfavorables respecto a las diurnas para la dispersión atmosférica. - Para vientos suaves, la estabilidad atmosférica depende fuertemente de la cobertura nubosa en escenarios nocturnos y de la radiación solar incidente en escenarios diurnos. - Frente a vientos fuertes ($> 17 \text{ km h}^{-1}$), la advección se presenta como el proceso gobernante de la dispersión. - Las altas temperaturas ambientales manifiestan un impacto mayor (medido en superficie) de la nube tóxica frente a escenarios invernales o de bajas temperaturas atmosféricas. - El índice de rugosidad se muestra directamente proporcional al grado de turbulencia, por lo que F2 se haya emplazado en una región más propicia para la dispersión que F1, pero con un entorno más vulnerable que amerita un estudio más cuidadoso y detallado. - El alcance de las huellas de impacto es mayor para situaciones en donde el orificio de emisión se localiza por debajo del nivel de llenado del amoníaco. Dado que los tanques recipientes suelen estar completo en el 85% del volumen del mismo, es que la superficie probable para sufrir una

rotura/perforación en tales condiciones es mayor que la que se encuentra por encima del nivel de llenado. Por lo expuesto hasta aquí, como punto de análisis tanto para la planificación de eventuales escapes de amoníaco como para el funcionamiento cotidiano de las plantas industriales que utilicen al amoníaco como refrigerante, es importante focalizar sobre las conclusiones mencionadas para arribar a los escenarios más desfavorables. El análisis de los resultados evidencia las fortalezas y las limitaciones de ALOHA en el campo de estudio, y alienta al desarrollo de la metodología propuesta para trabajos futuros en el tema. De modo complementario, y de acuerdo a la directa relación que presenta la rugosidad del terreno con la dispersión de una nube tóxica, sería de utilidad considerar la posibilidad de incluir barreras físicas que delimiten el avance de la nube tóxica a distancias acordes para que no alcance a poblaciones circundantes pero que tampoco afecte a los empleados de la propia industria. Finalmente, ALOHA permite limitar las zonas industriales de las urbanizadas. Para aquellas industrias ya insertas en el ejido urbano, es de suma importancia detectar los alcances de una potencial nube tóxica y la población vulnerable al evento, a fin de preparar una respuesta eficiente. Por lo contrario, ALOHA no produce de forma directa una estimación del volumen de medio afectado, por tanto el empleo de esta herramienta de simulación requiere del procesamiento de los resultados, por parte del usuario y fuera del modelo para estimar, por ejemplo, el número de individuos afectados por la nube tóxica.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) , a la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC PBA) , y a la Universidad Nacional de La Plata (UNLP) , que han contribuido con fondos para este trabajo.

Agradecen también al Departamento de Sismología e Información Meteorológica (SIM) de la Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas (FCAG) de la UNLP y a la UTN-FRLP por suministrar la información meteorológica, y a todas las personas que colaboraron con este trabajo.

REFERENCIAS

- [1] LaGrega MD., Buckingham PL. & Evans JC. Hazardous Waste Management: treatment, disposal and recovery of soils. McGraw-Hill, New York. (1996)
- [2] Sánchez EY y Acquesta AD. El Sistema CRISIS para la Gestión de Riesgos. Tesina de Diplomatura. Consejo Provincial de Emergencias e Instituto Provincial para la Administración Pública, PBA. La Plata, Argentina. (2011)
- [3] Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y la Cruz Roja Argentina. Documento País 2012. Riesgo de desastres en Argentina. (2012) Disponible en: http://www.msal.gov.ar/salud-y-desastres/images/stories/4-biblio-recursos/pdf/2014-04_documento-pais.pdf, accedido en mayo de 2015.
- [4] Sánchez EY. Tesis de Doctorado aprobada en la Facultad de Ciencias Exactas de la UNLP. (2012) Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/2779>.
- [5] Ruiz Boada F., González Ferradas E., Miñana Aznar A. (2003). Zonas de Planificación para accidentes graves de tipo tóxico. Guía técnica (en el ámbito del Real Decreto 1254/99 [Seveso II]). Murcia: Universidad de Murcia.
- [6] Mazzola C. y Addis R. Atmospheric Dispersion Modeling Resources. U.S, Department of Energy, Emergency Management Advisory Committee, Subcommittee on Consequence Assessment and Protective Actions and

- Oak Ridge Associated Universities. (1995)
- [7] Less FP. Loss Prevention in the Process Industries. Vol 1. Butterworth Hernemann. Oxford. (2001)
- [8] ALOHA. Disponible en <http://www2.epa.gov/comeo/aloha-software>, accedido mayo de 2015.
- [9] National Oceanic and Atmospheric Administration, Hazardous Materials Response and Assessment Division (NOAA-HMRAD). ALOHA (Areal Locations of Hazardous Atmospheres) , 5.0 Theoretical Description, Contribution No. HMRAD 92-5, draft report, Seattle. WA. (1992).
- [10] NOAA-HMRAD and United States Environmental Protection Agency, Chemical Emergency Preparedness and Prevention Office. ALOHA User's Manual, National Safety Council, Washington, D.C. (1992).
- [11] Ministerio de Salud de la Nación Argentina (MSAL). Disponible en <http://www.msal.gov.ar/salud-y-desastres/index.php/riesgos-de-desastres-en-argentina/principales-amenazas/problemas-con-materiales-toxicos>, accedido en mayo de 2015
- [12] Centro de Información Química para Emergencias (CIQUIME). Accidentes con sustancias químicas en Argentina. Informe Estadístico 1991-1998. Disponible en <http://cidbimena.desastres.hn/docum/crid/Diciembre2005/pdf/spa/doc11470/doc11470-contenido.pdf>, accedido mayo de 2015.
- [13] York International. Industrial Refrigeration with Ammonia for the Food Industry. Seafood Today. (2005) Disponible en: <http://www.seafood-today.com/ediciones/SF%202-5/4-6.pdf>, accedido en julio 2015.
- [14] Amazings. Crecimiento Demográfico e Industria Cárnica, un Problema de Difícil Solución. Barcelona, España. Disponible en http://www.amazings.com/ciencia/articulos/crecimiento_demografico.html, accedido en julio 2015.
- [15] FAS-USDA. Foreign Agricultural Service- United State Department of Agriculture. Disponible en: <http://www.fas.usda.gov/>, accedido en julio 15.
- [16] CRA (Confederaciones Rurales Argentinas). Disponible en: <http://www.cra.org.ar/0/vnc/index.vnc>, accedido en julio 2015.
- [17] Otaño C. Mercado de la Carne Vacuna en Argentina. INTA. Revista IDIA XXI: N°2 Julio de 2002. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/ediciones/idia/carne/carnem03.pdf>, accedido en julio 2015.

**INVENTARIOS DE
EMISIONES A LA
ATMÓSFERA,
FUENTES MÓVILES,
FIJAS, ÁREA,
FUGITIVAS**

UNA PRIMERA ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES AGROINDUSTRIALES DE PM10 EN LA ORINOQUIA COLOMBIANA

Estimating agroindustry PM10 emissions in the Colombian Orinoco region

Tatis Bautista, Alvaro¹; Hernández, Andrea J.¹; Belalcazar, Luis C.¹; Jiménez, Rodrigo¹,
Universidad Nacional de Colombia - Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental
Grupo de Investigación en Calidad del Aire, Bogotá, DC 111321, Colombia
Autor de correspondencia: rjimenezp@unal.edu.co

RESUMEN

La agricultura y ganadería son fuentes importantes de emisiones de PM10 y otros contaminantes atmosféricos en la Orinoquia Colombiana (constituida principalmente los Departamentos de Arauca, Casanare, Meta y Vichada). Estas emisiones tienen múltiples orígenes, p.e. la acción mecánica de la maquinaria sobre el suelo, la manipulación de granos secos, y residuos, microorganismos (bacterias, esporas), e incluso polen. Para esta, que creemos es la primera estimación para la Orinoquia colombiana, se definieron las emisiones por actividad (preparación del suelo, siembra, fertilización, cosecha, vías agrícolas sin pavimentar, maquinaria agrícola a diésel y población bovina) y se estimaron a nivel departamental (*bottom-up*). Se usaron factores de emisión reportados por la Environmental Protection Agency de los Estados Unidos (EPA) y la Air Resources Board de California (CARB). Para el año 2013 la emisión de PM10 se estima preliminarmente en ~3 mil ton PM10/año (~29 Ton PM10/día si las emisiones fueran uniformes en el tiempo). Estas emisiones están espacial y temporalmente determinadas por los ciclos productivos de cultivos transitorios (arroz, soya y maíz).

PALABRAS CLAVES: Orinoquia, Agroindustria, Emisiones de PM10, Factor de Actividad, Factor de Emisión.

ABSTRACT

Agriculture and livestock are important sources of PM10 and other atmospheric pollutants in the Colombian Orinoco River basin, which is mainly constituted by the Provinces of Arauca, Casanare, Meta and Vichada. These emissions have multiple origins, e.g. mechanical action on soils, dry grain manipulation, and debris, microorganisms (bacteria, spores), and even pollen. We believe this is the first estimation made for the Colombian Orinoco River basin. The emissions were disaggregated by activity (land preparation, planting, fertilization, harvesting, agricultural unpaved roads, agricultural diesel machinery and cattle population) and estimated at province level (*bottom-up*). We used emission factors reported by the US Environmental Protection Agency (EPA) and the California Air Resources Board (CARB). The PM10 emission for year 2013 is estimated at ~3 thousand ton/year (~29 Ton PM10/day if emissions were uniform over time). These emissions are spatially and temporally determined mainly by production cycles of temporary crops (rice, soybeans and corn).

KEY WORDS: Orinoco, Agroindustry, PM10 Emissions, Activity Factor, Emission Factor.

INTRODUCCION

El uso de extensiones crecientes de tierra para la agricultura y la ganadería representan una fuente significativa de contaminantes

atmosféricos, los cuales tienen su origen en procesos tales como la erosión de suelos, vías sin pavimentar, mecanización, entre otros (Aneja et al., 2008). La emisión de

contaminantes puede causar aumento de mortalidad y morbilidad y disminución en la calidad de vida de la población (Dockery, 2009), así como desequilibrio en los ecosistemas intervenidos (Ramanathan & Feng, 2009). El PM10 de origen agrícola, se genera por acción mecánica de la maquinaria sobre el suelo, manipulación de granos secos, residuos, microorganismos (bacterias, esporas), e incluso polen (Hinz & Funk, 2007). Este tipo de material particulado puede afectar la vegetación, vía fotosíntesis, respiración y transpiración, causando alteraciones estructurales y disminución de la productividad (Farmer, 1993). También interviene sobre los animales, ocasionando daños de tipo infeccioso, alérgico y tóxico, tales como irritaciones respiratorias, infecciones por patógenos y la muerte de individuos (Hartung & Saleh, 2007). Las estrategias más utilizadas para cuantificar emisiones agrícolas son los factores de emisión (FE), tales como los desarrollados en la AP-42 por Environmental Protection Agency (US-EPA, 1995) y California Air Resources Board (CARB, 2003), los cuales han sido aplicados a extensas zonas agrícolas en Estados Unidos (Gaffney & Yu, 2003; Goodrich et al., 2002), Canadá (Pattey & Qiu, 2012), y Europa (Hnilicova & Hnilica, 2000; Hinz & Funk, 2007). En Brasil se han desarrollado inventarios de contaminantes generados durante las quemaduras de pre cosecha de la caña de azúcar, entre ellos el PM10 (França et al., 2014). En México estimaron las toneladas de PM10 que contribuyen a la contaminación de la ciudad de Monterrey por pérdidas de suelo por vientos provenientes de zonas vegetales (Tonnage et al., 1997). En Argentina se estudiaron las emisiones de PM10 desprendidas por suelos en diferentes sistemas de arado (Mendez et al., 2015). En Colombia se han realizado inventarios urbanos de material particulado, en ciudades como, Medellín (Montoya & Alzate, 2011), Yumbo (Jaramillo et al., 2004), o Bogotá (Rojas et al., 2010). Sin embargo en el sector agrícola, solo se evidencian estudios sobre los niveles de carbono elemental y orgánico en el material particulado, durante los periodos de quema de biomasa de caña de azúcar en el Valle del

Cauca (Prada & Robayo, 2011). La Orinoquia colombiana (Arauca, Casanare, Meta y Vichada) ha orientado su crecimiento productivo hacia la explotación petrolera, la ganadería, y la agricultura tecnificada en cultivos perennes (palma) y transitorios (arroz, soya y maíz) con una área aproximada de 574 mil ha para el 2013 (Agronet, 2013). La rapidez y extensión del cambio de uso de sus suelos de bosques y pasturas nativas a agricultura y ganadería extensiva, presenta una tasa de transformación de 200 mil ha por año hasta el 2020 (Etter et al., 2010), en donde la altitud cuenta con un potencial de aprovechamiento agrícola, pecuario y forestal estimado en 2,8 millones de ha, que para el 2024 podría tener cerca de 780 mil ha dedicadas a actividades agropecuarias (CONPES 3797, 2014). Lo anterior demuestra la necesidad en cuantificación de emisiones de PM10, que además surge del desconocimiento de las emisiones generadas por actividades agroindustriales.

MATERIALES Y METODOS

Para esta primera estimación de las emisiones se usó una aproximación *bottom-up* (Pulles & Heslinga, 2009), definiendo emisiones por actividad (arado, siembra, fertilización, cosecha, producción pecuaria) y llevándolas a nivel departamental y regional. Para su desarrollo se tomaron como referencias las metodologías desarrolladas por la Environmental Protection Agency de los Estados Unidos (US-EPA, 1995) y la Air Resources Board de California (CARB, 2003). Inicialmente se determinaron nodos de emisión (agricultura, ganadería, vías, maquinaria y mecanización). Con lo anterior se continuó con una integración de las actividades similares de los cultivos de mayor significancia (p.e. las labores de preparación de tierras, tales como, cincelado, rastrillado, subsolado), para definir una sola línea de proceso, que con base en inventarios de emisiones agrícolas internacionales permitiera visualizar que actividades son las que son más propensas a generar emisiones de PM10, incluyendo emisiones de maquinaria, y por movimiento de camiones y otros vehículos en vías pavimentadas y destapadas. Se

Tabla 1: Factores de emisiones agrícolas de PM10

Nodo	Actividad	Referencia	Factor Emisión	Factor de Actividad
Agricultura	Arado	(Gaffney & Yu, 2003)	1.34 kg PM10/ha-año	Hectáreas
	Fertilización	(Hnilicova & Hnilica, 2000)	0.6 kg PM10/ha-año	Hectáreas
	Siembra	(Hnilicova & Hnilica, 2000)	2.5 kg PM10/ha-año	Hectáreas
	Fumigación	(Hnilicova & Hnilica, 2000)	0.6 kg PM10/ha-año	Hectáreas
	Cosecha	(Gaffney & Yu, 2003)	1.9 kg PM10/ha-año	Hectáreas
Ganadería	Leche	(Goodrich et al., 2002)	2 kg PM10/ha-día	Nro. de cabezas
	Came	(CARB, 2003)	13.1 kg PM10/ha-día	Nro. de cabezas
Vías	Sin pavimentar	(CARB, 2003)	0.56 kg PM10/VKT	Kilómetros Recorridos
Maquinaria	Motores Diesel fuera de vías	(Kean et al., 2000)	0.00323 kg PM10/l	Litro de diesel consumido
Mecanización	Secado de Granos	(Pattey & Qiu, 2012)	0.03 kg PM10/Ton. camión Recibimiento	Tonelada Cosechada
			0.004 kg PM10/Ton. Tolva Recibimiento	
			0,017 kg PM10/Ton. bandas Transportadoras	
			0,0032 kg PM10/Ton. Almacenamiento	
			0,028 kg PM10/Ton. Columna Secado	
			0,01 kg PM10/Ton. Limpieza	
			0,001 kg PM10/Ton. Envío	

escogieron aquellos FEs cuya derivación está soportada en mediciones sobre actividades apropiadamente agrícolas. En la Tabla 1 se muestran las alternativas en el uso de FE ampliamente aplicados, y cuyas variables permiten una adaptación razonable a las condiciones de la Orinoquia (estructura de suelos, área cosechada, actividades agrícolas similares, tipo de cultivos sembrados en la región). Los factores de emisión de ganadería se refieren a actividad intensiva que está prácticamente ausente de la Orinoquia. Por esta razón esta actividad se dejó fuera del inventario. Se hizo una revisión de las fuentes de información publicada por entidades oficiales. Establecimiento el 2013 como año base, el cual fue seleccionado por ser el año más reciente con la Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA) disponible, además porque según la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) este es el año neutro más reciente. La información que se obtuvo está representada en áreas cultivadas, producción agrícola y población ganadera a nivel departamental. Una vez obtenidos los factores de emisión y factores de actividad se prosiguió a realizar la

estimación usando una aproximación *bottom-up*, en la que se calcularon las emisiones por actividad, para luego ser agrupadas por departamentos y finalmente de la región, usando la siguiente fórmula (US-EPA, 1995), para luego ser llevados a una estimación diaria, dividiendo el resultado entre el número de días en que se desarrolla la actividad.

$$\text{Ecuación 1: } E = FA * FE$$

E: emisión de PM10

FA: Factor de Actividad (Hectáreas, cabezas de ganado, toneladas cosechadas)

FE: Factor de Emisión (kg PM10/FA)

RESULTADOS

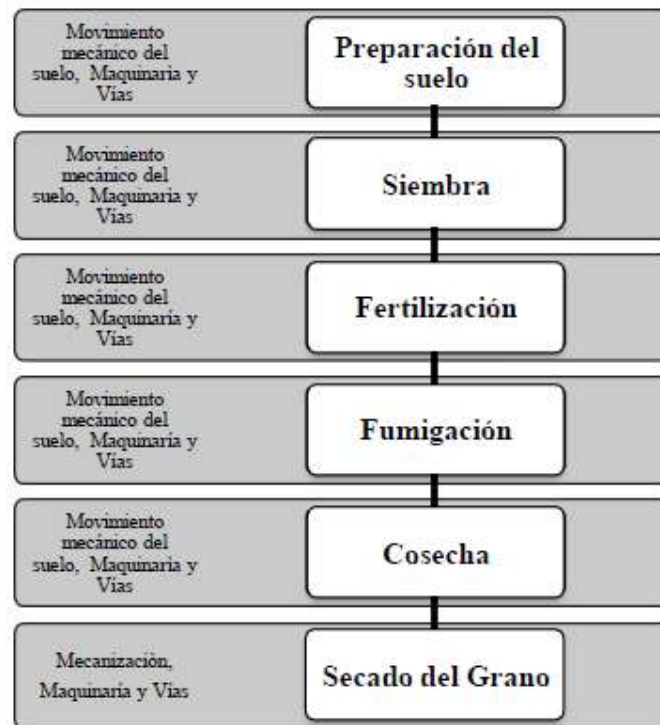
Según las hectáreas de aprovechamiento agrícola en los departamentos de la Orinoquia (Arauca, Casanare, Meta, Vichada), obtenidos de la Encuesta Nacional Agropecuaria 2013, los cultivos de mayor extensión y con mayor intervención de maquinaria por su vocación transitoria, son arroz, soya y maíz, los cuales representan el aproximadamente el 55% del área sembrada, con 290 mil ha (Agronet, 2013). Lo anterior permitió definir la siguiente

línea de proceso en la que se pudo integrar y definir las actividades generadoras de PM10.

Tabla 2: Emisiones regionales de PM10 por actividad

Nodo	Actividad	Emisiones		
		Ton PM10/año	Número de Días	Ton PM10/día
Agricultura	Arado	384.32	60	6.41
	Fertilización	36.14	30	1.20
	Siembra	150.57	30	5.02
	Fumigación	36.14	30	1.20
	Cosecha	544.94	60	9.08
Vías	Sin pavimentar	1,531.56	300	5.11
Maquinaria	Motores Diésel fuera de vía	3.24	300	0.01
Mecanización	Secado de Granos	107.37	90	1.19
Total sin ganadería		2,794.28		29.22

Figura 1: Línea de proceso agrícola

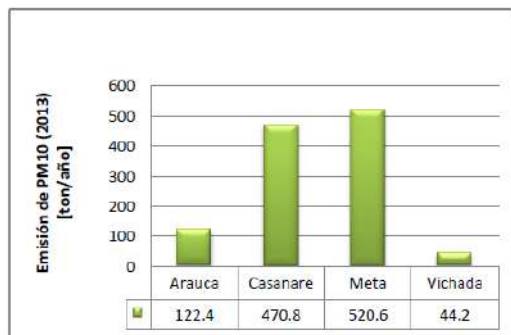


Con la información de los factores de actividad y los factores de emisión seleccionados en la Tabla 1, se prosiguió a realizar la estimación de las emisiones de PM10 usando la Ecuación 1, por actividad y a nivel regional, cuyos resultados se muestran

en la Tabla 2. Los resultados son evidencia de que los niveles de emisión de PM10 pueden llegar a ser significativamente altos, teniendo en cuenta que la región cuenta con aproximadamente 570 mil hectáreas cultivadas con tendencias a una mayor

expansión. Los cálculos sobre ganadería no fueron incluidos dado que es altamente probable que estén sobreestimados, los cuales aumentarían las emisiones hasta aproximadamente ~18 mil ton PM10/año. Los factores de emisión empleados fueron desarrollados para ganadería en establos, y no para la de tipo extensivo como la que se lleva a cabo en la Orinoquia. Además es importante aclarar, que al momento de preparación de este reporte solo se disponía con información de la población bovina de los departamentos de Meta y Casanare. Las vías sin pavimentar representan las mayores emisiones y las actividades agrícolas de cosecha y arado fueron las de mayor impacto en la categoría de agricultura, debido a la acción mecánica sobre el suelo y al tipo de herramientas empleadas como discos y cinceles, que dentro del factor de emisión tuvo en cuenta una intervención del 100%, sin medidas de agricultura de conservación Promediados sobre un año, las emisiones directas de los escapes de los motores diésel fuera de vía, como p.e. la maquinaria agrícola son bajas dado que estos equipos se emplean solamente durante periodos cortos del año. En la Figura 2, podemos observar los comportamientos de las emisiones agrícolas de PM10 a nivel departamental, que muestra una clara diferencia de Meta y Casanare, frente a Arauca y Vichada, debido a que los primeros presentan mayores extensiones agrícolas y ganaderas.

Figura 2: Emisiones del nodo agricultura por departamento



CONCLUSIONES

Se realizó una primera estimación de las emisiones de PM10 asociadas a actividades agroindustriales determinándose que para el año 2013, los niveles fueron de ~3 mil Ton PM10/año (~29 Ton PM10/día), con el 55 % del área cultivada en la Orinoquia por cultivos transitorios de arroz, soya y maíz, y sin incluir la población bovina. Las emisiones de vías agrícolas sin pavimentar fueron las más elevadas, seguidas por las operaciones agrícolas de arado y cosecha; además las bajas más estuvieron representadas por motores diesel fuera de vías.

Para continuar con la construcción de un inventario de emisiones agroindustriales de PM10, mucho más preciso se espera mejorar el nivel de detalle de las información obtenida, con información de la población ganadera para los departamentos de Vichada y Arauca, una selección de factores de emisión para ganadería que estén mucho más cercanos al sistema productivo de pastoreo extensivo, y factores de emisión para agricultura que involucren variables como las precipitaciones y la estructura del suelo.

Además es importante que estas emisiones sean llevadas a un nivel *top-down*, en el que se genere una desagregación espacial y temporal.

REFERENCIAS

- Agronet. (2013). *Anuario estadístico del sector agropecuario 2013. Resultados evaluación agropecuarias municipales* (p. 304).
- Aneja, V. P., Blunden, J., Roelle, P. a., Schlesinger, W. H., Knighton, R., Niyogi, D.,... Duke, C. S. (2008). Workshop on Agricultural Air Quality: State of the science. *Atmospheric Environment*, 42(14), 3195–3208. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.07.043
- CARB. (2003). *Summary of Fugitive Dust and Ammonia Emission Inventory Changes for the SJVU APCD Particulate Matter SIP Fugitive Dust and Ammonia* (p. 19). California - San Joaquin Valley's.
- CONPES 3797. (2014). Política integral para el desarrollo integral de la orinoquia: altillanura. *Departamento Nacional de Planeación*.
- Dockery, D. W. (2009). Health effects of particulate air pollution. *Annals of Epidemiology*, 19(4), 257–63. doi:10.1016/j.annepidem.2009.01.018

- Etter, A., Sarmiento, A., & Romero, M. (2010). Land Uses Changes (1970-2020) and the Carbon Emissions in the Colombian Llanos. In *Ecosystem Function in Savannas. Measurement and modeling at landscape to global scales* (pp. 383–402).
- Farmer, A. M. (1993). The effects of dust on vegetation—a review. *Environmental Pollution*, 79(1), 63–75. Doi: 10.1016/0269-7491(93)90179-R
- França, D., Longo, K., Rudorff, B., Aguiar, D., Freitas, S., Stockler, R., & Pereira, G. (2014). Pre-harvest sugarcane burning emission inventories based on remote sensing data in the state of São Paulo, Brazil. *Atmospheric Environment*, 99, 446–456. doi:10.1016/j.atmosenv.2014.10.010
- Gaffney, P., & Yu, H. (2003). Computing Agricultural PM 10 Fugitive Dust Emissions Using Process Specific Emission Rates and GIS, 1–10.
- Goodrich, L. B., Parnell, C. B., Lacey, R. E., & Shaw, B. W. (2002). Preliminary PM 10 Emission Factor for Freestall Dairies Introduction: Methods: *The Society for Engineering in Agricultural, Food, and Biological Systems*, 0300(024214).
- Hartung, J., & Saleh, M. (2007). Composition of dust and effects on animals. *FAL Agricultural Research*, 308(Especial Issue - Particulate Matter in and from Agriculture), 111–116.
- Hinz, T., & Funk, R. (2007). Particle Emissions of soils induced by agricultural field operations. *FAL Agricultural Research*.
- Hnilicova, H., & Hnilica, P. (2000). Agricultural particulate matter emissions in the Czech Republic, (308), 33–37.
- Jaramillo, M., Núñez, M. E., & Ocampo, W. (2004). Inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos convencionales en la zona de Cali-Yumbo. *Revista Facultad de Ingenieria*, (31), 38–48.
- Kean, A. J., Sawyer, R. F., & Harley, R. a. (2000). A Fuel-Based Assessment of Off-Road Diesel Engine Emissions. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50(11), 1929–1939. doi:10.1080/10473289.2000.10464233
- Mendez, M. J., Aimar, S. B., & Buschiazzo, D. E. (2015). PM10 emissions from aggregate fractions of an Entic Haplustoll under two contrasting tillage systems. *Aeolian Research*, 1–7. doi:10.1016/j.aeolia.2015.01.009
- Montoya, C., & Alzate, G. (2011). *Inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá*. (Universida.). Area metropolitana Valle de Aburra - Pura Vida.
- Pattey, E., & Qiu, G. (2012). Trends in primary particulate matter emissions from Canadian agriculture. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 62(7), 737–747. doi:10.1080/10962247.2012.672058
- Prada, G., & Robayo, M. (2011). *Evaluación del incremento en carbono orgánico (oc) y carbono elemental (ec) en el material particulado generado por quema de biomasa en el valle geográfico del río cauca*. Universidad de la Salle.
- Pulles, T., & Heslinga, D. (2009). *The Art of Emission Inventorying* (p. 78).
- Ramanathan, V., & Feng, Y. (2009). Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives. *Atmospheric Environment*, 43(1), 37–50. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.063
- Rojas, N. Y., Peñalosa, N., & Robra, J. (2010). Distribucion espacial y temporal del inventario de emisiones provenientes de fuentes móviles y fijas de Bogota, D.C. Bogota - Colombia: grupo Calidad del Aire - Universidad Nacional de Colombia.
- Tonnage, E., Particles, S., Contribute, P., Pollution, A., Area, M., & Trevi, E. (1997). *Estimación del tonelaje de partículas de suelo que potencialmente contribuyen a la contaminación del aire en el área Metropolitana de Monterrey, Miexico*. Universidad Autonoma de Nuevo Leon, Monterrey, Mexico.
- US-EPA. (1995). *Compilation of air pollutants emissions factors AP-42* (Fifth Edit.). United Stated of America. Retrieved from <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/>

MOBILE SOURCE EMISSION INVENTORY IN MANIZALES, COLOMBIA INVENTARIO DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN MANIZALES, COLOMBIA

González D, Carlos M.¹, Gómez O, Carlos D.¹, Li R, Jade A.¹, Velasco G, Mauricio², Rojas R, Néstor Y.³, Aristizábal Z, Beatriz H.¹

¹Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura. Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales. ²Corporación Autónoma Regional de Caldas, Corpocaldas. ³Grupo de Investigación en Calidad del Aire, Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.

Autor de correspondencia: cmgonzalezd@unal.edu.co

ABSTRACT

Total annual emissions of criteria pollutants (CO, SO_x, NO_x, PM₁₀, VOCs) and greenhouse gases (CO₂, CH₄, N₂O) were estimated in the medium-sized Andean city of Manizales, Colombia (urban pop. 367000). Inventory Vehicle Emissions (IVE) model were used for emission estimation establishing 2014 as baseline year. The model estimated an emission of 68540 ton/yr for carbon monoxide (CO), the pollutant with the higher emission, followed by volatile organic compounds (VOCs) with 16642 ton/yr. The estimated emission of sulfur oxides (SO_x) were the lowest in the group of criteria pollutants (34 ton/yr), and this lower value may be attributed to the recently reduced percentages of sulfur found in diesel fuel (approximately 50 ppm). Motorcycles and passenger cars were vehicular categories with higher contribution to CO (69% and 16% respectively) and VOC (88% and 6% respectively), in concordance with their majority in the total vehicular fleet (94%) and the use of gasoline as principal fuel. Diesel powered vehicles contributed with significant amounts particular matter (PM₁₀) and nitrogen oxides (NO_x), with public transport (Buses) as major source of PM₁₀ (32%) and NO_x (35%), 408 ton/yr and 1868 ton/yr, respectively, in spite of its low percentage in the overall fleet (2%). The analysis of greenhouse gases showed predominance of passenger vehicles in the emission of CO₂ (41%) and N₂O (70%), associated with higher combustion efficiency of gasoline motors with respect to diesel combustion efficiency. Comparisons were made with other Colombian cities using a per-capita index estimation. Results suggest that the small area for growth associated with a high vehicular density in Manizales contributes with a consider pressure of vehicular emissions in the air quality of the city.

KEY WORDS

Emission inventories; Mobile sources; Medium-sized Andean city.

INTRODUCTION

During the last decades, air pollutants derived from urban emissions have become a big concern to human health and environmental sustainability (Londoño et al., 2011). The problem of regional and global atmospheric pollution is especially severe in cities of developing countries, where there is a continuous increase in population, urbanization, traffic, industrialization and

energy use (Zárate et al., 2007). Different studies have been published regarding the estimation of emission inventories in major South American megacities, highlighting the lack of knowledge about pollutant emissions in the continent and the need for more comprehensive and up-to-date studies on this field (Zárate et al., 2007; Alonso et al., 2010; D'Angiola et al., 2010; Gallardo et al., 2012). According to Gallardo et al. (2012), the

emission inventories estimated in South American cities during last years, allows to conclude that traffic emissions are responsible for 1/3 to 2/3 of the direct emissions of inhalable particles, and for the vast majority of ozone precursors. The estimation of local emissions is an important complement for global emission inventories. Due to the normally low spatial and temporal resolution of global inventories, the specific characteristics of each region are not captured as well, principally in the representation of urban centers (Alonso et al., 2010). In Colombia, all the efforts for establishing pollutant fluxes derived from anthropogenic processes, and its contributions to air quality changes, have been focused in large urban areas with a population higher than 2 million inhabitants. Large cities such as Bogotá and Medellín have recently published updates of their emission inventories, associated mainly with anthropogenic activities (Peñalosa, 2010; AMVA, 2013). However, little has been done in Colombian medium-sized cities with respect to the study of pollutant emission sources and its contribution to air pollution at local and regional scales. In the medium-sized Andean city of Manizales (urban population 367000), Colombia, recent studies recognized the need for more comprehensive studies about pollutant dynamics, especially for aerosols and sulfur compounds (Aristizábal et al., 2011; González and Aristizábal., 2012). The city is built in a unique mountain-ridge topography, characterized by a limited area for growth and a resulting high vehicular density (310 vehicles per 1000 inhabitants in 2012 Manizales cómo vamos, <http://manizalescomovamos.org/>). In terms of meteorological conditions, the city is characterized by precipitation microclimates and low local wind velocities, as well as, orographic effects over air masses motion at a regional scale. In such sense, understanding the role of anthropogenic emissions and its effects on urban air quality, could improve air quality management in order to protect human health and environment. The aim of this work was to assess the contribution of mobile precursors to the air pollutant emissions in Manizales. Annual emission fluxes of criteria

pollutants (CO, SO_x, NO_x, VOC, and PM₁₀) and greenhouse gases (CO₂, CH₄, N₂O) were estimated following the methodology and model IVE developed by ISSRC and described by Davis et al., (2005). Results shown in this work are part of the first stage of developing the emission inventory in the city, whose main objective is to estimate anthropogenic and natural contribution of pollutant fluxes, disaggregated in time and space, as a tool to study their impacts over the city and as input information in atmospheric models.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The estimation of mobile source emissions were performed in the urban area of Manizales city with a spatial domain of 54 km². Manizales is characterized by a high urban population density (~6800 inhabitants per km²), a relatively high motorization rate (310 vehicles per 1000 population), and the presence of steep surrounding slopes in the urban area.

Emission estimation and approaches

Annual total flows (ton/year) of criteria pollutants (CO, SO_x, NO_x, PM₁₀, VOC) and greenhouse gases (CO₂, CH₄, N₂O) were obtained following a bottom-up approach and 2014 as the baseline year. Emissions were calculated using the International Vehicle Emissions (IVE) model, a Java-based language model designed to estimate emissions from motor vehicles in developing countries, taking into account the difficulties of information availability in these regions (Davis et al., 2005). This model differs from other known and commonly used models, since it assigns an emission level according to the vehicle specific power (VSP), and not according only to the average speed. VSP is defined as the instantaneous power per unit mass of the vehicle. This approach generates a more realistic representation in mountain geographies as the VSP considers the product of the equivalent speed acceleration, which is function of the slope and the resistance generated by the type of vehicle, associated

with rolling and aerodynamic characteristics of vehicles (in terms of height and frontal area) (Jimenez-Palacios, 1999).

The methodology to apply the IVE model was based on collecting four types of data sets (Henriquez, 2007): Vehicle fleet composition, vehicle technology distribution, driving patterns and engine start/stop patterns. Emission factors were adjusted using the local information described above and local environmental conditions (relative humidity and temperature). Information of vehicle fleet composition and technology distribution was collected from different institutions: the Transit Secretary, the Regional Environmental Agency (Corpocaldas) and the vehicle inspection centers (CDAs as their acronym in Spanish). Moreover, field surveys and vehicle counts using video cameras were implemented. Driving patterns were achieved through one week field campaign using VAM (Vehicle Activity Monitor) equipment in different zones of the city (residential, industrial and downtown zone) and main routes (highway, residential, arterial). Engine start/stop patterns were defined from the study of Giraldo et al., (2005) in urban zone of Bogotá and adjusted to local conditions through random surveys performed in Manizales.

RESULTS

Total annual emissions

Total annual fluxes were estimated for six categories of Manizales vehicular fleet: Passenger Cars (PC), Motorcycles (2w), Taxi, Bus, Line Haul Trucks (LH or vehicles in the group of light duty truck), and Delivery Haul Trucks (DH or vehicles in the group of heavy duty truck). Table 1 shows results obtained for each category, and the quantification of total vehicles reported in the fleet by Transit Secretary Department during 2014 (percentage distribution presented in Figure 1). In the group of criteria pollutants, carbon monoxide (CO) was the most abundant pollutant with 68540.3 ton/yr followed by volatile organic compounds (VOC) with 16642 ton/yr, result in concordance with the incomplete combustion of gasoline fuel – predominant in PC and 2w vehicles – and diesel powered vehicles (Bus, LH and DH trucks). This result was consistent with previous studies in Colombia where CO is reported as predominant pollutant in mobile emissions inventories (AMVA, 2013; Peñalosa, 2010). On the other hand, emissions obtained for greenhouse gases showed higher emissions for carbon dioxide (CO₂) (568988 ton/yr) in comparison with methane (CH₄) (3755 ton/yr) and nitrous oxide (N₂O) (14 ton/yr); as a result of fossil fuel combustion processes.

Table 1. Distribution of total annual emissions in terms of vehicular category in Manizales

Vehicle category	Total fleet-2014 (Number of vehicles)	Emission (ton/yr)							
		Criteria Pollutants					Greenhouse gases		
		CO	VOC	NO _x	SO _x	PM ₁₀	CO ₂	N ₂ O	CH ₄
PC	60612	11289.1	1033.1	819.9	23.8	8.7	235541.0	9.6	309.1
2w	55927	47290.5	14629.7	432.7	7.0	370.1	62045.5	0.1	2751.3
Taxi	2409	5811.1	171.0	279.1	1.3	17.6	51315.2	2.6	694.5
Bus	2333	2396.6	464.2	1867.5	1.3	408.0	126887.2	0.8	0.0
LH Truck	1886	1312.8	272.4	1523.6	0.7	312.4	73488.7	0.5	0.0
DH Truck	636	440.2	71.5	449.1	0.2	170.1	19710.0	0.2	0.0
TOTAL	123803	68540.3	16642.0	5372.1	34.3	1286.9	568987.6	13.7	3754.9

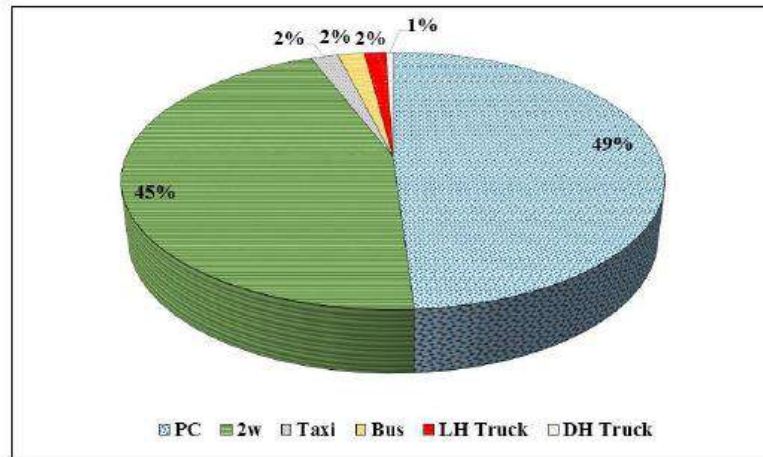


Figure 1. Percentage distribution of vehicular fleet in the urban area of Manizales-2014.
Source: Manizales Transit Secretary Department

Percentage contribution of emissions is shown in Figure 2. Analyzing criteria pollutants (Figure 2a), categories with higher influence in CO and VOC emissions were PC and 2w. These vehicles performed 94% of total fleet (49% PC and 45% 2w) and were characterized by the use of gasoline as principal fuel. The influence of motorcycles could be associated with the presence of two strokes bikes, which combustion process enhance the emission of CO and VOC mainly (AMVA, 2013). The emission of vehicles characterized by the use of diesel as fuel (Bus, LH and DH Trucks) were significant taking into account their low percentage in the fleet (6%). Public transport (Buses) was the major source of PM₁₀ (32%) and NO_x (35%), with 408 tons/yr and 1868 tons/yr, respectively. The use of diesel has

been associated with more PM₁₀ and NO_x emissions (Durbin et al., 2003; Saiyasitpanich et al, 2005). The analysis of greenhouse gases (Figure 2b) showed predominance of PC vehicles in the emission of CO₂ (41%) and N₂O (70%), associated with higher combustion efficiency of gasoline motors with respect to diesel combustion efficiency (CSIC, 2006). Public transport showed its role in pollutant fluxes in spite of the low percentage in the fleet. Bus category comprised 22% of total CO₂ emissions and only 2% in vehicular fleet, similar behavior than those obtained for Taxi category, which covered 18% of CH₄ emissions and only 2% fleet participation. Emission of CH₄ in taxis was related with the use of natural gas-gasoline reconversion as principal technology fuel.

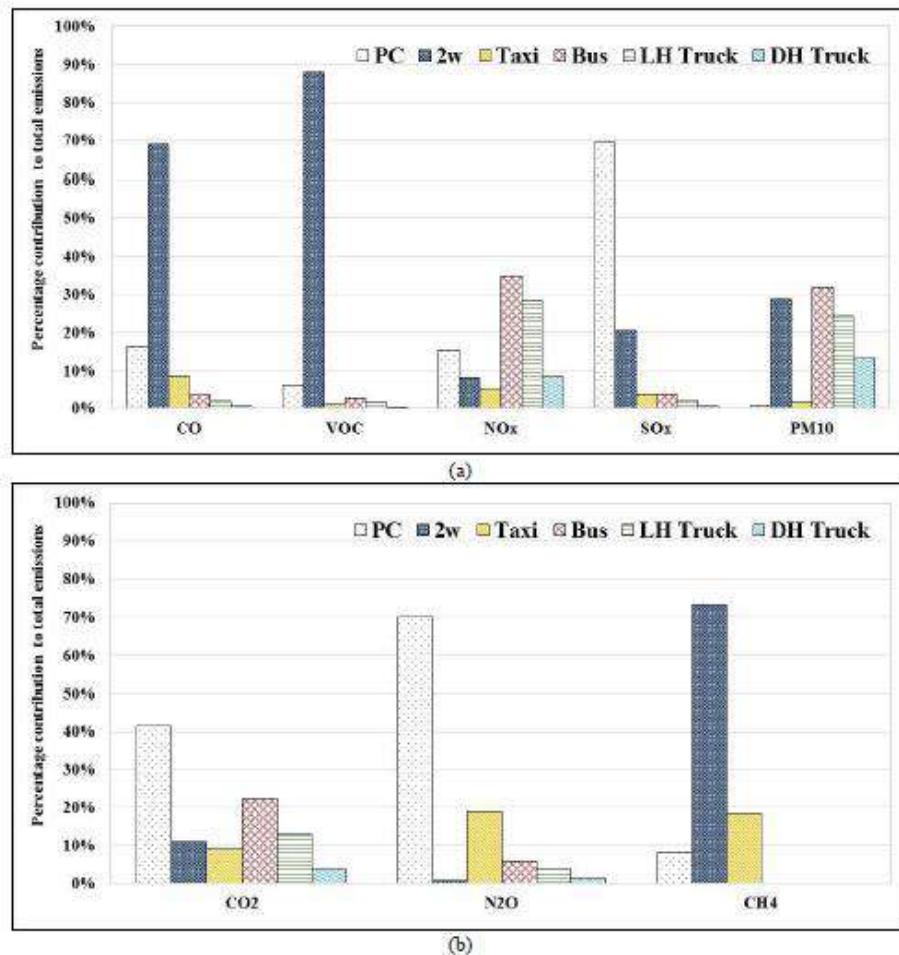


Figure 2. Percentage contribution of vehicular emissions in terms of fleet category. a) Criteria pollutants. b) Greenhouse gases.

Comparison with other Colombian cities

Total emissions of criteria pollutants (kg/d) were compared with reports of other Colombian cities (Table 2). Emission obtained in Manizales showed higher levels than those reported for other medium-sized cities such as Pereira (Restrepo et al., 2007 and Envigado (Londoño et al., 2011). The comparison with large urban areas showed lower values in Manizales emissions than those reported in 2010 for Bogotá with values 2 and 3 times higher (Peñalosa, 2010). Comparing emissions with Valle de Aburrá (VA) (AMVA, 2013), one of the most important urban zones of Colombia with Medellín as its capital, there were similar values of VOC in comparison with those obtained in Manizales.

Daily emissions were weighted in terms of per-capita index in order to compare possible pressure of vehicular emissions according to the number of inhabitants. As it is shown in Figure 3, there was a high per-capita index in Manizales for CO, VOC and NOx emissions with values of 582, 141, 46 kg/day-1000hab respectively. Values of per-capita index calculated for Bogotá –The city with higher annual reports, showed levels of 263, 40 and 21 kg/day-1000hab for CO, VOC and NOx respectively. This result allows to conclude that the small area for growth associated with a high vehicular density in Manizales (310 vehicles per 1000 inhabitants in 2012) contributes with a consider pressure of vehicular emissions.

Table 2. Mobile source emissions reported in different Colombian cities

City	Population	Fleet composition (Total vehicles)	Emissions (kg/day)				
			CO	VOC	NO _x	SO _x	PM ₁₀
Valle de Aburrá (2011)	3312165	797568	367260	32282	44414	764	3058*
Bogotá (2010)	7363782	1116248	1936781	295921	157967	35641	4367**
Envigado (2010)	187121	268942	18408	2663	4500	35	200
Pereira (2007)	451645	97806	44166	4469	1787	34	101
Manizales (2014)	367000	123803	213921	51941	16766	108	4018

*Reported as PM_{2.5}

**Reported as PM

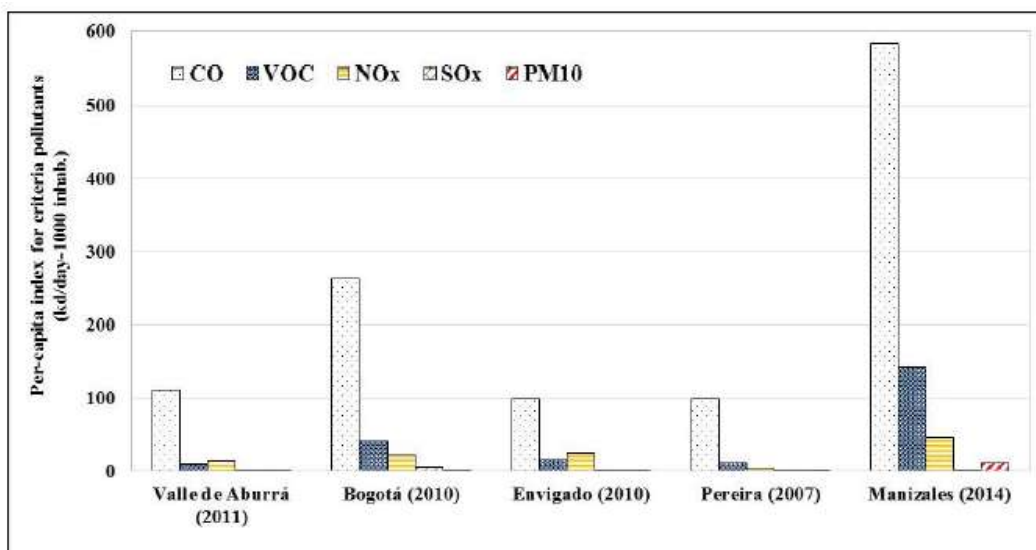


Figure 3. Per-capita index of criteria pollutant emissions in different cities of Colombia derived from mobile sources.

CONCLUSIONS

Total annual fluxes of criteria pollutants and greenhouse gases were estimate in the urban area of Manizales city associated with mobile source emissions. Carbon monoxide (CO) was the most abundant pollutant with 68540 ton/yr, followed by volatile organic compounds (VOC) with 16642 ton/yr. Sulfur oxides (SO_x) were the lowest in the group of criteria pollutants (34 ton/yr), probably associated with low values of sulfur in diesel (approximately 50 ppm).

Motorcycles and passenger cars were vehicular categories with higher contribution to CO (69% and 16% respectively) and VOC

(88% and 6% respectively), in concordance with their majority in the total vehicular fleet (94%) and the use of gasoline as principal fuel. Public transport (Buses) was the major source of PM₁₀ (32%) and NO_x (35%), 408 ton/yr and 1868 ton/yr, respectively, in spite of its low percentage in the overall fleet (2%).

The analysis of greenhouse gases showed predominance of passenger vehicles in the emission of CO₂ (41%) and N₂O (70%), associated with higher combustion efficiency of gasoline motors with respect to diesel combustion efficiency.

Comparing results with other Colombian urban zones, Manizales showed higher level of

emissions than those reported for other medium-sized cities such as Pereira and Envigado; and from 2 to 3 times lower emissions in comparison with the large urban city of Bogotá. However, there was a high per-capita index in Manizales for CO, VOC and NOx emissions with respect to cities such as Bogotá and metropolitan area of Valle de Aburrá, suggesting that the small area for growth associated with a high vehicular density in Manizales contributes with a consider pressure of vehicular emissions in the air quality of the city.

ACKNOWLEDGMENTS

Authors acknowledge Universidad Nacional de Colombia sede Manizales and Environmental Authority, Corpocaldas, for supporting this project through "Convenio Interadministrativo de asociación 130-2014". Authors also thanks to researches from Air Quality Research Group of Universidad Nacional de Colombia sede Bogota, for their support during sampling campaign and emissions estimation process.

REFERENCES

- Alonso, M.F., Longo, K.M., Freitas, S.R., Mello da Fonseca, R., Marécal, V., Pirre, M., Klenner, L.G., 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.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), 2013. Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá, año base 2011. Convenio de Asociación No. 243 de 2012. Medellín, Colombia.
- Aristizábal, B.H., González, C.M., Morales, L., Abalos, M., Abad, E., 2011. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran in urban air of an Andean city. *Chemosphere* 85, 170–178.
- CSIC, C.S., 2006. Calidad del aire urbano, salud y tráfico rodado. Editorial Fundación Gas Natura. Barcelona, España
- D'Angiola, A., Dawidowski, L.E., Gómez, D.R., Osses, M., 2010. On-road traffic emissions in a megacity. *Atmospheric Environment* 44, 3658-3671.
- Davis, N., Lents, J., Osses, M., Nikkila, N., Barth, M., 2005. Development and Application of an International Vehicle Emissions Model. TRB Paper 05-1844.
- Durbin, T.D., Zhu, X., Norbeck, J.M., 2003. The effects of diesel particulate filters and a low-aromatic, low-sulfur diesel fuel on emissions for medium-duty diesel trucks. *Atmospheric Environment*, 2105–2116.
- Gallardo, L., Escribano, J., Dawidowski, L., Rojas, N., Andrade, M., Osses, M., 2012. Evaluation of vehicle emission inventories for carbon monoxide and nitrogen oxides for Bogotá, Buenos Aires, Santiago, and São Paulo. *Atmospheric Environment* 47, 12-19.
- Giraldo, L., Behrentz, E., Ardila, A., 2005. Estimación del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes. Available in: <http://dspace.uniandes.edu.co:9090/xmlui/handle/1992/939>
- González, C.M., Aristizábal, B.H., 2012. Acid rain and particulate matter dynamics in a mid-sized Andean city: The effect of rain intensity on ion scavenging. *Atmospheric Environment* 60, 164-171.
- Henríquez, P., 2007. Bachelor Thesis. Estudio comparativo de actividad vehicular y modelación de emisiones para Santiago y Buenos Aires. Universidad de Chile. Santiago de Chile, Chile.
- Jiménez-Palacios, J.L., 1999. PhD. Thesis. Understanding and Quantifying Motor Vehicle Emissions with Vehicle Specific Power and TILDAS Remote Sensing. Massachusetts Institute of Technology.
- Londoño, J., Correa, M.A., Palacio, C.A., 2011. Estimación de las emisiones de contaminantes Atmosféricos provenientes de fuentes móviles en el área urbana de Envigado, Colombia. *Revista EIA* 16, 149-162.
- Manizales cómo vamos. Informe de calidad de vida 2013. Disponible en: <http://manizalescomovamos.org/>
- Peñalosa, N.E., 2010. Master Thesis. Distribución espacial y temporal del

inventario de emisiones provenientes de las fuentes móviles y fijas de la ciudad de Bogotá, D.C. Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá. Bogotá, Colombia.

- Restrepo, V., Álvaro, H., Izquierdo, C., Sebastián, López, G., 2007. Estimación de factores que inciden sobre la contaminación ambiental generada por fuentes móviles en Pereira. *Scientia et Technica* 8, 267-272.
- Saiyasitpanich, P., Lu, M., Keener, T.C., Liang, F., 2005. The Effect of Diesel Fuel Sulfur Content on Particulate Matter. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 993-998.
- Zarate, E., Belalcazar, L. C., Clappier, A., Manzi, V., Vandenbergh, H., 2007. Air quality modelling over Bogota, Colombia: Combined techniques to estimate and evaluate emission inventories. *Atmospheric Environment* 41, 6302-6318.

ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES ATMOSFÉRICAS PROVENIENTES DE ESTACIONES DE SERVICIO Y CENTROS DE ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLE EN BOGOTÁ

ESTIMATION OF ATMOSPHERIC EMISSIONS FROM GAS STATIONS AND FUEL STORAGE IN BOGOTÁ

Zambrano, Daissy¹; Fajardo, Sandra¹; Pachón, Jorge¹, Chaparro, Rafael²

¹Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental, Universidad de la Salle, Bogotá,
Colombia ²Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: jpachon@unisalle.edu.co

RESUMEN

En este proyecto se realizó la estimación de las emisiones de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) en Estaciones de servicio (EDS) y centros de almacenamiento de combustible (CAC) para el año 2012 en Bogotá. Se estimaron las emisiones de cuatro actividades: almacenamiento, distribución, llenado de tanques subterráneos y derrames, para 467 fuentes. Para calcular las emisiones se usó el modelo TANKS para almacenamiento y factores de emisión del documento AP-42 para las demás actividades. Además se realizó la distribución espacial y temporal de las emisiones en una grilla de 1 x 1 km. De acuerdo a los resultados se obtuvo una emisión de 23786 Ton/año de COV, de la cual el 70% es aportado por los CAC y el 60% por los tanques con gasolina corriente. Las horas de mayor emisión entre 6-8 AM y 5-7 PM, y las localidades que generan las mayores emisiones son Puente Aranda y Teusaquillo.

PALABRAS CLAVES

Inventario de Emisiones, Bogotá, Emisiones fugitivas

ABSTRACT

This project involved the estimation of emissions of volatile organic compounds (VOCs) from gas stations (EDS) and fuel storage (CAC) for 2012 in Bogota. Four major activities were considered for emission estimation: storage, distribution, filling of underground tanks and spills, on 467 gas station points. To perform the calculations, the EPA TANKS model was used for storage emissions, and emission factors from EPA AP-42 document were used for the other activities. Additionally, spatial and temporal distribution of emissions was performed in a grid of 1 x 1 km and hourly. According to the results, it was calculated a total emission of 23786 tons / year of VOCs, which 70% is contributed by the CAC and 60% originated from regular gasoline tanks. Emission peak hours were observed between 6-8 AM and 5-7 PM, and the localities that generate the highest emissions are Puente Aranda and Teusaquillo.

KEY WORDS (Emission Inventory, Bogotá, Fugitive emissions)

INTRODUCCION

La estimación de las emisiones evaporativas por el manejo de combustibles líquidos en las

EDS y CAC es un tema que no ha sido incluido en los inventarios de emisiones previos de Bogotá, pero que cobra importancia debido a

los efectos de los COV en la salud y el medio ambiente. Aunque dichos establecimientos no tengan fuentes puntuales de emisión, los vapores producidos en las diversas actividades de los establecimientos en conjunto pueden generar un efecto notable, o tener emisiones de mayor magnitud que las generadas por otras fuentes. A nivel internacional se ha incluido la estimación de las emisiones de EDS en inventarios de emisiones o guías metodológicas en países como Australia y Chile. En el primero se desarrolló el Inventario Nacional de Contaminantes (NPI en inglés) como parte de las Medidas para la Protección Nacional del Ambiente (NEPM), con el fin de obtener una extensa base de los contaminantes generados por las diversas industrias. También se elaboró el manual técnico de estimación de emisiones para emisiones agregadas de estaciones de servicio (NEPC, 1999), que contiene las técnicas para la estimación de las emisiones de COV y un apartado de análisis de incertidumbre. Por otro lado, en Chile se incluyó la metodología para la estimación de emisiones por almacenamiento y distribución de combustible dentro de la Guía Metodológica para la estimación de inventarios de emisiones, especificando el mecanismo de estimación, los datos requeridos, y los parámetros para la distribución espacio-temporal (Ambiosis, 2011). En Colombia, uno de los trabajos importantes es el desarrollado por la Universidad Pontificia Bolivariana en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) (UPB, 2010), en el que se realizó una actualización del inventario de emisiones con información del año base 2009 con lo cual a partir de la ampliación de las bases de datos de fuentes fijas y actualización de parámetros de estimación se establece un nuevo inventario útil para la gestión ambiental de la región. En este trabajo se incluyó la estimación de las emisiones por parte de las EDS, consideradas como fuentes área. Este proceso se realizó por medio del uso de factores de emisión de la EPA, para cada tipo de combustible (gasolina y diesel), teniendo en cuenta el volumen de combustible vendido en las estaciones por unidad de tiempo. Dentro de los inventarios realizados en Bogotá cabe resaltar dos trabajos

importantes. En el primer trabajo, elaborado por Fandiño y Behrentz (2009), se llevó a cabo una campaña de mediciones directas y encuestas a 3000 industrias de la ciudad, para la determinación de PM, SO_x y NO_x, para obtener factores de emisión que permitieran hacer una estimación de las emisiones más aproximada a las condiciones de Bogotá. En este estudio se encontró que la producción no tecnificada de ladrillo es la actividad que genera más contaminación por material particulado, y que la localidad de Puente Aranda es la que concentra la mayor cantidad de industrias que generan contaminación (Fandiño y Behrentz, 2009). Este trabajo fue la base usada para el planteamiento del Plan Decenal de Descontaminación de Bogotá (PDDAB) elaborado por la Secretaría Distrital de Ambiente (2010), documento en el que se plantean medidas para la reducción de la contaminación del aire en el período 2010-2020. El segundo trabajo fue el elaborado por Peñaloza y Rojas (2010) en el que se realizó la distribución espacial y temporal del inventario de emisiones de fuentes fijas y móviles en una grilla de 55 x55 Km, con resolución espacial de 1x1 km y resolución temporal de una hora, por medio del programa EMISENS. Según los resultados, las mayores emisiones en fuentes móviles son de CO (700000 Ton/año) y en fuentes fijas el mayor aporte es a los NO_x (2497 Ton/año). Además las zonas con las mayores emisiones corresponden con la zona industrial y las vías por las que circula vehículos de carga pesada. (Peñaloza y Rojas, 2010) El objetivo principal del proyecto fue elaborar el inventario de emisiones de COV provenientes de EDS y CAC para el año 2012 en la ciudad de Bogotá, a partir de la información registrada sobre dichos establecimientos en la Secretaría Distrital de Ambiente.

MATERIALES Y METODOS

La estimación de las emisiones se realizó usando dos mecanismos: el modelo TANKS de la USEPA para las emisiones por almacenamiento de combustible, y factores de emisión del documento AP-42 de la USEPA para las emisiones por distribución, llenado de tanques y derrames de combustible. La

distribución temporal se hizo en resolución horaria, teniendo en cuenta factores como la temperatura horaria y la variación del tráfico vehicular en el día. La distribución espacial se realizó en una grilla con celdas de 1x1 km acorde al dominio del modelo de calidad del aire de la ciudad.

Emisiones por almacenamiento Las emisiones por almacenamiento de combustible en los tanques subterráneos se estimaron usando el programa TANKS elaborado por la USEPA, un modelo usado para la estimación de emisiones de COV e Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) provenientes del uso y manejo de sustancias orgánicas almacenadas (USEPA, 2006). Este programa considera aspectos como las características físicas del tanque, tipo de combustible, volumen de combustible al año y las condiciones meteorológicas del sitio de modelación. Para obtener la información requerida en el modelo inicialmente se realizó una revisión de los expedientes de estaciones de servicio que reposan en la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), para recolectar datos de las EDS como localización, número de tanques, combustibles almacenados, capacidades de los tanques y ventas mensuales de combustible. A partir de dicha información se elaboró una base de datos, que posteriormente fue completada con los datos de las especificaciones de los tanques

(longitud, diámetro y volumen de trabajo) de acuerdo a los datos de fichas técnicas de los tanques elaboradas por los fabricantes. Se obtuvieron entonces las características de los tanques de acuerdo a la capacidad en galones y al material (fibra de vidrio o lámina de acero). Finalmente se completaron los datos de las ventas de combustible por tanque para los establecimientos que no poseían el dato, teniendo en cuenta la información de las demás estaciones de servicio por localidad y el tipo de empresa, definiendo promedios de ventas por combustible. Después de este proceso se obtuvo la base final con los datos para 464 estaciones de servicio (EDS) y 3 centros de almacenamiento de combustible (CAC). Para el modelo se consideró que los tanques de las EDS permanecen horizontales y los tanques en los CAC son verticales. Posteriormente se procedió a definir los datos de las variables meteorológicas requeridas por el modelo, en este caso se establecieron los valores para la ciudad de Bogotá. Los datos se obtuvieron de las mediciones de la red de Monitoreo de la Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB) para el año 2012, para los parámetros temperatura ambiente promedio, temperatura máxima, temperatura mínima, presión atmosférica y velocidad del viento. Algunos de los parámetros ingresados en las unidades requeridas por TANKS se encuentran en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros meteorológicos usados en el modelo TANKS

PARÁMETRO	VALOR	UNIDAD
Temperatura diaria promedio	57.35	°F
Presión atmosférica	10.91	Psia
Temperatura diaria máxima	70.1	°F
Temperatura diaria mínima	46.46	°F
Radiación solar	1186.08	BTU/ft ² *día
Velocidad del viento promedio	6826.03	m/h

Tabla 2. Factores de emisión AP-42

Fuente de emisión	Factor mg COV/L	Factor Ton/gal
Distribución combustible (llenado vehículos sin control)	1320	4.98×10^{-6}
Llenado tanques subterráneos (splash filling)	1380	5.21×10^{-6}
Derrames	80	3.02×10^{-7}

Emisiones por otras actividades

Para la estimación de las emisiones de las actividades restantes (distribución del combustible a los vehículos, el llenado de los tanques subterráneos y los derrames durante la distribución) se usaron los factores de emisión establecidos en el documento AP-42 de la EPA, sección 5.2 (Transporte y distribución de derivados del petróleo). Como factor de actividad se usaron las ventas por combustible en galones/año, teniendo en cuenta la información recopilada en los expedientes de la SDA. Se obtuvieron entonces las emisiones en Ton/año para cada establecimiento. En la Tabla 2 se encuentran los factores de emisión usados para cada actividad.

Finalmente la emisión total por cada establecimiento se calculó con la ecuación 1:

$$E_t = E_A + E_V + E_L + E_D \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

E_T = Emisión total en estaciones de servicio / centros de almacenamiento de combustible

E_A = Emisión por almacenamiento (estimación emisiones en TANKS)

E_V = Emisión por venta de combustible (llenado de tanque de vehículos)

E_L = Emisión por llenado de tanques subterráneos

E_D = Emisión por derrames en la distribución de combustible

Ya que algunos datos de los factores de actividad no estaban a 2012, se realizó una proyección de las emisiones a 2012 usando el índice de producción real de la Encuesta Anual Manufacturera para la industria de refinación del petróleo para los años 2008 a 2012 (DANE, 2014). Para el cálculo de la tasa de crecimiento se usó la ecuación 2:

$$Tasa_n = \ln (IPR_{n+1}/IPR) \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde:

IPR $n+1$: Índice de producción año de la proyección

IPR: Índice de producción año anterior a la proyección

A partir de ello se obtuvo una tasa de crecimiento de 0.005, con la cual se obtuvieron las emisiones actualizadas al año 2012 mediante la ecuación 3.

$$E_p = (T * N) \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

E_p : Emisión Proyectada a 2012

E_o : Emisión inicial

T: Tasa de crecimiento

N: N° de años entre el 2012 y año de información

Distribución espacial y temporal de las emisiones

La distribución horaria de las emisiones generadas en EDS y CAC se realizó de manera independiente para las emisiones calculadas en TANKS y para las emisiones obtenidas por el método de los factores de emisión. Cabe tener en cuenta que los cálculos se realizaron a partir de las emisiones diarias, obtenidas dividiendo la emisión anual en 365 ya que se asume que los establecimientos funcionan todos los días del año y las 24 horas del día. La distribución temporal de las emisiones estimadas en TANKS se asoció a la variación horaria de la temperatura en un día típico para Bogotá. Se consideró entonces la correlación positiva entre la temperatura y las pérdidas por evaporación, incidiendo en una mayor generación de COV. Para ello se calcularon porcentajes para cada hora de acuerdo a los valores de temperatura registrados para cada hora en la RMCAB del año 2012, que se

multiplicaron con la emisión diaria para obtener la emisión horaria. La distribución temporal de las emisiones halladas por factor de emisión se relacionó con la venta de combustible de acuerdo a las horas donde se registran mayor afluencia de vehículos en las vías. Para ello se asignaron porcentajes a cada hora teniendo en cuenta que el mayor flujo vehicular se registra entre las 6 am y 9am y entre las 5 pm y 8 pm. Para la distribución mensual de las emisiones a lo largo del año se tuvo en cuenta la variación mensual de los consumos a partir de la demanda nacional de combustibles para el año 2012, según la información registrada por la UPME para el año 2012(UPME, 2013). Para la distribución espacial se inició con un proceso de georreferenciación ubicando las fuentes de acuerdo a la dirección de cada establecimiento en el programa Google Earth®. Se asignaron entonces las coordenadas a cada establecimiento para relacionar las emisiones obtenidas en un sistema de coordenadas. Para ello se usó el software ArcGIS®, en el que se importaron archivos de Excel con las emisiones y coordenadas de cada establecimiento, junto con la grilla de celdas de 1x1 km y un shape de las localidades de Bogotá, obtenidos del trabajo realizado por Peñaloza y Rojas (2010). Al cruzar dicha información se obtuvieron los mapas de Bogotá indicando en una escala de colores la magnitud de las emisiones en cada celda.

RESULTADOS

De acuerdo a la información recolectada en la base, se tiene que el 48% de los establecimientos (EDS y CAC) almacenan gasolina corriente, siendo el combustible más común, le sigue el ACPM con 16% y la

gasolina extra con 15%. El jet-A1 tiene el menor porcentaje ya que solo se distribuye en los CAC. Esta distribución se observa en la Figura 1. Después de la elaboración de los cálculos, se obtuvo una emisión total de 23786 Ton/año, siendo las actividades que más contribuyen el llenado de los tanques subterráneos (46%) y la distribución del combustible (44%). Los 3 CAC son los que más contribuyen con las emisiones totales (77% del total), aunque solo son 3 establecimientos, se manejan volúmenes muchos más altos de combustibles en comparación a las EDS. Por ello, las emisiones en las 4 actividades son mayores para los CAC. (Figura 2). Con respecto a las emisiones según el tipo de combustible (Figura 3), se obtuvo que la gasolina corriente es el combustible que genera el mayor aporte, con un 95% de las emisiones por almacenamiento. Las menores emisiones se deben al almacenamiento de ACPM y Jet-A1, con aportes menores al 1%. Esto se debe principalmente a las características físicas de los combustibles, principalmente por la presión de vapor. El combustible que tiene la presión de vapor más alta es la gasolina extra, le sigue la gasolina corriente, y la presión de vapor más baja es la del ACPM. La presión de vapor es un indicador directo de la volatilidad del combustible (CORPODIB y UPME, 2004), lo que implica que la gasolina corriente y la gasolina extra son los combustibles más volátiles. Este fenómeno también ocurre cuando el llenado del tanque subterráneo se realiza sin control, el combustible que desciende genera salpicaduras y aumento en la fracción de combustible que se evapora (Evequoz, et al, 2000).

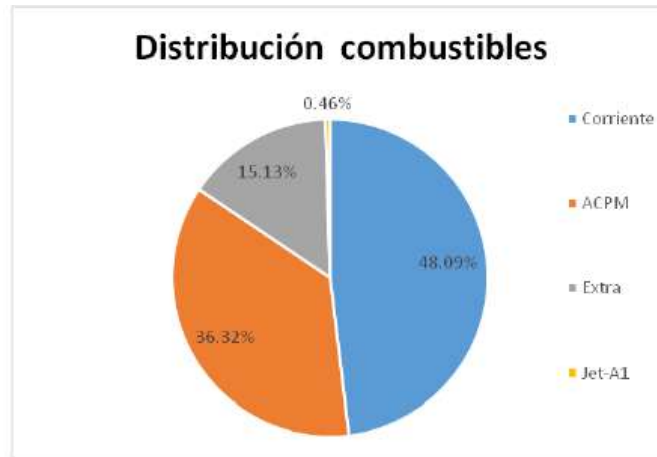


Figura 1. Distribución de combustible por establecimiento

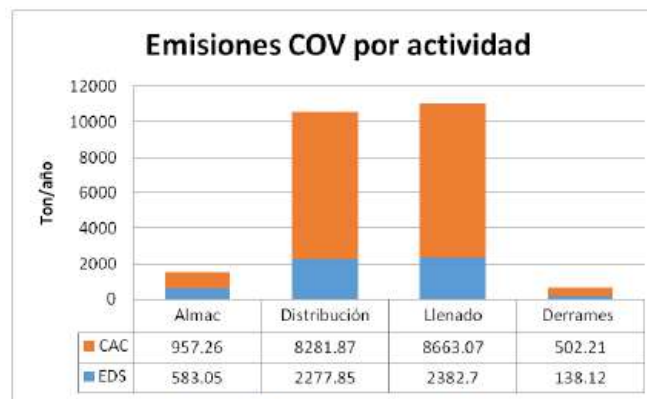


Figura 2. Emisiones totales COV

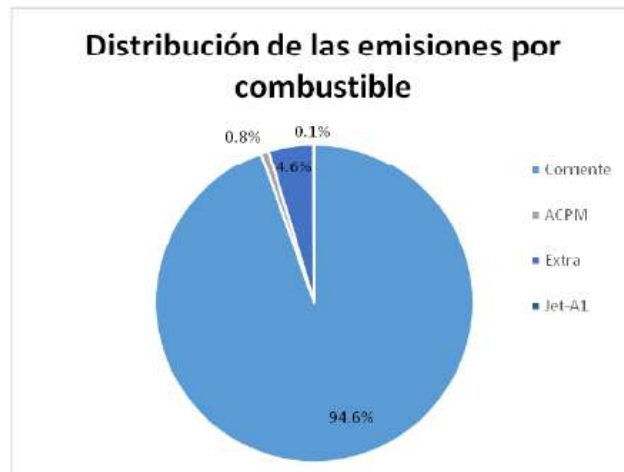


Figura 3. Distribución de las emisiones por tipo de combustible

Se realizaron dos distribuciones temporales diferentes, una para las emisiones por almacenamiento y otra para la suma de las emisiones generadas por las demás actividades, ya que el método por el que se hallaron fue distinto. Para las emisiones por almacenamiento, en las que se relacionó la

distribución con la variación de temperatura en el día, se observa que las emisiones son mayores de 12 a 2 pm, en las horas de mayor temperatura ambiente, con emisiones del orden de 0.23 Ton/hora (Figura 4). En la distribución horaria de las otras emisiones se observa que los mayores valores se presentan

entre 6-8 am y 5 -7 pm, con emisiones del orden de 4.1 Ton/año, y una actividad más baja

durante el día entre 8 am y 5 pm con emisiones de 2.7 Ton/hora (Figura 5).



Figura 4. Distribución temporal emisiones de COV por almacenamiento



Figura 5. Distribución temporal emisiones de COV - otras actividades

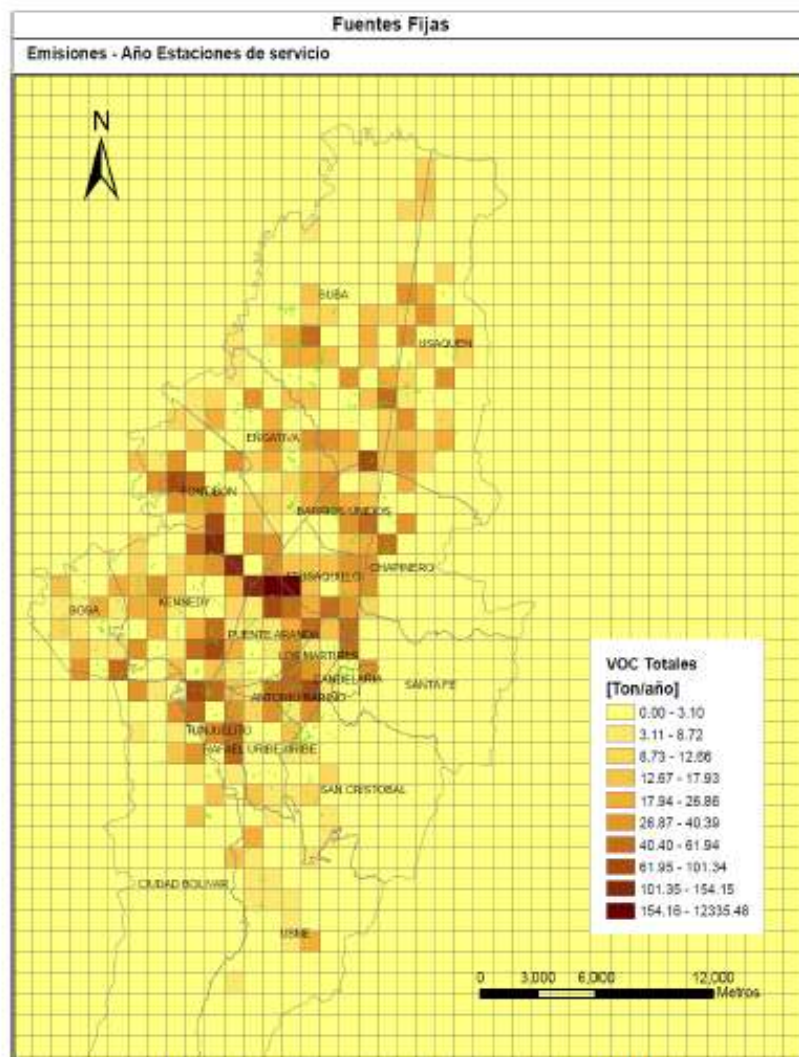


Figura 6. Distribución espacial emisiones anuales COV

Después de la elaboración de los mapas de emisiones anuales (Figura 6), diarias y horarias se observó que la zona más afectada por la contaminación de COV es el centro-occidente de la ciudad, incluyendo las localidades de Puente Aranda, Fontibón y Kennedy. Esto coincide con el hecho de que los tres CAC están ubicados en esta localidad, y son los establecimientos que generan el mayor aporte a las emisiones. Además, en la localidad de Fontibón la zona de mayor contaminación coincide con el corredor de la calle 13 y la salida de Bogotá a los municipios del occidente de Cundinamarca, por lo que en esta vía principal se ubican estaciones con tanques de gran capacidad para atender la demanda de los vehículos que circulan diariamente por esta vía.

CONCLUSIONES

Como resultado del cálculo del inventario de emisiones se obtuvo una emisión total de 23786 Ton/año de COV generada por las 464 EDS y los 3 CAC de los que se registró información para el año 2012. Éstos 3 CAC generan el 77% de las emisiones totales, ya que tienen tanques de gran capacidad, en comparación a los tanques usados en las EDS. La gasolina corriente es el combustible que genera las mayores emisiones en la ciudad, con un 67% de las emisiones totales, debido a que es el combustible que se distribuye en mayor proporción en la ciudad y es uno de los combustibles con presión de vapor más altas, lo que incide en el aumento de las emisiones de COV. De acuerdo a la distribución temporal y espacial, las horas de mayor emisión son en la mañana y en la tarde para las emisiones por distribución, llenado de tanques y derrames, y al medio día para las emisiones por almacenamiento. Además la zona más afectada por emisiones de COV es el centro-occidente de la ciudad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias a la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA) por la información suministrada para este proyecto, elaborado en el marco del contrato 1467 de 2013 suscrito entre la SDA y la Universidad de la Salle, con el fin de “Desarrollar e

implementar un modelo de la calidad del aire para Bogotá”.

REFERENCIAS

- Ambiosis. (2011). Guía Metodológica Inventario de Emisiones Atmosféricas. Metodología SIMCA 2011. Santiago de Chile. Obtenido de http://www.sinia.cl/1292/articles-52667_GuiaMInventarioEmisionesAtmosfericas2011.pdf
- Corporación para el Desarrollo Industrial de la Biotecnología y la Producción más Limpia (CORPODIB) y Unidad de Planeación Minero Energética (UPME). (2004). Determinación de la contaminación ambiental debido al porcentaje de evaporación en las gasolinas colombianas. Bogotá D.C. Obtenido de http://www.siam.gov.co/Portals/0/Evaporacion_Gasolinas.pdf
- DANE (2014), Encuesta Anual Manufacturera. Obtenido de <http://www.dane.gov.co/index.php/esp/industria/encuesta-anual-manufacturera-eam/112-boletines/industria/2770-encuesta-anual-manufacturera-eam>
- Evequoz, O., et al. (2000). Pérdidas evaporativas por almacenamiento y distribución de combustibles en estaciones de servicio. Obtenido de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/unc/paper27.pdf>
- Fandiño, M., y Behrentz, E. (2009). Actualización del Inventario de emisiones atmosféricas provenientes de fuentes fijas en Bogotá a través de emisiones directas. Bogotá D.C.: Trabajo final de Maestría. Universidad de los Andes.
- National Environment Protection Council (NEPC) (1999). Emission Estimation technique manual for Aggregated Emissions from Service Stations. Australia. Obtenido de <http://www.npi.gov.au/system/files/resources/5310d8c0-7667-0004-71f1-03e044e70993/files/servstatnsrev4.pdf>
- Peñaloza, N. y Rojas, N. (2010). Distribución espacial y temporal del inventario de

emisiones provenientes de fuentes móviles y fijas de Bogotá D.C. Bogotá D.C.: Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia.

Red de Monitoreo de la Calidad del Aire para Bogotá (RMCAB). Valores de los parámetros meteorológicos para el año 2012.

Secretaría Distrital de Ambiente (SDA). (2010). Plan decenal de descontaminación del aire para Bogotá. Bogotá. Obtenido de http://ambientebogota.gov.co/en/c/document_library/get_file?uuid=b5f3e23f-9c5f-40ef-912a-51a5822da320&groupId=55886

Unidad de Planeación Minero Energética (UPME). Consumo Combustibles. (2012). Obtenido de <http://www.sipg.gov.co/Sipg/Inicio/SectorHidrocarburos/EstadisticasdePetroleo/Ventas/tabid/74/language/es-CO/Default.aspx>

Universidad Pontificia Bolivariana (UPB). (2010). Actualización del Inventario de Emisiones Atmosféricas. Convenio de Asociación N° 543 de 2008. Medellín. Obtenido de <http://www.metropol.gov.co/CalidadAire/IsdocPlanedescontaminacion/Inventario%20de%20emisiones.pdf> USEPA (2006). *TANKS Emissions Estimation Software*. Obtenido de <http://www.epa.gov/ttnchie1/software/tanks/>

DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA ADAPTADA AL CONTEXTO COLOMBIANO PARA LA ESTIMACIÓN DE INCERTIDUMBRE EN EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

Ortiz, Edison Y. ¹; Pulido, Ana D. ^{1,2}, Jiménez, Rodrigo¹

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

² Equipo Tercera Comunicación Nacional de Colombia de Cambio Climático, Instituto de
Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) - Programa de las Naciones Unidas
para el Desarrollo (PNUD), Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: rjimenezp@unal.edu.co

RESUMEN

La consolidación del inventario nacional de emisión de gases de efecto invernadero (INGEI) desarrollado bajo lineamientos del Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) requiere la estimación de incertidumbre. Además de dar valor cuantitativo a las emisiones calculadas, el análisis de incertidumbre conlleva entre otros a la identificación de las fuentes principales de incertidumbre, lo que permitiría establecer acciones de mejoramiento de la calidad de la información. La metodología desarrollada parte de la identificación de las incertidumbres inherentes a cada variable de entrada al INGEI, y las expresiones que permiten estimar la incertidumbre del resultado final. Las variables de entrada para el INGEI pueden categorizarse como actividades y factores de emisión. Los factores de emisión son usualmente tomados por defecto del IPCC, y por tanto típicamente reportan intervalos de confianza. Por su parte la información de actividad es típicamente recopilada de una diversidad de entes públicos y privados del país, y en general carecen de estimaciones de error. En el marco del proyecto Tercera Comunicación Nacional de Colombia ante la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático, liderado por el IDEAM con el apoyo del Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), se está analizando y estimando la incertidumbre de cada uno de los componentes del INGEI desagregados hasta subcategorías apropiadas, es decir hasta niveles de detalle que maximizan la información acerca de la incertidumbre. Para el cálculo se evita p.e. agregar previo al cálculo de incertidumbre componentes altamente inciertos con componentes de menor incertidumbre. Se estableció una metodología para estimar la incertidumbre para datos de actividad a nivel nacional, basada en calificaciones cualitativas de incertidumbre por parte de expertos para cada sector analizado en el INGEI. Para propósitos de cálculo y por simplicidad, algunas de las distribuciones de frecuencia se asumieron como triangulares y normales, dependiendo de la simetría. Adicionalmente, se propagaron las de incertidumbres por medio de adición cuadrática de errores, ponderados matemáticamente a partir de la aplicación de derivadas parciales a cada función de estimación de emisiones empleada. Con el desarrollo matemático se podrían identificar las variables que tienen mayor peso en la propagación de incertidumbre para cada uno de los sectores e identificar las actividades para las cuales se debería mejorar la calidad de información para próximas estimaciones. La propagación de error propuesta se comparó con la metodología de estimación de Monte Carlo para combinaciones lineales y no lineales, lo que permitió evaluar el desempeño de la propagación cuadrática propuesta.

PALABRAS CLAVE

Incertidumbre, Inventario, Gases de Efecto Invernadero, Propagación de errores, Monte Carlo

INTRODUCCION

El aumento de las emisiones y concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera terrestre y su efecto en el sistema climático ha sido un tema de interés y preocupación de la comunidad científica desde hace décadas y más recientemente del público general. El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés), y posteriormente el Protocolo de Kyoto fueron establecidos como respuesta a la amenaza climática global. Las emisiones de GEI son estimadas de acuerdo a lineamientos y guías establecidas por el IPCC (IPCC, 2006) para los siguientes módulos Energía (ENE), Procesos Industriales y Uso de Productos (IPUP en sus siglas en inglés), Agricultura, Silvicultura y otros Usos de Tierra (AFOLU en sus siglas en inglés), y desechos (DES). Cada categoría contiene actividades específicas sujetas a estimación de emisiones, para las cuales se establecen las metodologías de cálculo clasificadas entre Nivel 1 a Nivel 3, según el grado de complejidad y exactitud de la estimación y de la calidad de datos empleados para la estimación. Adoptando y ratificando el Protocolo de Kyoto, Colombia ha hecho públicas dos comunicaciones nacionales ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (IDEAM, 2001,2010). En la segunda comunicación se estimó una emisión para el país de 180 Tg de CO₂ equivalente (CO₂e) para el 2004, donde las categorías de Agricultura y Energía tuvieron una participación conjunta de 64.5 % en las emisiones estimadas. Así mismo, los porcentajes de participación de gases de efecto invernadero en las emisiones totales (expresadas como de CO₂e) se dividieron en 50% de CO₂, 30% de CH₄, 19% de N₂O y 1% otros gases (SF₆, CFC y HFC). Sin embargo, pese a que la cuantificación de la incertidumbre es indispensable para la

presentación de resultados, en dichos comunicados la presentación de la incertidumbre se limitó a evaluaciones cualitativas. Es importante mencionar que la calidad de un inventario de emisiones no está determinada solamente por la incertidumbre del mismo: un inventario de alta calidad cubre otros requerimientos de transparencia, credibilidad y documentación de la información empleada, consistencia de las series de tiempo empleadas, entre otros (Rypdal & Winiwarter, 2001). En el marco de la Tercera Comunicación Nacional de Colombia ante la Convención del Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, liderado por el IDEAM con el apoyo del Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), se lleva a cabo la estimación de emisiones de GEI, refinando los cálculos presentados en la segunda comunicación e incluyendo incertidumbre cuantitativa a los resultados obtenidos. Muchos autores y compiladores de inventarios consideran que la estimación de la incertidumbre en los inventarios de emisión juegan un rol importante, tanto como para establecer los sectores en los que se debe enfocar políticas de reducción de emisiones (Winiwarter, 2007; Gillenwater, 2007), como para el efecto de dicha incertidumbre en modelos numéricos (Holnicki, 2015), así como para mejorar la comparabilidad de resultados de inventarios entre naciones (Rypdal & Winiwarter, 2001). Los cálculos de incertidumbre para inventarios de emisiones pueden realizarse a través de varias metodologías, entre ellas, la propagación cuadrática de errores (GUM, 1993), la teoría y análisis difuso (Viertl, 1997), y la incertidumbre estimada mediante el método de Monte Carlo (Monni et al, 2007). Para el inventario colombiano, se diseñó una metodología alineada con las buenas prácticas de incertidumbre del IPCC (IPCC,2000)

empleando la propagación cuadrática ponderada de errores, con la finalidad de poder establecer una guía nacional de estimación de incertidumbre que podrá ser utilizada, modificada o actualizada para futuras comunicaciones.

MATERIALES Y METODOS

Notación de incertidumbre

Dado que en general las cantidades no son conocidas exactamente, la gran mayoría de las mediciones o estimaciones tienen una incertidumbre asociada. La incertidumbre es representada por bandas de error, simétricas o asimétricas cuyo ancho depende del intervalo de confianza con que se desea conocer la medición o estimación. Rigurosamente hablando estas bandas de error definen la precisión de la medición o la estimación no el error, ya que en la mayoría de los casos el valor “real” no es conocido. En general solo es posible determinar la comparabilidad entre dos o varias técnicas o métodos de medición o estimación. Desde un punto de vista práctico, las barras de error pueden asimilarse a la distribución del error absoluto (ϵ), del cual se puede estimar el error relativo (U). Para propósitos de la metodología planteada, se estableció el intervalo de confianza sugerido por el IPCC del 95% (IPCC, 2000) para actividades y factores de emisión, así como la representación de las bandas de error a través de errores relativos.

Incertidumbre de las actividades y los factores de emisión.

La información necesaria para realizar las estimaciones de las emisiones fue obtenida a partir de una variedad de organizaciones públicas y privadas, muchas de las cuales no reportan ningún tipo de error cuantitativo de la información que generan. Dada esta ausencia de información, se estableció una escala cualitativa – cuantitativa (ver Tabla 1) la cual permite cuantificar opiniones de expertos con la cual los expertos nacionales de cada categoría y subcategoría de estimación pueden

asociar un nivel de incertidumbre de las actividades de forma cualitativa, teniendo en cuenta para cada sector, la representatividad del mismo, la metodología de levantamiento de la información, la comparabilidad con fuentes similares, la calidad de la información en el tiempo, los supuestos realizados para el levantamiento de la información, entre otros. Para propósitos estadísticos ya a menos que se especifique lo contrario, los intervalos de confianza sugeridos en la Tabla 1 se asumen simétricos y normalmente distribuidos (Gaussianos). En aquellas actividades en las cuales los expertos no llegaron a un consenso sobre el nivel de información, se usó el nivel de incertidumbre asociado a cada actividad sugerido por el IPCC para cada sector, si está disponible. Finalmente, para las actividades que reportaron bandas de error, se les asignó distribución normal a las actividades con bandas de error simétricas, y distribución triangular cuando las actividades reportaron bandas de error asimétricas. Cuando se emplearon modelos de regresión con la finalidad de generar información faltante en series temporales, la incertidumbre combinada de la actividad predicha, se determinó como sigue, donde $U_{\text{actividad}}$ es la incertidumbre en porcentaje, RMSE es el error cuadrático medio y M es el promedio de los valores de actividad empleados para ajustar el modelo:

$$U_{\text{combinada}}^2 = U_{\text{Actividad}}^2 + \left(200 * \frac{RMSE}{M}\right)^2$$

Ec. 1

Tabla 1. Propuesta de incertidumbre asociada a niveles cualitativos de error para las actividades que no reporten error cuantitativo, con un intervalo de confianza del 95%

Nivel de incertidumbre	Error relativo
Muy Baja	<5%*
Baja	20%
Media	50%
Alta	>70%*

* Para propósitos de cálculo, se emplean el límite conocido del intervalo, p.e. 70% en el caso de incertidumbre “alta”.

Los factores de emisión y demás variables distintas a actividades fueron tomadas por defecto de la guía de cálculo del IPCC (IPCC, 2006), en los cuales vienen representado el nivel de incertidumbre de cada valor con un nivel de confianza del 95% y definiendo si las bandas de error son simétricas o asimétricas.

La expresión de las estimaciones

Al realizar una estimación en un inventario de emisión, la diferencia entre el valor estimado y el valor “real” radica en la calidad, cobertura espacial y representatividad de las diferentes actividades a ser empleadas, así como en la calidad de los factores de emisión o modelos empleados para determinar las emisiones. Como notación genérica, la emisión “real” puede definirse de la siguiente forma:

$$Em = Em_E \pm \epsilon_E + \sum(Em_{NC}) \quad \text{Ec. 2}$$

En donde Em es la emisión real, Em_E es la emisión estimada, ϵ_E representa los errores absolutos de estimación de emisiones determinados con un intervalo de confianza del 95% y Em_{NC} hace referencia a todas las emisiones de actividades no contabilizadas o computables, p.e. resultantes de actividades informales. Las actividades cuyas emisiones no se contabilizaron fueron aquellas de baja calidad, producto de un desconocimiento u ausencia de información para definir el comportamiento y la magnitud de la misma, que pueden conllevar a agregar un alto error en la estimación, sin embargo, pese a no incluirse en los cálculos, se mencionaron como fuentes de error en la estimación del inventario. Sin tener en cuenta las emisiones de las actividades no contabilizadas, las emisiones del inventario se pueden definir de la siguiente forma:

$$Em \approx Em_E \cdot \left(1 \pm \frac{U_E}{100}\right) \quad \text{Ec. 3}$$

Donde U_E es equivalente a $100 \cdot \epsilon_E / Em_E$ y representa el error relativo de la estimación realizada Em_E en porcentaje.

Propagación de Incertidumbres

Para determinar las incertidumbres de las emisiones, las actividades para cada sector son manipuladas matemáticamente hasta llegar a un cálculo de emisión. Dicha manipulación conlleva a propagar las incertidumbres de las variables involucradas en la estimación, como actividades, factores de emisión, porcentajes de ponderación, etc. Cuando se manipulan variables con incertidumbres asociadas, la expresión matemática para determinar la incertidumbre de dicho resultado puede expresarse de la siguiente forma: Sea ‘ f ’ el resultado de una la interacción ‘ n ’ variables a través de una función ‘ F ’ matemática, en la cual cada variable posee una incertidumbre asociada ‘ U_n ’ con el mismo intervalo de confianza, la incertidumbre del resultado ‘ U_f ’ en términos de error relativo se calcula como:

$$U_f^2 = \sum_{i=1}^n (c_i \cdot U_i)^2 + \sum_{i=1}^n \sum_{j(j \neq i)}^n (c_i \cdot c_j \cdot \rho_{ij} \cdot U_i \cdot U_j) \quad \text{Ec. 4}$$

En donde c_i representa el coeficiente de ponderación de incertidumbre de la variable ‘ i ’, ρ_{ij} es el coeficiente de correlación de Pearson entre las variables i y j . Si las variables no están correlacionadas entre sí, la ecuación 3 se reduce a:

$$U_f^2 = \sum_{i=1}^n (c_i \cdot U_i)^2 \quad \text{Ec. 5}$$

Los coeficientes de ponderación c_i , son determinados a partir de la siguiente expresión, en la cual x_i representa la magnitud de la variable ‘ i ’.

$$c_i = \frac{x_i}{f} \cdot \frac{\partial F}{\partial x_i} \quad \text{Ec. 6}$$

Con base en las expresiones anteriores, se establecieron fórmulas matemáticas para determinar los coeficientes de ponderación para las funciones genéricas más empleadas en el cálculo de inventarios de emisión; aquellas categorías con funciones diferentes a las

genéricas son expuestas por separado. Cuando la incertidumbre de todas las variables fue simétrica, el resultado obtenido luego de la propagación fue simétrico; sin embargo, cuando las variables fueron asimétricas, la magnitud de los cambios fue estimado por separado para cada banda de error.

De manera general, se determinaron los coeficientes de ponderación para funciones genéricas que son empleadas en la mayoría de las subcategorías, las cuales son descritas en la tabla 2.

Teniendo en cuenta lo especificado anteriormente, la figura 1 muestra la metodología propuesta para la estimación de incertidumbres de emisión, a partir de la propagación de errores. En dicha figura, EC hace referencia al tipo de ecuación empleado para estimar las emisiones, AC a las actividades locales, U a la incertidumbre expresada como error relativo en porcentaje, FE al factor de emisión empleado, EM a las emisiones estimadas, FDP a las funciones de densidad de probabilidad y C_i a los coeficientes de ponderación de incertidumbres.

Metodología Propuesta para la estimación de incertidumbre.

Tabla 2. Coeficientes de ponderación de incertidumbres para ecuaciones genéricas empleadas para estimar emisiones de gases de efecto invernadero.

ID Función	Función	Coeficientes de ponderación para la variable i C_i
1	Sumatoria de Variables $f(x_1, \dots, x_n) = \sum_{i=1}^n k_i \cdot x_i^{a_i}$; $k_i, a_i = \text{constantes}$	$\frac{k_i \cdot a_i \cdot x_i^{a_i}}{f(x_1, \dots, x_n)}$ para todo i
2	Productora de Variables $f(x_1, \dots, x_n) = \prod_{i=1}^n (A_i x_i^{a_i} + B_i)$ $a_i, A_i, B_i = \text{constantes}$	$\frac{a_i \cdot A_i \cdot x_i^{a_i}}{B_i + A_i \cdot x_i^{a_i}}$ para todo i
3	Productora de variables con adición de un término $f(x_1, \dots, x_n) = k \cdot \prod_{i=1}^{n-1} x_i^{a_i} + k_n \cdot x_n^{a_n}$ $k_i, k_n, a_i, a_n = \text{constantes}$	$\left(1 - \frac{k_n \cdot a_n \cdot x_n^{a_n}}{f(x_1, \dots, x_n)}\right) \cdot a_i$ para todo $i \neq n$ $\frac{k_n \cdot a_n \cdot x_n^{a_n}}{f(x_1, \dots, x_n)}$ para $i = n$
4	Polinomio de una variable $f(x) = \sum_{i=1}^n k_i \cdot x^{a_i}$ $k_i, a_i = \text{constantes}$	Coeficiente de ponderación de la incertidumbre de la variable en el polinomio: $C_x = \sum_{i=1}^n \frac{k_i \cdot a_i \cdot x^{a_i}}{f(x)}$

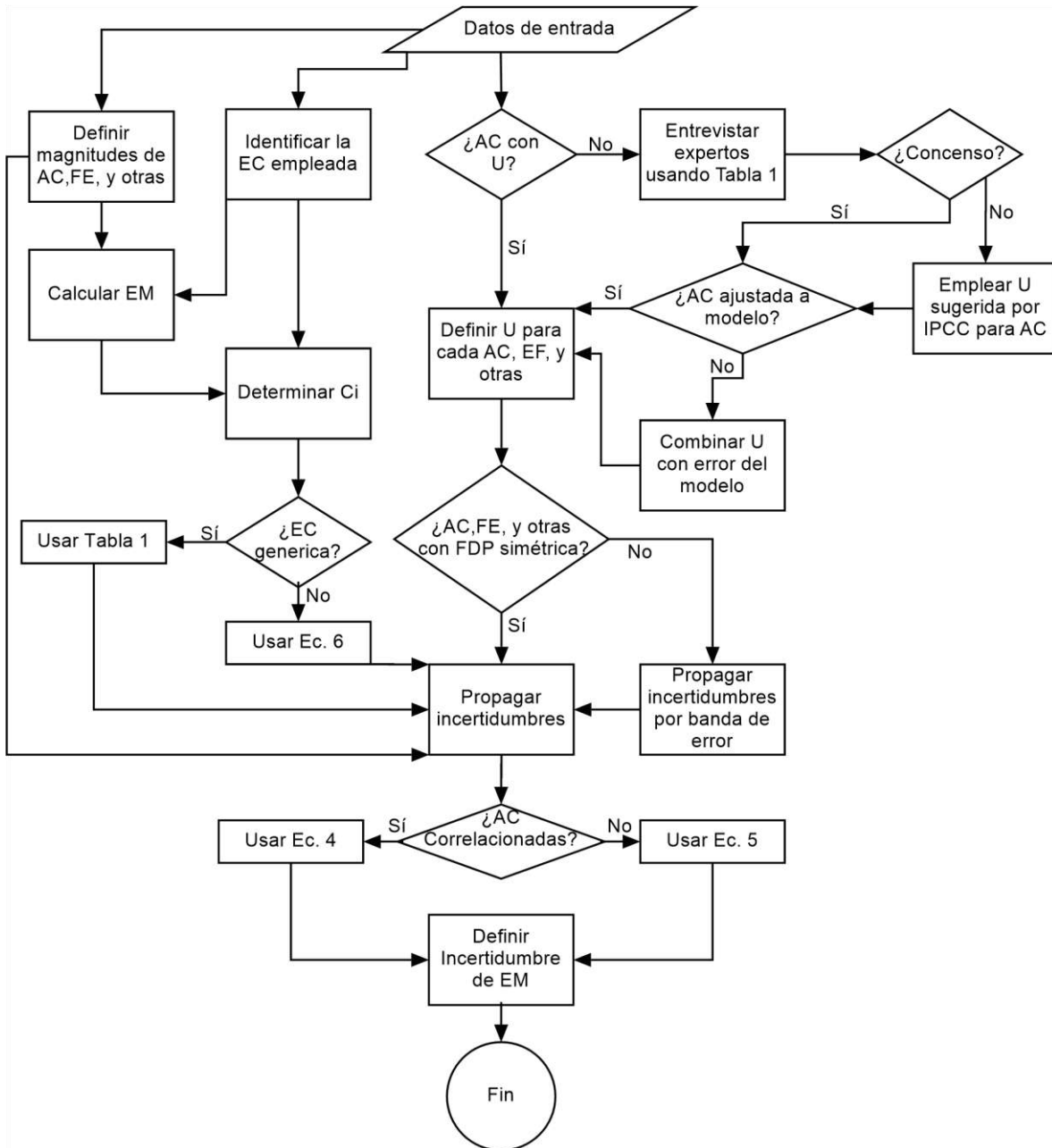


Figura 1. Algoritmo propuesto para la determinación de incertidumbre en emisiones

Comparación entre métodos de estimación de incertidumbres.

Se seleccionó dos subcategorías del IPCC para las cuales se aplicó el método de Montecarlo, teniendo en cuenta que las funciones con las cuales se relacionaron las variables fueran lineales y no lineales. Con este criterio de selección, se comparó las incertidumbres para la subcategoría “Fermentación entérica” específicamente para población de vacas

productoras de carne para el 2005, y la subcategoría de “producción de cemento Clinker” para 2005.

CASOS DE ESTUDIO

Emisiones de CO₂ por producción de Clinker

La ecuación empleada para realizar la estimación de CO₂ de la producción de Clinker según IPCC fue la siguiente:

$$Em_{CO_2} = Ac \cdot X_{CaO} \cdot F_{CO_2} \cdot (1 + CF_{CKD})$$

Ec. 7

Donde Em_{CO_2} es la emisión de CO_2 en Tg_{CO_2} , Ac , es la actividad, en este caso la producción de Clinker en Tg , X_{CaO} es la fracción de CaO en el Clinker, F_{CO_2} es la cantidad de CO_2 emitido por calcinación en Tg_{CO_2}/Tg_{CaO} y CF_{CKD} es el factor de corrección por recirculación de la ceniza en el horno. Para el 2005, la producción de Clinker en Colombia fue de 5.1 Tg y los demás valores se tomaron por defecto de la metodología de estimación IPCC, $X_{CaO} = 0.65$, $F_{CO_2} = 0.785 Tg_{CO_2}/Tg_{CaO}$ y $CF_{CKD} = 0.02$; La cantidad reportada de producción de Clinker no presentó incertidumbre cuantitativa, por tal motivo, se definió a priori una incertidumbre de este valor de 5% (Incertidumbre muy baja), dada la concordancia de series temporales de distintas fuentes y el hecho que son pocas las industrias que producen cemento en el país. La incertidumbre de X_{CaO} , F_{CO_2} y CF_{CKD} se especificaron en 2%, 2% y 10% respectivamente, según recomendación del IPCC (2006); así mismo, dado que no se especificó lo contrario, se asumió que las incertidumbres eran simétricas y se distribuían normalmente. La ecuación 7 tiene la forma del tipo de ecuación 2 en la tabla 2, por lo cual se calcularon los coeficientes de ponderación de incertidumbres para cada una de las variables (1, 1, 1, 0.02 para Ac , X_{CaO} , F_{CO_2} y CF_{CKD} respectivamente); adicionalmente, ninguna de las variables empleadas esta correlacionadas entre sí, por lo cual se empleó la ecuación 5 para determinar la incertidumbre, como se muestra a continuación.

$$U_{Em_{CO_2}}^2 = (1 \cdot U_{Ac})^2 + (1 \cdot U_{Ac})^2 + (1 \cdot U_{Ac})^2 + (0.02 \cdot U_{Ac})^2$$

$$U_{Em_{CO_2}} = \sqrt{(5)^2 + (2)^2 + (2)^2 + (0.2)^2}; U_{Em_{CO_2}} = 5.74\%$$

Teniendo en cuenta la ecuación 7, la emisión de CO_2 para este año por producción de cemento fue de 2.65 Tg de $CO_2 \pm 5.74\%$. Al aplicar el método de Montecarlo con los mismos valores de entrada y de incertidumbre, y asumiendo distribuciones normales se obtuvo el histograma de la figura 2, adicionalmente, El resultado tuvo un promedio aritmético de 2.65 Tg y una desviación estándar de 0.075 Tg , que al transformarla a un intervalo de confianza del 95%, se obtuvo una incertidumbre de 5.68 % con respecto a la media. La estimación de incertidumbres por medio de la propagación de errores y Montecarlo solo difieren en 0.06%.

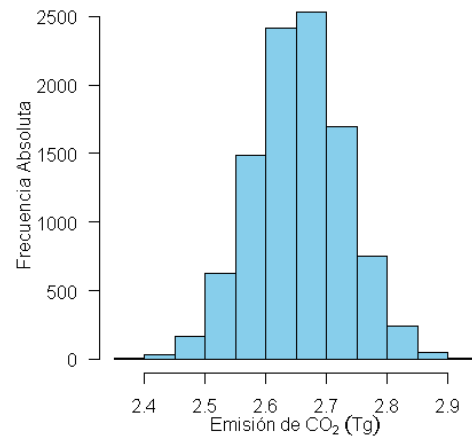


Figura 2. Histograma con el resultado de la aplicación del método Montecarlo para 10000 iteraciones para la estimación de emisiones de CO_2 para la producción de cemento

Emisiones de CH_4 por fermentación entérica para ganado de producción de carne

Los cálculos de fermentación entérica son largos, requieren mucha información y muchos cálculos intermedios, por lo que la determinación de la incertidumbre suele ser compleja y las ecuaciones empleadas no son similares a alguna función genérica de la tabla 2. Por tal motivo es necesario identificar las ecuaciones empleadas en esta estimación. En la ecuación de emisión de CH_4 (ecuación 8), N es el número de cabezas de ganado de

producción de Carne, Y_m es el factor de conversión de metano de la energía consumida, en porcentaje, y GE es la ingesta de energía bruta, en MJ/ (cabeza-día). El 365 se incluye para realizar el cálculo de emisión anual y el 55.65 es el contenido de energía de metano en MJ/kgCH₄.

$$Em_{CH_4} = N \cdot \left(\frac{365}{55.65} \cdot \frac{Y_m}{100} \right) \cdot GE \quad \text{Ec. 8}$$

El registro de cabezas de ganado productor de carne para el 2005 fue de 5590692 cabezas, cuyo registro reportó un error de una cola de 5% debido a que se manejó un censo nacional; dado que la incertidumbre es de una cola, la incertidumbre tiene solo una barra de error hacia valores superiores, por lo cual la incertidumbre es asimétrica y se asumió una distribución de probabilidad triangular. El valor de Y_m empleado fue el recomendado por las guías IPCC para vacunos en pastoreo (6.5±1%), y la ingesta de energía bruta es calculada a partir de la ecuación 9, ajustada para ganado productor de carne (IPCC, 2006).

$$GE = \frac{\alpha}{\frac{REM \cdot DE}{100} \cdot \beta} \quad \text{Ec. 9}$$

NE_m representa la energía neta requerida por el animal para su mantenimiento, NE_a es la energía neta para la actividad del animal, NE_l es la energía neta para lactancia y NE_p es la energía neta requerida para la preñez. La sumatoria de todas las energías netas se puede denominar α en unidades de energía en MJ/día. REM es la relación entre la energía neta disponible en la dieta para mantenimiento y la energía digerida y DE es la energía digerible expresada como porcentaje de la energía bruta; Dado que REM está en función de DE, para propósitos de cálculo, el producto entre REM y DE se le denominó β . Cada una de las variables de la Ecuación 9 se determinó a partir de las ecuaciones 10 a 14, empleando las siguientes actividades con una incertidumbre supuesta para propósitos de cálculo; Peso (W): 382.5 kg ± 2.5%,

producción diaria de leche (L): 1.8 kg/día ± 10%, contenido graso de la leche (Gr) 3.5% ± 10%, Temperatura media (T): 24°C ± 20%, la energía digerible (DE): 73.75% ± 5%. Así mismo se emplearon valores recomendados por el IPCC como el coeficiente de ajuste de energía de mantenimiento (Cf) de 0.386, coeficiente de ajuste de actividad (Ca) de 0.36 y un coeficiente de preñez (Cp) de 0.1.

$$NE_m = (Cf + 0.0048 \cdot (20 - T)) \cdot W^{0.75} \quad \text{Ec. 10}$$

$$NE_a = Ca \cdot (Cf + 0.0048 \cdot (20 - T)) W^{0.75} \quad \text{Ec. 11}$$

$$NE_l = L \cdot (1.47 + 0.4 \cdot Gr) \quad \text{Ec. 12}$$

$$NE_p = Cp \cdot (Cf + 0.0048 \cdot (20 - T)) \cdot W^{0.75} \quad \text{Ec. 13}$$

$$\beta = -2.54 \cdot 10^{-1} + 1.123 \cdot 10^{-2} \cdot DE - 4.095 \cdot 10^{-5} \cdot DE^2 + 1.126 \cdot 10^{-7} \cdot DE^3 \quad \text{Ec. 14}$$

En la tabla 3 se encuentra el resultado de cada una de las energías netas, así como su respectiva incertidumbre, determinada resolviendo las ecuaciones 5 y 6 por cada variable.

Tabla 3. Valores calculados de energía neta para ganado de producción de carne.

Variable	Valor	Unidades	U (IC 95%)
NE_m	31.73	MJ/día	6.30%
NE_a	11.42	MJ/día	6.30%
NE_l	5.17	MJ/día	11.13%
NE_p	3.17	MJ/día	6.30%
α	51.48	MJ/día	4.29%
β	0.397		6.53%

Empleando las ecuaciones 9 y 10, se determinó GE como 129,79 MJ/día y una emisión de metano de 309.35 Gg de Metano. Si se reescribe la ecuación 9 como $GE = \alpha \cdot \beta^{-1}$, la ecuación 9 se asemejó a una función

genérica de tipo 2 (Ver tabla 2), con $A_i = 1$, $B_i = 0$. De tal forma que el coeficiente de ponderación de α fue 1 y para β fue -1. Empleando la ecuación 5, se determinó la incertidumbre de la ingesta bruta GE con un valor de 7.81 %. De igual forma, la ecuación 8 se asemejó a la función genérica tipo 2, con $A_i = 1$, $B_i = 0$, y $a_i = 1$, datos con los cuales se pudo establecer que todas las variables en la ecuación 8 tienen un factor de ponderación de 1. Teniendo en cuenta que el número de cabezas de ganado es asimétrico, el intervalo de confianza para las emisiones de Metano por fermentación entérica es de +9.32% y -7.87%.

Para esta estimación de emisión, se aplicó el método de Montecarlo resolviendo simultáneamente las ecuaciones 8 a 14, empleando 10000 iteraciones, asumiendo todas las distribuciones normales, excepto la variable de cabezas de ganado, la cual se tomó con distribución triangular de una cola. Como resultado de la simulación, se obtuvo una emisión de metano de 311.35 Gg con un intervalo de confianza de -8.57% y +9.51%. Las diferencias entre las emisiones estimadas empleando las ecuaciones de fermentación entérica por sustitución directa y empleando el método de Montecarlo fue de 2 Gg, así mismo, el límite superior de incertidumbre es similar en ambos casos, mientras que en el límite inferior, el obtenido por Montecarlo es mayor, por lo cual se puede inferir que al hacer el cálculo con distribuciones asimétricas por separado conlleva a no contabilizar suficientemente la incertidumbre para alguna de las dos bandas.

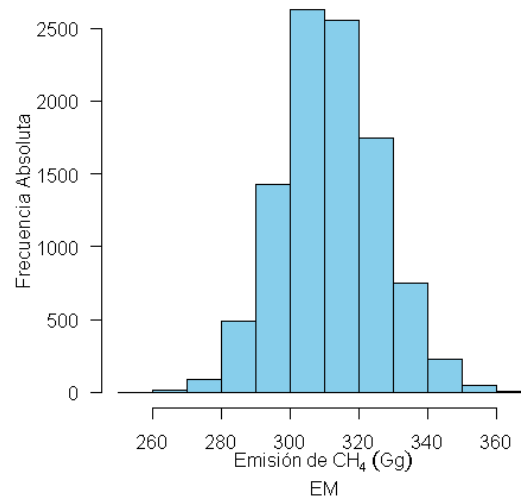


Figura 3. Histograma con el resultado de la aplicación del método Montecarlo para 10000 iteraciones para la estimación de emisiones de CH₄ en la fermentación entérica de ganado de producción de carne

CONCLUSIONES

A través de las estimaciones de incertidumbre para los inventarios de gases de efecto invernadero para Colombia se puede obtener resultados comparables a nivel internacional. Las expresiones de incertidumbre pueden ser peculiares para sectores específicos, pero usualmente se pueden agrupar en funciones donde se involucren sumatorias, productorias o modificaciones parciales de las anteriores. La metodología planteada en este trabajo relacionó la serie de pasos a realizar con los datos de entrada para un inventario de emisiones de un sector específico empleando propagación cuadrática ponderada de errores para funciones con variables correlacionadas y no correlacionadas; Así mismo, se propuso una escala cualitativa de incertidumbre con la cual expertos nacionales en los distintos sectores podrían clasificar el nivel de incertidumbre de cada una de las actividades usadas en el inventario de emisiones. Las ponderaciones de las incertidumbres permitió categorizar, por ejemplo, que en el caso de la producción de cemento, la incertidumbre de la fracción recirculada de polvo al horno es 5

veces menor al peso de incertidumbre de las demás variables involucradas, mientras que el análisis de Montecarlo corroboró que, tanto el método de método de Montecarlo como la propagación ponderada de errores estiman incertidumbres con magnitudes cercanas entre sí. La metodología propuesta fue diseñada con base en los lineamientos de incertidumbre establecidos por el IPCC y se aplicará al Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero.

REFERENCIAS

- IPCC (2006), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. y Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japón.
- IDEAM (2001), Primera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas Sobre el Cambio Climático, Colombia.
- IDEAM (2010), Segunda Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas Sobre el Cambio Climático, Colombia.
- Kristin Rypdal, Wilfried Winiwarter, (2001) Uncertainties in greenhouse gas emission inventories — evaluation, comparability and implications, *Environmental Science & Policy*, Volume 4, Issues 2–3, April 2001, Pages 107-116.
- Wilfried Winiwarter, (2007) National Greenhouse Gas Inventories: Understanding Uncertainties versus Potential for Improving Reliability, *Water Air Soil Pollut Focus*, Volume 7, Pages 443-450.
- M. Gillenwater & F. Sussman & J. Cohen (2007), Practical Policy Applications of Uncertainty Analysis for National Greenhouse Gas Inventories, *Water Air Soil Pollut Focus*, Volume 7, Pages 451-474
- P. Holnicki & Zbigniew Nahorski (2015), Emission Data Uncertainty in Urban Air Quality Modeling—Case Study, *Environ Model Assess*.
- Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (GUM 1993). First edition, ISO, Switzerland.
- Viertl R. (1997) On statistical inference for non-precise data. *Environmetrics*, 8:541–68.
- Suvi Monni & Sanna Syri & Ilkka Savolainen (2007), Uncertainties in the Finnish greenhouse gas emission inventory, *Environmental Science & Policy* 7 (2004) 87–98
- IPCC (2000). Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (GPG 2000). IPCC, Switzerland.

DESARROLLO DE UN INVENTARIO DE EMISIONES DE FUENTES MÓVILES TERRESTRES EN QUITO, ECUADOR

Guadalupe Almeida, Jorge Luis; Osses Alvarado, Mauricio
Universidad Técnica Federico Santa María
Autor de correspondencia: jorge.guadalupe.14@sansano.usm.cl

RESUMEN

América del Sur ha manifestado creciente interés en reducir las emisiones de gases contaminantes y material particulado provocados por la actividad vehicular. Este trabajo describe la etapa de determinación del parque y actividad vehicular para el desarrollo de un inventario de emisiones de fuentes móviles contaminantes terrestres en Quito, Ecuador, mediante la metodología del International Vehicle Emissions Model (IVE). Se realizó una campaña experimental que seleccionó sectores representativos de la ciudad (socio-económico alto, bajo y comercial), conteo de flujos vehiculares, encuesta tecnológica, determinación de patrones de conducción y encuestas de encendido – apagado del motor (dinámica de la flota vehicular). Los principales resultados obtenidos fueron: velocidades de circulación en la ciudad, uso de combustibles, clasificación de tecnologías vehiculares, edad del parque vehicular, composición vial y kilometraje promedio anual. Los resultados verificaron la aplicabilidad de la metodología IVE, generando datos necesarios para determinar emisiones individuales por contaminante y tipo de vehículo.

PALABRAS CLAVE

Metodología, inventario, emisiones, fuentes móviles

INTRODUCCION

La Primera Cumbre para la Tierra, celebrada en Estocolmo (Suecia) del 5 al 16 de junio de 1972, asumió a la contaminación del aire como el principal problema ambiental del mundo. Desde allí se han venido enunciando y firmando varios acuerdos internacionales para proteger la integridad del medio ambiente y mejorar la calidad del aire. Uno de ellos, la reducción del dióxido de carbono (CO₂) fue un compromiso de los países industrializados: EE.UU, China, India (Vengoechea, 2012). La actividad vehicular en zonas urbanas muestran altos índices de contaminantes criterio, los que afectan seriamente a la salud humana provocando dolor de cabeza, mareo, sensación de desvanecimiento, entre otros efectos. Con estos antecedentes, en varias ciudades de América del Sur, se han puesto en marcha planes que buscan reducir las emisiones de gases contaminantes y material

particulado provocados por la actividad vehicular. Dichas medidas están relacionadas directamente con el sector transporte. Se han propuesto mejoras que van desde la tecnología automotriz hasta implementación de estándares de emisión más exigentes. Ecuador, no ajeno a esta realidad, ha buscado replicar el ejemplo de ciudades como: Santiago (Chile), Bogotá (Colombia), Buenos Aires (Argentina) y ha llevado a cabo estudios orientados a cuantificar emisiones vehiculares. El objetivo principal del presente trabajo es determinar el parque y actividad vehicular para el desarrollo de un inventario de emisiones de fuentes móviles contaminantes terrestres en Quito, Ecuador. Esta es la etapa previa a la evaluación de emisiones de gases contaminantes y material particulado.

MATERIALES Y METODOS

Quito (Ecuador) , localizado a -0.22064° de latitud y -78.5120° de longitud, con una altura promedio de 2850 m.s.n.m., cubre un área urbana de 352 km² con una población aproximada de 2'231.912 habitantes (INEC, 2010). La ciudad se asienta en una zona similar a una cuenca con elevaciones del ramal occidental de la cordillera de los Andes, que impiden la circulación libre del viento. La situación ecuatorial hace que casi todo el año, los niveles de luminosidad sean altos favoreciendo la ocurrencia de las reacciones fotoquímicas que, entre otros, generan el ozono (CORPAIRE, 2003). Las metodologías para la estimación de inventarios de emisiones de fuentes móviles se pueden clasificar como de estimación directa e indirecta. La primera realiza medidas directo a la fuente (tubo de escape). Estas campañas involucran alta inversión económica y tecnológica. La segunda correlaciona a las emisiones y factores que las afectan, evitando medidas a la fuente directamente, como lo hace el International Vehicle Emissions Model (IVE Model). Durante un período comprendido entre el 11 de marzo de 2015 y 12 de abril del mismo año, se realizó la campaña de medición que permitió conocer el comportamiento dinámico de la flota vehicular de la ciudad (IVE Model, Attachment D, 2008). Las actividades involucradas fueron: selección de sectores socio-económicos alto, comercial y bajo de la ciudad, filmación de la actividad vehicular y posterior conteo de autos, encuesta de la tecnología vehicular en los sectores elegidos, recolección de información utilizando sistemas de posicionamiento global (GPS) y encuestas de partidas en frío del motor (ON – OFF). 1. Medición de patrones de conducción. La recolección de datos se realiza con un dispositivo GPS con 1 Hz de frecuencia y alta capacidad de almacenamiento de información. La unidad es colocada en el vehículo que se conduce sobre calles y avenidas previamente determinadas de los sectores elegidos. El equipo colecta

información sobre el lugar de tránsito (coordenadas) , velocidad, altitud, presión barométrica y aceleración instantánea. 2. Flujos y composición de la flota vehicular usando cámaras de vídeo. Entre una a dos cámaras de vídeo son colocadas sobre la acera o en un puente peatonal para así determinar el número, flujo y tipo de vehículos en 6 puntos distintos de la ciudad. Las mediciones se realizan por 15 minutos para cada hora en días hábiles. 3. Encuesta de la tecnología vehicular. Una inspección visual de vehículos parqueados sobre la acera o en parqueos son censados mediante una encuesta de tecnología vehicular. Las inquietudes contenidas en esta son: marca, modelo y año de fabricación del auto, tipo de combustible, kilometraje, cilindraje, presencia de catalizador, forma de admisión, si tiene aire acondicionado y calidad de mantenimiento. En este trabajo se realizaron 600 encuestas de vehículos livianos de pasajeros. 4. Encuesta de partidas en frío del vehículo. El vehículo, cuando parte en frío, por lo general desarrolla más emisiones que cuando está en movimiento. Es así, que se hace importante conocer cuan a menudo los vehículos arrancan en el área urbana y el intervalo de tiempo que permanecen apagados. Este proceso puede realizarse mediante el dispositivo VOCE (Vehicle Occupancy Characteristics Enumerator) o con un censo físico donde se especifiquen la hora de encendido, apagado y la fecha de estas acciones. Con estas definiciones entendidas, los sectores seleccionados fueron tres; caracterizados por niveles económicos alto (Parroquia Gonzáles Suarez) , bajo (Parroquia El Pintado) y un sector comercial – bancario (Parroquia Ñaquito) de la localidad. En cada uno de ellos, se trazaron dos circuitos: uno que contenía solamente calles principales (avenidas) y el restante secundarias (arteriales). Con varios grupos de trabajo, durante 3 días por la mañana (07:00 – 13:00) y 3 días por la tarde (14:00 – 21:00) , se llevaron a cabo tres actividades de manera simultánea en cada sector. Se filmó la actividad vehicular

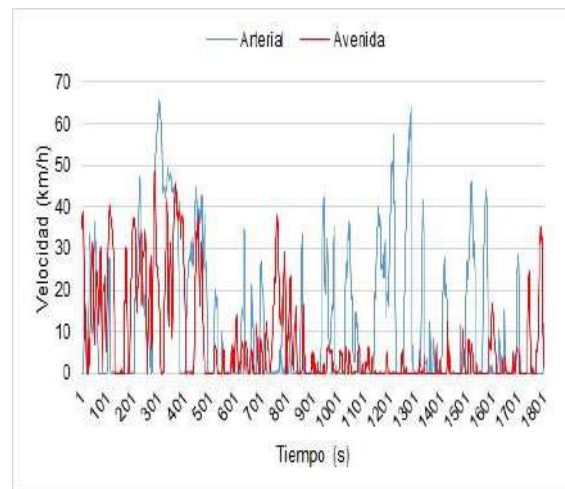
en la intersección con mayor flujo vehicular los 15 primeros minutos de cada hora. Al mismo tiempo dos vehículos particulares recorrían los circuitos descritos, alternadamente, equipados con un dispositivo GPS. Por último, los autos estacionados en calles y parqueaderos fueron censados mediante la encuesta de tecnología vehicular. Las inquietudes eran resueltas con el propietario cuando estaba in situ, caso contrario se direccionaba hacia la página web de la revisión técnica vehicular de Quito, consultando los datos mediante la placa del auto. Para taxis, camiones de tareas liviana y mediana, y motocicletas, se obtuvieron datos, colocando GPS's dos días en cada uno de ellos durante su jornada normal de trabajo. Los camiones de tarea pesada, que habitualmente recorren las avenidas periféricas de la ciudad, fueron seguidos por un auto, equipado con un GPS, durante 1 día por la mañana (07:00 – 13:00) y 1 día por la tarde (14:00 – 21:00). Al final de cada jornada los datos eran descargados, respaldados y procesados de cada uno de los procesos realizados. Finalmente, se repartieron 60 encuestas físicas a distintos propietarios de autos para que estos anoten la fecha, hora de encendido y apagado de su auto. La encuesta fue repartida en distintas partes ya que así se pudo tener más representatividad de los datos.

RESULTADOS

1. Medición de patrones de conducción.

La información recolectada para vehículos de pasajeros (VP) demuestra la importancia del tipo de vía en los patrones de conducción. En la figura 1, se presenta un ejemplo del comportamiento de la velocidad en función del tiempo en dos tipos de vías diferentes en un sector socio – económico comercial.

Figura 1. Comparación de velocidad en dos tipos de vías en un sector socio – económico comercial.



Estos datos corresponden a un recorrido de treinta minutos (12:00 – 12:30) realizado durante un día de medición. Las velocidades promedio que se presentaron fueron: 11.70 km/h y 7.73 km/h en la vía arterial y avenida respectivamente. Las velocidades máximas de circulación medidas: 65.80 km/h (vía arterial) y 48.56 km/h (vía rápida – avenida). Cabe mencionar que el mismo análisis se realizó para los dos sectores restantes, presentándose valores similares entre el sector socio – económico bajo y comercial, mientras que en el sector socio – económico alto, la velocidad media se mantuvo constante entre ambos circuitos, 16.50 km/h. La potencia específica vehicular (Vehicle Specific Power, en inglés), es una medida de la carga de marcha sobre un vehículo. Esta aproximación ayuda al cálculo de emisiones y fue desarrollada por Jiménez (Jiménez P., 1999), y se define como la potencia por unidad de masa en función de la pendiente de la vía, resistencia aerodinámica y a la rodadura y finalmente la aceleración inercial. La fórmula 1, engloba el concepto anterior de la siguiente forma:

Ecuación 1

$$VSP = v \cdot [a \cdot (1 + \varepsilon) \cdot Pendiente + g \cdot C_R] + 0.5 \cdot \frac{\rho_a \cdot C_D \cdot A \cdot v^3}{m} \quad (1)$$

Donde:

VSP: potencia específica vehicular [kW/Ton métricas]

m: masa del vehículo [kg]

v: velocidad el vehículo [m/s]

a: aceleración del vehículo [m/s²]

ε: “Factor de masa”, el cual es equivalente a la masa de los componentes rodantes del tren de potencia (ruedas, engranajes, ejes, etc.) [kg]

h: altura sobre el nivel del mar a la que se encuentra el vehículo [m]

Grado: alzamiento vertical / largo de la pendiente [adimensional]

g: aceleración de la gravedad [9.8 m/s²]

CR: coeficiente de resistencia a la rodadura [adimensional]

CD: coeficiente de arrastre [adimensional]

A: área frontal del vehículo [m²]

pa: densidad del aire [1,207 kg/m³ a 20°C]

El esquema presentado permite definir niveles de exigencia sobre el motor, BINS de Potencia, en base a la velocidad, aceleración y diferencia de alturas instantáneas que experimenta el vehículo.

- Los BINS de potencia del 1 al 11, del 21 al 31 y del 41 al 51 representan el caso de potencia negativa, como por ejemplo, cuando el vehículo desacelera o está bajando por una calle de pendiente negativa.

- Los BINS 12, 32 y 52 representan una situación de potencia 0 o muy baja, como por ejemplo detener el vehículo frente a un disco pare o esperar tras un semáforo a que den luz verde.

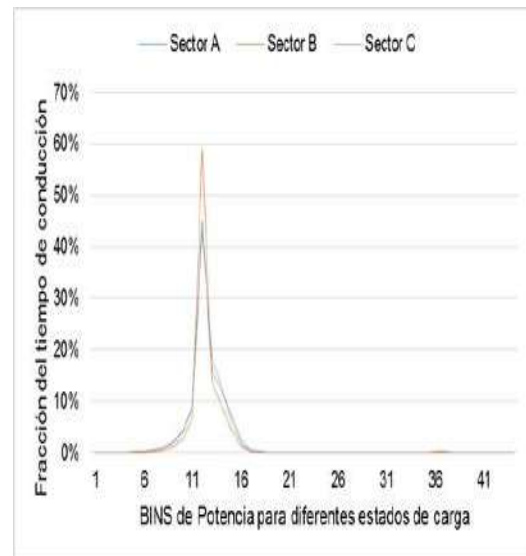
- Los BINS restantes representan la situación en que el vehículo está usando potencia

positiva, como conducir a velocidad constante, acelerar, subir una pendiente, etc.

- Una carga baja se refiere a condiciones en que el vehículo enfrentó bajas velocidades y aceleraciones en los últimos 20 segundos de operación y las rpm del motor sin relativamente bajas. Una carga alta ocurre con altas velocidades y aceleraciones en los últimos 20 segundos de operación y las rpm son muy altas.

De la figura 2, el sector económico comercial (B) tiene la mayor fracción de tiempo concentrada en el BIN 12, el cual representa condiciones de potencia 0 o cercanas a este valor, donde el vehículos permanece detenido o velocidades muy bajas constantemente.

Figura 2. BINS de potencia para Vehículos de Pasajeros en diferentes sectores de la ciudad, Quito.



Este resultado es fácilmente imaginable, ya que este al ser un centro financiero, sus calles y avenidas están llenas de intersecciones, semáforos, parqueaderos, entre otros; que impiden mantener velocidades elevadas y constantes. Mientras que en los sectores restantes, la conducción es menos interrumpida. Comparativamente, entre en el sector B el auto pasa aproximadamente un 15% más detenido que los sectores A y C. Por

último este gráfico, entre los BINS 13, 14, 15 y 36 hasta 38, indicó que existe una leve circulación fluida a baja velocidad pero sin detenerse y sectores en donde se puede avanzar a gran velocidad. 2. Flujos y composición de la flota vehicular usando cámaras de vídeo. En un total de 6 días, se recolectaron 570 minutos (9.50 horas) de

filmación en los tres sectores elegidos de la ciudad. Previo procesamiento de la información conseguida, se realizó una clasificación a los diferentes tipos de vehículos presentes en la ciudad, tal como se muestra en la siguiente tabla 1.

Tabla 1. Clasificación de los tipos de vehículos presentes en Quito.

Categoría	Composición	Nomenclatura
Vehículos de pasajeros	Autos de uso particular. Sector socioeconómico alto (A), comercial (B) y bajo (C)	VP
Vehículos comerciales	Autos usados para actividades comerciales (ej. Camionetas)	VCO
Taxis	Autos de transporte público	TAX
Buses	Buses pequeños (Furgonetas) Buses medianos y articulados pertenecientes al sistema de transporte público.	BUS
Camiones	Todos tipo de auto para tarea liviana y pesada	CAM
Motocicletas	Vehículos con motor dos ruedas	MOT

Este análisis, permitió establecer las diferentes categorías motorizadas presentes en diferentes sectores de la ciudad. Las figuras 3 y 4 presentan el flujo y composición vehicular respectivamente, en un sector socio económico alto, para cada hora entre las 07:00 y 21:00.

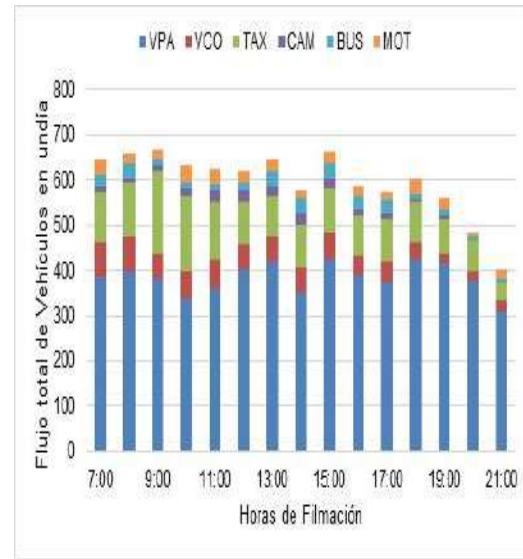
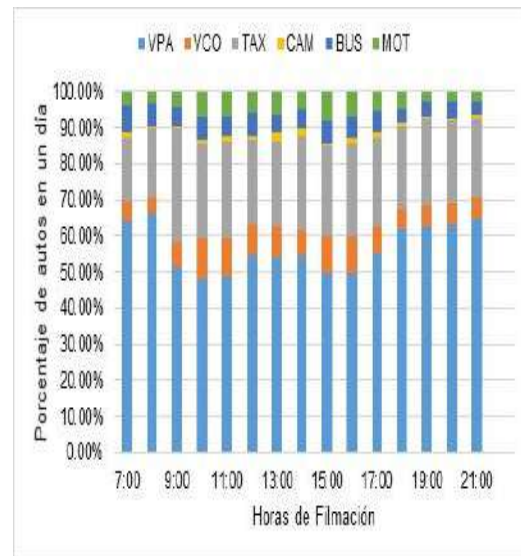


Figura 4. Composición porcentual de la flota vehicular en sector socio-económico alto. Filmación realizada en 2 días de trabajo. Cada uno de 8 horas por la mañana y 7 horas por la tarde – noche, total de 15 horas de filmación en cada sector.

Figura 3. Flujo vehicular en sector socio-económico alto. Filmación realizada en 2 días de trabajo. Cada uno de 8 horas por la mañana y 7 horas por la tarde – noche, acumulando 15 horas de filmación en cada sector.

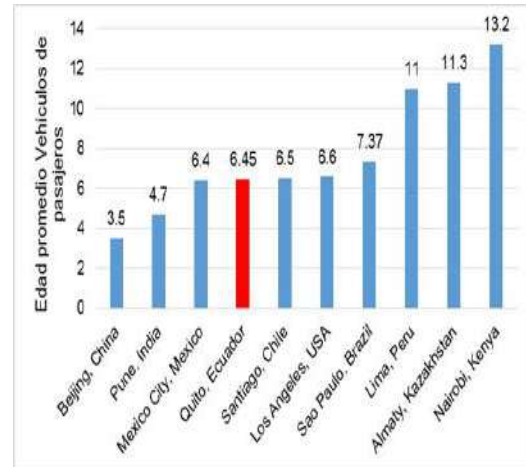


Es claro que la categoría con mayor presencia en el sector socio económico alto es “vehículo de pasajeros” (VPA) , lo cual concuerda con la información disponible de la ciudad que según los datos de la revisión técnica vehicular por tipo de vehículo 2013, del Distrito Metropolitano de Quito, los vehículos livianos (vehículos de pasajeros) bordea el 83% del

total de vehículos. La presencia de taxis tiene una porcentaje importante en las vías del sector socio – económico alto, como se mira en la figura 4. Según el estudio realizado, durante un día, la presencia de taxis oscila entre un 10% y 27 % en las diferentes horas del día. Este dato llama la atención, ya que según los datos proporcionados por la revisión técnica vehicular, los taxis llegan al 3% del total de la flota vehicular de la ciudad. Si bien es cierto, esta clase de vehículo estadísticamente no es relevante, en análisis de emisiones si, ya que es un recurso que circula constantemente. Las horas donde se registra una mayor actividad de los vehículos de pasajeros o particulares, se dan entre las 07:00 y 09:00, por la mañana y entre las 19:00 y 21:00 por la tarde – noche, como se muestra en la figura 4. Sabiendo que las jornadas de trabajo típico están entre 8 horas y 10 horas laborales, que empiezan entre 08:00 y 09:00 de la mañana, finalizando entre las 17:00 y 18:00 por la tarde; se comprueba que el dato es coherente con la movilización humana de la ciudad. También es importante anotar que los picos que se presentan en las horas de la noche con VP, se dan por la restricción vehicular (Pico y placa) rige desde las 07:00 y 09:30 por la mañana y 16:00 a 19:30 por la tarde – noche. Las mismas mediciones se realizaron en los dos sectores restantes de la ciudad, es decir sector financiero y socio económico bajo donde aumentó en la cantidad de buses con respecto al sector socio – económico alto. Por esta zona no transita ninguna línea de bus pública, ya que es más residencial. 3. Encuesta de la tecnología vehicular. Durante la campaña se recolectó información de 600 vehículos particulares (VP) , 200 autos en cada sector elegido. La base de datos construida, muestra que el combustible más utilizado es la gasolina (85.40%) , diésel (11.74%) y una creciente tendencia al uso de autos híbridos con un 2.85% del parque vehicular total. La edad media de los VP en Quito se estimó en 6.45 años. Este valor es similar a lo encontrado en ciudades latino – americanas como Santiago

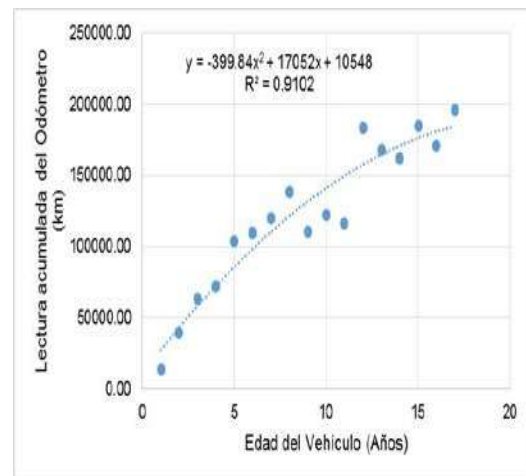
de Chile y México D.F. que está alrededor de 6 años, como se muestra en la figura 5.

Figura 5. Promedio de edad de vehículos de pasajeros (particulares y taxis) , para algunas ciudades del mundo.



Además según los resultados de las encuestas, el kilometraje recorrido por un vehículo es de aproximadamente 16500 km para el primer año con una tasa de reducción anual de 2.0%, como se muestra en la figura 6.

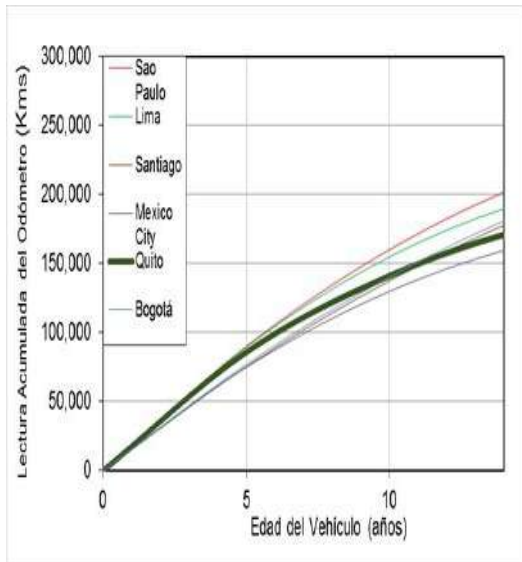
Figura 6. Actividad de vehículos de pasajeros en los primeros 17 años de uso.



Estos valores fueron comparados con distintas ciudades, como se muestra en la figura 7.

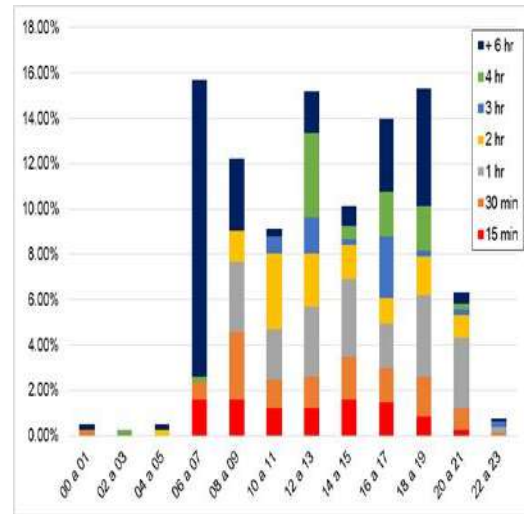
Figura 7. Comparación de la lectura acumulada del odómetro del vehículo y edad

del vehículo para diferentes ciudades de Latino – América.



La capital colombiana, Bogotá presente valores de 17000 km recorridos al año por un auto y una tasa de reducción anual del 2.8% (Giraldo & Behrentz, 2005) , similares a Quito. 4. Encuesta de partidas en frío del vehículo. Se difundieron un total de 60 encuestas, de las cuales se recolectó información válida para 50 VP durante un período máximo de 7 días para cada vehículo, sumando un total de 210 días de investigación. Se estimó que el número promedio que se enciende un vehículo es de 5 veces al día. El valor obtenido es bajo, al compararlo con otras ciudades como Santiago de Chile (11 veces/día) y Buenos Aires (9 veces/día) , según estudios previos (Henríquez, 2007). La figura 8 indica la distribución de las partidas del motor para la ciudad de Quito. Los datos se encuentran agrupados cada dos horas y clasificado según el tiempo que ha transcurrido entre dos partidas consecutivas del motor.

Figura 8. Distribución de partidas en frío del motor en vehículos de la ciudad de Quito.



Los eventos de encendido del motor varían durante todo el día. Las columnas en color rojo, indican que el motor ha pasado 15 minutos o menos apagado, mientras que las columnas de color azul, indican que el auto ha pasado apagado más de 6 horas. Del gráfico anterior se puede ver que de 06:00 a 08:00 de la mañana, y de 18:00 a 20:00 por la tarde – noche, se presentan los eventos con un mayor tiempo de apagado de los motores (mayor a 6 horas). Este hecho es fácilmente explicable, ya que responde al estilo de vida de las ciudades donde las actividades de estudio o labores inician y terminan en ese intervalo de tiempo, demandando un mayor uso del vehículo. Así también se puede ver que una hora ocupa una cantidad relevante, esto puede corresponder a viajes cortos.

CONCLUSIONES

Varias metodologías se han venido desarrollando para el cálculo de emisiones contaminantes de fuentes móviles, parte relevante del fenómeno del cambio climático. Entre ellas se pueden mencionar las directas e indirectas. La metodología indirecta es aplicada en el modelo IVE. Esta genera información importante que permite conocer los diferentes factores que afectan las emisiones contaminantes en la localidad bajo

estudio, de una manera económica y efectiva. Este modelo puede ser considerado como una excelente herramienta para la prevención y control de la contaminación atmosférica. La actividad vehicular de una ciudad presenta conjuntos principales de recopilación de información: composición de flujo vehicular, distribución tecnológica de la flota vehicular, distribución de partidas en frío y caracterización de patrones de conducción. Estas campañas se deben hacer en terreno de la localidad bajo estudio y no extrapolar resultados de ciudades con cierto parecido socio-económico. Las velocidades promedio de circulación por una vía rápida (avenida) o una calle arterial, varían dependiendo del sector socio-económico. Es así que en sectores de índole comercial y de bajo ingreso económico se registró 11.70 km/h y 7.73 km/h en arteria y avenida, respectivamente, mientras que en el sector de alto ingreso económico se tiene una velocidad de circulación de 16.50 km/h promedio en ambos tipos de vías. Esto último se debe a que en mencionada zona no existe sistema de transporte de buses público. El sector comercial de la ciudad se ve congestionado gran parte del día. Esto se refleja en la distribución de VSP, que muestra que los vehículos pasan gran parte del tiempo detenidos o circulando a velocidades muy bajas. En los sectores restantes el tráfico es fluido ya que ambos son zonas más residenciales y la circulación vehicular es constante durante todo el día. En Quito se tiene un alto porcentaje de vehículos de pasajeros (VP), con un 83% de presencia dentro de la flota vehicular. Si bien es cierto este dato es comprobable a simple vista en las calles, también se debe poner especial atención a los taxis. Estadísticamente no representan mayor cantidad, pero en estudio de emisiones sí, ya que es un recurso que posee una actividad cíclica. Los autos de pasajeros de la ciudad de Quito usan combustibles “tradicionales”, es decir gasolina (85%) y diésel (11%). Pero hay que destacar que se ha dado un creciente uso

de los autos híbridos. También el parque vehicular de la ciudad bordea los 6.45 años de antigüedad, valor similar al de otras ciudades de América del Sur. Por último, se obtuvo un promedio de circulación anual del auto de 16500 km, con una tasa de depreciación anual del 2%. Las encuestas de puesta en marcha del vehículo indicaron que las personas en la ciudad encienden un promedio de 5 veces al día su auto. Las personas llegan a sus destinos a las 17:00 promedio, luego de su jornada laboral. Por lo tanto, por la mañana y a la salida del trabajo se dan mayor porcentaje de partidas en frío (+ 6 horas reposo auto), mismas que contaminan en mayor medida que otras que duran menos tiempo. Este fenómeno se da de 6 a 8 de la mañana y de 16 a 19 por la tarde.

AGRADECIMIENTOS

Al PhD. Mauricio Osses por facilitarme todas las herramientas necesarias para el desarrollo del proyecto. Agradecimiento a Correos del Ecuador (CDE – EP) por su colaboración, especialmente a la Eco. Patricia Hernández, Directora Nacional de Flota, por su ayuda con la recolección de datos. Agradecimiento especial a mi hermano Esteban y a todos los que participaron en la campaña de recolección de información.

REFERENCIAS

- Baca, C. (2011). Secretaría de Ambiente del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito, Inventario de Emisiones de Gases del Efecto de Invernadero (GEI) del Distrito Metropolitano de Quito.
- Centro Internacional de Investigación de Sistemas Sostenibles (ISSRC). (2004). International Vehicle Emissions Modelling (IVE): Manual del usuario version 1.1.1. Recuperado de <http://www.gssr.net/ive/index.html>
- Corpaire (2003). Corporación para el Mejoramiento del Aire de Quito, Inventario de Emisiones del Distrito Metropolitano de Quito.

- Giraldo, L. (2005). Estimación del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes (tesis inédita). Universidad de los Andes, Colombia.
- Henríquez, P. (2007). Estudio comparativo de actividad vehicular y modelación de emisiones para Santiago y Buenos Aires. (Tesis inédita). Universidad de Chile, Chile.
- IVE Model User's Manual Version 2.0 (2008), University of California at Riverside, College of Engineering – Center for Environmental Research and Technology (CE-CERT), Global Sustainable Systems Research (GSSR), and the International Sustainable Systems Research Center (ISSRC), Attachment D.
- Jackson, P. (2014). Crónica ONU – De Estocolmo a Kioto: Breve historia del Cambio Climático. Recuperado de <http://unchronicle.un.org/es/article/de-estocolmo-kyoto-breve-historia-del-cambio-clim-tico>.
- Jiménez, J. (1999). Understanding and Quantifying Motor Vehicle Emissions with Vehicle Specific Power and TILDAS Remote Sensing. (Tesis inédita). Massachusetts. MIT. USA.
- Osses, M. “Development of a common assessment framework and proposed methodologies for integrated assessment of GHG and local pollutants of urban transport interventions in Latin America and the Caribbean Region”; investigador y académico de la Universidad Técnica Federico Santa María; documento interno NO PUBLICADO.
- Vengoechea, Alejandra (2012). Las Cumbres de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Proyecto Energía y Clima de la Fundación Friedrich Ebert – FES: 2 – 4. Colombia.

CONCILIACIÓN DE INVENTARIOS TOP-DOWN Y BOTTOM-UP PARA LA ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE FUENTES MÓVILES DE BOGOTÁ

TOP-DOWN AND BOTTOM-UP INVENTORY CONCILIATION FOR ESTIMATING EMISSIONS FROM MOBILE SOURCES IN BOGOTA

Carmona, Luis Gabriel¹; Rincón, Alexander^{1,2}; Castillo, Andrés M¹; Galvis, Boris¹;
Sáenz, Hugo²; Pachón, Jorge E.¹

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

2. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá

Autor de correspondencia: jpachon@unisalle.edu.co

RESUMEN

Este estudio presenta la conciliación del inventario de emisiones de fuentes móviles en Bogotá, bajo las metodologías *bottom-up* y *top-down* para el año 2013. Al complementar las dos aproximaciones se busca reducir el nivel de incertidumbre entre los resultados, proporcionando un instrumento que incremente la efectividad de los procesos de planificación de políticas de calidad del aire para la ciudad. Se empleó la mayor cantidad de información disponible de las diferentes instituciones del Distrito Capital. Para la aproximación *bottom-up*, se desarrollaron dos códigos en JAVA y se hizo uso de ArcGIS® para el procesamiento de los datos, cálculo de la estimación de emisiones, desagregación espacio-temporal del inventario y generación de cartografía temática. Las herramientas están en capacidad de generar la estimación de emisiones de fuentes móviles por cada celda de una grilla de dominio y cada hora del día para las diferentes categorías vehiculares. Este desarrollo puede ser replicado en la generación de protocolos para la estimación de emisiones de fuentes móviles, considerando las ventajas que conlleva cuando existen limitaciones de información.

PALABRAS CLAVES: Desagregación espacio-temporal, Contaminación atmosférica, Modelación de calidad del aire

ABSTRACT

This study presents the conciliation of an emissions inventory from mobile sources in Bogotá, under the *bottom-up* and *top-down* methodologies for 2013. The complementing of these two approaches is intended to reduce the uncertainty of the results, while providing a tool for increasing the effectiveness in the planning of air quality policies for the city. Information available from the various institutions of the District Capital was used. For the *bottom-up* approach, two JAVA codes were developed and ArcGIS® was used for data processing, emission estimation, spatio-temporal disaggregation of inventory and thematic cartography generation. These tools are able to generate the estimate of emissions from mobile sources from each cell of a domain grid and every hour of the day for different vehicle categories. This development can be replicated in the generation of protocols for estimating emissions from mobile sources, by considering the advantages when there is lack of information.

KEY WORDS: Spatio-temporal disaggregation, air pollution, air quality modeling

INTRODUCCION

La ciudad de Bogotá ha identificado mediante estudios recientes que las fuentes móviles son una de los principales contribuyentes a la contaminación del aire (SDA 2010; Rojas y Peñaloza 2010; Pachon 2013; Rodríguez y Behrentz 2009), lo cual, sumado al crecimiento de más del 200% de la flota de vehículos particulares en desde el 2002, pasando de alrededor de 600.000 a 1.000.000 unidades (SDA 2015), genera la necesidad de definir políticas públicas que sean planificadas y monitoreadas mediante la estimación de inventarios de emisiones para fuentes móviles, bien sea haciendo uso de las metodologías ampliamente conocidas como *top-down* y *bottom-up* (Lents et al. 2011), sin contar con que la distribución espacial y temporal de las emisiones es de gran utilidad para la modelación de calidad del aire. Particularmente, en Colombia se han realizado inventarios de emisiones de fuentes móviles usando la aproximación *top-down* (Zárate et al. 2007, Giraldo Amaya y Behrentz 2005; Rodríguez y Behrentz 2009, Jaramillo et al. 2005, Londoño et al. 2011) y *bottom-up* (Toro, 2010; Toro et al., 2006, Rojas y Peñaloza 2010), para lo cual se emplearon factores de emisión de bases de datos internacionales (US EPA 1995, European Environment Agency 2009), así como estimación por técnicas de modelación inversa tipo “street canyon” (Manzi et al. 2003) y por medición directa (Rodríguez y Behrentz 2009). Para el caso de Bogotá, esta aplicación de diferentes técnicas de estimación de emisiones han conducido a una alta variabilidad en los valores de emisiones de fuentes móviles (Pachon 2013, SDA 2010, Rodríguez y Behrentz 2009, Rojas y Peñaloza 2010), de aquí la necesidad de realizar una conciliación entre las metodologías *top-down* y *bottom-up*, de manera que se pueda tener una menor incertidumbre, a la vez que se complementa la información para la toma de decisiones, debido a la diferencia en ciertos datos de entrada de cada metodología

MATERIALES Y METODOS

En este estudio se aplicaron dos metodologías para la estimación de emisiones de fuentes móviles para el año 2013: *top-down* y *bottom-up*. Para el último caso, el inventario fue a un nivel de resolución horaria y en celdas de 1x1 km², para un dominio de 55 x 55 celdas. Para la metodología *top-down*, la estimación de emisiones de fuentes móviles por contaminante y categoría vehicular se realizó empleando la ecuación [1] (US EPA 1997). Se parte de información con cortes anuales.

$$E_i = \sum_{j=0}^n FE_{ij} * FA_j * N_j \quad [1]$$

Donde,

E_i (g/año): Emisiones totales del contaminante i (PM, CO, CO₂, NO_x, SO_x, VOCs)

FE_{ij} (g/km-veh): Factor de emisión del contaminante i para la categoría vehicular j

FA_j (km/año): Factor de actividad para la categoría vehicular j

N_j (veh): Número de vehículos para la categoría vehicular j

En este trabajo se usaron factores de emisión y de actividad para 38 categorías vehiculares, los cuales fueron recopilados de la bibliografía existente, tal como el Plan Decenal de Descontaminación del Aire de Bogotá – PDDAB (SDA, 2010) y diferentes estudios (CAF 2007, Hernandez-Gonzalez y Jiménez 2011, Rodríguez y Behrentz 2009, Rojas y Peñaloza 2010, SDA 2010, SDA y UN 2013). Se seleccionaron factores de emisión reportados con incertidumbres cuantitativas para propagarlas en la emisión final. Para la determinación del número de vehículos circulando en la ciudad por categoría se utilizó la base de datos del Registro Distrital Automotor (RDA) con corte a 31 de diciembre de 2013 (SDM 2014), número de buses vinculados al Bus Rapid Transit (BRT) y el Sistema Integrado de Transporte Público (SITP) (TRANSMILENIO S.A. 2014), e inventario de motos del Contrato Interadministrativo 013 de 2012 (SDA y UN

2015). Para la metodología *bottom-up*, las emisiones por contaminante y categoría vehicular se estimaron aplicando una la transformación de la Ecuación [1], en la que el factor de actividad y número de vehículos, es sustituido por el flujo vehicular y longitud de las secciones que conforman la malla vial del Distrito Capital.

$$E_i = \sum_{j=0}^n FE_{ij} * F_{jk} * L_k \quad [2]$$

Donde,

E_i (g/h): Emisiones totales del contaminante i (PM, CO, CO₂, NO_x, SO_x, VOCs)

FE_{ij} (g/km-veh): Factor de emisión del contaminante i para la categoría vehicular j

F_{jk} (veh/h): Flujo vehicular para la categoría vehicular j en la categoría de malla vial k

L_k (km): Longitud de la vía para la categoría de malla vial k

Con el fin de procesar la información de conteos vehiculares y realizar la distribución de emisiones espacial y temporalmente, se desarrollaron dos códigos de cálculo basados en matrices en JAVA. Las actividades desarrolladas para la estimación de emisiones mediante la aproximación *bottom-up* incluyen:

- Depuración en ArcGIS de las capas de la malla vial de Bogotá para obtener longitud de las vías primarias y secundarias de los segmentos que la conforman, adicionalmente realizar la asignación de usos de suelo a los segmentos.
- Generación de promedios de flujo vehicular en código JAVA por punto de muestreo y hora para vías primarias.
- Extrapolación de información de flujos vehiculares en ArcGIS haciendo uso de polígonos de Thiessen.
- Estimación de flujo vehiculares de vías secundarias, debido a la falta de información, mediante la aplicación de

factores por relación longitud y vehicular flujo entre vías principales respecto a principales, configuración geométrica una vía secundaria y restricciones normativas por uso de suelo.

- Ponderación de factores de emisión en Excel para las categorías vehiculares disponibles en los conteos vehiculares.
- Procesamiento de información en JAVA de factores de emisión, longitud y flujo vehicular por celda y hora, y representación gráfica en ArcGIS.

RESULTADOS

Los resultados obtenidos mediante la metodología top-down, resultaron de mayor facilidad en su obtención debido a que se contaba con la suficiente información de entrada. Una vez más se identifican a los camiones (36,4%) y buses de transporte público (29,1%) como los principales aportantes de PM. Mientras que los vehículos particulares resultan los mayores contribuyentes para los contaminantes restantes NO_x, VOC, CO, SO₂ y CO₂. Para el caso de la metodología bottom-up, para el cual se utilizaron factores de emisión ponderados en función de la distribución existente de cada tipo de flota en la ciudad, el resultado mostró que las emisiones de material particulado provenían mayormente buses y camiones. La información de los aforos vehiculares permitió estimar un perfil de emisiones para un día representativo entre semana y para el día sábado, aunque se encontraron valores muy similares entre estos dos. Adicionalmente se identificaron las zonas de mayor volumen de emisiones contaminantes por la resolución espacial utilizada. Particularmente para la desagregación horaria se identificó que no hay mayor diferencia entre las 6:00 y las 19:00. Al comparar el inventario de emisiones atmosféricas por fuentes móviles *top-down* respecto a la estimación de emisiones anuales *bottom-up* (Tabla 1), se identifica que la última presenta un valor inferior en todos los contaminantes, con excepción del material particulado, producto de la menor actividad

vehicular de las diversas categorías vehiculares, especialmente motocicletas. De forma contraria, el material particulado se genera producto de una mayor actividad vehicular en buses y camiones (pasando de 255.203 a 339.393 veh-km/día). Para validar la conciliación de los inventarios se

comparó el porcentaje de diferencia entre ambas respecto a la incertidumbre de las emisiones. Con excepción del CO₂, todos los contaminantes estuvieron por debajo del error porcentual de los factores de emisión

Tabla 5. Comparación de resultados bottom-up vs. top-down. Fuente: Elaboración propia

Contaminante	Desagregación (Bottom-up)		Inv. General (Top-down)		Diferencia
	Ton/año		Ton/año		
	Valor	Incert.	Valor	Incert.	
CO	717.945	321.110	866.445	403.789	-17%
CO ₂	7.254.350	1.268.548	10.458.221	1.667.306	-31%
COV	74.579	28.450	91.885	33.757	-19%
MP	1.327	956	1.163	803	14%
NO _x	48.927	25.770	66.540	32.124	-26%
SO ₂	12.085	4.258	14.109	4.911	-14%

Si bien, era de esperarse una concordancia entre los valores de emisión estimados por las aproximaciones *bottom-up* y *top-down*; sin embargo, diversos factores incidieron en la diferencia entre estos dos resultados como por ejemplo, limitaciones en la información manejada por las autoridades de transporte, no diferenciación de la actividad vehicular de la ciudad con su entorno, carencia de un modelo de tráfico, entre otras. De igual forma, se comparó el resultado obtenido respecto a otros seis estudios llevados a cabo en la ciudad, encontrando que este se encuentra dentro de los valores de mínimos y máximos de cada contaminante, mostrando una razonabilidad en los resultados. Considerando que los resultados guardan relación con los rangos máximos y mínimos de los diferentes estudios comparados, se podría establecer que las emisiones del año 2013 se encuentran entre el rango reflejado por los valores *bottom-up* y *top-down*.

CONCLUSIONES

Se llevó a cabo la conciliación de inventarios de emisiones de fuentes móviles bajo las aproximaciones *top-down* y *bottom-up*, al comparar los resultados totales entre ambas metodologías respecto a las incertidumbres de las estimaciones, encontrando una similitud en los valores de emisiones obtenidos y ofreciendo un rango en el inventario de emisiones para la ciudad. La metodología desarrollada pueda ser usada en la generación de protocolos para la estimación de emisiones de fuentes móviles para otros centros poblados con limitaciones en la información o carencia de un modelo de tráfico.

De acuerdo con los valores obtenidos, las fuentes vehiculares en Bogotá emitieron aproximadamente para el año 2013 entre 7.000.000 a 10.500.000 Ton CO₂; 700.000 a 870.000 Ton CO; 48.000 a 67.000 Ton de NO_x; 74.000 a 92.000 Ton VOC, 1.100 a 1.300 Ton de PM y 12.000 a 14.000 Ton SO₂. Un incremento

en el punto de aforos permitió una mayor homogenización al momento de extrapolar los valores de flujo vehicular y una mayor resolución a la hora de identificar áreas de mayor concentración de contaminación.

REFERENCIAS

- CAF. (2007). Observatorio de Movilidad Urbana: Informe de Movilidad Urbana de Bogotá. Retrieved May 1, 2013, from http://omu.caf.com/media/15663/omu_ciudad_bogot%C3%A1.xls
- Hernandez-Gonzalez, A., & Jiménez, R. (2011). Desarrollo de un inventario georeferenciado de emisiones de dióxido de carbono por fuentes móviles en el área urbana de Bogotá.
- Lents J, Walsh M, He K, Davis N, Osses M, Tolvett S, L. H. (2011). *Handbook of air quality management*. Retrieved from www.aqbook.org
- Manzi, V., Belalcázar, L. C., Girarldo, E., Zarate, E., & Clappier, A. (2003). Estimación de los factores de emisión de las fuentes móviles de la ciudad de Bogotá. *Revista de Ingenieria de La Universidad de Los Andes*, (18), 18–25.
- Pachon, J. E. (2013). Revisión de metodologías usadas para la elaboración de inventarios de emisiones atmosféricas en Colombia: caso de estudio Bogotá. In *Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina: contribuciones del la IV Reunión Anual PROIMCA y II Reunión Anual PRODECA* (pp. 367–384). Buenos Aires: Universidad Tecnológica Nacional de Argentina.
- Rodríguez, P., & Behrentz, E. (2009). Actualización del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá, a través de mediciones directas. Universidad de Los Andes.
- Rojas, N., & Peñaloza, N. (2010). Distribución espacial y temporal del inventario de emisiones provenientes de las fuentes móviles y fijas de la ciudad de Bogotá. Bogotá.
- SDA - Secretaría Distrital de Ambiente. (2010). Plan Decenal de Descontaminación del Aire para Bogotá. Bogotá D.C.
- SDA - Secretaría Distrital de Ambiente. (2015). Observatorio Ambiental de Bogotá.
- SDA - Secretaría Distrital de Ambiente. (2015). Número de Vehículos Particulares- NVP. Retrieved from <http://oab.ambientebogota.gov.co/es/indicadores?id=272&v=1>
- SDM - Secretaría Distrital de Movilidad. (2014). Bases de datos de las estaciones maestras principales para el año 2013, contrato No. 1720 de 2012.
- TRANSMILENIO S.A. (2014). Base de datos del número de buses vinculados al Bus Rapid Transit - BRT y el Sistema Integrado de Transporte Público - SITP.
- US EPA. (1995). AP-42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors. Washington D.C.
- US EPA. (1997). Emission Inventory Improvement Program (EIIP). Technical Report Series, volumes I Introduction to the emission inventory improvement program. Morrisville, North Carolina. Retrieved from <http://www.epa.gov/ttnchie1/eiip/techreport/volume01/i01.pdf>

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DEL SISTEMA TRANSMILENIO Y SU COMPARACIÓN CON OTROS MODOS DE TRANSPORTE DE PASAJEROS

Cuéllar Álvarez Yohén, Buitrago Tello Rodrigo, Belálcazar Cerón Luis Carlos
Universidad Nacional de Colombia

Autor de correspondencia: ycuellara@unal.edu.co

RESUMEN

Este trabajo presenta las emisiones del sistema de transporte masivo TransMilenio, comparado con otros medios de transporte de pasajeros de Bogotá, Colombia, aplicando la metodología Análisis de Ciclo de Vida (ACV) del pozo a las ruedas. 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 (emisiones de CO₂-eq) y calidad del aire (emisiones de PM_{2.5}, CO y NO_x). Se utilizó la unidad funcional masa de contaminante por km y por pasajero transportado (masa/km-pasajero). El ACV muestra que las emisiones más bajas por kilómetro-pasajero de CO₂-eq, CO y NO_x son generadas por TransMilenio, mientras que los buses a gas natural tienen las menores emisiones de PM_{2.5}. Las mayores emisiones de CO₂-eq y CO son generadas por los automóviles privados, las de PM_{2.5} por las motocicletas y las de NO_x por los taxis a gas natural. Adicionalmente, si los buses de TransMilenio cambian de diésel a electricidad las emisiones de CO₂-eq y PM_{2.5} se reducirían en 31% y 83%, respectivamente. Sin embargo, esta reducción es poco significativa si se compara con la reducción que se obtendría si las estrategias se enfocaran en el control de las emisiones generadas por otras categorías de vehículos.

PALABRAS CLAVE

Bus de tránsito rápido, análisis de ciclo de vida, calidad del aire, cambio climático

INTRODUCCION

Los Buses de Tránsito Rápido (BTR) son un modo de transporte masivo de pasajeros cómodo, rentable y flexible, que combinan estaciones y terminales (Deng & Nelson, 2011; Hidalgo & Gutiérrez, 2013; Mejía-Dugand, Hjelm, Baas, & Ríos, 2013; Wright, 2002; Zimmerman & Levinson, 2006). Uno de los sistemas BTR más popular en el mundo es TransMilenio que funciona en Bogotá (Colombia) desde diciembre de 1999. Entre los resultados logrados por este sistema se encuentra el ahorro de tiempo en los viajes, alta capacidad, reducción de accidentes y de emisiones (Deng & Nelson, 2011; Hidalgo & Gutiérrez, 2013). La experiencia exitosa del sistema BTR en Bogotá ha impulsado la

introducción de sistemas BTR en otras ciudades de la región y del mundo (Deng & Nelson, 2011; Duarte & Rojas, 2012; Hidalgo & Gutiérrez, 2013; Mejía-Dugand et al., 2013; Sengers & Raven, 2015). Los vehículos de motor de combustión interna son una fuente importante de contaminantes del aire (Bergthorson & Thomson, 2014; Dryer, 2015; Kalghatgi, 2014; Turrio-Baldassarri et al., 2006), sin embargo, las emisiones no solo se emiten por el tubo de escape del vehículo, también se generan emisiones en la producción de la fuente energética y su transporte. 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, 2006a). 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 et al., 2014). En este sentido, pese a que los sistemas BTR son considerados un modo sostenible de transporte, se encuentran muy pocos estudios relacionados con las emisiones generadas durante el ACV de los combustibles utilizados en estos. Algunos estudios se han enfocado en la determinación de las emisiones de CO₂ (Baghini, Ismail, & Hafezi, 2014; Cui et al., 2010; Wright & Fulton, 2005). En los estudios disponibles se recomienda evaluar otros contaminantes como los óxidos de nitrógeno, óxidos de azufre y partículas. Del mismo modo, son escasas las comparaciones de los ACV de los sistemas BTR con otros modos de transporte. El objetivo de este trabajo fue evaluar las emisiones del sistema BTR TransMilenio en comparación con otros medios de transporte de pasajeros de Bogotá aplicando la metodología análisis de ciclo de vida (ACV) del pozo a las ruedas. Se compara TransMilenio (diésel) con los vehículos a gasolina (motocicletas, automóviles particulares y taxis), y los vehículos con motor diésel (buses tradicionales). Se usó el software OpenLCA®, la base de datos Ecoinvent y la información disponible en la ciudad para realizar este ACV. Se consideraron las categorías de impacto cambio climático y calidad del aire. También se evaluaron fuentes alternativas de energía, como el gas natural vehicular, el biodiesel, bioetanol y la electricidad producida en Colombia. Se utilizó la unidad funcional

gramos de contaminante por kilómetro y por pasajero transportado (g/km-pasajero).

MATERIALES Y METODOS

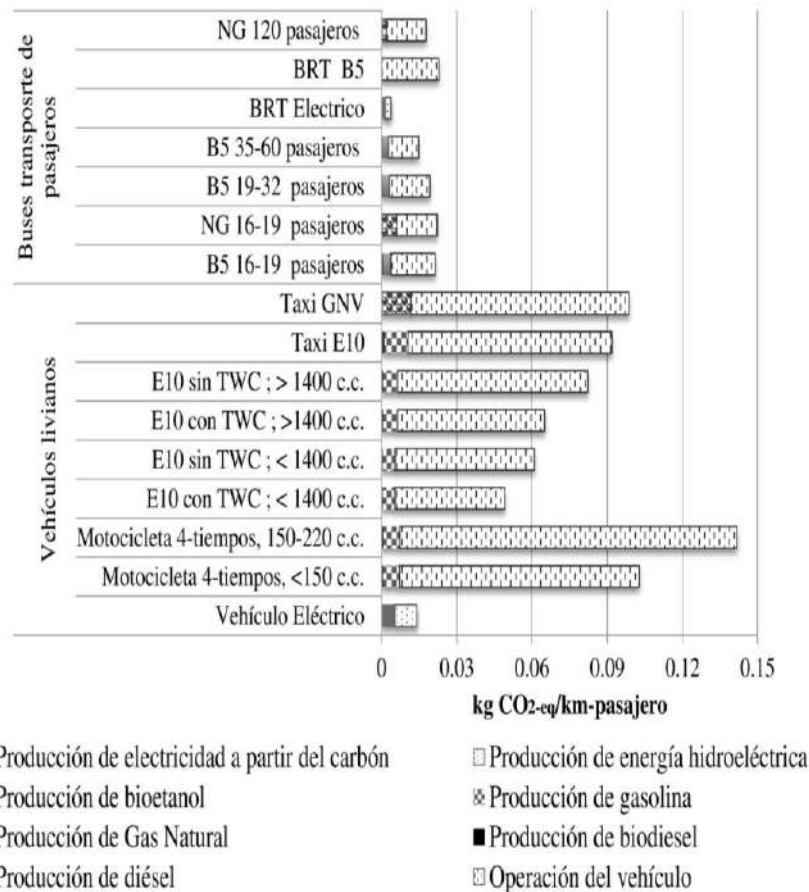
El desarrollo del ACV del pozo a las ruedas se realizó siguiendo las normas ISO 14040 (ISO, 2006a) e ISO 14044 (ISO, 2006b). Se consideraron las categorías de impacto calentamiento global y calidad del aire. Para la categoría de impacto calentamiento global se evaluaron las emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂-eq) por medio del método de evaluación de impactos IPCC 2007; mientras que para la categoría calidad del aire se consideraron los contaminantes PM_{2.5}, CO y NO_x emitidos en el ciclo de vida completo. Como herramienta de cálculo se utilizó el software libre OpenLCA® (Ciroth & Winter, 2014; Green Delta, 2014). La comparación de los sistemas propuestos se realiza mediante la unidad funcional masa de contaminante por un kilómetro - pasajero transportado. - Límites del sistema. Los límites de sistema comprenden la cadena 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. En el caso de los biocombustibles el límite del sistema abarca desde la producción agrícola hasta el uso en las fuentes móviles. Se excluyen del presente análisis la fabricación de maquinaria agrícola, fabricación y ensamble de vehículos de transporte y la construcción de las instalaciones. Así mismo la fabricación y ensamble de las partes constituyentes de los vehículos de referencia para el uso final del combustible. - Origen datos de inventario El combustible vehicular que se comercializa en Bogotá contiene un 10% de etanol en gasolina (mezcla E10) y un 5% de biodiesel en diésel (mezcla B5). En este estudio también se consideraron fuentes energéticas alternativas como el gas natural vehicular y electricidad. Los datos de inventario del ciclo de vida para los biocombustibles se tomaron de CUE

(2012). Para el proceso de producción del diésel, gasolina y gas natural, se tomaron los módulos de producción de la base de datos de Ecoinvent v2.2. (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010). Los datos de inventario para el proceso de producción de electricidad en Colombia se tomaron de los módulos de producción de Brasil en la base de datos de Ecoinvent v2.2. (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010), los cuales se modificaron y adaptaron a las condiciones locales, de acuerdo a la contribución de las fuentes de energía eléctrica existentes en la región (92% hidroeléctrica y 8% térmica a carbón) (Subdirección de Energía Eléctrica - Grupo de Generación, 2014). Adicionalmente, a partir de la información del registro distrital automotor se seleccionan los vehículos representativos de la flota vehicular de Bogotá. Además, se incluyeron un BTR TransMilenio eléctrico y un bus operado con gas natural vehicular de 120 pasajeros Euro VI (Bus GNV 120 pasajeros). 2.3. Factores de emisión Los factores de emisión de los contaminantes CO₂, PM_{2.5}, CO y NO_x, para cada una de las categorías vehiculares se toman del Plan decenal de Descontaminación del Aire para Bogotá (SDA, 2010). En el caso de los factores de emisión y economía de combustible de Bus GNV 120 pasajeros, BTR TransMilenio B5 y motocicletas 4T (< 150 cm³ y > 150 cm³) fueron los proporcionados por el grupo de investigación en

Biocombustibles, Energía, y Protección del Medio Ambiente del Departamento de Ingeniería Mecánica de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá. - Índice de ocupación pasajero-kilómetro (IPK) En el IPK se tuvo en cuenta la ocupación total de los vehículos. La ocupación total corresponde a la capacidad máxima de diseño reportada para cada tipo: en los taxis se aproximó a 3 pasajeros (no se incluye conductor); vehículos particulares a 5; motocicletas 2; en los buses se tomó la capacidad máxima de diseño.

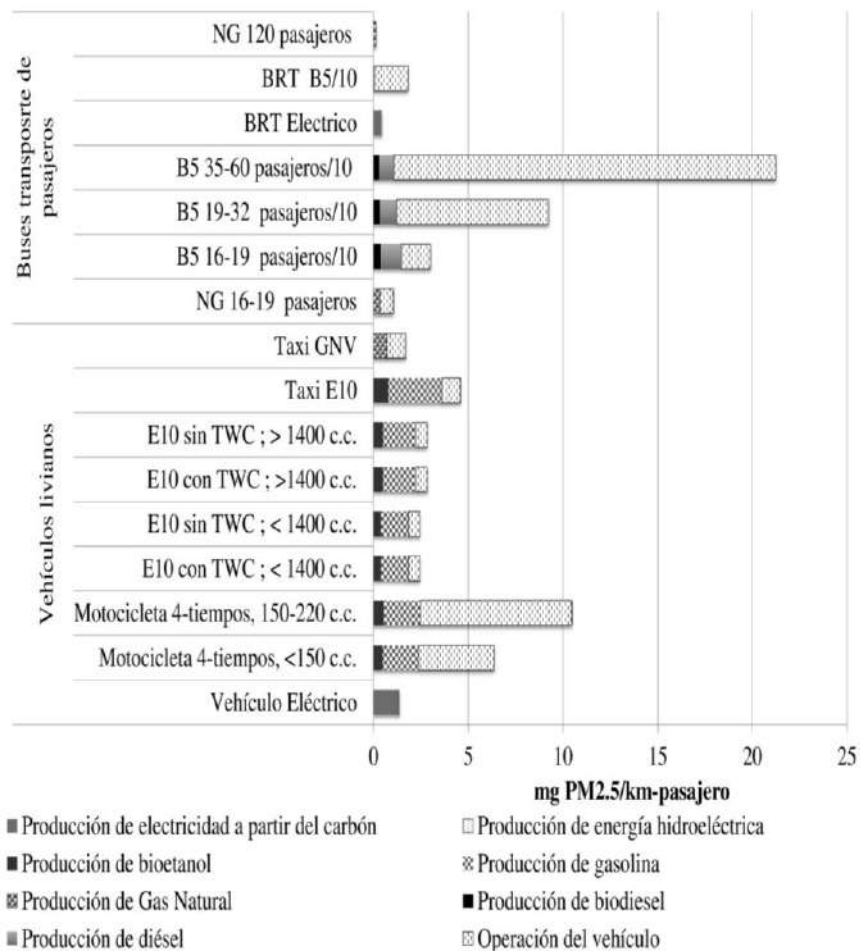
RESULTADOS

Considerando la unidad funcional un kilómetro recorrido – pasajero transportado para diferentes vehículos típicos de la flota vehicular de Bogotá se realizó una agrupación de las emisiones por etapas del ACV: producción de electricidad a partir del carbón, producción de energía hidroeléctrica, producción de bioetanol, producción de gasolina, producción de Gas Natural, producción de biodiesel, producción de diésel, y operación del vehículo. Con los resultados del ACV se observa que la etapa del ciclo de vida donde se generan la mayor parte de las emisiones de CO₂ equivalente (kg/km-pasajero) es la fase de operación del vehículo (Figura 1) , siendo esta contribución superior al 89%, en los automóviles sin catalizador; para las motocicletas se puede aproximar a un rango del 93-96%.



Para los buses de transporte de pasajeros se encuentra entre el 72% (Bus GNV 16-19 pasajeros) y el 99% (BTR TransMilenio B5). Los vehículos que generan las mayores emisiones de CO₂-eq son los vehículos livianos, sobresaliendo los taxis E10 y a gas natral (NG) , y las motocicletas (Figura 1). Las menores emisiones de CO₂-eq se dan en los automóviles eléctricos, mientras que para los vehículos que operan con combustibles líquidos el Bus B5 de 35-60 pasajeros tiene las menores emisiones, las cuales son un 35% inferiores a las el BTR TransMilenio B5. No obstante se debe tener en cuenta que los factores de emisión de la fase de operación de los buses de transporte tradicional y los del BTR TransMilenio son de literatura diferente. Por otro lado, la implementación de vehículos

de pasajeros eléctricos reduciría las emisiones de CO₂.eq, Si se implementaran buses BTR eléctricos en la ciudad se estima que se lograría una reducción del 31% respecto al BTR B5, la cual se considera poco significativa si se comparan estas emisiones con las emisiones generadas por las otras categorías de vehículos (motocicletas y taxis). Resultados similares se observaron para los contaminantes NO_x y CO. En la Figura 2 se presentan las emisiones de PM_{2.5}. Se observa que las etapas del ciclo que más generan emisiones son la producción de la fuente energética en los vehículos livianos, la cual puede alcanzar el 78%, de este porcentaje la producción de gasolina se puede aproximar a un 78% y las emisiones en la producción de bioetanol al 24%.



Es importante mencionar que las emisiones de material particulado en la producción de bioetanol se dan por la quema de biomasa, tanto por la quema de la caña antes de la cosecha y como por la quema de bagazo para la cogeneración de energía. En cuanto a la contribución por la producción de biodiesel en los casos en que es más notable se alcanza una participación de alrededor del 13% para el Bus B5 16-19 pasajeros, en los demás oscila entre el 1 y el 4%. Las emisiones de PM2.5 de las motocicletas exceden de 3-5 veces las emisiones de del bus BTR B5 (TransMilenio). Los vehículos que generan las menores emisiones de este contaminante son los que funcionan a gas natural seguidos de los buses del sistema BTR TransMilenio actual; el BTR TransMilenio aporta menores emisiones de PM2.5 que los vehículos que utilizan

combustibles líquidos, mientras que el Bus B5 35-60 pasajeros tiene las mayores emisiones. Por otro lado, si se usaran buses del sistema BTR eléctricos se reducirían las emisiones de PM2.5 en un 83% con respecto al BTR tradicional, Sin embargo, esta reducción es mucho menor a la que se obtendría si se cambiara las motocicletas por otro medio de transporte. Finalmente se debe mencionar que los vehículos eléctricos favorecen la reducción de las emisiones ya que la mayor parte de la energía generada en la ciudad es a partir de las hidroeléctricas. Según lo mencionado por Messagie et al. (2014) si la energía eléctrica se genera únicamente a partir de combustibles fósiles o carbón, el impacto sobre el cambio climático puede ser tan alto como en el caso de los vehículos convencionales. Figura 1. Emisiones totales de CO2-eq

(kilogramos/kilómetro-pasajero transportado) ACV para los vehículos de transporte de pasajeros en Bogotá. GNV: Gas natural vehicular; E10: mezcla 10% bioetanol en gasolina; B5: mezcla 5% biodiesel en diésel; TWC: Three way catalyst (Catalizador de tres vías). Figura 2. Emisiones totales de PM2.5 (miligramos/kilómetro-pasajero transportado) análisis ACV para los vehículos de transporte de pasajeros en Bogotá. GNV: Gas natural vehicular; E10: mezcla 10% bioetanol en gasolina; B5: mezcla 5% biodiesel en diésel; TWC: Three way catalyst (Catalizador de tres vías).

CONCLUSIONES

Por medio del ACV del pozo a las ruedas realizado se puede concluir que en las condiciones de la flota vehicular actual de la ciudad, los buses del sistema BTR de Bogotá tienen las menores emisiones por pasajero transportado y kilómetro recorrido de CO₂-eq, CO y NO_x, mientras que para PM_{2.5} las menores emisiones las generan los buses a gas natural. Un bus articulado eléctrico del sistema BTR reduce en un 31% las emisiones de CO₂-eq con respecto al diésel lo cual es similar al 35% reportado por Gao & Winfield (2012). También se tienen reducciones del 83% en emisiones de PM_{2.5} y del 94% de CO y NO_x. Sin embargo, las diferencias entre el BTR actual y el eléctrico son pequeñas comparadas con las altas emisiones presentadas por las otras categorías de vehículos. Por tanto, en la ciudad tendría un impacto más positivo sobre la calidad del aire la implementación de estrategias para mitigar las emisiones que generan las otras categorías de vehículos antes que el cambio de fuente energética de los buses BTR actuales. Finalmente, las motocicletas aunque son medio de transporte rápido y económico, registran las mayores emisiones de PM_{2.5}, el cual es uno de los contaminantes con mayor impacto en la salud humana.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias a Colciencias y el Programa "Jóvenes Investigadores e Innovadores 2013", la Universidad Nacional de Colombia y el Grupo de Investigación Calidad del Aire.

REFERENCIAS

- Aguirre, K., Eisenhardt, L., Lim, C., Nelson, B., Norring, A., Slowik, P., & Tu, N. (2012). Lifecycle Analysis Comparison of a Battery Electric Vehicle and a Conventional Gasoline Vehicle (pp. 1–33). Retrieved from <http://www.environment.ucla.edu/media/files/BatteryElectricVehicleLCA2012-rh-ptd.pdf>
- Baghini, M. S., Ismail, A., & Hafezi, M. H. (2014). Bus Rapid Transit (BRT) System Impacts to Environmental Quality. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*, 7(7), 1158–1164.
- Bergthorson, J. M., & Thomson, M. J. (2014). A review of the combustion and emissions properties of advanced biofuels and their impact on existing and future engines. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1–46. doi:10.1016/j.rser.2014.10.034
- Ciroth, A., & Winter, S. (2014). OpenLCA 1.4 overview and first steps. Berlin: GREENDELTA. Retrieved from http://www.openlca.org/documents/14826/0/openLCA_1+4_overview_and_first_steps_v1.pdf
- CUE. (2012). "Evaluación del ciclo de vida de la cadena de producción de biocombustibles en Colombia". Capítulo II: Estudio ACV – Impacto Ambiental. In *Evaluación del ciclo de vida de la cadena de producción de biocombustibles en Colombia* (p. 203). Medellín: BID, Banco Interamericano de Desarrollo Mmec, Ministerio de Minas y Energía República de Colombia.

- Cui, S., Niu, H., Wang, W., Zhang, G., Gao, L., & Lin, J. (2010). Carbon footprint analysis of the Bus Rapid Transit (BRT) system: a case study of Xiamen City. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 17(4), 329–337.
doi:10.1080/13504509.2010.490657
- Deng, T., & Nelson, J. D. (2011). Recent Developments in Bus Rapid Transit: A Review of the Literature. *Transport Reviews*, 31(1), 69–96.
doi:10.1080/01441647.2010.492455
- Dinçer, I., & Zamfirescu, C. (2011). Life-Cycle Assessment. In Springer (Ed.), *Sustainable Energy Systems and Applications* (pp. 663–700). New York. Doi: 10.1007/978-0-387-95861-3
- Dryer, F. L. (2015). Chemical kinetic and combustion characteristics of transportation fuels. *Proceedings of the Combustion Institute*, 35(1), 117–144.
doi:10.1016/j.proci.2014.09.008
- Duarte, F., & Rojas, F. (2012). Intermodal Connectivity to BRT: A Comparative Analysis of Bogotá and Curitiba. *Journal of Public Transportation*, 15(2), 1–18. Retrieved from <http://www.nctr.usf.edu/wp-content/uploads/2012/07/JPT15.2Duarte.pdf>
- 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. doi:10.1016/j.rser.2013.03.063
- Gao, L., & Winfield, Z. C. (2012). Life cycle assessment of environmental and economic impacts of advanced vehicles. *Energies*, 5(12), 605–620. Doi: 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.
doi:10.1016/j.enconman.2013.05.023
- Green Delta. (2014). OpenLCA. <http://www.greendelta.com/>. Retrieved from Disponible en: http://www.openlca.org/download_page
- Hidalgo, D., & Gutiérrez, L. (2013). BRT and BHLS around the world: Explosive growth, large positive impacts and many issues outstanding. *Research in Transportation Economics*, 39(1), 8–13.
doi:10.1016/j.retrec.2012.05.018
- ISO. (2006a). ISO 14040: Environmental Management—Life Cycle Assessment—Principles and Framework. Ginebra: ISO.
- ISO. (2006b). ISO 14044 Environmental Management—Life Cycle Assessment—Requirements and Guidelines. Ginebra: ISO.
- Kalghatgi, G. T. (2014). Developments in internal combustion engines and implications for combustion science and future transport fuels. *Proceedings of the Combustion Institute*, 35(1), 101–115.
doi:10.1016/j.proci.2014.10.002
- 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.
doi:10.1016/j.enpol.2012.01.034
- Mejía-Dugand, S., Hjelm, O., Baas, L., & Ríos, R. A. (2013). Lessons from the spread of Bus Rapid Transit in Latin America. *Journal of Cleaner Production*, 50, 82–90.
doi:10.1016/j.jclepro.2012.11.028
- 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. Doi: 10.3390/en7031467
- SDA. (2010). Plan Decenal de Descontaminación del Aire para Bogotá. Bogotá D.C. Retrieved from http://ambientebogota.gov.co/en/c/document_library/get_file?uuid=b5f3e23f-9c5f-40ef-912a-51a5822da320&groupId=55886
- Sengers, F., & Raven, R. (2015). Toward a spatial perspective on niche development: The case of Bus Rapid Transit. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1–17. doi:10.1016/j.eist.2014.12.003
- Subdirección de Energía Eléctrica - Grupo de Generación. (2014). Informe mensual de variables de generación y del mercado eléctrico colombiano – Junio de 2014 (pp. 1–15). Retrieved from <http://www.siel.gov.co/portals/0/generacion/2014/Seguimiento Variables - Junio 2014.pdf>
- Swiss Centre for Life Cycle Inventories. (2010). Ecoinvent data v2.2. Retrieved October 10, 2014, from <http://www.ecoinvent.org/>
- Turrio-Baldassarri, L., Battistelli, C. L., Conti, L., Crebelli, R., De Berardis, B., Iamiceli, A. L.,... Iannaccone, S. (2006). Evaluation of emission toxicity of urban bus engines: compressed natural gas and comparison with liquid fuels. *The Science of the Total Environment*, 355(1-3) , 64–77. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.02.037
- Wright, L. (2002). Bus Rapid Transit. In K. Fjellstrom (Ed.) , *Sustainable Transport: A Sourcebook for Policy-makers in Developing Cities* (p. 48). Eschborn, Germany: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). Retrieved from http://discovery.ucl.ac.uk/112/1/BRT_e-book.pdf
- Wright, L., & Fulton, L. (2005). Climate Change Mitigation and Transport in Developing Nations. *Transport Reviews*, 25(6) , 691–717. Doi: 10.1080/01441640500360951
- Zimmerman, S., & Levinson, H. (2006). The Facts about BRT. *Planning*, 72(5) , 34–35.

ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES ATMOSFÉRICAS PROVENIENTES DE FUENTES COMERCIALES DE LA CIUDAD DE BOGOTÁ

ESTIMATION OF ATMOSPHERIC EMISSIONS FROM COMMERCIAL SOURCES IN BOGOTÁ CITY

Fajardo, Sandra¹; Zambrano, Daissy¹; Pachón, Jorge¹, Chaparro, Rafael²

¹ Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia

² Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: jpachon@unisalle.edu.co

RESUMEN

En este trabajo se estimaron emisiones de CO, SO₂, PM₁₀, COV y NO_x, generadas por 843 fuentes comerciales (restaurantes y ventas ambulantes) distribuidas en Bogotá para el año 2012. Las emisiones se calcularon con factores de emisión para combustión de carbón vegetal y leña. La distribución espacial se realizó en una malla de celdas de 1x1km que abarca la ciudad y la distribución temporal se hizo anual, diaria (entre semana-ES y fin de semana-FDS) y horaria. Como resultado se obtuvo que éstas fuentes emiten por año 2276 ton CO, 171 ton SO₂, 115 ton PM₁₀, 93 ton COV, 60 ton NO_x, y se identificó que el 70% usa carbón; además, se evidenció que las emisiones generadas en día FDS son mayores a las de día ES, que en el día se presentan dos picos de emisión: 10-12m y 3-5pm, y que las localidades que más contaminan son SantaFe y Suba.

PALABRAS CLAVES

Inventario de Emisiones, Factores de emisión, Distribución Espaciotemporal

ABSTRACT

This project involved the estimation of emissions of CO, SO₂, PM₁₀, VOC and NO_x, from 843 commercial sources distributed in Bogota for 2012. The Emissions were calculated from emission factors for combustion of charcoal and firewood. The spatial distribution was performed in a grid of cells of 1x1km which include the city, and the temporal distribution was made for annual, daily (weekday-ES and weekend-FDS) and hourly resolution. As results it was found that the commercial sources emit 2276 tons CO, 171 tons SO₂, 115 tons PM₁₀, 94 tons VOC, 60 tons NO_x per year, and it was identified that 70% of sources used charcoal. Additionally, it was shown that the emissions generated in one FDS day are greater than those of a ES, that there are two emission peaks in a day: 10-12m and 3-5pm, and that the localities that generate more pollution are SantaFe y Suba.

KEY WORDS

Emission Inventory, Emission Factor, Spatiotemporal Distribution

INTRODUCCION

Las fuentes comerciales como lo son los asaderos, restaurantes y ventas ambulantes son fuentes fijas de emisión que no han sido tenidas en cuenta en

los inventarios de emisión previos hechos para Bogotá, pero es necesario incluirlas y estudiar su comportamiento debido al uso de combustibles que realizan y al gran número de establecimientos

distribuidos a lo largo de toda la ciudad. Los principales contaminantes atmosféricos emitidos por asaderos, restaurantes y ventas ambulantes que usan carbón vegetal o leña como combustible y que son objeto de estudio del presente trabajo son: Material Particulado (MP), óxidos de nitrógeno (NOx), monóxido de carbono (CO), Óxidos de Azufre (SO₂) y Compuestos Orgánicos Volátiles (COV). La mayoría de estos compuestos son contaminantes, criterio debido a lo perjudiciales que son para el medio ambiente y la salud humana ya que pueden generar efectos tóxicos debido a sus características fisicoquímicas. A nivel internacional, la estimación de las emisiones producidas por el proceso de cocción de alimentos se ha venido incluyendo en los inventarios de emisión y en las guías para el desarrollo de los mismos; uno de estos países es Chile, donde se desarrolló la Guía Metodológica - Inventario de Emisiones Atmosféricas (Ambiosis, 2011) en la cual se determinan los distintos niveles de agregación para clasificar las fuentes de contaminación y se describen diferentes metodologías usadas en el país para estimar las emisiones, éstas emisiones se encuentran organizadas de acuerdo al tipo de fuente y subdivididas por los tipos de combustión. En esta guía se tiene en cuenta la cocción de alimentos como un tipo de Combustión Externa Residencial, y se considera la leña como un tipo de combustible utilizado para esta actividad. De manera más específica, el trabajo desarrollado en campo en Mexicali (México) “Emisiones de los aparatos de cocina de los vendedores ambulantes (asadores al carbón)” (Lee, 1999) es un trabajo realizado en conjunto por la EPA y el Centro de Información sobre Contaminación del Aire (CICA), en el cual se determinaron las emisiones potenciales de los asadores al Carbón en la preparación de alimentos. La determinación de las emisiones generadas se realizó a partir de nueve pruebas en un asador, asemejando las condiciones de los vendedores ambulantes, utilizando como alimentos distintos tipos de carne y utilizando como combustible dos tipos de carbón vegetal; de tal manera que se muestrearon y obtuvieron emisiones de material suspendido, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, HCT, aldehídos, y Compuestos Orgánicos Volátiles, dentro de las cuales se incluyeron tanto las generadas por la combustión del carbón como las

generadas por el asado de los alimentos. De los trabajos realizados para la ciudad de Bogotá, uno de los inventarios de emisiones de mayor importancia es el desarrollado por Peñaloza y Rojas (2010), en el cual se realizó la primera distribución espacio-temporal de las emisiones halladas. Las emisiones de fuentes fijas y móviles se distribuyeron en una grilla de 55 x 55 Km, con resolución espacial de celdas de 1 x 1 Km y resolución temporal de una hora, empleando una combinación de herramientas que incluyeron el programa EMISENS y ArcGIS. El presente trabajo tuvo como fin elaborar el inventario de emisiones y realizar la distribución espacio-temporal de los contaminantes PM10, CO, SO₂, NOx y COV provenientes de fuentes comerciales como asaderos, restaurantes y ventas ambulantes ubicados en la ciudad de Bogotá para el año 2012, a partir de la información consignada sobre dichos establecimientos en las bases de información de la Secretaría Distrital de Ambiente; esto con el fin de cuantificar el efecto de las actividades desarrolladas en dichos establecimientos sobre la contaminación atmosférica de la ciudad, y para identificar las localidades y horas en que se presentan mayores emisiones.

MATERIALES Y METODOS

Adecuación y revisión de información base

Se usó como fuente de información inicial el inventario de establecimientos comerciales ubicados en la ciudad de Bogotá con corte al año 2012, elaborado por la Secretaria Distrital de Ambiente de la ciudad (SDA). Cabe resaltar que no todas las fuentes contaban con información completa, por lo cual fue necesario comparar los establecimientos entre sí para determinar los datos faltantes y reorganizar la información. A partir de este proceso de reorganización se depuraron aquellas fuentes repetidas o que no se pudieran ubicar, obteniendo como resultado final 843 establecimientos comerciales individuales. Para realizar la distribución temporal se contaba con información de “FRECUENCIA DE OPERACIÓN (DÍAS/SEMANA)” y “DÍAS QUE LABORA AL MES”, pero estas variables tenían información mezclada entre sí por lo cual se organizó la información para las fuentes que contaban con datos, y para las que no era así se asumió frecuencia de 7 días a la semana - 30 días

al mes. Al evidenciar que algunos establecimientos comerciales no trabajaban los 7 días a la semana, se realizó una distribución para identificar si los días que trabajaban eran entre semana o fin de semana. Se asumió que aquellos establecimientos que tenían frecuencia laboral de menos de 7 días por semana trabajan de forma consecutiva desde el lunes (por ejemplo: si trabaja 5 días su horario laboral es de lunes a viernes, si trabaja 4 su horario es de lunes a jueves, etc.) exceptuando los establecimientos que trabajan 2 o 3 días por semana para los cuales se asumió que trabajaban el fin de semana y de viernes a domingo, respectivamente. Con la información de “TIPO DE COMBUSTIBLE”, y “CANTIDAD QUE COMPRA MENSUALMENTE” se completó el consumo mensual de combustible de aquellas fuentes comerciales que no poseían información al respecto de la siguiente manera: Se

filtraron los establecimientos por tipo de combustible (carbón vegetal, leña y carbón-leña), cada grupo se subdividió por el tipo de carne que prepara (pollo marinado, res marinada, mixta y otros), cada subgrupo se clasificó por horarios de trabajo, y finalmente al tener las fuentes clasificadas, se promediaron los consumos de combustible por cada subgrupo y se completó con dicho valor el consumo de aquellos establecimientos que no lo reportaban.

Factores de emisión

Los factores de emisión implementados para calcular la emisión generada por asaderos y restaurantes se muestran en la Tabla 6. En el caso de fuentes que usan carbón y leña se promediaron los factores de emisión usados para leña y para carbón-otros los cuales están en función únicamente del combustible.

Tabla 6. Factores de emisión para fuentes comerciales.

Combustible	Carne	MP ₁₀	NO _x	SO ₂	CO	COV
Carbón Vegetal* [g/(Kg combustible+ Kg carne)]	Pollo	10.07	4.85	18.05	169.80	1.09
	Res	9.12	3.45	18.05	168.80	1.02
	Mixta**	9.60	4.15	18.05	169.30	1.06
	Otros	1.20	8.15	18.05	254.80	0.21
Leña*** [g/Kg combustible]		13.88	1.27	0.18	104.69	23.37
Carbón - Leña [g/Kg combustible]****		7.54	4.71	9.12	179.74	12.13

*Fuente: (Lee, 1999). **Promedio entre pollo y res. ***Fuente: Sección 1.10 AP-42 (EPA U. S., 1996). **** Promedio factor de emisión entre Carbón-otros y Leña.

Para la definición de los factores de emisión se tuvo en cuenta las siguientes consideraciones:

1. El estudio de Lee (1999) no reporta una emisión de MP₁₀, pero sí la distribución de tamaño de partícula para las emisiones de MP total, a partir de la cual se estimó el porcentaje correspondiente a MP₁₀.
2. Para el combustible leña los factores de emisión reportados en la sección 1.10 del AP-42 (EPA U. S., 1996) dependen únicamente del combustible. Se aclara que los factores de emisión fueron hallados usando el método 5 de la EPA, por tal motivo se asume MP₁₀=MP total.
3. Los establecimientos que usan los dos combustibles reportan un único valor de consumo mensual, por tal motivo se decidió realizar un promedio entre los factores de emisión para

carbón (en este caso las correspondientes al grupo carbón-otros) y para leña.

Factor de actividad

Los factores de emisión para Leña y Carbón-leña se encuentran en función del consumo de combustible, por lo cual los factores de actividad corresponden a la cantidad de combustible consumido por cada establecimiento. Los factores de emisión para el carbón vegetal se encuentran en función del consumo de carbón más el de carne, por lo cual en este caso los factores de actividad representan la suma de estas dos variables. El trabajo realizado por Lee (1999) reporta la cantidad consumida de combustible y de carne por prueba, a partir de esta información se calcularon las equivalencias de consumo de carbón a consumo de carne (ver Tabla 7), con las

cuales se determinó el consumo mensual de carne por establecimiento. Para la subcategoría “Mixta” la equivalencia usada fue resultado del promedio

entre las de “Pollo” y “Res”. El factor de actividad en la categoría “otros” es únicamente el consumo de combustible.

Tabla 7. Equivalencia de carbón a carne por tipo de carne

Grupo	Equivalencia [kg carne/ kg carbón]
Carbón a pollo	0.7382
Carbón a Res	0.3929
Carbón a mixta	0.5656

Cálculo de las emisiones

Cada fuente contiene la fecha en la cual se obtuvo la información por parte de la SDA, por lo cual como se observa en las ecuaciones 1 y 2, las emisiones anuales y diarias se proyectaron de acuerdo al año de obtención de la información mediante una tasa de crecimiento calculada a partir del Producto Interno Bruto (PIB) del Sector Comercial de Bogotá, reportado por el DANE para los años entre el periodo de tiempo 2006-2012.

- **Emisión anual**

$$Ea = \frac{(CC+CCa)*FE*12}{1000000} * EXP(T * n)$$

Ecuación 1

Donde:

Ea: Emisión anual [Ton/año]

CC: Consumo de combustible [kg/mes]

CCa: Consumo de carne [kg/mes]

FE: Factor de emisión para cada contaminante [g/ (kg combustible +kg carne)]

T: Tasa de crecimiento PIB comercio

n: diferencia de años entre la fecha de obtención de la información y el año base 2012

- **Emisión Diaria entre semana y fin de semana**

$$Ed = \frac{(CC+CCa)*(%d/100)*12}{d} * FE * EXP(T * n)$$

Ecuación 2

Donde:

Ed: Emisión por día entre semana o día fin de semana [g/día]

%d: porcentaje de consumo día entre semana o día fin de semana

d: Número de días de trabajo entre semana o fin de semana al año

- **Emisión horaria día entre semana y fin de semana**

$$Eh = Ed * \%h$$

Ecuación 3

Donde:

Eh: Emisión por hora en día entre semana o día fin de semana [g/hora]

%h: porcentaje de consumo para cada hora laboral día entre semana o día fin de semana

- **Tasa de crecimiento (T)**

Para el cálculo de la tasa de crecimiento del PIB se implementó la misma ecuación usada en el Plan Decenal de Descontaminación del Aire para Bogotá - PDDAB (SDA, 2010) para proyectar las emisiones provenientes de fuentes fijas industriales del 2008 al año 2020, la cual se muestra a continuación:

$$T = LN \left(\frac{PIB_{n+1}}{PIB_n} \right)$$

Ecuación 4

Distribución temporal

Para realizar la distribución temporal de las emisiones a lo largo del día se realizaron visitas de campo a un establecimiento tipo asadero y a uno tipo restaurante, en las cuales se obtuvo información sobre los horarios de trabajo, las tendencias en el uso de combustible y las horas pico, las cuales se encuentran registradas en la Tabla 8.

Tabla 8. Tendencias de consumos en asadero.

	Entre semana	Fines de semana
Cantidad pollos (día)	40 – 50	60 – 70
Cantidad Carbón (día)	18.75 kg	37.5 kg
Horas pico	12 m a 2:30 pm	12 m a 4:30 pm

- **Distribución entre semana y fines de semana**

Para distribuir el consumo de combustible entre semana y fin de semana se usó como base los consumos reportados para el asadero en la Tabla 8 y la distribución de días de trabajo por semana, estimando un porcentaje de consumo para los días

entre semana y fin de semana. De tal manera que, dependiendo de la cantidad y los días de la semana que se trabajan, el porcentaje de consumo total de combustible de cada establecimiento es mayor entre semana o en fin de semana. En la Tabla 9 se muestran dos ejemplos de distribución de combustible para un establecimiento que trabaja 7 días a la semana y otro que trabaja 3.

Tabla 9. Porcentaje de consumo de combustible de acuerdo a la distribución de días de trabajo por semana.

Variable	Días de la semana	entre semana	fin de semana	total/semana
Días laborados		5	2	7
Consumo combustible [kg]		93.75	75	168.75
%		55.56	44.44	100
Días laborados		1	2	3
Consumo combustible [Bulto]		18.75	75	93.75
%		20	80	100

- **Distribución horaria por tipo de comercio**

Para establecer la distribución horaria en primer lugar se segregaron las fuentes por tipo de

comercio: restaurante, asadero o venta ambulante; a cada tipo se le estableció un horario de trabajo continuo al día, el cual se determinó dependiendo de la clase de ventas y usuarios a los que está dirigido (ver Tabla 10).

Tabla 10. Horario de trabajo por tipo de comercio

TIPO DE COMERCIO	HORARIO DE TRABAJO DIARIO
Asadero	10:00 a.m. a 10:00 p.m.
Restaurante	09:00 a.m. a 06:00 p.m.
Venta Ambulante	12:00 m a 11:00 p.m.

De acuerdo a las horas de mayor preparación y venta de alimentos en cada tipo de comercio y teniendo en cuenta las horas pico obtenidas en las visitas de campo, se asignaron porcentajes de emisión a cada hora de trabajo; dando como resultado que las horas de mayor preparación de alimentos se dan en asaderos de 10-11 am y de 4-5 pm, en restaurantes de 11am-12m y de 3-5 pm, y en ventas ambulantes de 12m-1pm y de 5-6 pm.

Distribución espacial

Inicialmente todas las fuentes se georreferenciaron de acuerdo a la dirección de cada establecimiento por medio del programa Google Earth®. De este proceso se identificaron las coordenadas de cada fuente con el fin de ubicarlas sobre el área urbana de Bogotá, lo cual se realizó por medio del software ArcGIS®. En este programa se unieron los puntos de las fuentes de emisión con 2 shapes obtenidos del trabajo realizado por Peñaloza y Rojas (2010): localidades de Bogotá y malla de celdas de resolución de 1 x 1 km. Finalmente, a partir de una escala de colores se identificaron las áreas de la ciudad (celdas) donde se presentan mayores emisiones por tipo de contaminante y hora del día, lo cual se refleja en los mapas de distribución espacio-temporal.

RESULTADOS

Al distribuir las fuentes de emisión del inventario por tipo de comercio (Figura 6) se identifica que 434 fuentes (51%) son restaurantes, 369 (44%) son asaderos y en menor cantidad se encuentran las ventas ambulantes con 40 establecimientos (5%); y por tipo de combustible (Figura 7) se observa que el carbón es el principal combustible con 635 fuentes (75%), 106 (13%) usan leña y 102 (12%) usan carbón y leña.

Como resultados se obtuvo que el contaminante más emitido por fuentes comerciales y que supera en gran proporción a los demás contaminantes, es el CO con 2276.26 ton/año, seguido por el SO₂ con 171.12 ton/año, el PM10 con 115 ton/año, los COV con 93.88 ton/año, y el contaminante menos emitido son los NO_x con 60.44 ton/año. La alta emisión de CO se debe a que es el contaminante más generado por la combustión de carbón y leña; además, las fuentes comerciales usan combustibles con bajas capacidades caloríficas y tecnologías antiguas, lo cual incrementa las deficiencias en la combustión. La emisión de Monóxido de carbono generada por fuentes comerciales es incluso superior a la emisión reportada para fuentes industriales por el PDDAB (SDA, 2010) para 2012, la cual corresponde a menos de 900 ton/año.

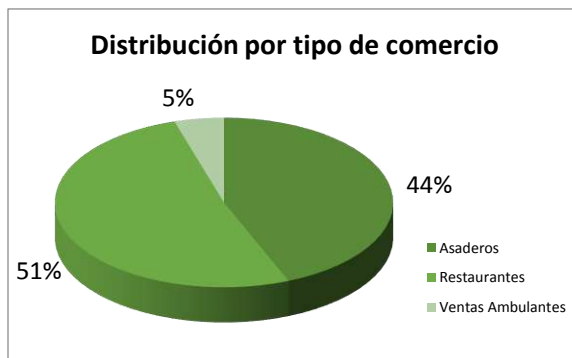


Figura 6. Distribución por tipo de comercio

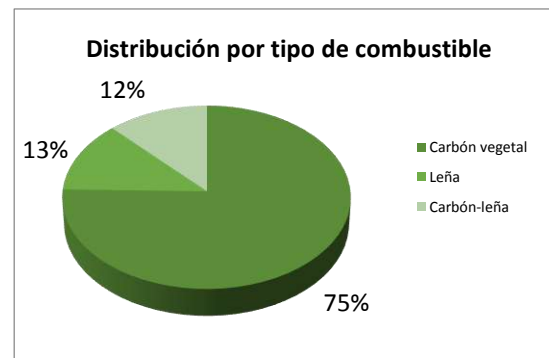


Figura 7. Distribución por tipo de combustible

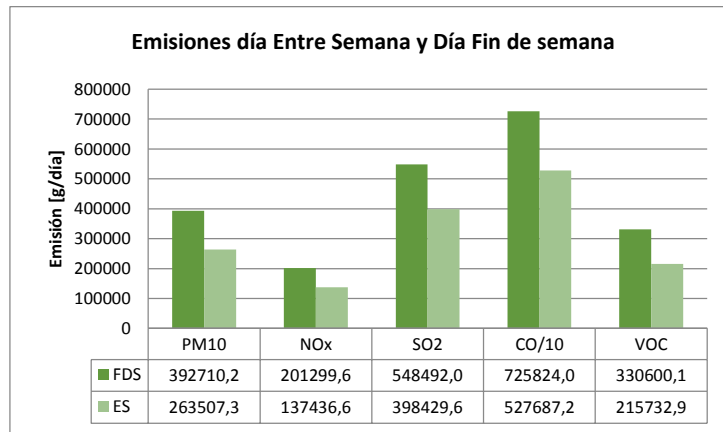


Figura 8. Comparación emisiones de día entre semana y día en fin de semana.

De acuerdo a la metodología para distribuir el número de días de trabajo en los días de la semana por cada establecimiento, explicada anteriormente, y teniendo en cuenta los días entre semana y fin de semana en los cuales mayor cantidad de establecimientos trabajan, se decidió hacer la comparación entre el día VIERNES y el día SABADO en los cuales trabajan 807 y 810 fuentes respectivamente, y cuyo resultado se observa en la Figura 8. Esta comparación permite observar la marcada diferencia entre las emisiones generadas en un día entre semana y uno en fin de semana, ya que para todos los contaminantes las emisiones generadas por las fuentes comerciales son mayores el sábado, comparadas con las generadas el viernes. Se evidencia que las fuentes comerciales de venta de alimentos presentan un comportamiento diferente entre un día entre semana y uno en fin de semana, esto se relaciona con las características de la zona y por ende la demanda por parte de los usuarios, ya que según la zona en la que se encuentre ubicado el establecimiento el número de clientes varía; por ejemplo, en los días en fin de semana en una zona residencial la demanda aumenta

debido a que las familias prefieren no cocinar, pero en una zona de oficinas o estudiantil la demanda disminuye ya que no son días laborales, e incluso hay restaurantes y asaderos que no abren los fines de semana. Además, por el aumento en la demanda de alimentos los establecimientos que abren el fin de semana deben preparar mayor cantidad de productos y por ende incrementan el consumo de combustible. La Figura 9 muestra que el carbón es el combustible que mayores emisiones genera de todos los contaminantes a excepción de los COV, esto debido a que el 70% de las fuentes analizadas usan carbón, por lo cual representan los mayores aportes. Además, en compuestos como el CO, los NOx y el SO₂ el carbón presenta factores de emisión mayores a los de la leña. Por el contrario, debido a su composición, la combustión de la leña genera mayores emisiones de COV que la combustión del carbón vegetal, por tal motivo a pesar de que es menor el número de fuentes que utilizan leña, las emisiones de COV generadas por éstas equivalen casi al triple de las emisiones generadas por la combustión de carbón vegetal.

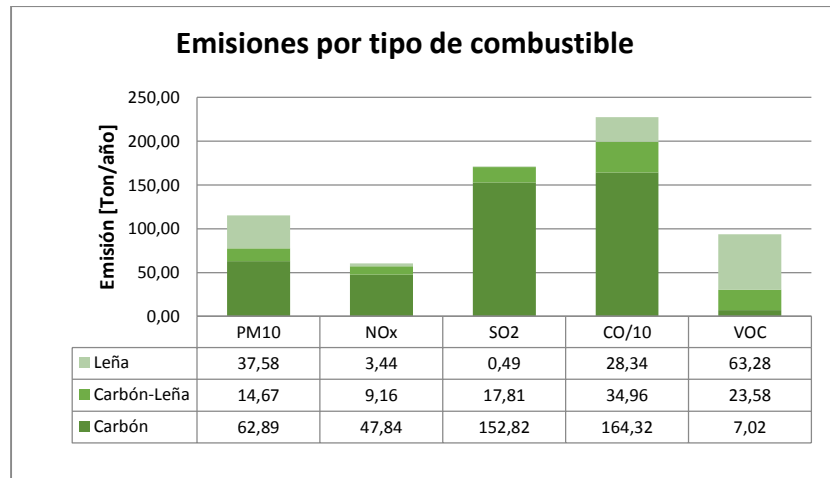


Figura 9. Emisiones generadas por cada tipo de combustible.

En la Figura 10 se observa la distribución horaria de las emisiones para cualquier día de la semana, ya que la distribución se realizó teniendo en cuenta las horas de mayor preparación de alimentos y se asumió que eran las mismas para día entre semana y fin de semana. Se determina que durante el día se presentan dos picos de emisiones para todos los contaminantes, el primero entre 10 a.m. y 12 m., un comportamiento decreciente hasta las 2 p.m., un segundo pico entre 3 p.m. y 5 p.m., y finalmente una emisión constante hasta las 9 p.m. Este comportamiento evidencia que los alimentos son preparados de manera previa a las horas en las cuales se presenta consumo de los mismos, por lo tanto los picos de emisión no se presentan en las horas de mayor venta (horas de almuerzo y de cena) sino en horas

previas. A partir de la elaboración de los mapas de distribución espaciotemporal (ver Figura 11 y Figura 12) los cuales fueron elaborados para año, día entre semana y fin de semana, y cada hora de estos días, se concluyó que la zona centro de la ciudad (localidades de Santa Fe, Candelaria y Martires) junto con las localidades de Barrios Unidos, Suba y Fontibón son las áreas de Bogotá donde se presentan las mayores emisiones provenientes de fuentes comerciales. A pesar de que los establecimientos de venta de alimentos se encuentran distribuidos por toda la ciudad es en estas localidades donde se ubican las fuentes que mayores consumos de combustibles realizan, convirtiéndose en focos de contaminación atmosférica y aportando significativamente al deterioro de la calidad del aire de la ciudad.

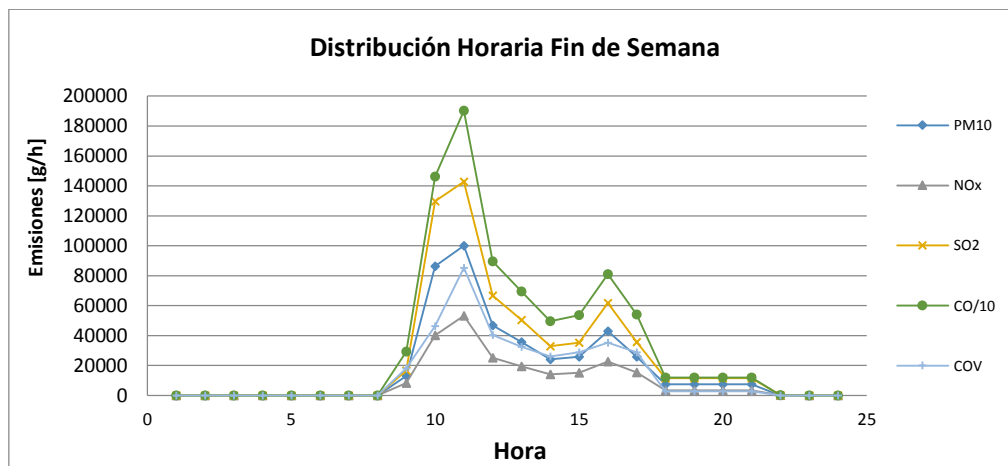


Figura 10. Distribución horaria de las emisiones en día en Fin de Semana.

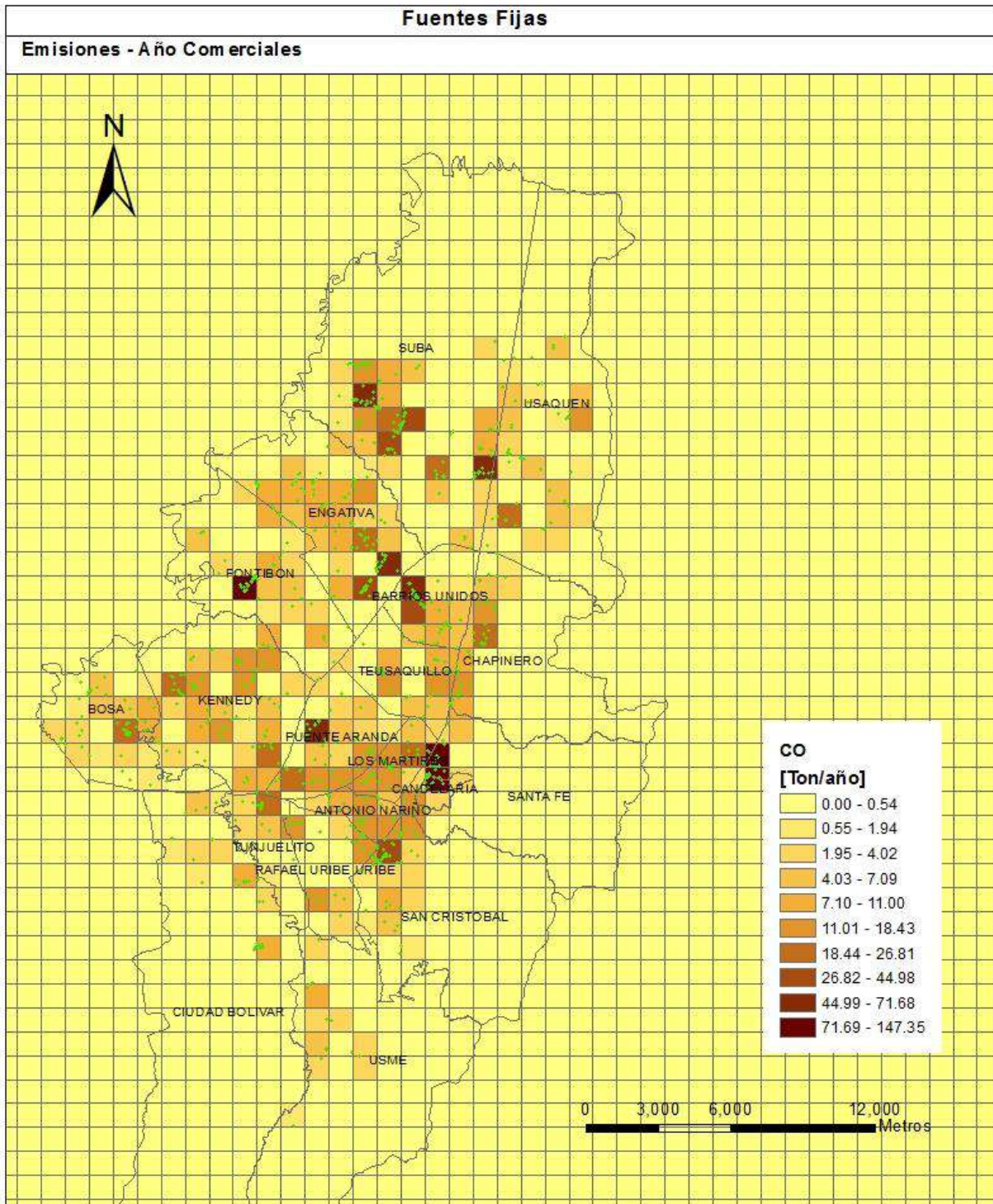


Figura 11. Distribución espacial emisiones anuales CO

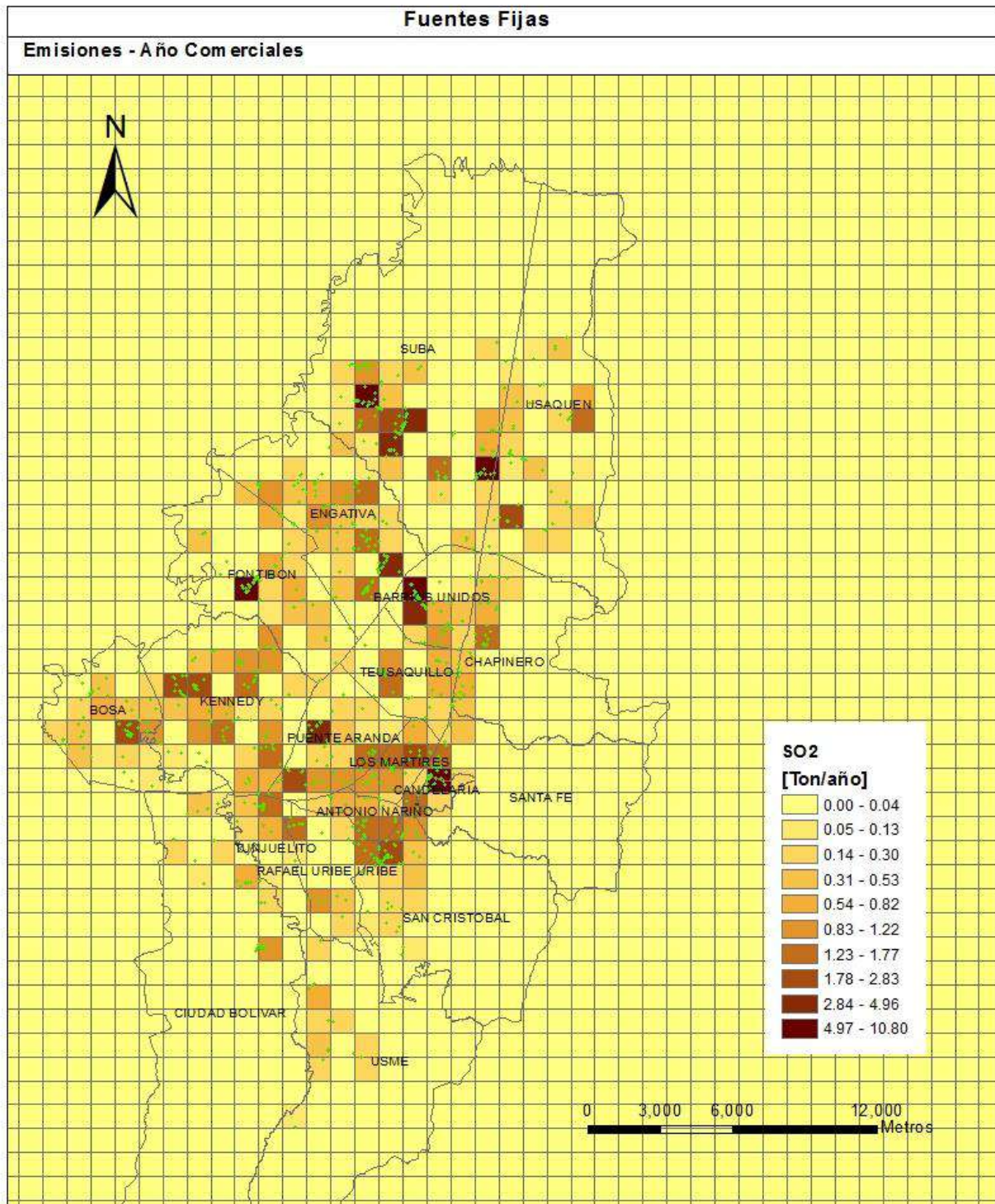


Figura 12. Distribución espacial emisiones anuales SO₂

CONCLUSIONES

El contaminante emitido en mayor proporción por fuentes comerciales en Bogotá es el Monóxido de carbono, el cual para el 2012 se estaba generando a una tasa de 2276.26 ton/año, una emisión que representa un aporte incluso mayor al generado por las fuentes industriales.

El consumo de combustible durante un día en fin de semana es el doble del consumido en un día entre semana, lo cual implica que los días de fin de semana la contaminación producida por este tipo de fuentes es mayor.

Las localidades de la ciudad donde se concentran los focos de contaminación por fuentes comerciales son los Mártires – Santa Fe, Barrios Unidos, Suba y Fontibón.

AGRADECIMIENTOS

Gracias a la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA) por brindar la información base para elaborar este proyecto y por su apoyo durante el proceso de desarrollo del mismo, el cual fue realizado en el marco del contrato 1467 de 2013 suscrito entre la SDA y la Universidad de la Salle, con el objeto “Desarrollar e implementar un modelo de la calidad del aire para Bogotá”.

REFERENCIAS

- Ambiosis. (2011). Guía Metodológica Inventario de Emisiones Atmosféricas. Metodología SIMCA 2011. Santiago de Chile. Obtenido de http://www.sinia.cl/1292/articles-52667_GuiaMInventarioEmisionesAtmosfericas2011.pdf
- EPA, U. S. (1996). AP 42.Volumen I. Capítulo 1: Fuentes de combustión externa. Sección 1.10 Estufas de madera residenciales.
- Lee, S. Y. (1999). Emisiones de los aparatos de cocina de los vendedores ambulantes (asaderos al carbón). Carolina del Norte: Contrato de la EPA No. 68-D4-0005y No. 68-C-99-201 USEPA - CICA. Obtenido de <http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/spanrep3.pdf>
- Peñaloza, N. y Rojas, N. (2010). Distribución espacial y temporal del inventario de emisiones provenientes de fuentes móviles y fijas de Bogotá D.C. Bogotá D.C.: Tesis de

Maestría. Universidad Nacional de Colombia.

Secretaría Distrital de Ambiente (SDA). (2010). Plan decenal de descontaminación del aire para Bogotá. Bogotá. Obtenido de http://ambientebogota.gov.co/en/c/document_library/get_file?uuid=b5f3e23f-9c5f-40ef-912a-51a5822da320&groupId=55886

MODELACIÓN METEOROLÓGICA Y CALIDAD DEL AIRE

RELACIÓN ENTRE PM_{2.5} Y PM₁₀ EN LA CIUDAD DE MANIZALES

Gómez O., Carlos D.¹; González D. Carlos M.¹, Velasco G., Mauricio², Aristizábal Z, Beatriz H.¹

¹Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura. Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales.

²Corporación Autónoma Regional de Caldas

E-mail de correspondencia: cdgomezo@unal.edu.co

RESUMEN

Se realizó el análisis de la relación PM_{2.5} / PM₁₀ y su asociación con las variables meteorológicas y fuentes de contaminación en la ciudad de Manizales durante un periodo de cinco años (enero de 2010 a diciembre de 2014). Se encontraron concentraciones de PM_{2.5} entre 4 y 50 µg m⁻³ y concentraciones de PM₁₀ entre 8 y 69 µg m⁻³ influenciadas principalmente por las emisiones de fuentes móviles las cuales tienen alta presencia en la zona de estudio. Se obtuvo un valor promedio de la relación PM_{2.5}/PM₁₀ para el periodo de estudio igual a 0.63 (SD=0.10) y una asociación positiva entre PM_{2.5} y PM₁₀ (r²=0.82); con un coeficiente de correlación de Pearson de 0.90. Los resultados obtenidos sugieren que las concentraciones de ambos contaminantes están relacionadas con el mismo fenómeno de emisión y es posible realizar una predicción de las concentraciones de PM_{2.5} a partir de las concentraciones de PM₁₀. No se encontró influencia de la temperatura y la radiación solar en las concentraciones de PM_{2.5} y PM₁₀. Se evidenció el proceso de deposición húmeda en el sitio de muestreo.

PALABRAS CLAVE

Material particulado, PM_{2.5}, PM₁₀, contaminación atmosférica, Manizales.

INTRODUCCION

El material particulado con diámetros aerodinámicos menores a 2.5 y 10 µm (PM_{2.5} y PM₁₀, respectivamente), ha sido asociado con indicadores de mortalidad y morbilidad. A nivel global, entre el 20 y el 42% de las infecciones de las vías respiratorias inferiores y aproximadamente 24% de las infecciones respiratorias superiores en países en vías de desarrollo, son atribuibles a la disminución de calidad del aire por presencia de material particulado principalmente PM₁₀ y PM_{2.5} (World Health Organization, 2005). El material particulado se genera principalmente por la quema de combustibles fósiles. Las partículas gruesas, con diámetros entre 2.5 y 10 µm, se originan por fuentes primarias como el tráfico vehicular; mientras que las partículas finas (como el PM_{2.5}) son el resultado tanto de fuentes primarias como secundarias, en las que se incluyen reacciones de gases en la

atmósfera (Finlayson-Pitts y Pitts, 1999). Como consecuencia de esto, muchos países han adoptado normas más estrictas de calidad del aire, impulsando el mejoramiento de las redes de vigilancia para monitorear y disminuir las concentraciones de contaminantes. En Colombia, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2010), expidió la resolución 610 con la cual se actualizó la norma vigente de calidad del aire y se establecieron nuevos límites para las concentraciones de material particulado. Para diseñar e implementar políticas apropiadas para la mitigación de la contaminación atmosférica por material particulado, es necesario obtener información acerca de las tendencias y variabilidad de este contaminante (Barinpadinos et al., 2012). En Colombia tanto las grandes ciudades (Bogotá, Medellín, Cali) como las ciudades intermedias (por ejemplo Manizales), han planteado la necesidad de

monitorear estos contaminantes. Las redes de monitoreo de estas ciudades cuentan con puntos de monitoreo para el seguimiento de PM10 principalmente y en la mayoría de redes se han instalado estaciones de monitoreo para PM2.5. Manizales, a pesar de ser una ciudad intermedia, cuenta con factores que ameritan el seguimiento de estos contaminantes atmosféricos: Una alta densidad poblacional (más de 700 hab. km⁻² ~6700 hab/km² en la zona urbana) y vehicular (310 vehículos por cada mil habitantes en 2013) (Manizales como vamos, 2014), así como emisiones de tipo industrial, vehicular y la influencia de fuentes biogénicas de tipo volcánico. Por tal razón, Manizales cuenta con una amplia red de monitoreo de calidad del aire, en la cual se tienen cinco puntos de monitoreo de PM10, un punto de monitoreo de PM2.5 y un punto de monitoreo de gases contaminantes (CO, SO₂ y O₃). Diversos estudios a nivel mundial han analizado las condiciones locales de la relación PM2.5/PM10 y su fuerte relación con variables meteorológicas tales como la velocidad del viento, temperatura, precipitación y humedad relativa (Gomišček et al., 2004; Akyüz & Çabuk, 2009). Los resultados obtenidos permiten caracterizar de forma más exacta posibles fuentes de emisión a partir de fracciones estandarizadas y del conocimiento de las fuentes cercanas a los puntos de medición y plantear alternativas de predicción de la concentración de PM2.5 a partir de la concentración de PM10 cuando se encuentran buenas correlaciones entre estos dos contaminantes, lo cual representa un gran ahorro en equipos de monitoreo y su operación (Rojas & Galvis, 2005). El objetivo de este estudio fue analizar la relación PM2.5/PM10 para la ciudad de Manizales, y la influencia de las variables meteorológicas sobre dicha relación.

MATERIALES Y METODOS

Muestreo y datos meteorológicos

El estudio fue llevado a cabo en la ciudad de Manizales. Se escogió la estación de monitoreo denominada Gobernación, ubicada en el centro histórico de la ciudad, de la cual se obtuvieron datos de concentración de

PM2.5 y PM10 desde enero de 2010 hasta diciembre de 2014. Esta estación se encuentra rodeada por tráfico vehicular y actividad industrial menor. Las muestras fueron tomadas por dos equipos secuenciales de bajo volumen denominados Partisol-FRM Modelo 2025, a una altura de 10 m sobre el nivel del suelo. La información de los contaminantes fue suministrada por la Corporación Autónoma Regional de Caldas (CORPOCALDAS). El flujo de muestreo del equipo fue de 1 m³ h⁻¹. Con el fin de analizar la influencia de las variables meteorológicas en la relación PM2.5/PM10, se obtuvo información meteorológica (velocidad y dirección del viento, temperatura, presión barométrica, humedad relativa, precipitación, radiación solar y evapotranspiración) de una estación meteorológica cercana al punto de monitoreo debido a que, para el periodo de muestreo, no existía una estación meteorológica en el punto de monitoreo. Por tal motivo se escogió la estación denominada Ingeominas, la cual se encuentra ubicada en un sitio con características topográficas similares, ubicada en el Servicio Geológico Colombiano. La estación hace parte de la red de estaciones meteorológicas de la ciudad de Manizales (<http://idea.manizales.unal.edu.co/>). Durante el periodo de muestreo la temperatura media fue de 18 °C, en un rango de 13 a 22 °C, la humedad relativa media fue de 82% en un rango de 52 a 99%, la velocidad del viento media fue de 0.2 m s⁻¹ en un rango de 0 a 1 m s⁻¹ y la precipitación acumulada fue de 10716 mm.

Análisis estadístico

La relación PM2.5/PM10 y la influencia de las variables meteorológicas sobre esta relación, se determinaron utilizando coeficientes de correlación de Pearson y un modelo de regresión simple. Además se realizó un análisis de la simetría de los datos para eliminar datos atípicos. Los cálculos y gráficos se realizaron utilizando el software estadístico R y el paquete Openair (Carslaw, 2015).

RESULTADOS

Concentraciones de PM10

Se realizó un análisis de las concentraciones de PM₁₀ reportadas para el periodo y año de estudio mediante el uso de diagramas de cajas, como se muestra en la Figura 1. Siguiendo los tiempos de exposición establecidos en la norma colombiana (MAVDT, 2010), se calcularon los promedios anuales para el periodo de muestreo, los cuales se encuentran en la Tabla 1. Para ninguno de los años se superó la norma anual establecida en 50 $\mu\text{g m}^{-3}$. Se obtuvo un valor promedio de concentración de PM₁₀ para todo el periodo igual a $27 \pm 8.94 \mu\text{g m}^{-3}$ (SD=8.94) en un rango de 8 a 69 $\mu\text{g m}^{-3}$. Estos valores son menores a los reportados para la ciudad de Bogotá, con una concentración media igual a 51 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Vargas et al., 2012), y a los reportados para la ciudad de Medellín, con un rango de 31 a 65 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Echeverri & Maya, 2008) debido a que la zona de estudio no tiene una alta influencia vehicular como es habitual en estas dos ciudades principales del país. Sin embargo, en estudios anteriores se han encontrado valores de concentración similares a estos en otros puntos de la ciudad de Manizales (González et al., 2015). Como se muestra en la Figura 1, se registraron algunos datos atípicamente altos, los cuales pueden tener relación con días de alta actividad vehicular, emisiones volcánicas y emisiones industriales (González y Aristizábal, 2012).

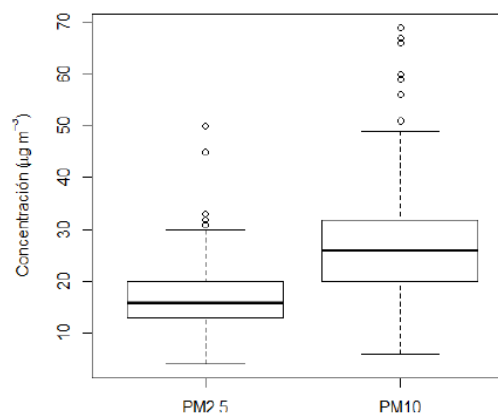


Figura 1. Distribución de las concentraciones de PM_{2.5} y PM₁₀

Concentraciones de PM_{2.5}

Las concentraciones de PM_{2.5} se representan en la Figura 1. Para el periodo de muestreo, no se superó la norma anual colombiana (25 $\mu\text{g m}^{-3}$). Se obtuvo una concentración promedio total de $17 \pm 6.55 \mu\text{g m}^{-3}$ (SD=6.55) en un rango de 4 a 50 $\mu\text{g m}^{-3}$. Este valor es bajo comparado con ciudades como Bogotá donde se reportan promedios de 36 a 56 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Rojas y Galvis, 2005) y dentro del rango de los reportados para la ciudad de Medellín, entre 15 y 40 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Echeverri y Maya, 2008). La Tabla 1 resume los resultados de los promedios anuales de PM_{2.5} y PM₁₀, los valores mínimos y máximos y la desviación estándar.

Tabla 1. Resumen de estadísticos para concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5}

Año	PM ₁₀ ($\mu\text{g m}^{-3}$).				PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$).			
	Mín.	Máx.	Promedio	SD	Mín.	Máx.	Promedio	SD
2010	11	47	25	8.87	6	32	16	6.34
2011	8	37	22	7.05	4	26	14	5.39
2012	9	69	31	11.38	5	50	19	9.03
2013	17	44	28	6.22	10	28	18	4.03
2014	13	43	27	7.25	8	30	17	5.11
Total	8	69	27	8.94	4	50	17	6.55

*SD: Desviación estándar

Relación PM_{2.5}/PM₁₀

La relación PM_{2.5}/PM₁₀ fue representada en un diagrama de cajas, como se muestra en la Figura 2. Los resultados arrojaron valores de la relación mayores a 1, los cuales fueron eliminados junto con los respectivos valores de concentración de ambos contaminantes debido a que la concentración de PM_{2.5} debe ser menor o igual a la concentración de PM₁₀. Estos errores pueden presentarse debido a tiempos de muestreo de PM₁₀ inferiores a 24 horas o a errores en el análisis de las muestras. Para realizar la eliminación de los datos atípicos, se realizó un análisis de simetría de los datos, el mismo realizado por el software para realizar el diagrama de cajas, en el cual se calculan los límites inferior y superior a partir de los cuartiles 1 y 3. Con los datos depurados se calcularon las relaciones PM_{2.5}/PM₁₀ para cada año durante el periodo de muestreo (Tabla 2). Los datos mostraron poca variabilidad por lo cual es posible establecer una relación PM_{2.5}/PM₁₀ promedio para la ciudad de Manizales igual a 0.63. Esta relación obtenida es comparable con las reportadas para las ciudades de Bogotá, Bucaramanga, Medellín y Cali, 0.60, 0.61, 0.60 y 0.59 respectivamente (Larsen, 2004), y otras ciudades alrededor del mundo como Ciudad de México (0.5 – 0.7), Santiago de Chile (0.4 – 0.6), Birmingham, Reino Unido, (0.5 – 0.8) y Atenas, Grecia, (0.49 – 0.62) (Romieu et al., 1997; Harrison et al., 1997; Chaloulakou et al., 2003). Estas ciudades tienen en particular que son centros densamente poblados con alto

flujo vehicular. Relaciones de PM_{2.5}/PM₁₀ cercanas a 0.60 indican que las concentraciones están bajo la influencia directa de procesos de combustión (Querol et al., 2006), como podría ser la combustión interna de los vehículos. Estudios previos en la ciudad de Manizales han sugerido que las fuentes de emisión vehiculares son las principales fuentes de emisión de contaminantes atmosféricos, debido a que se ha demostrado la presencia de sulfatos provenientes del azufre contenidos en el diésel y la gasolina (Aristizábal et al., 2011; González y Aristizábal, 2012; Velasco, 2012). Para evaluar la correlación entre PM_{2.5} y PM₁₀ se realizó una regresión lineal entre las concentraciones obtenidas para estos dos contaminantes durante el periodo de muestreo, mediante el uso de un diagrama de dispersión como se muestra en la Figura 3. Existe una correlación lineal positiva entre los dos contaminantes ($r^2=0.82$) con un muy buen ajuste, que sugiere que las concentraciones PM_{2.5} y PM₁₀ podrían estar relacionadas con el mismo fenómeno de emisión. El coeficiente de correlación de Pearson para esta relación fue de 0.90 (Tabla 3), demostrando un gran linealidad y confirmando la hipótesis de que el mismo fenómeno de emisión influye en las concentraciones de ambos contaminantes. Adicionalmente, debido a la alta linealidad obtenida, es posible predecir concentraciones de PM_{2.5} a partir de concentraciones de PM₁₀ (Rojas y Galvis, 2005).

Tabla 2. Resumen de estadísticos para relación PM_{2.5}/PM₁₀

Año	Relación PM _{2.5} /PM ₁₀			
	Mín.	Máx.	Promedio	SD
2010	0.47	0.80	0.64	0.08
2011	0.40	0.81	0.62	0.11
2012	0.39	0.81	0.62	0.11
2013	0.39	0.78	0.64	0.10
2014	0.41	0.81	0.63	0.10
Total	0.39	0.81	0.63	0.10

Tabla 3. Análisis de correlación lineal entre PM_{2.5} y PM₁₀

Coefficiente de correlación	Coefficiente de Pearson	Intervalo de confianza
0.82	0.90	95%

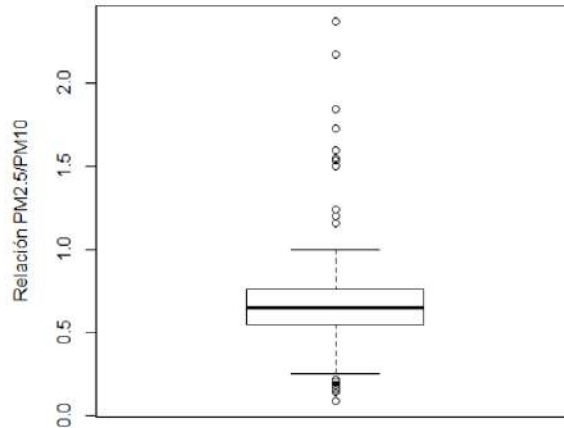
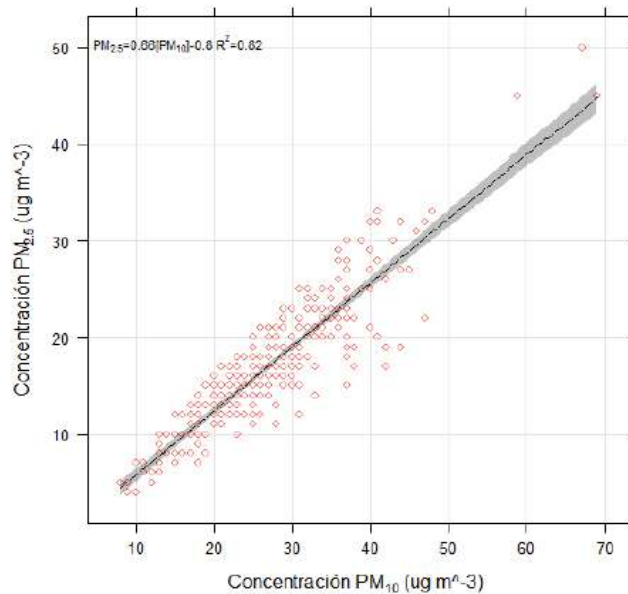


Figura 2. Distribución de la relación PM_{2.5}/PM₁₀



Series temporales e influencia de las variables meteorológicas

Las series temporales para las concentraciones diarias de PM_{2.5} y PM₁₀ son presentadas en la Figura 4. Se pueden observar grandes fluctuaciones en las concentraciones. Especialmente el PM₁₀ se encuentra

caracterizado por fuertes amplitudes principalmente relacionadas a cambios en las condiciones del tiempo (Gomišček et al., 2004). El comportamiento de las concentraciones de ambos contaminantes es similar, como se encontró en el análisis de correlación lineal.

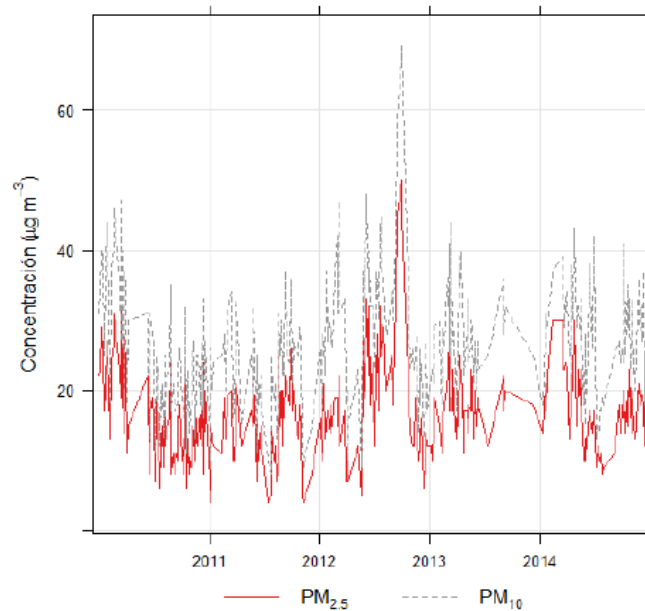
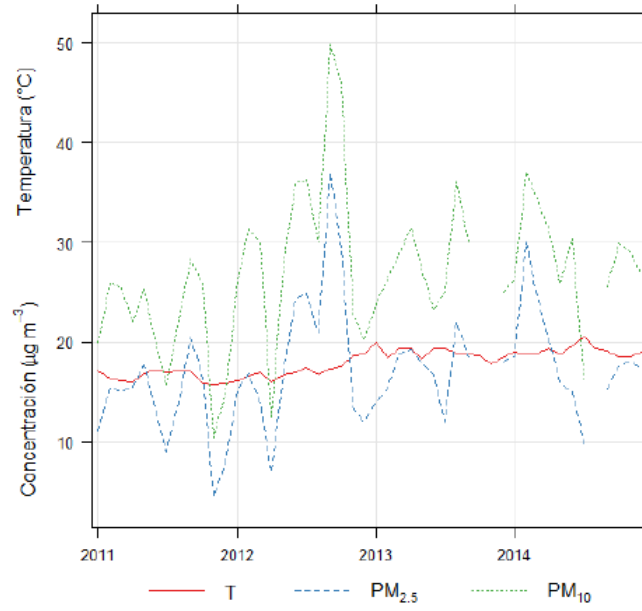


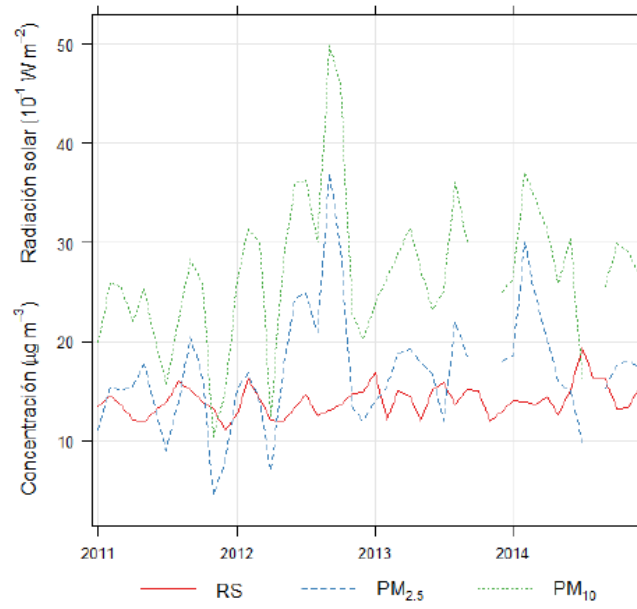
Figura 4. Concentraciones de $PM_{2.5}$ y PM_{10}

Para determinar la influencia de las variables meteorológicas en las concentraciones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} y por consiguiente en la relación $PM_{2.5}/PM_{10}$, se realizó un análisis gráfico del comportamiento temporal de las variables meteorológicas con las concentraciones de contaminantes realizando un promedio mensual para poder visualizar las tendencias (Figura 5). La temperatura y la radiación solar (Figura 5a-5b), a pesar de tener algunos picos similares a las concentraciones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} , no tienen una influencia significativa en la variación de las concentraciones. Por tal motivo se puede suponer que el material particulado presente en la zona de estudio es de tipo primario, esto quiere decir que es emitido por alguna fuente y no es formado en la atmósfera a partir de

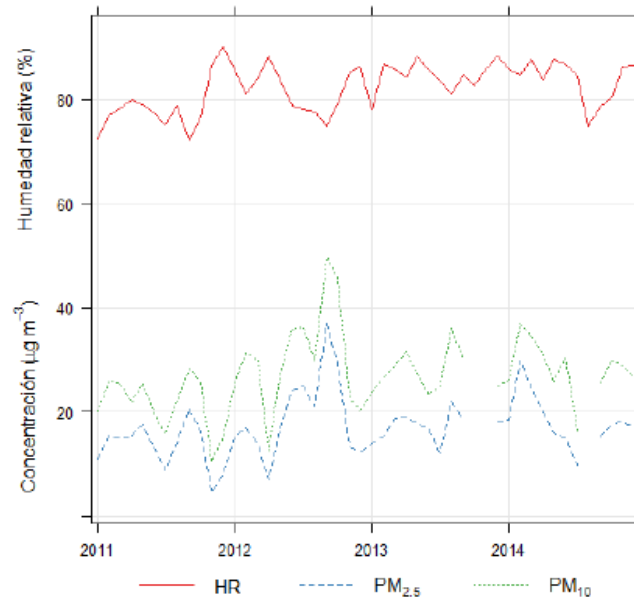
otros contaminantes (Seinfeld y Pandis, 2006). La humedad relativa y la precipitación (Figura 5c-5d) tienen un comportamiento opuesto al de las concentraciones, por lo tanto en la zona de estudio se presenta el proceso de deposición húmeda o scavenging, el cual había sido reportado anteriormente en la ciudad (González y Aristizábal, 2012). Se encontró una fuerte influencia de la velocidad del viento en el comportamiento de las concentraciones de material particulado, fluctuando de manera similar, por lo que el material particulado podría ser transportado hasta el sitio de muestreo desde lugares apartados. Sin embargo, las velocidades son muy bajas, lo cual indica que las concentraciones corresponden a emisiones cercanas a la zona de estudio o contaminación de tipo local.



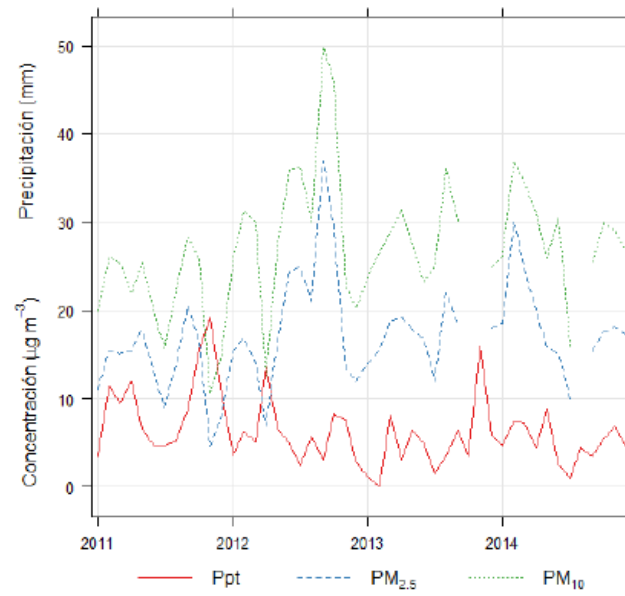
(a)



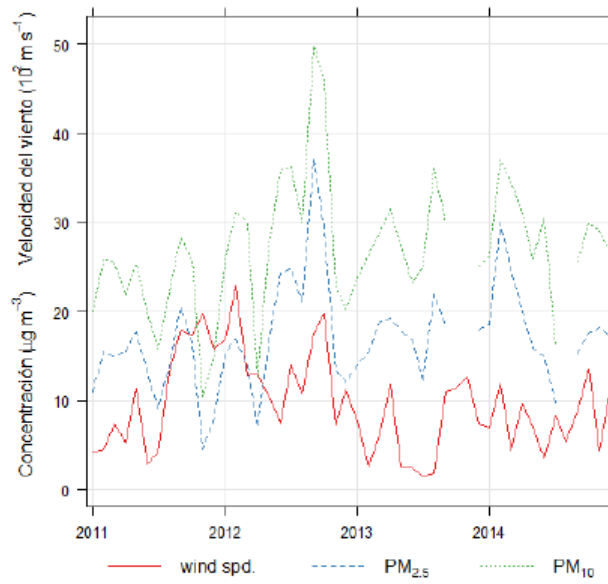
(b)



(c)



(d)



(e)
Figura 5. Relación de $PM_{2.5}$ y PM_{10} con variables meteorológicas. a) Temperatura; b) Radiación solar; c) Humedad relativa; d) Precipitación; e) Velocidad del viento

CONCLUSIONES

- Las concentraciones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} se mantuvieron por debajo de la norma anual Colombiana para el periodo de estudio.
- Se encontró una buena correlación lineal entre estos dos contaminantes por lo cual es posible predecir las concentraciones de $PM_{2.5}$ a partir de concentraciones de PM_{10} , además, un coeficiente de correlación de Pearson igual a 0.90 sugiere que ambos contaminantes provienen de la misma fuente de emisión. Esto puede representar un ahorro en costos de operación del equipo o una oportunidad para trasladarlo a otros puntos de la ciudad y realizar este análisis.
- La relación $PM_{2.5}/PM_{10}$ fue igual a 0.63, similar a las reportadas para ciudades principales del país y otras ciudades alrededor del mundo. Este valor sugiere que el material particulado es emitido por procesos de combustión, siendo el principal, los procesos de motores de combustión interna, lo cual había sido sugerido por estudios anteriores.
- No se encontró influencia de la temperatura ni de la radiación solar, lo cual sugiere que el material particulado es primario. La humedad relativa y la precipitación tuvieron una relación inversa con las concentraciones, por

lo que es posible afirmar que se presenta el proceso de deposición húmeda. La relación directa con la velocidad del viento y las bajas velocidades encontradas, indican que el material particulado es transportado desde sitios cercanos a la zona de estudio. Un análisis de la composición de $PM_{2.5}$ y PM_{10} podría ayudar a identificar de mejor manera las fuentes de emisión.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Convenio Interadministrativo de Asociación No. 130-2014, entre la Universidad Nacional de Colombia sede Manizales y la Corporación Autónoma Regional de Caldas (CORPOCALDAS) y al Servicio Geológico Colombiano por suministrar la información necesaria para esta investigación.

REFERENCIAS

- Akyüz, M., Çabuk, H., 2009. Meteorological variations of $PM_{2.5}/PM_{10}$ concentrations and particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment of Zonguldak, Turkey. *Journal of Hazardous Materials* 170, 13–21.

- Aristizábal, B.H., González, C.M., Morales, L., Abalos, M., Abad, E., 2011. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran in urban air of an Andean city. *Chemosphere* 85, 170-178.
- Barmadimos, I., Keller, J., Oderbolz, D., Hueglin, C., Prévôt, A. S. H., 2010. One decade of parallel fine (PM_{2.5}) and coarse (PM₁₀-PM_{2.5}) particulate matter measurements in Europe trends and variability. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 3189-3203.
- Echeverri, C.A., Maya, G.J., 2008. Relación entre las partículas finas (PM_{2.5}) y respirables (PM₁₀) en la ciudad de Medellín. *Revista Ingenierías, Universidad de Medellín*, 23-42.
- Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N.J., 1999. *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. Academic Press, San Diego. 10 Noviembre 1999.
- Gomišček, B., Haucka, H., Stopper, S., Preining, O., 2004. Spatial and temporal variations of PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀ and particle number concentration during the AUPHEP—Project. *Atmospheric Environment* 38, 3917-3934.
- González, C.M., Aristizábal, B.H., 2012. Acid rain and particulate matter dynamics in a mid-sized Andean city: The effect of rain intensity on ion scavenging. *Atmospheric Environment* 60, 164-171.
- González, C.M., Cortés, J., Aristizábal, B.H., 2015. Influence of meteorology and source variation on airborne PM₁₀ levels in a high relief tropical Andean city. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia* 74, 200-212.
- Harrison, R.M., Deacon, A.R., Jones, M.R., 1997. Sources and processes affecting concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter in Birmingham (U.K.). *Atmospheric Environment* 31, 4103-4117.
- Larsen, B., 2004. Cost of environmental damage: A socioeconomic and environmental health risk assessment. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Manizales como vamos, 2014. Informe de calidad de vida Manizales 2013. Recopilación de indicadores sobre Manizales. 21 Agosto 2014.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010. Resolución 610 de 2010. 24 Marzo 2010.
- Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C.R., Artiñano, B., Hansson, H.C., Harrison, R.M., Buringh, E., ten Brink, H.M., Lutz, M., Bruckmann, P., Straehl, P., Schneider, J., 2006. Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities. *Atmospheric Environment* 38, 6547-6555.
- Rojas, N., Galvis, B. 2005. Relación entre PM_{2.5} y PM₁₀ en la ciudad de Bogotá. *Revista de Ingeniería, Universidad de los Andes*, 22, 55-60.
- Romieu, I., Borja, V., 1997. Particulate air pollution and daily mortality: Can results be generalizad to Latin American countries? *Salud Pública en México* 39, 403-411.
- Seinfeld, J., Pandis, S., 2006. *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change*. 2nd ed. Ed. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey, USA. 22-27.
- Vargas, F.A., Rojas, N., Pachón, J.E., Russell, A.G., 2012. PM₁₀ characterization and source apportionment at two residential areas in Bogota. *Atmospheric Pollution Research* 3, 72-80.
- Velasco, M., 2012. Informe de calidad del aire. Corporación Autónoma Regional de Caldas.
- World Health Organization, 2006. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. 5 Octubre 2006.

SIMULACIÓN DE PROCESOS ATMOSFERICOS EN LA CÁMARA CISCA DE LA UNIVERSIDAD CENTRAL

Díaz Álvarez, Cristian Julián; Neira Gama, Diego Andrés; Puentes Vargas, Ángela Viviana; Silva
Chávez, Jennifer Paola

Universidad Central

Autor de correspondencia: cdiaza2@ucentral.edu.co

RESUMEN

El comportamiento de los contaminantes en la tropósfera no es fácil de comprender y predecir, debido a la influencia de las variables meteorológicas en los movimientos convectivos y advectivos, a la topografía del terreno y a la reactividad de las sustancias, principalmente. Si bien es cierto que las mediciones continuas con redes de monitoreo, la espacialización de los resultados con herramientas geomáticas, y la marcha y validación de los modelos Gaussiano y de Caja -y sus variaciones-, permiten conocer parcialmente la realidad con base en un encadenamiento causal desplegado; ciertas especies químicas requieren un estudio más exhaustivo en un escenario controlado, para lo cual las cámaras de dispersión y simulación atmosférica son más efectivas. Estos equipos facilitan el control de varios parámetros climatológicos de la atmósfera y algunas características fisicoquímicas de los contaminantes, así como la articulación con modelos matemáticos; lo que permite realizar una distorsión controlada de la realidad en la medida en que varios objetos y sus relaciones son puestos como sustento para generar resultados más contundentes sobre la dinámica de los contaminantes atmosféricos. Simulación que puede llegar a superar los modelos convencionales, y sortear las restricciones asociadas con la emulación del entorno real de dispersión de especies químicas reactivas; algo que en el escenario colombiano no ha avanzado lo suficiente. En este orden de ideas, y con el objeto de ayudar al conocimiento y comprensión de la fisicoquímica de ciertas especies químicas en las capas bajas de la atmósfera, especialmente en la altura de mezcla, se diseñó y construyó una cámara de simulación para la dispersión de contaminantes atmosféricos (CISCA) en el Laboratorio de Análisis y Tratamiento de Emisiones Atmosféricas (LATE) del Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad Central; la cual se constituye en el primer montaje en Colombia capaz de simular, estudiar y analizar la dispersión, el lavado atmosférico y la reactividad de óxidos de no metal. Siendo un insumo fundamental para el ejercicio docente en temas ambientales, el desarrollo de investigación básica y aplicada, y la prestación de servicios a la autoridad ambiental, empresas y comunidad científica en general.

PALABRAS CLAVE

Cámara de simulación, Calidad del aire, Fenómenos atmosféricos

INTRODUCCION

El comportamiento de los contaminantes en la tropósfera no es fácil de comprender y predecir debido a la influencia de las variables meteorológicas en los movimientos convectivos y advectivos, a la topografía del terreno y a la reactividad de las sustancias, principalmente (Ramírez, et al, 2006;

Acevedo, et al, 2013; Baquero y Grajales , 2013; Cano, et al, 2013). Si bien es cierto que las mediciones continuas con redes de monitoreo, la espacialización de los resultados con herramientas geomáticas, y la marcha y validación de los modelos Gaussiano y de Caja -y sus variaciones-, permiten conocer parcialmente la realidad con base en un

encadenamiento causal desplegado; ciertas especies químicas requieren un estudio más exhaustivo en un escenario controlado, para lo cual las cámaras de dispersión y simulación atmosférica son más efectivas (Spiegel y Maystre, 2001). Estos equipos facilitan el control de varios parámetros climatológicos de la atmósfera y algunas características fisicoquímicas de los contaminantes, así como la articulación con modelos matemáticos; lo que permite realizar una distorsión controlada de la realidad en la medida en que varios objetos y sus relaciones son puestos como sustento para generar resultados más contundentes sobre la dinámica de los contaminantes atmosféricos. Simulación que puede llegar a superar los modelos convencionales, y sortear las restricciones asociadas con la emulación del entorno real de dispersión de especies químicas reactivas; algo que en el escenario colombiano no ha avanzado lo suficiente. Las primeras cámaras de simulación fueron desarrolladas en la década de 1970 para investigar la fisicoquímica y mecanismos de formación del smog fotoquímico (Becker, 2006; Wiesen, 2009); inventario mundial que fue incrementándose -durante los siguientes treinta años- hasta alcanzar la veintena en Europa; destacándose la cámara de Interacción Aerosoles y Dinámica de la Atmósfera - AIDA en Alemania (1997), desarrollada por el Departamento de Investigación de Karlsruhe para comprender que tienen un fuerte impacto en la química atmosférica. Así mismo. Se reconoce la cámara PSI-SCAC de Suiza (2002) construida por el Instituto Paul Scherrer, la cual ha permitido el desarrollo de mecanismos de oxidación en fase gaseosa, la nucleación de partículas, la formación de aerosoles, la composición y el envejecimiento químico de especies de interés (Goretta, 2012; Wiesen, 2009; Wittwer et al, 2004). Con base en lo anterior, y con el fin de recopilar la información y los resultados de investigación y articular estas instalaciones de alto costo en el antiguo continente, se desarrolló el proyecto

para la integración de cámaras de simulación e investigación de procesos atmosféricos y reacciones químicas, EUROCHAMP - Fase1 (2004 -2009); lo que permitió abrir el acceso a una gama más amplia de investigadores y proyectos. En su segunda fase (EUROCHAMP-2) varias técnicas analíticas novedosas se desarrollaron para la detección de trazas de gases y partículas en la atmósfera; de igual manera, se dinamizó el trabajo interdisciplinario entre investigadores provenientes de las ciencias y las profesiones (Arzate, 2044:10; Ulrikse, 2005:4). Al comparar este avance técnico y tecnológico con el contexto latinoamericano, se evidencia un déficit en cuanto a infraestructuras e investigaciones se refiere, ya que sólo se conoce un montaje en Argentina de un túnel de viento en la Universidad Nacional de Nordeste, el cual tiene un modelo de emulación de la capa límite atmosférica o altura de mezcla y un módulo que puede ser utilizado para realizar estudios de dispersión de contaminantes atmosféricos (Kaczaluba, et al, 2005; Wittwer, et al, 2004). Para el caso colombiano el rezago es aún mayor, ya que sólo existen túneles de viento en la Aeronáutica Civil, la Universidad de los Libertadores y la Universidad Nacional de Colombia que permiten realizar estudios de dinámica y resistencia de materiales, que por su complejidad y funcionamiento no se igualan, ni se asemejan a lo que es una cámara de simulación atmosférica. Realidad que deja entrever un déficit de información sobre el comportamiento real de los contaminantes en la Zona de Confluencia Intertropical; condición que reduce las posibilidades de perfeccionar modelos físicos y matemáticos de dispersión para el escenario Colombiano, cuyas condiciones atmosféricas y orográficas son muy distintas a los de Europa y Estados Unidos, lo cual genera incertidumbres en la predicción, comprensión y entendimiento de la dinámica atmosférica de los contaminantes criterio y no criterio, conllevando así un uso

intensivo de abstracciones, las cuales no necesariamente dan cuenta de la realidad.

MATERIALES Y METODOS

En este orden de ideas, y con el objeto de ayudar al conocimiento y comprensión de la fisicoquímica de ciertas especies químicas en las capas bajas de la atmósfera, especialmente en la altura de mezcla, se diseñó y construyó una cámara de simulación para la dispersión de contaminantes atmosféricos (CISCA) en el Laboratorio de Análisis y Tratamiento de Emisiones Atmosféricas (LATE) del Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad Central; la cual se constituye en el primer montaje en Colombia capaz de simular, estudiar y analizar la dispersión, el lavado atmosférico y la reactividad de óxidos de no metal. Siendo un insumo fundamental para el ejercicio docente en temas ambientales, el desarrollo de investigación básica y aplicada, y la prestación de servicios a la autoridad ambiental, empresas y comunidad científica en general. Esta cámara, desarrollada en el pregrado de Ingeniería Ambiental, tiene unas dimensiones de 3m de largo X 1.5m de ancho X 1.5m de alto, con área superficial de 4.5m² y un volumen de 6.75m³, manejando una escala de 1:1000. Es decir, este constructo permite simular condiciones de altura de mezcla con referencia a la Ciudad de Bogotá (Díaz, 2014). La construcción de esta cámara se fundamentó en el desarrollo de conceptos teóricos relacionados con el modelo Gausiano, donde se determinó la variación de la concentración de un contaminante en diferentes puntos distantes del origen a través del tiempo (Manzur, et al, 2012; Wiertz, 2008), y el modelo de caja, con el cual se logró dimensionar un área de dimensiones finitas en un área a escala banco en el constructo (González, et al, 2012; Casas, 2008). Adicionalmente, requirió desarrollar toda la ingeniería de concepto, diseño, detalle, construcción y puesta en marcha. Proceso de ingeniería que llevó 2 años, y que demandó más tiempo en las dos últimas etapas, ya que

se ha tenido que realizar un ajuste en el diseño original, en virtud de aspectos que en la teoría no se logran validar ni dimensionar en la práctica.

RESULTADOS

Este proyecto, único en Colombia, demuestra las bondades y beneficios de asociación Universidad-Empresa, en los cuales los estudiantes de pregrado, junto con el acompañamiento de profesores del Departamento de Ingeniería Ambiental de la institución y el apoyo técnico del sector privado, permitieron materializar proyectos tecnológicos de gran envergadura e impacto. Para finalizar, la cámara CISCA se encuentra en la fase de operación y validación de los modelos matemáticos utilizados para su diseño, utilizando como gases de prueba el CO₂ y el SO₂.

CONCLUSIONES

Este proyecto, único en Colombia, demuestra las bondades y beneficios de asociación Universidad-Empresa, en los cuales los estudiantes de pregrado, junto con el acompañamiento de profesores del Departamento de Ingeniería Ambiental de la institución y el apoyo técnico del sector privado, permitieron materializar proyectos tecnológicos de gran envergadura e impacto. Para finalizar, la cámara CISCA se encuentra en la fase de operación y validación de los modelos matemáticos utilizados para su diseño, utilizando como gases de prueba el CO₂ y el SO₂.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Dios por la oportunidad brindada en el desarrollo de este proyecto y a la Universidad Central por su financiación

REFERENCIAS

Acevedo, H. & Rojas, N., Belalcázar, L. (2013). Emisiones de óxidos de nitrógeno en vehículos diesel Euro IV/V de la ciudad de Bogotá. En: IV Congreso Colombiano Y Conferencia Internacional De Calidad Del Aire Y Salud Pública.

- Jorge E. Pachón Y Diana M. Romero. Bogotá - Colombia. Visita 19 de noviembre de 2014, <http://www.casap2013.com/es/memorias.asp>
- Arzate E. (2004:10). Realización de software educativo para simular la dispersión de contaminantes atmosféricos: Capítulo 4. Modelos para estimar la concentración de los contaminantes atmosférico. Visita 27 de marzo de 2014, http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/leip/arzate_e_ci/
- Baquero, A. & Grajales, F. (2013). Concentraciones en superficie de dióxido de nitrógeno en Colombia a partir de columnas troposféricas OMI. En: IV Congreso Colombiano Y Conferencia Internacional De Calidad Del Aire Y Salud Publica. Jorge E. Pachon Y Diana M. Romero. Bogotá - Colombia. Visita 18 de noviembre de 2014, <http://www.casap2013.com/es/memorias.asp>
- Cano, Y., & Morales, J., & Torres, J., & Barroso, O., & Pérez, J., & Montilla, B. (2013). Concentraciones de los metales tóxicos Pb, V, Ni y Cd en partículas inhalables pm10 en la atmósfera de la ciudad de Maracaibo, Venezuela. Años 1996 y 2009. En IV Congreso Colombiano Y Conferencia Internacional De Calidad Del Aire Y Salud Publica. Jorge E. Pachon Y Diana M. Romero. Bogotá - Colombia. Visita 19 de noviembre de 2014, <http://www.casap2013.com/es/memorias.asp>
- Casas, W.; Ortolano, L; Sanchez, E. (2008). Modelos de calidad del aire. Capítulo 4. Visita 22 de septiembre de 2014, <http://biblovirtual.minambiente.gov.co:3000/DOCS/MEMORIA/MMA-0013/MMA-0013-CAPITULO5.pdf>
- Díaz, Cristian (2014). Entrevista sobre la altura de mezcla en la ciudad de Bogotá, realizada por Angela Puentes y Jennifer Silva. El 18 de noviembre de 2014.
- González, M.B., S.F. Pire y P.A. López (2012). “Sensibilidad del modelo iscst3 en la estimación de contaminantes conservativos: Caso de estudio”. Revista Mexicana de ingeniería química. Vol. 11, N°. 2:287-298. Visita 7 de mayo de 2014, <http://www.scielo.org.mx/pdf/rmiq/v11n2/v11n2a8.pdf>
- Goretta, José. (2012). Realizan investigaciones en el túnel del viento. Diario El Litoral. [Versión electrónica]. Argentina. Juan Romero S.A. [visita 23 de febrero de 2014]. <http://biblio.juridicas.unam.mx/gen/cita.htm>
- Kaczaluba D, Alvarez y Alvarez, Wittwer G, Marighetti A, Natalini J, Mario B (2005). Desarrollo y ensayo de un modelo de fuente de emisión de contaminantes lineal y de baja altura en túnel de viento. Visita 27 de octubre de 2014, <http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/com2005/7-Tecnologia/T-060.pdf>
- Manzur, María E., Graciela Benzal y Silvia N. González (2012). Modelo de dispersión de contaminantes atmosféricos. VII Congreso de Medio Ambiente (AUGM), La Plata. Argentina. Visita 12 de mayo de 2014, <http://www.scielo.sa.cr/pdf/rcsp/v15n29/3318.pdf>
- Ramírez, Hermes U., María D. Andrade, Miguel E. González y Alfredo de Jesús Celis-de la Rosa (2006). Contaminantes atmosféricos y su correlación con infecciones agudas de las vías respiratorias en niños de Guadalajara, Jalisco. Cuernavaca. Salud pública de México. Vol. 48, N.º5. Visita 5 de marzo de 2014, <http://www.scielo.org.mx/pdf/spm/v48n5/32097.pdf>
- Spiegel, Jerry y Lucien Y. Maystre (2001). Control de la contaminación ambiental: control y prevención de la contaminación

- ambiental. Cap 55. Visita 12 de marzo de 2014,
<http://www.insht.es/InshtWeb/Contenido/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaOIT/tomo2/55.pdf>
- Ulriksen, Pablo (2005:4). Modelos de dispersión de contaminantes. Visita 20 de abril de 2014, <https://www.u-cursos.cl/diplomados>
- Wiertz, Jacques (2008:3 – 5). Modelos atmosféricos de dispersión de contaminantes. Visita 20 de junio de 2014, https://www.u-cursos.cl/ingenieria/2008/1/MI55D/1/material_docente/previsualizar?id_material=173415
- Wiesen, Peter (2009). An integrated infrastructure initiative of the European Commission: Atmospheric chemistry in simulation chambers. Visita 16 de mayo de 2014, <http://www.buw-output-archiv.uni-wuppertal.de/ausgabe2/wiesen/index-en.html>
- Wittwer, Adrián R., Edith B Camano, Acir M. Loredo y Mario B. Natalini (2004). Estudio de la dispersión atmosférica de gases en un túnel de viento. Visita 24 de octubre de 2013, <http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/cyt/2001/7-Tecnologicas/T-021.pdf>

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DEL MATERIAL PARTICULADO Y APLICACIÓN DE MODELOS RECEPTOR EN UNA POBLACIÓN CERCANA A UN PROYECTO MINERO EN EL DEPARTAMENTO DEL CESAR

PHYSICO-CHEMICAL CHARACTERIZATION OF PARTICULATE MATTER AND APPLICATION OF RECEPTOR MODELS IN A TOWN NEAR TO A MINING PROJECT IN THE DEPARTMENT OF THE CESAR

Castro, Henry¹; Rojas, Néstor Y²

¹ División de Proyectos, K2 Ingeniería S.A.S, Bucaramanga, Colombia

² Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: h.castro@k2ingenieria.com

RESUMEN

Se determinó la concentración y composición química del material particulado menor a 10 micras (PM₁₀) en la estación El Hatillo-ZM13, ubicada en la zona carbonífera del Cesar, para cuantificar la contribución a la contaminación del aire por material particulado de los diferentes tipos de fuentes presentes en el receptor seleccionado y de esta forma sugerir estrategias de control y prevención específicas a las fuentes analizadas. En total se obtuvieron 140 muestras con filtros de cuarzo y teflón, suministrados por la Autoridad Ambiental local – CORPOCESAR durante dos meses con bajas precipitaciones, a los cuales se le determinó la concentración de iones, metales, Hidrocarburos aromáticos policíclicos, carbono orgánico y elemental. Por medio de la técnica de modelos receptor se logró analizar estadísticamente los diferentes datos de la concentración de las especies recolectadas, encontrando como principal fuente de contaminación atmosférica la quema de biomasa y el uso de esta como combustible (45-46%), quema de basuras (26-34%), la contribución del polvo de carretera (14-16%) y emisiones provenientes de vehículos pesados (7-12%), aunque se recomienda para estudios futuros el análisis de las fuentes de emisión in situ, de tal forma que se pueda conocer el perfil químico de cada una de las fuentes mediante análisis químico e implementar modelos receptores con balance químico de masa (CMB). También se recomienda profundizar el análisis de la contribución de fuentes usando los compuestos orgánicos como trazadores de fuentes específicas. Con la cuantificación del aporte individual de las fuentes identificadas, se propusieron medidas de control específicas encaminadas a una mayor efectividad en el control de la contaminación atmosférica por parte de las empresas mineras, una empresa extractora de palma presente en la zona, la Gobernación del Cesar y las alcaldías del Paso y la Jagua.

PALABRAS CLAVES: Zona carbonífera del Cesar, contaminación atmosférica, aporte de fuentes, modelos receptor.

ABSTRACT

The concentration and chemical composition of particulate matter PM₁₀ was determined in “El Hatillo”-ZM13 station, located in the coal region of Cesar, to quantify the contribution to air pollution

by particulate matter of different types of sources present in the selected station and suggest specific strategies for control and prevention for the sources analyzed. In total, we analyze 140 samples of quartz and Teflon filters, delivered by the local Environmental Authority CORPOCESAR, to which it was determined the concentration of ions, metals, and polycyclic aromatic hydrocarbons, organic and elemental carbon. Using the technique of receptor models was achieved to find as main source of air pollution the biomass burning and the use of biomass as fuel (45-46%), burning of wastes (26-34%), the contribution of road dust (14-16%) and emissions from heavy duty vehicles (7-12%), although it is recommended for further studies analyzing emission sources in situ with the intention to know the chemical profile of each of the sources by chemical analysis and implement receptor models “chemical mass balance (CMB)”. It is also recommended further analysis of source apportionment using organic compounds as tracers of specific sources. With the quantification of the individual contribution of identified sources, specific control measures were proposed to improve the efficiency in the control of air pollution by mining companies, an extractor company of palm, the Cesar Government and the municipalities of “El Paso” and “La Jagua”.

KEY WORDS

Coal industry region of Cesar, air pollution, source apportionment, receptor models.

INTRODUCCION

El corregimiento El Hatillo se encuentra ubicado en el municipio El Paso, dentro del área de influencia de las actividades mineras desarrolladas en la zona centro del Cesar. Por la proximidad de las minas, la comunidad manifiesta que vive una grave crisis ambiental que afecta la salud de la población. Específicamente en el Hatillo, desde el año 2007, CORPOCESAR vigila el cumplimiento normativo de las partículas suspendidas totales (PST) y del material particulado respirable (PM₁₀) desde el 2009, ambos parámetros con equipos de referencia EPA de alto volumen (Hi-Vol), a través del Sistema Especial de Vigilancia de Calidad de Aire de la Zona Carbonífera del Cesar, SEVCA_{ZCC}. Las mediciones que se han realizado en la estación El Hatillo (ZM13), reflejan la afectación de la calidad del aire de esta zona, causada por la influencia de diferentes actividades que se realizan en los alrededores del corregimiento, que incluyen además de las actividades propias de la minería, la quema constante de residuos sólidos al interior de las viviendas, la presencia de una industria extractora de aceite de palma y el tránsito de vehículos por una vía sin pavimentar. Adicional a las anteriores fuentes permanentes que se registran a lo largo del año en el área de influencia de la estación ZM13, entre los meses de diciembre y febrero se presentan incendios forestales, algunos de

mayor magnitud, que pueden incidir negativamente en la afectación de la calidad del aire principalmente representado en material particulado fino. Aunque el SEVCA_{ZCC} ha proporcionado información importante del estado de la calidad del aire en ZM13, se requería realizar estudios complementarios con el fin de identificar y cuantificar de forma más precisa los aportes de las diferentes fuentes de contaminación del aire presentes en su área de influencia y de esta forma diseñar e implementar políticas de control más efectivas, mediante la priorización de acciones de control sobre dichas fuentes. El material particulado en el ambiente está compuesto por diversas especies químicas que incluyen, entre otras, metales, aniones, cationes, carbono orgánico y elemental (Chow J, 1995). La técnica conocida como “caracterización del material particulado” comprende la identificación y cuantificación de dichas especies a través de la aplicación de diversas técnicas de análisis químico. Con base en los resultados obtenidos mediante estas técnicas de análisis es posible aplicar modelos estadísticos conocidos como “modelos de receptores”, los cuales permiten la identificación y cuantificación de las fuentes que contribuyen a la concentración de material particulado encontrada en un determinado punto de monitoreo (receptor de interés). El objetivo del presente estudio fue

identificar los tipos de fuentes que pueden asociarse a los perfiles químicos determinados con dos modelos receptor (PMF y UNMIX), determinar su contribución a la contaminación del aire por material particulado en la estación ZM13 y proponer estrategias de control y prevención priorizadas y eficientes, dirigidas a los diferentes actores involucrados en la problemática de contaminación atmosférica.

MATERIALES Y METODOS

CAMPAÑA DE MUESTREO DE PM₁₀.

Se realizó la toma de muestras de PM₁₀ en la estación ZM13 El Hatillo, perteneciente al SEVCA_{ZCC}, mediante dos (2) equipos secuenciales de bajo volumen (Partisol 2025) y, de manera simultánea, un equipo de alto volumen de referencia (HiVol) sobre filtros de cuarzo y de teflón. El monitoreo se realizó durante sesenta días consecutivos, entre el 18 de enero y el 18 de marzo de 2014, con los dos equipos secuenciales y mediciones cada tercer día (en concordancia con el cronograma de monitoreo del SEVCA_{ZCC}) con el equipo de referencia. Se obtuvieron en total 60 muestras

con filtros de cuarzo de 47mm (QFFL), 60 con filtros de TFE de 47mm (TFEL) y 20 con filtros de cuarzo de 22x28 cm (QFFH). Las muestras recolectadas fueron procesadas por el laboratorio de calidad del aire del SEVCA_{ZCC}, adecuadamente refrigeradas y posteriormente enviadas a Estados Unidos al laboratorio de Higiene de la División de Salud Ambiental del Estado de Wisconsin (WSLH) en donde se realizaron los análisis de caracterización.

ANÁLISIS DE CARACTERIZACIÓN QUÍMICA

Se desarrollaron análisis de elementos a través de las técnicas espectrometría de masas con fuente de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS), cromatografía de iones (IC), análisis de carbono orgánico y elemental (ECOC) por reflectancia óptica térmica (TOR) y cromatografía de gases con desorción térmica y detector selectivo de espectrometría de masas (TD-GCMS). La Tabla 12 resume los análisis realizados en el material particulado.

Tabla 11. Equipos utilizados y número de muestras obtenidas

Equipo	Numero de Muestras		Total muestras
	Mes 1	Mes 2	
Hivol PM ₁₀ Cuarzo	10	10	20 Cuarzo 22x28 cm (QFFH)
Partisol PM ₁₀ Cuarzo	30	30	60 Cuarzo 47 mm (QFFL)
Partisol PM ₁₀ TFE	30	30	60 TFE 47 mm (TFE)

Tabla 12. Especies analizadas

	Técnica	Especies analizadas
Metales solubles en agua (Filtro de teflón)	Espectrometría de Masas con fuente de Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-MS)	Li, B, Na, Mg, Al, P, S, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Y, Nb, Mo, Rh, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Dy, Ho, Yb, Lu, W, Pt, Tl, Pb, Th, U.
Iones (Filtro de cuarzo)	Cromatografía de iones (IC)	Cloruros, Nitratos, Fosfatos, Sulfatos Sodio, Amonio, Potasio.
Carbono (Filtro de cuarzo)	ECOC	Carbono orgánico, Carbono elemental
PAH (Filtro de cuarzo)	Extracción de Solvente - TD-GCMS	Hidrocarburos aromáticos Policíclicos

RESULTADOS

Análisis Químico:

Para analizar los acumulados de las caracterizaciones se realizó una reconstrucción másica basada en los factores de conversión descritos por Hernández (2012), adicionalmente el Sílice fue incluido como especie teniendo en cuenta una relación de Si= 3.41*Al (Mason, 1960). Los promedios de los resultados de las caracterizaciones mencionadas anteriormente fueron totalizados para analizar su distribución. La **Ilustración 10** presenta la distribución promedio luego de la reconstrucción másica, los resultados son presentados con base a la especie analizada mediante caracterización. Se observa que los PAH tienen un porcentaje de participación no representativo debido a las bajas concentraciones detectadas, por otra parte la materia orgánica representada por el contenido de OC representa el componente mayoritario dentro de los datos analizados con un 32,9%.

El Si determinado mediante reconstrucción másica es la tercera especie con mayor aporte en el PM₁₀. La participación de los metales analizados equivale al 18,4% en masa, mientras que los iones aportan un 20,6%.

Modelos receptor:

Modelo PMF, Factorización de matriz positiva:

Los datos de entrada fueron corridos tomando como punto de partida 4 y 5 factores. Los resultados de ajuste del modelo para PM₁₀ evidencian la necesidad de utilizar 5 factores de referencia o 5 fuentes, teniendo en cuenta la posible procedencia y el aporte de las especies analizadas. Se obtuvo un ajuste del modelo con una Q_R de 2415 y una Q_T de 3108. Se debe tener en cuenta que los valores Q permiten evaluar que tan bien se ajusta el modelo a los datos de entrada y es seleccionada la corrida con menor valor Q. La **Ilustración 11** presenta el comportamiento de los valores predichos y observados durante el periodo de tiempo del monitoreo.

Ilustración 10. Distribución media de la composición másica determinada mediante diferentes técnicas de caracterización en las muestras tomadas en la estación de monitoreo ZM13

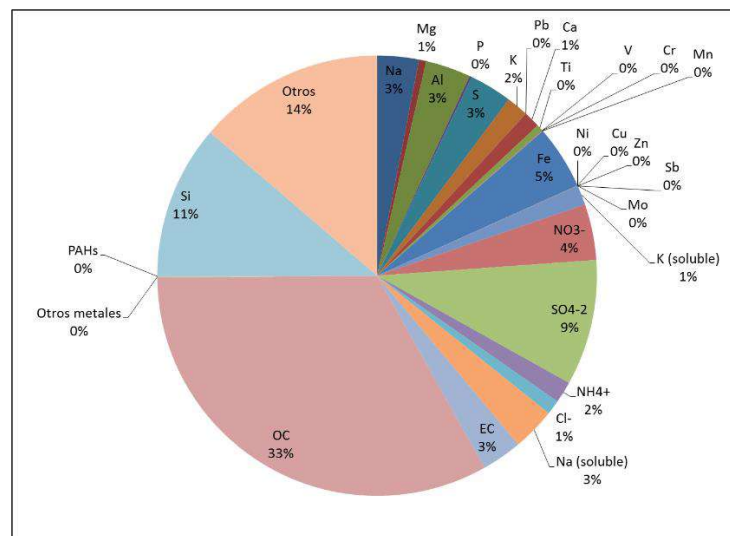


Ilustración 11. Relación de valores observados versus predichos respecto a la serie de tiempo de PM_{10} . Modelo PMF, estación ZM13

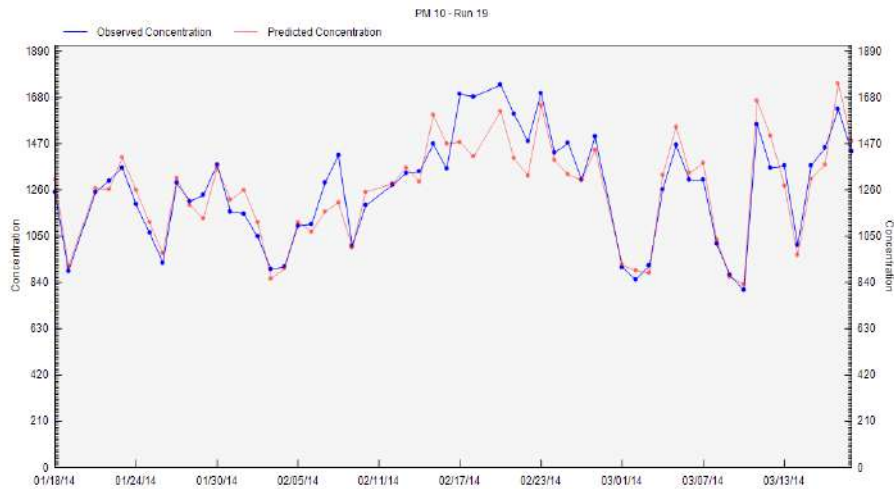
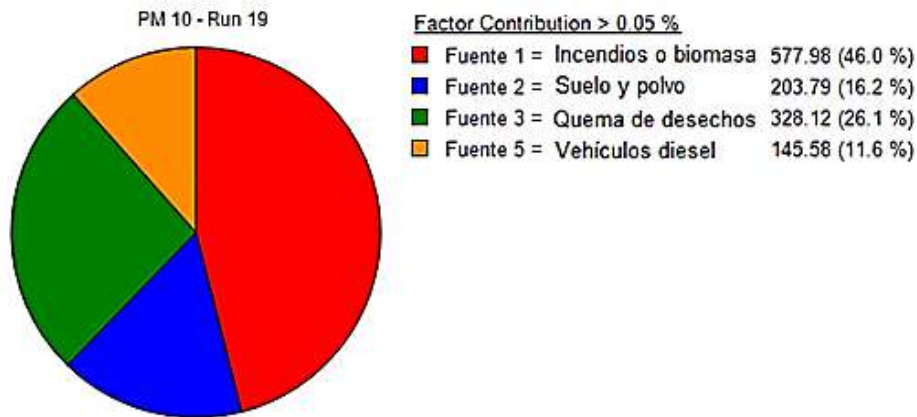


Ilustración 12. Distribución de los aportes de cada fuente a la emisión de PM_{10} en la zona de estudio. Modelo PMF, estación ZM13



Una vez identificadas las posibles fuentes de emisión de PM_{10} , el modelo desarrollado realiza una aproximación del porcentaje de aporte de cada una de las fuentes a la corriente de PM_{10} analizado, tal como lo muestra la siguiente ilustración:

Modelo UNMIX

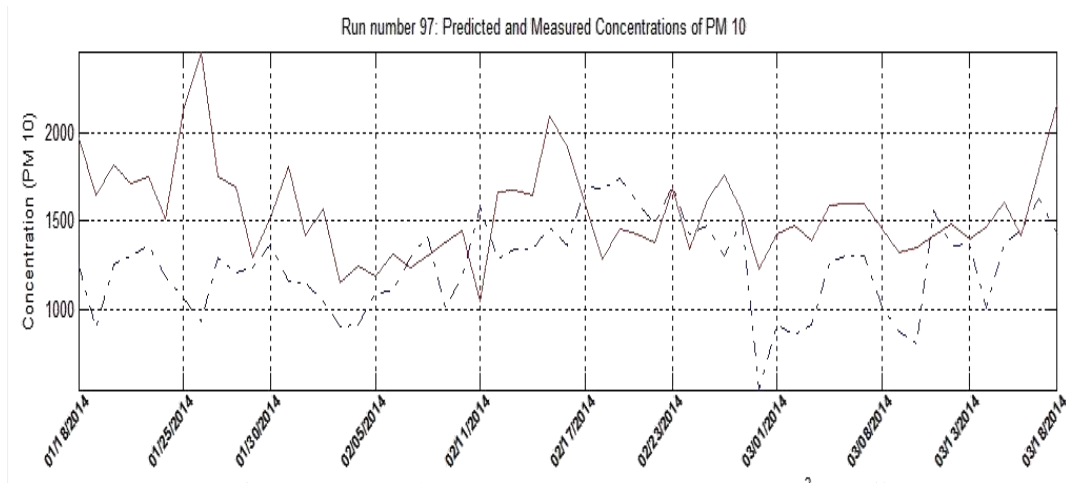
Para el caso de las aproximaciones usando el modelo UNMIX 6.0, no se evidencia un ajuste fuerte entre los datos predichos y observados para el PM_{10} . Sin embargo, el modelo general presenta un mínimo valor de correlación “ r^2 ” de 0.95, lo que permite afirmar que el modelo

establecido describe el comportamiento de las diferentes especies analizadas con un 95% de confianza. Adicionalmente, la mínima relación señal a ruido para la corrida seleccionada fue de 1.64. UNMIX 6.0 sugiere el uso de 4 factores o fuentes de emisión. Sin embargo, se busca una solución con 5 factores que permita realizar un comparativo con el modelo PMF planteado. El uso de más factores disminuye la incertidumbre de los datos predichos por el modelo. La serie de tiempo de los valores predichos y observados no presenta una correlación fuerte, tal como lo presenta la **Ilustración 13**. Para el caso del PM_{10} , los

valores extremos no son predichos con una incertidumbre bastante grande. Sin embargo, cabe resaltar que el modelo utilizado se ajusta

de manera satisfactoria para otras especies como lo son el amonio, los sulfatos, fosfatos y potasio, entre otros.

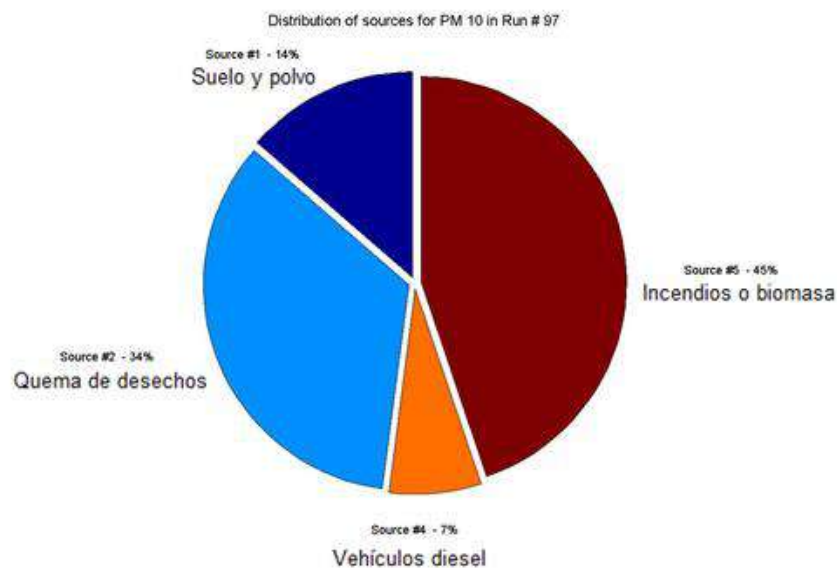
Ilustración 13. Relación de valores observados versus predichos respecto a la serie de tiempo de PM_{10} . Modelo UNMIX, estación ZM13.



De manera similar a lo presentado para el modelo PMF, UNMIX realiza una aproximación del porcentaje de aporte de cada una de las fuentes a la corriente de PM_{10}

analizada. La **Ilustración 14**, presenta el aporte de cada una de las fuentes a la emisión de PM_{10} , con la siguiente distribución:

Ilustración 14. Distribución de los aportes de cada fuente a la emisión de PM_{10} en la zona de estudio. Modelo UNMIX, estación ZM13

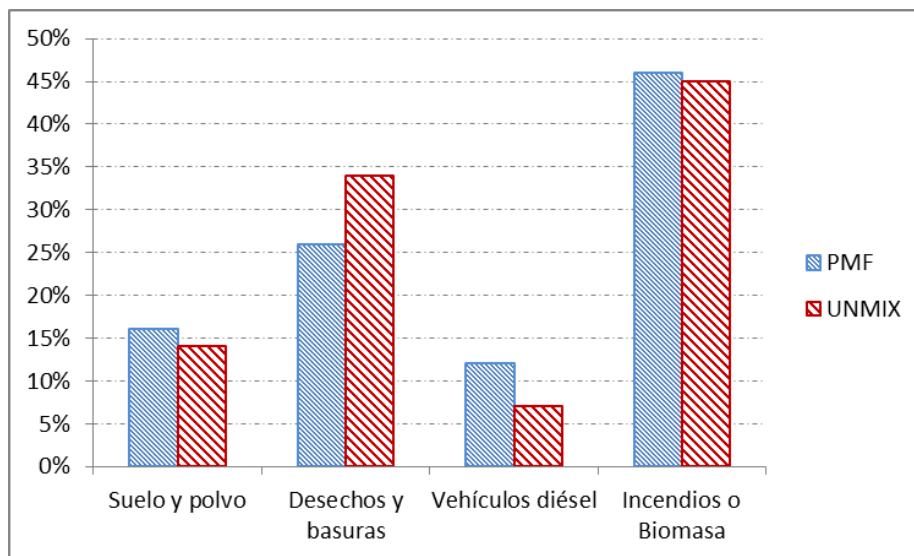


Comparativo de los resultados obtenido utilizando los modelos PMF y UNMIX.

Los modelos de receptor-fuente utilizan procedimientos estadísticos para identificar y cuantificar las fuentes de contaminación en una localización receptora. En este trabajo se han utilizado los modelos PMF y UNMIX porque no requieren un conocimiento previo del perfil de cada fuente, precisando sólo datos de medidas ambientales y conocimiento de trazadores de fuente para interpretar los factores. Es de resaltar que los modelos receptores de este tipo pueden presentar diferentes soluciones incluso bajo la misma corrida y puntos de partida, por lo que no es posible encontrar una única solución válida para este tipo de modelación. La **Ilustración 15** presenta un comparativo entre los aportes de las diferentes fuentes a la emisión de material particulado de acuerdo a lo predicho por el modelo PMF y UNMIX. Las distribuciones encontradas de los aportes de las diferentes fuentes de emisión de PM_{10} , contemplan para los dos modelos receptores (PMF y UNMIX), cuatro fuentes

fundamentales, que aunque la distribución difiere entre el uno y el otro, corresponde a las fuentes que se pueden identificar en el área de interés de la estación ZM13. La quema de biomasa o el uso de esta como combustible representan la fuente con mayor aporte de emisiones de PM_{10} , tanto para el modelo PMF y UNMIX, con porcentajes muy similares, 46% y 45% respectivamente. Sin embargo, los dos modelos difieren más ampliamente en el porcentaje en la segunda fuente con mayor aporte de emisiones (quema de desechos y basuras), con porcentajes de 26% y 34% para el modelo PMF y UNMIX, respectivamente. Para el caso de las emisiones causadas por el polvo de carretera y suelo, se observan nuevamente porcentajes similares, 16% y 14% para los modelos PMF y UNMIX respectivamente. Cabe recordar que el modelo PMF presentó un mejor ajuste de los datos predichos para PM_{10} que el modelo UNMIX y que para ambos casos con la composición de las fuentes de emisión es posible determinar las actividades aportantes de PM_{10} a la zona de estudio.

Ilustración 15. Comparativo de la contribución de las fuentes a la emisión de PM_{10} determinado por el modelo PMF y UNMIX.



CONCLUSIONES

Se utilizaron técnicas de modelos receptor con los cuales se logró analizar estadísticamente los diferentes datos de la concentración de las especies recolectadas entre enero y marzo de 2014 y fue posible aproximar los diferentes aportes de las fuentes de emisión a la concentración de PM₁₀. Los dos modelos utilizados PMF y UNMIX muestran como principal fuente la quema de biomasa y el uso de esta como combustible y la contribución del polvo de carretera, emisiones provenientes de vehículos pesados y quema de basuras. La distribución de las fuentes de emisión para los modelos utilizados fueron: En el caso del PMF, uso de biomasa como combustible e incendios forestales = 46%, Quema de desechos y basuras = 26%, Polvo del suelo = 16% y Vehículos pesados, accionados con diésel = 12%. Mientras que para UNMIX fueron: Quema de biomasa y uso de biomasa como combustible = 45%, Quema de desechos y basuras = 34%, Polvo del suelo y carreteras = 14%, Vehículos pesados, accionados con diésel = 7%. Se recomienda profundizar para un futuro estudio en el análisis de la contribución de fuentes usando los compuestos orgánicos como trazadores de fuentes específicas. Aunque se hayan encontrado bajas concentración de los PAH estos se podrían utilizar para lograr diferenciar el aporte entre incendios forestales y el uso de biomasa como combustible en la zona minera del Cesar. Desde el punto de vista del análisis químico, los análisis de metales solubles en agua muestran la presencia mayoritaria de nueve especies entre ellas, Aluminio, Azufre, Hierro, Sodio, Titanio, Magnesio, Potasio, Calcio y Fósforo. Para el caso del análisis de aniones y cationes, se encontró que la mayor cantidad de estos compuestos es aportada por los sulfatos y en menor presencia se encuentran los fosfatos. El análisis de PAHs muestra la presencia mayoritaria de indeno (1, 2,3-cd) pireno y el benzo (g,h) perileno respecto al total de la masa de PAH determinada. La reconstrucción másica realizada permite concluir que un porcentaje de 13,7% de la masa total no fue posible cuantificarla mediante análisis químico. Finalmente, se sugiere hacer un estudio similar

al del presente proyecto en espacios interiores de las viviendas en las poblaciones más afectadas, para identificar otras posibles fuentes como cocinas de leña, mascotas o crianza de animales, piso de tierra, etc.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Corporación Autónoma Regional del Cesar – CORPOCESAR, por el suministro de las muestras e información generada por el Sistema Especial de Vigilancia de Calidad del Aire de la Zona Carbonífera del Cesar – SEVCA_{ZCC}.

REFERENCIAS

1. Abu-Allaban, Gertler & Lowenthal. 2002. A preliminary apportionment of the sources of ambient PM₁₀, PM_{2.5}, and VOCs in Cairo. *Atmospheric Environment*, 36(35): 5549-5557.
2. Behrentz E., Sánchez N., Rivera J. 2009. Parte 1: Caracterización de Material Particulado y Modelos Receptores. Elementos técnicos del plan decenal de descontaminación de Bogotá. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá, D.C., Colombia.
3. Bruinen de Bruin, Koistinen, Yli-Tuomi, Kephelopoulos, & Jantunen, M. 2006. A review of: source apportionment techniques and marker substances available for identification of personal exposure, indoor and outdoor sources of chemicals. JRC—European Commission, p. 54.
4. Buset, Evans, Richard, Brook & Toom-Sauntry. 2006 Use of advanced receptor modelling for analysis of an intensive 5-week aerosol sampling campaign. *Atmospheric Environment*, 40 (Suppl. 2): S482-S499.
5. Buzcu, B.; Fraser, M.P.; Kulkarni, P.; Chellam, S. Source Identification and Apportionment of Fine Particulate Matter in Houston, TX, Using Positive Matrix Factorization; *Environ. Eng. Sci.* 2003, 20, 533-545.
6. Chan & Mozurkewich. 2006. Application of absolute principal component analysis to size distribution data: identification of

- particle origins. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 6, 10493–10522.
7. Charron & Harrison. Fine (PM_{2.5}) and coarse (PM_{2.5-10}) particulate matter on a heavily tracked London highway: sources and processes. 2005. *Environmental Science and Technology*, 39(20): 7768-7776.
 8. Cheng, Z.L., Lam, K.S., Cham, L.Y. Wang, T., Cheng, K.K., 2000. Chemical characteristics of aerosols at coastal station in Hong Kong. I. Seasonal variation of major ions, halogens and mineral dusts between 1995 and 1996. *Atmospheric Environment*, 34, 2771-2783.
 9. Chow Judith C. Measurement Methods to Determine Compliance with Ambient Air Quality Standards for Suspended Particles. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 1995, 45: 320-382.
 10. Chow, J. 1995. Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles. *Air & Waste Management Association*, 45: 320-382.
 11. EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide. U.S. Environmental Protection Agency, 2014.
 12. Hamad S, Schauer J, Heo J, Kadhimd A. 2015. Source apportionment of PM_{2.5} carbonaceous aerosol in Baghdad, Iraq. *Atmospheric Research*. 156 (2015) 80–90.
 13. Henry, R.C. Duality in multivariate receptor models. 2005. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 77 (1-2):59.
 14. Hernández A.J. Análisis de la variación espacial de los componentes del material particulado respirable en la zona carbonífera del departamento del cesar. 2012, Trabajo de Aplicación. Universidad Industrial de Santander.
 15. Hopke, Lamb, & Natush. 1980. Multielemental characterization of urban roadway dust. *Environmental Science and Technology*, 14 (2): 164-172.
 16. Kim, E.; Hopke, P.K. Source Apportionment of Fine Particles in Washington D.C., Utilizing Temperature-Resolved Carbon Fractions; *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 2004, 54, 773-785.
 17. Kim, E.; Hopke, P.K.; Kenski, D.M.; Koerber, M. Sources of Fine Particles in a Rural Midwestern U.S. Area; *Environ. Sci. Technol.* 2005, 39, 4953-4960.
 18. Kim, E.; Hopke, P.K.; Qin, Y. Estimation of Organic Carbon Blank Values and Error Structures of the Speciation Trends Network Data for Source Apportionment; *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 2005, 55, 1190- 1199.
 19. Lee, Brook, Dabek-Zlotorzynska & Mabury. 2003 Identification of the major sources contributing to PM_{2.5} observed in Toronto. *Environmental Science and Technology*, 37(21): 4831-4840.
 20. Liu, W.; Hopke, P.K.; Han, Y.-J.; Yi, S.-M.; Holsen, T.M.; Cybart, S.; Kozlowski, K.; Milligan, M. Application of Receptor Modeling to Atmospheric Constituents at Potsdam and Stockton, NY; *Atmos. Environ.* 2003, 37, 4997-5007.
 21. Lonati, Giugliano, Butelli, Romele & Tardivo. 2005. Major chemical components of PM_{2.5} in Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 39(10): 1925-1934.
 22. Mason, B. 1960. Principles of Geochemistry. Second Edition. London. John Wiley & Sons Inc.
 23. Polissar, A.V.; Hopke, P.K.; Paatero, P.; Malm, W.C.; Sisler, J.F. Atmospheric Aerosol over Alaska 2. Elemental Composition and Sources; *J. Geophys. Res.* 1998, 103, 19045-19057.
 24. Querol, Alastuey, Rodríguez, Plana, Ruiz, Cots, Massague Puig. 2001. PM₁₀ and PM_{2.5} source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment*, 35(36): 6407-6419.
 25. Ramadan, Eickhout, Xin-Hua, Buydens & Hopke. 2003. Comparison of Positive Matrix Factorization and Multilinear Engine for the source apportionment of particulate pollutants. *Chemometrics and*

- Intelligent Laboratory Systems, 66:15-28.
26. Seigneur, Pai, Louis, Hopke & Grosjean. 1997. Review of air quality models for particulate matter. American Petroleum Association.
 27. Shafer, M.M., Perkins, D.A., Antkiewicz, D.S., Stone, E.A., Quraishi, T.A., Schauer, J.J., 2010. Reactive oxygen species activity and chemical speciation of size-fractionated atmospheric particulate matter from Lahore, Pakistan: an important role for transition metals. *J. Environ. Monit.* 12, 704–715.
 28. Vargas, F., Rojas, N., Pachón, J., Russell, A., 2012. PM₁₀ characterization and source apportionment at two residential areas in Bogota. *Atmospheric Pollution Research*, 3, 72-80.
 29. Villalobos A.M, Barraza F., Jorquera H., Schauer J.J. Chemical speciation and source apportionment of fine particulate matter in Santiago, Chile, 2013. *Science of the Total Environment* 512–513 (2015) 133–142.
 30. Zhao, W.; Hopke, P.K. Source Apportionment for Ambient Particles in the San Geronio Wilderness; *Atmos. Environ.* 2004, 38, 5901-5910.

INHERENCIA DE LAS CONDICIONES ATMOSFÉRICAS EN EL INCENDIO DE LLANTAS DEL 4 AL 8 DE NOVIEMBRE 2014 EN BOGOTÁ

Beisiegel, Thorsten; Ortiz, Edison
METEOCOLOMBIA S.A.S.

Autor de correspondencia: info@meteocolombia.com.co

RESUMEN

En noviembre de 2014 la calidad de aire se afectó drásticamente debido a un incendio de un depósito de llantas el día 4 de Noviembre de 2014 a las 3:30 p.m. en el cual se incendiaron aproximadamente 600000 llantas, donde las labores de extinguir las llamas duraron 4 días. En este trabajo se estimó que durante esos 4 días se emitieron alrededor de 552 Toneladas de Material particulado Filtrable y 25 toneladas de material particulado inferior a 2.5 micras. Para reconstruir las condiciones atmosféricas de estos días y la dispersión de los contaminantes resultante, se empleó el modelo atmosférico WRF ajustado a las condiciones meteorológicas del territorio colombiano a alta resolución. Para el caso de Bogotá, la resolución del modelo fue de 1.2 x 1.2 km sobre Bogotá Gracias a una nueva herramienta de análisis se tuvo la posibilidad de comparar en detalle la estabilidad atmosférica simulada para cada hora del día. A través de 12 índices de estabilidad atmosférica calculados con un intervalo horario con base en la información modelada, se obtuvo una buena visión sobre las condiciones atmosféricas incidentes en la dispersión de la pluma. La misma herramienta ayudó a comparar los radiosondeos simulados con los observados en el aeropuerto Eldorado, ubicado a 3 km al norte del lugar del incendio y lograr el ajuste óptimo a las condiciones observadas. Finalmente, el resultado de simulación atmosférica con WRF se empleó como dato de entrada a un modelo de dispersión CALPUFF v 6, que representó el comportamiento de la pluma de la quema de las llantas y permitió ver el grado de afectación de dicho fenómeno en toda la ciudad en cada hora.

PALABRAS CLAVE

Dispersión de contaminantes, simulación atmosférica regional, optimización de modelos, subsidencia, CALPUFF

INTRODUCCION

La combustión incontrolada de llantas o accidental emiten una gran cantidad de partículas y gases peligrosos a la atmosfera, cuyas emisiones se han estimado como 2890 g CO₂/kg de llantas, 71 g CO/kg Llanta, 6 g NO_x/kg de llantas y 28 g SO₂/kg de llantas (Stockwell et al., 2014). Las llantas usualmente están compuestas por 46.785% de Estireno-butadieno, 45.49% de negro de humo, 1.74% de aceites aromáticos, 1.70 de óxidos de zinc, 0.94% de ácido esteárico, y otros compuestos (Stefanov et al, 2013). Las

grandes cantidades emitidas de contaminantes, sumadas a las altas temperaturas que se generan durante la quema, aumentan el radio de influencia de los impactos en la calidad de aire de los incendios; Por otro lado, la contaminación generada no solamente está sujeta a la cantidad de contaminantes emitidos, sino a las condiciones atmosféricas en las cuales sucede la quema, principalmente en cuanto a la estabilidad atmosférica y a la velocidad y dirección de viento en la región afectada. El día 4 de noviembre de 2014, a las 3:30 p.m.

inició un conato de incendio en una bodega de llantas usadas ubicada en la localidad de Fontibón, en el suroccidente de Bogotá, la cual contenía un valor aproximado de 600000 llantas; A partir del inicio del incendio, el cuerpo de bomberos duró alrededor de 4 días controlando de manera completa el incendio. Como producto de este incendio, la cantidad de partículas finas en el aire se incrementó con respecto a un día normal, tal como se puede ver en la Figura 1. El panel superior de la figura 1 muestra el comportamiento promedio de PM_{2.5} para tres estaciones por día de la semana, mientras que el panel inferior muestra los datos medidos de PM_{2.5} durante el incendio; allí se pudo observar los días en los cuales se incrementó drásticamente las concentraciones entre el miércoles 5 y el jueves 6 de noviembre de 2014. Por otro lado, se debe descartar que la estación de medición más cercana que midió PM_{2.5} se encuentra a 5.8 km (Estación Kennedy) , por lo que no se conocen los incrementos de concentraciones de PM_{2.5} en barrios y localidades cercanas a la Bodega de llantas. Para tener una idea del impacto de este incidente, se realizó una modelación con el modelo lagrangiano tipo puff CALPUFF, cuya configuración fue acoplada al modelo meteorológico WRF ajustado a condiciones de Bogotá, con la finalidad de mostrar el movimiento de la pluma del incendio y las zonas de mayor afectación; así mismo, el presente trabajo intenta mostrar la utilidad de los modelo 3D en condiciones atmosféricas complejas como las de la zona andina colombiana y trata de incentivar el uso de estos modelos.

MATERIALES Y METODOS

La bodega de llantas tenía aproximadamente 4500 m² de llantas, las cuales estaban expuestas a condiciones atmosféricas; empleando el factor de emisión de 5.35 g PM_{2.5}/ kg llantas (Downard et al., 2015) , y asumiendo que el peso promedio de una llanta es de 8 kg, con una duración del incendio de 4.25 días, se estimó una tasa de emisión de 0.014 g/m²/s de PM_{2.5} al quemar las 600000

llantas en el depósito. Paralelamente, se realizó la simulación numérica de las condiciones atmosféricas a través del Weather Research and Forecasting (WRF) en la versión 3.6.1 de Agosto de 2014. La configuración se ha definido mediante una larga serie de pruebas anteriores hasta lograr el ajuste óptimo a las condiciones del país. El ajuste incluye la actualización de los datos de uso de suelo al año 2012 y el uso de la topografía validada por el IGAC. La configuración resultante de este ajuste corresponde a la versión con la que se generan los datos de entrada que MeteoColombia S.A.S. distribuye para diversos estudios de dispersión de contaminantes a lo largo de todo el territorio nacional. El modelo incluye tres dominios insertados con una resolución de 6km (distancia horizontal entre puntos de grilla) que cubre todo el territorio nacional. Para el presente estudio se insertó una cuarta grilla a una resolución de 1,2km que incluye todo el distrito capital y se extiende desde el límite sur del distrito hasta Tunja en el norte. Todas las grillas cuentan con 28 niveles sigma con la mayor densidad en superficie. El resultado del ajuste refleja la comparación entre el radiosondeo observado y simulado para las condiciones atmosféricas a las 7a.m. del día 4 de noviembre de 2014, horas antes del incendio (Figura 2). Se prestó atención a las condiciones de la estabilidad atmosférica durante los días del incendio. Para cuantificar la estabilidad se desarrolló una herramienta que permite la comparación gráfica entre radiosondeos observados y disponibles en internet y calcula varios índices de estabilidad y de tormenta a partir de los datos simulados. El modelo se centró sobre el aeropuerto El Dorado, con un punto de grilla en la ubicación desde la cual se lanzan los radiosondeos. Este punto se encuentra a solo 2.5 km de distancia al noreste de la bodega de llantas. Los resultados de salida del modelo WRF fueron adaptados de tal forma que pudieran ser utilizados por el modelo lagrangiano CALPUFF v 6 para realizar las distintas

estimaciones de PM_{2.5}. El modelo CALPUFF es actualmente uno de los modelos recomendados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA, 2005) para realizar simulaciones de transporte de contaminantes a una escala urbana y regional. CALPUFF fue configurado de tal forma que acercar las condiciones de emisión del incendio de la bodega de llantas a través de archivos de emisión variable de fuentes de área, así como la parametrización por defecto que brinda este modelo para poder incluir en los cálculos los agotamientos de concentración en la atmosfera por depositación seca y húmeda de PM_{2.5}. La ventaja que ofrece el modelo CALPUFF frente a los modelos gaussianos como AERMOD, se encuentra en que pueden representar de una forma adecuada el movimiento de las plumas de emisión, así como la inclusión de parámetros de depositación, que en conjunto con los algoritmos de cálculo lagrangianos, han tenido un buen desempeño en fuentes cuyas emisiones viajan por kilómetros (Rood, 2014). La salida de CALPUFF fue procesada en CALPOST, con el cual se pudo extraer las concentraciones hora a hora simuladas, para todos los receptores simulados, así como las series temporales en receptores de interés, correspondientes a la ubicación de las estaciones de calidad de aire. Finalmente, se procesaron los datos de tal forma que se pudo establecer el área de afectación del incendio estudiado.

RESULTADOS

El incendio generó una fuerte convección y aumentó la inestabilidad atmosférica en las zonas aledañas; Las condiciones atmosféricas típicas a la hora del radiosondeo (7.00 a.m.) son condiciones altamente estables cerca de la superficie hasta inversión. Durante los días del incendio, todos los radiosondeos reportaron una inestabilidad condicional con un nivel de libre convección por debajo de 5000m de altitud (2450m de altura). Es de destacar que los índices LIFT y la energía potencial convectiva disponible, CAPE muestran

condiciones inestables durante todos los días del incendio, y decrecen en la medida que el incendio pierde intensidad. La comparación con los radiosondeos simulados sugirió que parte de la discrepancia entre los perfiles simulados y observados se podrían atribuir al incendio. Se notó una persistente diferencia de la temperatura en superficie entre la temperatura observada y modelada, cuyas condiciones de entrada no incluyen el incendio. También los indicadores de estabilidad observados superaron los simulados durante todos esos días en contraste a las condiciones en los días anteriores. El nivel de flotabilidad neutral estimado con base en los radiosondeos observados alcanzó en la mañana del 05 de noviembre 9700m y fue bajando durante los días siguientes del incendio; en consecuencia, los contaminantes alcanzaron posiblemente capas hasta una altura de 10000 m. La circulación regional con marcados intervalos de subsidencia y convección causó que parte de la contaminación se mantuvo cerca de la superficie durante las horas de las madrugadas. Para la misma hora predomina la subsidencia sobre Bogotá (ver Figura 3). Hay que considerar que las condiciones atmosféricas simuladas no incluyeron los efectos del incendio sobre la atmósfera; la isla de calor en el lugar del incendio generó condiciones convectivas que influenciaron las zonas cercanas. Para el resto de la ciudad se pudo asumir que las condiciones atmosféricas simuladas son las predominantes. Al realizar el procesamiento de los resultados con CALPUFF se representaron los valores de concentración más elevados simulados para cada receptor. En la figura 4 se puede observar el resultado de la modelación entre los días 4 y 5 de Noviembre, durante el inicio del incendio, y allí se pudo observar que las emisiones aportaron entre 2 y 60 $\mu\text{g m}^{-3}$ de PM_{2.5} a las mediciones de calidad de aire en la ciudad. La afectación del incendio de llantas se manifestó inicialmente en las localidades de Kennedy, Fontibón, Engativa, Barrios

Unidos, Teusaquillo, parte de Bosa y afectó a los municipios cercanos de Funza, Mosquera y Soacha. La mayor afectación se encontró en inmediaciones de la bodega y en toda la localidad de Fontibón.

CONCLUSIONES

Se aplicó un modelo tridimensional de dispersión de contaminantes junto con un modelo meteorológico regional a muy alta resolución para la ciudad de Bogotá. El modelo de calidad de aire CALPUFF utilizó la información detallada obtenida del modelo meteorológico, el cual representa con un alto grado de exactitud las condiciones atmosféricas antes del incendio. La Comparación entre los datos observados y simulados da indicios sobre los efectos del incendio sobre las condiciones atmosféricas cerca del lugar del siniestro. A la vez se mostró que las condiciones atmosféricas neutrales durante el día ayudaron a transportar parte de las emisiones a la atmósfera libre y llevó a que disminuyera la concentración de contaminantes durante el transcurso de varios días. Eso significa por otro lado que bajo condiciones de estabilidad atmosférica la emergencia pudo haber sido mayor aún. Este ejercicio ha permitido reconocer el comportamiento espacio-temporal de la dispersión con gran detalle, donde se determinó que las localidades más afectadas por este incidente fueron Fontibon, Engativá y Kennedy incluyendo a las ciudades de Funza y Mosquera. Los resultados indican que un sistema de pronóstico basado en este sistema de modelos pueda generar información fundamental para la prevención de desastres y la atención de emergencias.

REFERENCIAS

Jared Downard, Ashish Singh, Robert Bullard, Thilina Jayarathne, Chathurika M. Rathnayake, Donald L. Simmons, Brian R. Wels, Scott N. Spak, Thomas Peters, Douglas Beardsley, Charles O. Stanier, Elizabeth A. Stone, (2015). Uncontrolled combustion of shredded

tires in a landfill – Part 1: Characterization of gaseous and particulate emissions, Atmospheric Environment, Volume 104, 195-204

Rood, Arthur S. (2014) , Performance evaluation of AERMOD, CALPUFF, and legacy air dispersion models using the Winter Validation Tracer Study dataset, Atmospheric Environment, Volume 89, , 707-720.

Secretaría Distrital de Ambiente (2015) , Sitio web de información ambiental, <http://201.245.192.252:81/>, Consultado el 10/06/2015

Stefanov, S., Biocanin, R.R., Vojinovic, M.B., Sokoloviv S., Ivankovic, D. (2013). Ecological modeling of pollutants in accidental fire at the landfill waste. Thermal Science, Volume 17 (3) , 903-913.

Stockwell, C.E., Yokelson, R.J., Kreidenweis, S.M., Robinson, A.L., DeMott, P.J., Sullivan, R.C., Reardon, J., Ryan, K.C., Griffith, D.W.T., Stevens, L., (2014). Trace gas emissions from combustion of peat, crop residue, domestic biofuels, grasses, and other fuels: configuration and Fourier transform infrared (FTIR) component of the fourth Fire Lab at Missoula Experiment (FLAME-4). Atmos. Chem. Phys.14, 9727-9754.

U.S. Environmental Protection Agency. (2005). Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and complex terrain) Dispersion Model and Other Revisions. Washington DC.

INCERTIDUMBRE EN MODELOS DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO: CASO DE ESTUDIO EN EL SECTOR TRANSPORTE COLOMBIANO

Valenzuela Vieda, Manuela María; Espinosa, Mónica; Virgüez Rodríguez, Édgar Andrés; Behrentz Valencia, Eduardo

Universidad de los Andes

Autor de correspondencia: mm.valenzuela3195@uniandes.edu.co

RESUMEN

Como parte de los insumos de la ECDBC, el Grupo de Estudios en Sostenibilidad Urbana y Regional (SUR) de la Universidad de los Andes, en conjunto con un grupo de expertos nacionales del sector transporte desarrollaron un modelo para estimar las emisiones GEI generadas por dicho sector durante el año 2010. Se proyectaron las emisiones nacionales para el periodo 2010-2040 usando Factores Kaya y se evaluaron diferentes opciones de mitigación de emisiones mediante un análisis de costo efectividad. Se generó una curva de costos marginales de abatimiento (MAC) que identificó un potencial de mitigación de 290 millones de toneladas de CO₂ acumuladas hasta el año 2040. Se estimó la incertidumbre asociada a los parámetros de entrada del modelo de emisiones antes mencionado. Las propiedades estadísticas de los mismos fueron estimadas con base en literatura técnica, científica y las recomendaciones del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). Esto con el fin de identificar la condición estocástica del modelo inicialmente determinístico. Para esto se generaron valores aleatorios a partir de simulaciones de Monte Carlo y se realizó un análisis de sensibilidad con el fin de encontrar las variables de mayor influencia en el resultado final.

PALABRAS CLAVE

Curva MAC, simulación de Monte Carlo, análisis de sensibilidad

INTRODUCCION

Los gobiernos y las instituciones encargados de tomar las decisiones de los países adoptan políticas basándose en modelos especializados. Por esto es necesario conocer la confiabilidad de los mismos mediante el análisis de estimación de incertidumbre (Von Krauss et al., 2008). El desafío que enfrentan los responsables y negociadores políticos consiste en diseñar marcos institucionales viables y asequibles teniendo en cuenta que los niveles de incertidumbre condicionan el alcance de las metas propuestas (Kioutsioukis et al., 2004). En el caso de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), diferentes organizaciones han desarrollado herramientas que permiten el monitoreo, cuantificación y comprobación de incertidumbre de modelos de reducción y mitigación de

emisiones (Bastianoni et al., 2014). El IPCC (2013) cuenta con el Quinto Reporte de Evaluación y la Guía de Buenas Prácticas de Gestión de Incertidumbre en Inventarios Nacionales (IPCC, 2006). La Organización Internacional de Normalización (ISO por sus siglas en inglés) desarrolló los principios de validación y control para proyectos de GEI consignados en la norma ISO 14064-1/2/3 (Bastianoni et al., 2014). The World Resources Institute (2006) cuenta con las Guías para la Evaluación de la Incertidumbre para Inventarios GEI y el Cálculo Estadístico de la Incertidumbre de Parámetros. Por otro lado y de manera general, el Bureau International des Poids et Mesures (BIPM-JCGM, 2009) ha desarrollado la Guía para Expresar la Incertidumbre en Mediciones (GUM por sus siglas en inglés) dirigida a

cualquier tipo de análisis de incertidumbre. La estimación de los niveles de incertidumbre es de gran importancia ya que cuando son altamente inciertos representan un obstáculo para la evaluación efectiva de estrategias de reducción de emisiones. Esto sucede especialmente cuando se trata de modelos que clasifican medidas de mitigación de acuerdo a los costos asociados (costo/unidad de CO₂) (Rypdal y Winiwarer, 2001). Este es el caso de las curvas de Costos Marginales de Abatimiento (MACC por sus siglas en inglés). Las MACC son representaciones gráficas entre la costo-eficiencia de diferentes medidas de mitigación y el potencial de abatimiento de GEI que cada una representa. La construcción de estas curvas implica la incorporación de supuestos a muchos niveles que están sujetos a desviaciones. Dichas suposiciones se propagan a través de los modelos y finalmente afectan los resultados de los mismos (Kesicki, 2012). Por esto es necesario que el nivel de confiabilidad de los resultados sea evaluado. El análisis de incertidumbre debe establecer la distribución de probabilidad de los resultados así como los intervalos de confianza (EU Comisión, 2003). Aunque en muchos de los estudios que han desarrollado MACC se reconoce la existencia de incertidumbre, no es comúnmente representada o se ha realizado mediante aproximaciones visualmente carentes del detalle tecnológico (Kesicki, 2012). Kesicki (2012) ha descrito los métodos apropiados para estimar la solidez y explicar las incertidumbres relacionadas con este tipo de curvas. En el presente estudio se empleó una metodología para la cuantificación de la incertidumbre en modelos MACC. Esta metodología fue aplicada a las medidas asociadas a los vehículos privados de la MACC del sector transporte de Colombia. La incertidumbre se halló mediante la implementación del método de Monte Carlo. Adicionalmente se realizó un análisis de sensibilidad con el fin de identificar los parámetros de mayor influencia en la incertidumbre asociada al modelo.

MATERIALES Y METODOS

A continuación se relaciona la metodología empleada para el análisis de incertidumbre:

1. DETERMINACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE ASOCIADA A LOS PARÁMETROS

Incluye la definición de las propiedades estadísticas: media y la función de densidad de probabilidad (FDP) así como la identificación de las fuentes de información: fuente de información inicial, valores por defecto o juicio de expertos.

1.1. MEDIA

Los valores verdaderos de los parámetros de entrada se desconocen, por esto es frecuente que los valores determinísticos del modelo inicial sean reconocidos como las mejores estimaciones (Flugsrud y Hoem, 2011).

1.2. FUNCIÓN DE DENSIDAD DE PROBABILIDAD

La literatura reporta las siguientes posibilidades: De acuerdo al coeficiente de variación: si éste es aproximadamente menor a 0.3, la distribución normal es una suposición razonable (Robinson, 1989; EEA, 2013). Si el coeficiente de variación es alto y los valores a representar no son negativos, entonces una distribución sesgada positivamente (e.g., lognormal) podría ser apropiada (EEA, 2013). Si no existe evidencia de lo contrario, es posible suponer funciones de densidad normales. Sin embargo evaluar la representatividad de la función para cada situación siempre es una práctica adecuada (EEA, 2013). Las siguientes reglas son válidas si la única información disponible es un rango, algunas veces citado junto con un valor más probable (IPCC, 2006): Si únicamente se dispone de un valor del límite superior y un valor del límite inferior, es posible suponer una FDP uniforme. El rango corresponde al intervalo de confianza del 95%. Adicionalmente, cuando se dispone del valor más probable, es posible suponer una FDP triangular. Se admite que los valores superior e inferior que limitan el rango excluyen 2,5 % de la población. La FDP de los parámetros con

incertidumbres bajas, con frecuencia son supuestas normales o normales truncadas con el fin de evitar resultados negativos (e.g., emisiones negativas) (Rypdal y Winiwarter, 2001). Si no se dispone de información adicional, el rango de incertidumbre recomendado para datos relacionados con combustión de combustibles fósiles debe ser $\pm 5\%$ (IPCC, 2006).

1.3. FUENTES DE INFORMACIÓN INICIALES

Como primera opción es ideal recurrir a la fuente original de donde provienen los parámetros determinísticos del modelo. En algunos casos es posible contar con mediciones o series de datos. Si el tamaño de la muestra de estos es suficientemente grande, es posible encontrar la FDP representativa mediante un ajuste de pruebas de bondad estadísticas que describa la variabilidad y la parametrización asociada (EEA, 2013). Sin embargo, en la mayoría de casos la cantidad de mediciones con las que se cuenta para hacer una inferencia estadística es pequeña. Como máximo, se dispone de tres o más datos. Sólo en caso de que estos sean representativos de una muestra aleatoria es posible aplicar técnicas estadísticas para estimar los parámetros de las distribuciones de probabilidad (e.g., normal, lognormal) (Cullen y Frey, 1999). Además cuando los tamaños de la muestra son muy pequeños los métodos estadísticos de ajuste son poco confiables (Cullen y Frey, 1999).

1.4. VALORES POR DEFECTO

Si no se cuenta con información específica del caso de estudio o la información inicial del parámetro no permite establecer las propiedades estadísticas del mismo, la segunda opción consiste en recurrir a fuentes de información secundaria. Es usual adoptar valores de referencia establecidos en literatura científica y en publicaciones de organizaciones (e.g., IEA, IPCC). Estos valores son desarrollados en condiciones particulares juzgadas como típicas. Sin embargo, es importante reconocer que al

igual que existe incertidumbre asociada a las mediciones originales, existe incertidumbre con el uso de valores por defecto (EEA, 2013).

1.5. JUICIO DE EXPERTOS

En caso de no disponer de datos empíricos, es necesario estimar la incertidumbre, funciones de densidad y propiedades estadísticas a partir de la opinión de expertos. Corresponde a personas que poseen habilidades o conocimientos especiales en campos específicos. Con el fin de disminuir el sesgo y las desviaciones asociados a la formulación de juicios sobre la incertidumbre, es importante que los expertos tomen decisiones bajo protocolos establecidos. En la Guía de Buenas prácticas e Incertidumbre del IPCC (2006), se propone un protocolo para la obtención de opinión de expertos.

2. PROPAGACIÓN DE INCERTIDUMBRE: MONTE CARLO

Una vez se han determinado las FDP y las características estadísticas asociadas a los parámetros de entrada, es necesario identificar el número de simulaciones necesarias de ejecución del método de Monte Carlo. Aunque existen diferentes metodologías de estimación, la más adecuada y sencilla corresponde a la identificación gráfica. Como su nombre lo indica, consiste en graficar el promedio de la media y el promedio de la desviación estándar provenientes de n simulaciones. Una vez se obtenga la convergencia de los valores de estos estadísticos se habrá encontrado el número de simulaciones necesarias a realizar. Posterior a esto es posible proceder con el análisis de Monte Carlo.

3. REPORTE DE RESULTADOS

La guía de buenas prácticas del IPCC sugiere el uso de un intervalo de confianza del 95%. Esto significa que la probabilidad de que el resultado contenga el valor verdadero desconocido es del 95% (IPCC, 2006).

4. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

Es posible desarrollar este tipo de análisis a diferentes niveles: de sondeo general, de análisis

local y de análisis global. El primero consiste en variar los parámetros de entrada en la misma proporción con el fin de identificar aquellos que representen mayor sensibilidad en el resultado final. No pretende reportar la sensibilidad de los parámetros de manera cuantitativa. El segundo tipo consiste en evaluar el efecto de la variación de cada parámetro cuando los demás se mantienen constantes. El tercer análisis consiste en evaluar la importancia de los parámetros de entrada teniendo en cuenta sus rangos de variación. De esta manera las influencias de las FDP son incluidas (Sluijs et al., 2004).

5. NIVEL DE CONFIANZA Y ACEPTABILIDAD

Una vez se ha cuantificado el nivel de confianza de los resultados, es necesario decidir si este es suficiente para generar un reporte o si por el contrario es necesario realizar esfuerzos adicionales para aumentar la confiabilidad. En caso de elegir la segunda opción, se recomienda realizar ajustes de incertidumbre sobre los parámetros iniciales que representan el mayor aporte a la incertidumbre global del modelo. Para lo anterior es necesario reevaluar una vez más las características estadísticas y las FDP asociadas a dichos parámetros. Esto implica acudir a fuentes de información de mayor calidad. Las pruebas dinámicas de chasis se realizaron en condiciones de arranque en frío y en caliente. La medición de los gases se hizo mediante exposición directa de la sonda en el acondicionador de flujo; se tomó la muestra de los gases, se generó la extracción de los mismos y se midió el flujo en el mismo punto.

CASO DE ESTUDIO

En el presente estudio se evaluó la incertidumbre asociada a las medidas de mitigación del sector de vehículos privados de la curva MAC para Colombia. La primera medida inicia el año 2020 y consiste en mejorar los estándares de rendimiento de combustible en 40% con respecto al año base. La segunda medida inicia el año 2018 y consiste en la sustitución de vehículos livianos de pasajeros de motor de combustión interna por

vehículos eléctricos hasta alcanzar el 30% de la participación en flota del 2040. La tercera medida consiste en la sustitución de vehículos livianos de pasajeros de motor de combustión interna por híbridos (diésel-eléctricos y gasolina-eléctricos). Inicia en el año 2018 y se aplica gradualmente hasta alcanzar un 25% de vehículos híbridos al final del periodo.

RESULTADOS

Con un 95% de confiabilidad, la incertidumbre asociada a las medidas de mejora de rendimiento, vehículos eléctricos y vehículos híbridos varía entre -30 y 70, 2 y 111 y 49 y 205 USD ton CO₂-1. Los errores estándares de las medias son de 1.1, 1.2, y 1.8. Para la reducción de CO₂ la incertidumbre asociada a las medidas de mejora de rendimiento, vehículos eléctricos y vehículos híbridos varía entre 15 y 70, 10 y 35 y 4 y 14 USD ton CO₂-1 con un 95% de confiabilidad. Los errores estándares de las medias son 0.6, 0.3, y 0.1.

PRUEBA DE BONDAD DE AJUSTE

La representatividad estadística de los valores pronosticados se evaluó mediante la prueba de bondad de ajuste K-S. Se encontró que la distribución Gumbel representa el mejor ajuste para el resultado de la costo-eficiencia de la medida de vehículos híbridos ($p=0.029$, con parámetros $\beta=36.4$ y $\delta=97.4$) y de vehículos eléctricos ($p=0.016$, con parámetros $\beta=22.6$ y $\delta=34.7$). Adicional a lo anterior, la distribución Gumbel representa el mejor ajuste para el abatimiento de CO₂ de la medida de mejora de rendimiento ($p=0.042$, con parámetros $\beta=10.7$ y $\delta=29.4$). La distribución normal representa el mejor ajuste de la costo-eficiencia de la medida de mejora de rendimiento ($p=0.028$, con parámetros $\mu=18.1$ y $\sigma=25.9$). La distribución lognormal representa el mejor ajuste del pronóstico del abatimiento de CO₂ de la medida de vehículos eléctricos ($p=0.041$, con parámetros $\mu=19.9$ y $\sigma=6.2$) y de vehículos híbridos ($p=0.042$, con parámetros $\mu=8.3$ y $\sigma=2.6$).

COSTO-EFICIENCIA Y CLASIFICACIÓN DE LAS MEDIDAS

Las medidas de mitigación del sector de transporte privado Colombiano son clasificables en términos de costo eficiencia con un nivel de confianza del 42%. A partir de lo anterior es posible afirmar con la suficiente evidencia estadística que la medida de mejora de rendimiento representa la mayor costo-eficiencia, variando en un rango de 5 a 30 USD ton CO₂-1 con un promedio de 18. En segundo lugar se encuentra la medida de vehículos eléctricos cuyo rango de variación es de 31 a 60 USD ton CO₂-1 con 47 de valor promedio. Finalmente la medida de vehículos híbridos resulta ser la de menor costo-eficiencia con un valor promedio de 114 USD ton CO₂-1 variando en un rango de 90 a 133. Por otro lado, con un rango de incertidumbre de 74 a 155 USD ton CO₂ -1 y un valor promedio de 114 es posible afirmar que la medida de vehículos híbridos representa la menor costo-eficiencia de las tres medidas con un nivel de confianza del 71%. La medida de vehículos eléctricos varía en un rango de 21 a 74 con un promedio de 47 USD ton CO₂ -1. La medida de mejora de rendimiento tiene un promedio de 18 USD ton CO₂ -1 variando en un rango -8 a 44. Adicionalmente, se halló la probabilidad de que cada una de las medidas tome un valor igual o inferior a cero, es decir, la probabilidad de representar ahorros con respecto a la inversión. Los resultados muestran que la medida de mejora de rendimiento tiene una probabilidad de 23%, la medida de vehículos eléctricos de 2% y la medida de vehículos híbridos de 0%.

ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD Y COEFICIENTES DE CORRELACIÓN

Con el fin de identificar aquellos parámetros que representan el mayor aporte a la incertidumbre sobre las variables de pronóstico, se realizó un análisis de sensibilidad sobre los parámetros de entrada. Para la costo-eficiencia de la medida de mejora de rendimiento los parámetros de mayor contribución son el costo de mejorar el rendimiento de los vehículos a gasolina, el rendimiento de la gasolina y el costo de mejorar

el rendimiento de los vehículos diésel. Estos representan el 53%, 36% y 3% de la incertidumbre asociada. Los parámetros restantes representan el 7% del aporte. La incertidumbre de la medida de vehículos eléctricos corresponde en 35% al rendimiento de la gasolina, en 28% al precio del vehículo eléctrico, en 9% al costo de mantenimiento de los vehículos eléctricos y en 28% a los parámetros restantes. Para la medida de vehículos híbridos, la incertidumbre de la costo-eficiencia está asociada al rendimiento de gasolina (34%) , la tasa de descuento (29%) , el precio del vehículo híbrido (10%) y otros (27%). En cuanto al abatimiento de CO₂ los tres parámetros de mayor aporte a la incertidumbre son la tasa de saturación de los vehículos particulares (γ) , el rendimiento de la gasolina y el parámetro de curvatura (β). Estos coinciden en las tres medidas. Los porcentajes correspondientes a la medida de rendimiento son 43, 26%, 14% y 17% para los parámetros restantes. En la medida de vehículos eléctricos, 39%, 34%, 9% y 18%, siendo este último la suma de los parámetros restantes. Los porcentajes para la medida de vehículos híbridos son 43%, 26%, 14% y 17% para los parámetros restantes. Utilizando Crystal Ball se computó la contribución a la varianza de los parámetros de entrada a partir del cálculo de los coeficientes de correlación entre cada parámetro de entrada y la variable pronosticada. Existe una relación directamente proporcional entre el coeficiente de correlación y esta última. Los coeficientes positivos indican que un incremento en el parámetro de entrada produce un aumento positivo en el valor de salida. Lo contrario sucede con los coeficientes negativos. Todos los parámetros identificados anteriormente como los de mayor influencia en la costo-eficiencia de las medidas — a excepción de la tasa de descuento— implican que su disminución induce al aumento de la costo-eficiencia de las medidas correspondientes. Lo anterior tiene sentido, ya que los parámetros en cuestión corresponden a costos tecnológicos, precios de vehículos y rendimiento de combustible. En cuanto a abatimiento de CO₂, se encuentra que el aumento

de la tasa de saturación de los vehículos particulares induce al aumento de emisiones. Contrario a esto, el incremento del rendimiento de la gasolina y del parámetro de curvatura β contribuyen a la disminución de generación de CO₂.

NIVEL DE CONFIANZA Y ACEPTABILIDAD

Con el fin de aumentar el nivel de confiabilidad de estos es necesario disminuir el nivel de incertidumbre de los parámetros de mayor influencia. Estos fueron identificados previamente en el análisis de sensibilidad. Esto implica consecución de información de mayor calidad si es posible. Es importante mencionar que el ejercicio y desarrollo del trabajo de la curva MAC de transporte para Colombia representa esfuerzos colectivos sin precedentes en el país e incluso de la región. El ejercicio de construcción colectiva, las mesas de expertos, la convocatoria realizada y la calidad de personas involucradas ubican este trabajo en un nivel difícilmente superable. El nivel de calidad y esfuerzo que implicó su realización permiten catalogarlo como the best available information. Hasta el momento, para desarrollar una mejor versión habría que invertir unos recursos monumentales de tiempo, dinero y humanos.

CONCLUSIONES

Al reconocer el carácter estocástico de los parámetros de entrada de los modelos, se encuentra que los resultados inicialmente determinísticos no representan una estimación adecuada de los resultados de los mismos. Por el contrario, al reconocer la incertidumbre asociada es posible hallar resultados que varían dentro de un rango y cuentan con una probabilidad de ocurrencia asociada. De esta manera, es posible establecer FDP que describen cada uno de las salidas del modelo así como el ajuste estadístico que mejor las representa. A partir de la FDA es posible estimar la probabilidad asociada a la ocurrencia de valores específicos de los resultados del modelo, en este caso la probabilidad de obtener valores de costo-eficiencia negativos. La aplicación de este tipo de

metodologías permite establecer intervalos de confianza de cada una de las salidas del modelo. Si no existe solapamiento entre sí es posible realizar conclusiones de ordenamiento o clasificación basadas en evidencia estadística de soporte. En caso de no existir la suficiente evidencia que permita realizar inferencias estadísticas sobre los intervalos de confianza es posible recurrir a dos alternativas. La primera consiste en disminuir el nivel de confianza. La segunda corresponde a disminuir la incertidumbre asociada a los parámetros de mayor influencia a través de la consecución de información de mayor calidad, información de fuentes primarias o realizar nuevas mediciones. A través del análisis de sensibilidad es posible identificar aquellos parámetros que aportan en mayor medida a la incertidumbre de los resultados del modelo.

REFERENCIAS

- Bastianoni, S., Marchi, M., Caro, D., Casprini, P., & Pulselli, F. M. (2014). The connection between 2006 IPCC GHG inventory methodology and ISO 14064-1 certification standard – A reference point for the environmental policies at sub-national scale. *environmental science & policy*, 44, 97–107.
- BIPM-JCGM. (2009). Evaluation of measurement data | An introduction to the "Guide to the expression of uncertainty in measurement" and related documents".
- Cullen, A., & Frey, H. (1999). *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*. New York: Society for risk analysis.
- EEA. (2013). *Uncertainties*. En EEA, EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook. Technical guidance to prepare national emission inventories. Luxembourg: European Environment Agency.
- EU Commission. (2003). *Uncertainties in Emission Inventory Modelling*. Flugsrud, & Hoem. (2011). *Uncertainties in the Norwegian greenhouse gas emission inventory*.

- IPCC. (2013). IPCC, 2013. In: Stocker, T., Dahe, Q., Plattner, G.K. (Eds.) , Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the 5th Assessment Report of the IPCC. Stockholm
- IPCC. (2006). Quantifying uncertainties in practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories. En IPCC, IPCC Good practice.
- Kesicki, F. (2012). Decomposing long-run carbon abatement cost curves - robustness and uncertainty. UCL Energy Institute University College London.
- Kesicki, F. (2013). Marginal Abatement Cost Curves: Combining Energy System Modelling and Decomposition Analysis. *Environmental Modeling & Assessment* , 18 (1) , 27-37.
- Kioutsoukis, I., Tarantola, S., Saltelli, A., & Gatelli, D. (2004). Uncertainty and global sensitivity analysis of road transport. *Atmospheric Environment* , 38, 6609–6620.
- Rypdal, K., & Winiwarter, W. (2001). Uncertainties in greenhouse gas emission inventories — evaluation, comparability and implications. *Environmental Science & Policy* , 4 (2001) 107–116.
- Von Krauss, M., Kaiser, M., Almaas, V., van der Sluijs, J., & Klopogge, P. (2008). Diagnosing and prioritizing uncertainties according to their relevance for policy: the case of transgene silencing. *Science of the Total Environment* , 390, 23-34.
- Robinson, J. (1989). On Uncertainty in the Computation of Global Emissions for Biomass Burning. *Climatic Change* , 14, 243–262.

SIMULACIÓN DE LA DISPERSIÓN DE PM10 MEDIANTE ISCT3 EN LAS ACTIVIDADES DE LA CANTERA UBICADA EN KM 5 VÍA BARRANQUILLA-PUERTOCOLOMBIA

López Fuentes Tania Margarita¹, Arcón Solano Jean Paul¹, Vergara Vásquez Eliana Lizeth¹, Vélez Pereira Andrés Mauricio²

1. Universidad de la Costa, 2. Universidad Autónoma de Barcelona

Autor de correspondencia: tamalofu@gmail.com

RESUMEN

El PM10, o material particulado de diámetro aerodinámico igual o inferior a 10 µm, es uno de los seis contaminantes criterio regulado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) y de acuerdo con el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP), es el contaminante de mayor importancia en las ciudades más pobladas del mundo. En cuanto a las actividades con la minería, este es generado principalmente durante los procesos de perforación y voladura (en cantera) y a la trituration y molienda (en planta), que generalmente es caracterizado como un polvo de color gris. En el departamento del Atlántico - Colombia, a pesar de la existencia de estas actividades mineras, se presenta muy pocos estudios en cuanto a la calidad de aire, y los que existen son de carácter particular. Es por ello que surge la necesidad de utilizar herramientas predictivas para la toma de decisiones en el marco de la protección del ambiente. Se pretende generar un conocimiento sobre la variación temporal y espacial de la fracción respirable PM10 emitido por estas actividades mineras utilizando un modelo gaussiano ISCT3 (Industrial Source Complex Short Term) como de aplicación regulatoria para la estimación de concentraciones ambientales.

PALABRAS CLAVE

Cantera, ISCT3, material particulado PM10, minería

INTRODUCCION

La presente investigación busca simular el comportamiento del material particulado PM10 en una cantera ubicada en el municipio de Puerto Colombia (Atlántico). El material particulado se presenta en diferentes tamaños y las fracciones más pequeñas (PM2.5 y PM10) se consideran perjudiciales para la salud humana y los ecosistemas. La generación de éste contaminante en la cantera se debe precisamente a las actividades que se llevan a cabo dentro de ésta ya que requiere de un suelo sin capa vegetal para realizar la extracción y trituration de los materiales para luego ser transportados. El interés de llevar a cabo ésta investigación surge primero, por conocer la variación temporal y espacial del contaminante y así identificar el área de influencia

del mismo a nivel local; segundo, ser uno de los primeros en realizar investigación en modelación de aire en el departamento del Atlántico y ser el punto de partida para proyectos futuros en el tema. La investigación se realiza en cuatro fases. Fase I, recolección de referencias bibliográficas para conocer el estado del arte de la modelación de PM10 a nivel global, nacional, regional y local. Fase II, constituye la medición en campo de PM10 en la cantera con el equipo Partisol 2000®, el cual recolecta las muestras del contaminante en un filtro. La Fase III comprende la modelación en el programa ISCST3® de la variación espacial y temporal del PM10 al alimentarlo con las concentraciones obtenidas y los datos meteorológicos de la zona. Fase IV, es la simulación en el programa Surfer Golden® por

medio de los datos obtenidos en la fase anterior para determinar el área de influencia del contaminante.

MATERIALES Y METODOS

Para el desarrollo de este proyecto de investigación se utiliza un método experimental. Se inicia con la identificación del problema y su área de influencia; pasando por una revisión bibliográfica que permita la recolección de antecedentes y estudios; diseño de un plan experimental; mediciones en campo, modelación matemática para la determinación la dispersión de la fracción respirable PM10. El método experimental en este proyecto se evidencia en el cumplimiento de los objetivos específicos, estos se ejecutaran de la siguiente manera: Objetivo 1.- Determinar la variación temporal de la fracción respirable PM10 en la actividad minera (canteras). Localización del sitio de muestreo Para el desarrollo de esta investigación se tendrán en cuenta: Factores macro y micro-climáticos, Factores geográficos. Para la ubicación del equipo de medición se tendrán en cuenta varios aspectos: ubicarse en una zona abierta, donde no existan estructuras que impidan la circulación del aire, y eviten la sedimentación de la materia, el suministro de energía eléctrica sea disponible para el buen funcionamiento de los equipos a utilizar, que en este caso es el Partisol-2000i y buscar que el equipo no se encuentre expuesto a personal no autorizado que puedan causar daños a la parte operativa y física del mismo. Equipos y mediciones en campo Se utilizara un muestreador Partisol. Este equipo permite recolectar partículas PM10. Siguiendo el estándar EPA 40 CFR Pt. 50 App. J, se colectaran muestras en un periodo de 24 ± 1 hora en filtros de fibra de cuarzo; los filtros serán pesados antes y después del muestreo. Frecuencia de los monitoreos Las mediciones se ejecutaran durante cuatro (4) meses del presente año. El esquema de muestreo consiste en tomar datos cada tercer día después de la primera medición. Como el interés de esta investigación es corroborar la eficacia del modelo ISCST3 para estimar la calidad del aire proveniente de actividad minera en este caso cantera, se utilizara

solo una estación de muestreo (sotavento) la cual permitirá calibrar los datos reportados por el modelo con los recolectados en campo. Para poder determinar las concentraciones de fondo (barlovento) se utilizara la distribución de frecuencia acumulativa lognormal la cual es una herramienta eficaz para estimar este tipo de concentraciones. Cabe anotar en esta investigación los datos meteorológicos serán tomas de la estación IDEAM de la ciudad, no obstante el equipo de medición reporta datos de presión ambiental, temperatura ambiental, velocidad y dirección del viento. Análisis y presentación de la información Para calcular las concentraciones de PM10 se usaran los datos del peso del filtro, el caudal del equipo y el tiempo de muestreo. La concentración en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 se calculará, dividiendo el peso del filtro sobre el caudal y multiplicándolo por el tiempo de muestreo (Ecuación 1). En una tabla se expondrán las fechas con las concentraciones más altas y más bajas durante todo el periodo de muestreo con la respectiva desviación estándar, la media aritmética y el coeficiente de variación temporal.

$$C_t = (P_f + P_i) / (Q_f \cdot t_m) \quad \text{Ecuación (1)}$$

Dónde:

Ct: Concentración de masa de PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].

Pf: Peso final colectada en el filtro de fracción de partícula fina [μg].

Pi: Peso inicial del filtro de fracción de partícula fina [μg].

Qf: Flujo volumétrico [m^3/min].

tm: tiempo de muestreo [min].

Se compararán los resultados obtenidos, en cuanto a concentración del contaminante, con la normativa vigente de emisiones de PM10 a la atmosfera, la resolución 610 de 2010. Objetivo 2.- Establecer la variación espacial fracción respirable PM10 en la actividad minera (canteras) utilizando el modelo ISCST3. Modelación en el ISCST3 Para realizar la modelación en el ISCST3 se alimenta el modelo con las concentraciones de PM10, la información meteorológica de los días de muestreo, distancia desde la fuente del emisor

al receptor, altura del vertido del contaminante y promedio de emisión de contaminante. A continuación, la ecuación que define al modelo:

$$\chi = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp\left(-0.5 \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right) \right] \left[\exp\left(-0.5 \left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2\right) \right] \text{ Ecuación (2)}$$

Dónde:

X: Concentración de contaminante [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].

Q: Promedio de emisión de contaminante [g/s].

Vs: Velocidad del viento a la altura de descarga del contaminante [m/s].

y: Distancia desde la fuente del emisor al receptor [m].

H: Altura de vertido del contaminante [m].

Validación del modelo ISCST3 Para validar los resultados obtenidos por los modelos se utilizara la determinación del error entre los datos de las series de tiempo de las mediciones y las simulaciones realizadas mediante la utilización del modelo ISC, se determinará mediante la cuantificación del error de la raíz media cuadrática RMS. Objetivo 3.- Identificar las áreas de influencia de la fracción respirable PM10 generadas las actividades mineras (canteras). Para determinar el área afectada por la emisión y dispersión de partículas PM10 se tomaran los resultados de la medición y la modelación para establecer el nivel de la concentración en los receptores en una grilla de 200 X 200 m. Se determinará un promedio de 9 datos por mes de PM10. Con esta información reportada se construirá el plano de isopleas para PM10 utilizando el Software Golden Surfer® 11.0 que interpola datos en XYZ empleando el método Kriging. A partir de estos planos se determinará el área de influencia en función de las emisiones.

RESULTADOS

Resultados Datos meteorológicos de estación Ernestos Cortissoz A continuación se presenta la información meteorológica del área de estudio durante los cuatro meses de muestreo. La temperatura promedio que se presentó en el área de estudio durante los cuatro meses de muestreo es 28.3 °C. La temperatura máxima y mínima son respectivamente 29.7 °C y 26.6 °C. La desviación

estándar es igual a 0.8. La humedad promedio que se presentó durante los cuatro meses de muestreo es 81.2%. La humedad máxima y mínima son respectivamente 88.5% y 72.3%. La desviación estándar es igual a 2.8. La presión atmosférica promedio del área de estudio es igual a 757.1 mmHg durante los cuatro meses de muestreo. La presión atmosférica máxima y mínima son respectivamente 759.5 mmHg y 736.7 mmHg. La desviación estándar es igual a 2.1. Durante los cuatro meses de muestreo no se presentaron precipitaciones (0 mm) por lo que el análisis estadístico arrojó valores igual a cero para promedio, desviación estándar, valores máximo y mínimo. Los vientos se dirigen desde el NE hacia el SO con una velocidad promedio de 4.2 m/s. Así mismo, se presentó velocidad máxima igual 8.6 m/s y mínima de 2.8 m/s. La desviación estándar de la muestra es igual a 1.0. Calculo de concentración de la Fracción Respirable PM10 Para estimar la concentración de PM10 se realizó pesaje antes y después de muestrear con el Partisol 2000i, se descargaron los datos de flujo volumétrico y tiempo de muestreo por medio del DataLogger integrado. Posteriormente se determinaron valores máximo, mínimo y promedio para comparar con la normativa. En las fechas 16/03/2014 la cantera presento fallas eléctricas y para las fechas que van de 09/05/2014 a 21/05/2014 las instalaciones eléctricas estuvieron en mantenimiento por parte de la entidad prestadora de servicio lo cual no permitió realizar las mediciones. Conociendo que el límite diario de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y el límite Anual de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ establecido por la resolución 610 del 2010 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia, se observa que el límite diario durante los cuatro (4) meses de muestreo no fue superado en ninguna instancia. Con referencia al límite anual para el mes de marzo se presentaron 4 muestra que superaron este límite, además, el día 7 es la más alta concentración de todos los muestreos con 71.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; para el mes de abril presenta cuatro (4) muestras que superan el límite anual y el día 15 tiene la mayor concentración con 62.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; con respecto al mes de junio se observa que en cuatro (4) fechas

se superan el límite anual y el día 17 es la mayor concentración con 68.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

CONCLUSIONES

Se tienen como conclusiones parciales los avances del primer objetivo planteado. Se define el tiempo y frecuencia de monitoreos de PM 10 en el área de estudio y se localiza el equipo de medición en un lugar que cumple con los requisitos técnicos y de seguridad para iniciar la medición. Al finalizar el monitoreo en campo se cuenta con la primera información para alimentar el modelo que corresponde a las concentraciones del contaminante. De dicha información se puede determinar que el promedio es igual a 36.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 y los valores máximo y mínimo son 72 y 4.23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Al comparar las concentraciones de contaminante con la resolución 610 de 2010 se observa que de un total de 35 muestras, que representan el 100%, todas cumplen con el límite máximo permisible diario y anual. Es preciso recordar que las mediciones en campo se llevaron a cabo durante época seca. Posiblemente al llegar la época de lluvias los resultados serían concentraciones mucho menores ya que, además de que se suspenden actividades, el arrastre de las partículas por la lluvia (efecto scrubber) , disminuye la concentración del contaminante y su capacidad de transportarse por el aire. A pesar de los resultados favorables de las concentraciones de PM10 en el ambiente, se debe tener en cuenta el impacto que el contaminante puede generar en las poblaciones aledañas, tanto enfermedades respiratorias como deterioro de cuerpos de agua cercanos que sean suministro de la población. Las poblaciones más vulnerables son las que están en dirección SO. Además, las condiciones meteorológicas de la zona pueden aumentar la generación de material particulado por la presencia de más fuentes cercanas a las poblaciones. Lo cual promueve un monitoreo de calidad de aire a las poblaciones aledañas para evaluar el impacto de las diferentes fuentes hacia las poblaciones.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Dios por la bendición de vivir, a nuestros padres Eleana Fuentes, Iván López, Leda Solano y Alfonso Arcón por sembrar en nosotros la semilla de la curiosidad y a nuestros maestros Eliana Vergara y Andrés Vélez por regar en ella todo el conocimiento que nos ha formado en lo que hoy día somos.

REFERENCIAS

- ABRIL, G., & Diez, S. (2006). Modelado de la dispersión de material particulado PM10 mediante la estimación de las tasas de emisión considerando la influencia de la meteorología local. FCEF, CONICET, CIQA y UTN - FRC. Cordoba - Argentina.
- ALCAIDE LÓPEZ de la Manzanara, M. T. (2000). Efectos ambientales del tráfico urbano: La evaluación de la contaminación atmosférica en Madrid. Madrid: Tesis Doctoral de Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes.
- ALCALDÍA DE PUERTO COLOMBIA. (2000). plan Básico de Ordenamiento Territorial. Puerto Colombia.
- ALONSO Serrano, A., Garcia Sanz, L., Leon Rodrigo, I., Garcia Gordo, E., Gil Alvaro, B., & Rios Brea, L. (2010). Metodo de Investigacion de enfoque experimental. Madrid, España: Universidad Autonoma de Madrid.
- BAKER, J., Berry, N., Cohanim, S., Durkee, K., Moaveni, V., Pham, M., & Polidori, A. (2012). Air Quality Management Plan. Southern Californians: Sout Coast Air Quality Management.
- BANCO DE LA REPÚBLICA. (2002). El crecimiento económico colombiano del siglo XX. Bogotá D.C., Colombia.
- BAROUTIAN, Mohebbi, & Soltani. (2006). Measuring and modeling particulate dispersion: A case study of a Kerman Cement Plant. Journal of Hazardous Materials, 468- 474.
- BOTLAGUDURU, V. S. (2009). Comparison of AERMOD and ISCST3 Models for particulate Emissions from ground levels

- Sources. Texas - United States: Acharya Nagarjuna University.
- CONDE Villabona, O. R. (2008). Tesis: Aplicación y evaluación de la herramienta de modelación Breeze - ISCST3 para la dispersión de los contaminantes atmosféricos emitidos por la empresa Harinagro S.A. Bucaramanga Colombia: Universidad Pontificia Bolivariana - Facultad de Ingeniería Ambiental.
- DEFENSORÍA DEL PUEBLO-COLOMBIA. (2010). La Minería de hecho en Colombia. Bogotá D.C.
- ESPERT Alemany, V., & López Jiménez, P. A. (2000). Dispersión de contaminantes en la atmósfera. Valladolid: Editorial Alfaomega.
- FEDESARROLLO. (2008). La Minería en Colombia: Impacto Socioeconómico y Fiscal. Bogotá D.C.
- GALLEGO Martínez, E. (2010). Tesis: Inventario de emisiones de partículas y modelado de su transporte a partir de fuentes de área de una industria minera. San Luis Potosi. Mexico: Universidad Autónoma de San Luis Potosi. Facultad de Ciencias Químicas ingeniería y Medicina.
- IDEAM. (2001). El Medio Ambiente en Colombia. Bogotá D.C.
- IDEAM. (2012). Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2007-2010. Bogotá.
- INCOPLAN S.A. (2010). Estudio técnico Sectorial "Infraestructura de Transporte Multimodal y de Logísticas Integradas para el Desarrollo de la Industria Minera en Colombia, con Énfasis en Puertos". Bogotá.
- International Energy Agency. (2012). Key World Energy Statistics.
- KIELY. (1999). Environmental Engineering. McGraw-Hill Higher Education.
- LAZO, P., Cúre, M., & Gaete, H. (2006). Modelación de la dispersión de anhídrido sulfuroso en la comuna de Puchuncavi utilizando el programa ISC3. Revista Chilena de Ingeniería, 229 - 237.
- MANZUR, M., Benzal, G., & González, S. (2012). Modelo de Dispersión de Contaminantes Atmosféricos. 7mo Congreso de Medio Ambiente AUGM, (págs. 1-19). Tucumán.
- MINISTERIO DE MINAS Y ENERGÍA. (26 de Julio de 2008). Obtenido de Ministerio de Minas y Energía: www.minminas.gov.co
- MORENO, L., Balaguer, C., & Garrido, S. (2003). Ingeniería de control: Modelado y control de sistemas dinámicos. Barcelona: Editorial Ariel S.A.
- OROZCO Barrenetxea, C., Alfayate Blanco, J. M., González Delgado, M. N., Pérez Serrano, A., & Rodríguez Vidal, F. (2008). Contaminación ambiental: Una visión desde la química. Madrid: Paraninfo.
- PERALTA, & Et al. (2005). Modelamiento de dispersión de contaminantes en la atmósfera emitidos por generadores termoelectrónicos móviles. . Guayaquil - Mexico.
- POPE, C., & Dockery, D. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. Journal of the Air and Waste Management Association, 1368–1380.
- PRATO Sánchez, D. F. (2012). Modelación de la dispersión de material particulado en zona minera del Cesar Colombia Usando Fluente (CFD). Bogotá Colombia: Universidad EAN Facultad de Ingeniería.
- SÁNCHEZ, E., & Uribe, E. (1994). Contaminación Atmosférica. En C. H. E. Sánchez, La Contaminación Industrial en Colombia. Bogotá D.C: DNP. PNUD.
- SANÍN CORTÉS, N. (2002). Construcción de un Modelo Tridimensional para Ajuste de Campos de Viento y Dispersión de Contaminantes en la Atmósfera. Las Palmas de Gran Canaria: Tesis Doctoral de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. SIAC. (12 de Agosto de 2014). Sistema de Información Ambiental de Colombia. Obtenido de <https://www.siac.gov.co/contenido/contenido.aspx?catID=693&conID=815&pagID=737>
- STEWART, J. (2007). Calculo Diferencial e Integral. Mexico D.F.: Thomson.
- VERGARA Vásquez, E. L., & García Rentería, F. F. (2010). Variación espacial y temporal

de la Fracción Respirable (PM10) en la ciudad de Santa Marta en el 2009. Ingeniería: La ingeniería en el Marco de la Internacionalización y el Desarrollo Sostenible en America Latina y el Caribe, 19 - 25.

VILLABONA, O. C. (2008). Aplicación y Evaluación de la Herramienta de Modelación Breeze ISCST3 para la Dispersión de los Contaminantes Atmosféricos Emitidos por la Empresa Harinagro S.A. Trabajo de grado. Bucaramanga.

WORLD TRADE ORGANIZATION. (2007). Annual Report.

YANG, Chang, Tsai, Chuang, Ho, Wu, & Sung. (2003). Preterm delivery among people living around Portland cement plants. Environ. Res. 92, 64-68.

MUESTREO Y ANÁLISIS DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

ENTENDIENDO LA CALIDAD DEL AIRE EN LA ORINOQUIA COLOMBIANA DURANTE LA TEMPORADA DE QUEMA DE BIOMASA

Hernández, Andrea Juliana¹; Morales-R, Luis Alberto¹; Tatis Bautista, Alvaro David¹; Jiménez,
Rodrigo¹; Rodríguez, Nubia²; Cañas Soler, Francesc

1. Universidad Nacional de Colombia, 2. Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria;
Corpoica, 3. Agropecuaria Aliar; La Fazenda

Autor de correspondencia: anjhernandezvi@unal.edu.co

RESUMEN

Las sabanas de la Orinoquia presentan típicamente una temporada seca durante los meses de diciembre a marzo, periodo durante el cual se produce un importante número de quemas. La quema de sabana es usada por las comunidades indígenas, como práctica de renovación de pasturas en ganadería extensiva y también ocurre por causas naturales. Con el fin de caracterizar los niveles base de calidad de aire en la Orinoquia colombiana (347 mil km² – área de la cuenca hidrográfica en Colombia) y su potencial afectación por las quemas de biomasa, las concentraciones de PM₁₀ y otros contaminantes fueron medidas en 3 sitios, 2 en el Departamento de Meta y 1 en el Departamento de Arauca. En este trabajo nos enfocamos en las mediciones de material particulado en la estación experimental Taluma en Puerto López, Meta, al inicio de la temporada seca (5-18 de diciembre de 2014) y durante el periodo del 31 de enero - 13 de febrero de 2015. La actividad de fuego durante la campaña de medición fue monitoreada a través del producto MCD14ML y se empleó modelación de trayectorias inversas mediante HYSPLIT. Durante el inicio de la temporada seca el nivel promedio diario de material particulado PM₁₀ fue ~17 µg/m³. Durante las mediciones realizadas en febrero de 2015, se observó gran variabilidad en las condiciones meteorológicas y en la actividad de fuegos. Se presentó un periodo con alta humedad relativa, baja radiación solar, bajas velocidades de viento y bajo número de fuegos activos cuya concentración promedio de PM₁₀ fue estadísticamente idéntica a la observada en diciembre de 2014 (31 de enero-3 de febrero de 2015). La concentración de PM₁₀ presentó un incremento importante entre el 5 y 10 de febrero. En este periodo se presentaron condiciones de mayor radiación, mayores velocidades de viento y mayor presencia de fuegos activos y la concentración promedio de PM₁₀ fue de ~31 µg/m³. Nuestras mediciones indican que existe influencia del fuego en las concentraciones de material particulado en la Orinoquia colombiana, sin embargo, para poder establecer la contribución de esta fuente al material particulado se requiere trabajo futuro en la estimación de las emisiones generadas por esta actividad y la modelación de sus efectos y realizar una caracterización química del material particulado que permita entender el origen de las partículas medidas.

PALABRAS CLAVE

Quema de biomasa, material particulado, Orinoquia

INTRODUCCION

Las sabanas del Orinoco constituyen el segundo ecosistema de sabanas tropicales más importante de Suramérica con una extensión

cercana a los 90 millones de hectáreas, de los cuales ~35 millones de hectáreas pertenecen a la cuenca del río Orinoco dentro del territorio colombiano. La Orinoquia colombiana es

actualmente usada para ganadería, agricultura y explotación petrolera. La Orinoquia produce el 73% de los hidrocarburos en Colombia (Agencia Nacional de Hidrocarburos, 2014). El crecimiento agrícola ha sido importante en los últimos años, y se prevé que continúe aumentando debido a la existencia de políticas para el desarrollo agrícola de la región, tales como el CONPES 3797 (Política para el desarrollo integral de la Orinoquia) , sin embargo, la ganadería extensiva continua siendo el uso de suelo predominante. Las sabanas centrales del Orinoco presentan un régimen unimodal de precipitación, con una temporada seca entre diciembre y marzo. Durante la temporada húmeda, hay un crecimiento de vegetación en las sabanas que posteriormente se convierte en biomasa seca al inicio de cada año, aumentando el riesgo de fuego (Armenteras-Pascual et al., 2011). Romero-Ruiz et al. (2010), estimaron que aproximadamente 2.75 millones de hectáreas se queman anualmente en la Orinoquia colombiana durante la temporada seca. Esto corresponde al ~4% del área quemada anualmente en Suramérica. Las causas de las quemaduras incluyen la práctica de renovación de pasturas empleada en ganadería extensiva, el uso del fuego por parte de las comunidades indígenas como una práctica de caza, y causas naturales. La contaminación del aire resultante de la quema de biomasa representa un tipo de exposición aguda, caracterizada por altos niveles de material particulado fino durante un periodo de tiempo definido por la temporada de quemaduras (Ignotti et al., 2010; Silva et al., 2013). Los efectos de las emisiones generadas por las quemaduras impactan inicialmente a nivel local, pero el transporte de contaminantes puede generar efectos en áreas lejanas con mayor población (Targino et al., 2013). La temporada seca tiene su origen en la posición de la Orinoquia al norte de la zona de confluencia intertropical (ZCIT) (Pacheco and León-Aristizábal, 2001) , por lo cual, además de los efectos relacionados con la ausencia de precipitaciones, se presentan altas velocidades

de viento típicamente en la dirección NE (vientos alisios). Estas condiciones de altas velocidades de viento, favorecen la expansión de los fuegos y a su vez generan mayor ventilación, dispersando así las emisiones probablemente sobre distancias relativamente largas. La dirección predominante del viento durante las épocas de quema sugiere que hay transporte cuasi-periódico de contaminantes generados por las quemaduras hacia a en el suroeste de la Orinoquia colombiana. Los estudios realizados en la Orinoquia venezolana presentan evidencias del aumento de las concentraciones atmosféricas de gases traza, partículas y ozono en conexión con quemaduras de vegetación (Sanhueza and Fernández, 2000; Sanhueza and Rondón, 1988; Sanhueza et al., 1987, 1985). Por su parte, la Orinoquia colombiana, que se vería potencialmente afectada por las quemaduras que ocurren cada año en las sabanas venezolanas y colombianas, en nuestro conocimiento no contaba antes de esta investigación con mediciones de los niveles de contaminantes, ni estudios de los efectos de la quema de sabana. En este artículo se presentan los resultados de una campaña de medición de material particulado (MP) realizada durante el periodo diciembre de 2014 – febrero de 2015 en la Orinoquia colombiana con el fin de determinar los niveles de concentración de material particulado en la Orinoquia durante la temporada seca, e identificar los posibles efectos de la quema de biomasa en los niveles de MP registrados en la región.

MATERIALES Y METODOS

Sitio de medición La campaña de medición incluyó 3 sitios de la Orinoquia: Estaciones La Libertad y Taluma en el Departamento del Meta y Universidad Nacional de Colombia – Sede Arauca. Este artículo tiene su foco de interés en las mediciones llevadas a cabo en la estación experimental Taluma de Corpoica ubicada en Puerto López, Meta (4.375250 N, 72.231306 W). La primera etapa de la campaña se realizó entre el 5 y el 18 de

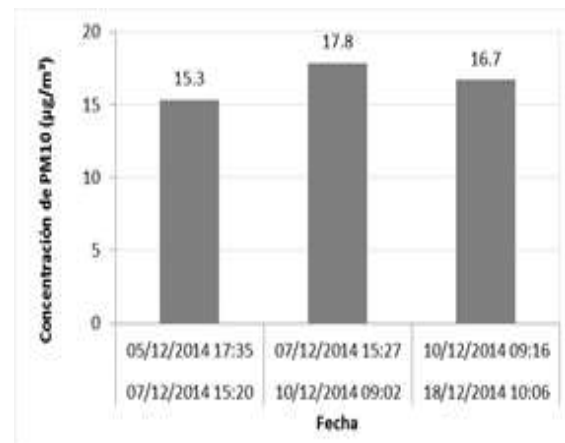
diciembre de 2014. Esta primera etapa buscó caracterizar los niveles de material particulado en la Orinoquia al inicio de la temporada seca, periodo en el cual se presenta menor incidencia de las quemadas de biomasa. Se muestreó material particulado PM10 usando dos medidores de bajo volumen que emplearon filtros de cuarzo y teflón para permitir la posterior caracterización química del material particulado colectado, y mediciones de distribución de tamaño de partículas empleando un Impactador en cascada (TE-20-800, Tisch Environmental, Inc). Debido a que se esperaba encontrar bajos niveles de material particulado se planeó una duración de muestras de cuatro días con el fin de coleccionar suficiente masa para una posterior caracterización química. La segunda etapa o Periodo de Observación Intensivo (POI), se llevó a cabo en el periodo enero 31 de 2014 a 14 de febrero de 2015. Durante el POI, además de las mediciones con equipos minivol y con el Impactador en cascada, se realizaron mediciones automáticas de PM10 mediante un equipo de atenuación Beta (MP101M, Environnement SA) y se empleó un equipo de alto volumen (empleando filtro de cuarzo). En esta estación se contó además con una estación meteorológica integrada (WXT520, Vaisala) e información de un piranómetro (LI-200R, Licor) ubicado a 6 km de la estación Taluma. Fuegos activos Para tener un indicativo de la actividad del fuego durante la campaña de medición se empleó el producto MCD14ML el cual contiene información de fuegos activos detectados por los productos MOD14 (Terra) y MYD14 (Aqua), desarrollado por la Universidad de Maryland y disponible a través de NASA FIRMS (Fire Information for Resource Management System, <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/download/>). Estos productos, al ser resultado de satélites de órbita polar, limitan la detección de fuegos al tiempo de paso del satélite, que para el caso de MODIS cruzan el ecuador a las 10:30 y 22:30, hora local, (plataforma Terra) y a las 13:30 y 01:30 (plataforma Aqua). Se

emplearon los fuegos activos con niveles de confianza superiores a 70%. Trayectorias inversas Se empleó el modelo Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated, HYSPLIT (Draxler and Rolph, 2011) para obtener trayectorias inversas para los periodos de medición usando reanálisis como entrada meteorológica. Las trayectorias inversas tuvieron un punto de arribo a una altura de referencia de 250 m SNS (Sobre el Nivel del Suelo) sobre la estación Taluma. Se calcularon trayectorias inversas con duración de 72 horas cada 6 h, durante el periodo de observación intensivo, y 1 vez por día durante el periodo de medición en diciembre de 2014.

RESULTADOS

Inicio de la temporada seca La Figura 1 presenta las concentraciones y fechas de inicio y finalización de las muestras de material particulado colectadas durante diciembre de 2014. La concentración promedio ponderada diaria (± 1 -sigma) de PM10 en este periodo fue de $16.7 \pm 1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

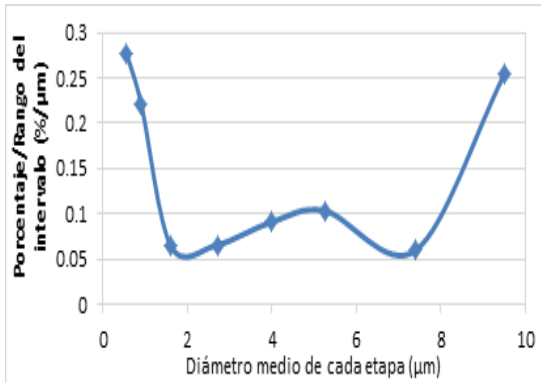
Figura 13



La distribución de tamaños medida con el impactador de cascada muestra que el 50% de la masa de partículas colectada se encuentra entre 0.4 y 1.1 μm es (ver Figura 2). La muestra de la etapa de 0-0.4 μm se consideró inválida por daño en el filtro, por lo cual la información presentada corresponde al porcentaje de partículas mayores a 0.4 μm . La

primera parte del periodo de medición (diciembre 5-18 de 2014) estuvo caracterizada por vientos provenientes principalmente del NE.

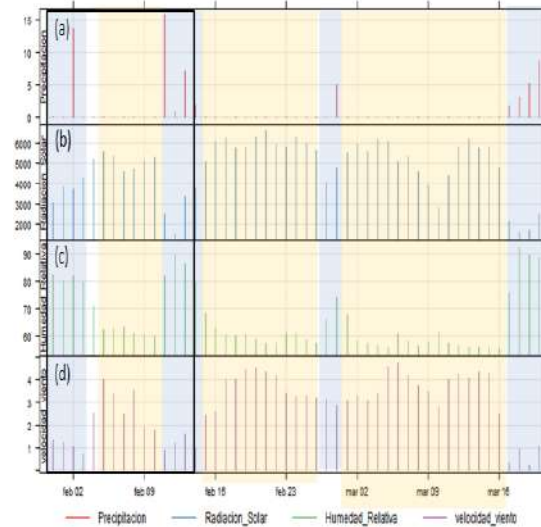
Figura 14



La Figura 1 (a) presenta el número de fuegos activos para las diferentes semanas de la temporada seca 2014-2015. Durante la semana 50 (8-14 de diciembre de 2014) y la semana 49 (1-7 de diciembre) se observan los menores números de fuegos activos en la Orinoquia colombiana y corresponden al periodo de medición realizado en diciembre. Adicionalmente, las trayectorias inversas y la ubicación de los fuegos activos durante el periodo de medición muestran que la mayoría de fuegos activos ocurrieron fuera del área de las trayectorias inversas (Figura 1 (b)), por lo cual se considera que las concentraciones de material particulado tienen un bajo impacto de las emisiones generadas por quema de biomasa. Periodo de observación intensivo - POI Durante el POI (31 de enero – 14 de febrero), se observaron 3 periodos con comportamientos meteorológicos diferentes (ver Figura 4). Al inicio del periodo (31 enero - 3 de febrero) se registraron altos porcentajes de humedad relativa (variación horaria entre 55 y 98%), baja radiación solar, bajas velocidades de viento (promedio nocturno 1.6 m/s y promedio diurno 2.9 m/s), y se registró una precipitación de 13.6 mm el 2 de febrero. Durante esta primera parte, el producto MCD14ML identificó 7 fuegos activos en la

Orinoquia colombiana, 6 de estos durante el 3 de febrero y 1 el 1 de febrero.

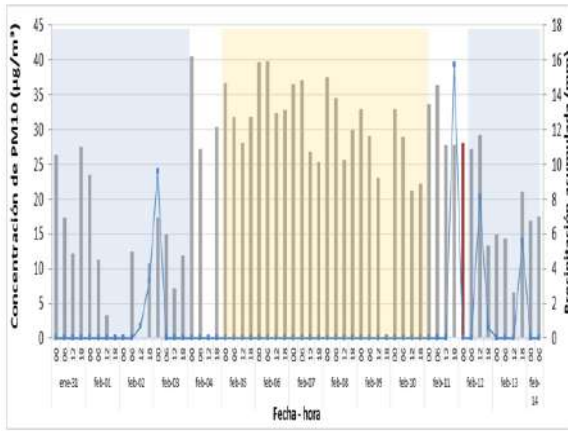
Figura 4



El periodo entre el 5 y el 10 de febrero estuvo caracterizado por humedades más bajas (entre 36 y 85%), mayor temperatura y radiación solar, mayores velocidades de viento, con promedios diurnos de 4.6 m/s y nocturnos de 1.9 m/s y velocidades mayores a 6 m/s entre las 10:00 y las 12:00. Estas condiciones más secas y con mayor radiación están asociadas a mayor riesgo de quemas. Durante este periodo se identificaron 270 fuegos activos en la Orinoquia colombiana, siendo el 6 de febrero el día con mayor actividad de fuego (114 detecciones). El día 4 fue un día de transición, durante la primera parte del día se presentó un comportamiento similar al periodo del 31 de enero al 3 de febrero y posteriormente uno similar al del periodo del 5 al 10 de febrero. Durante la mañana se registraron altas humedades (97% a las 06:00), y en la tarde la humedad descendió hasta 45% (14:00). Las velocidades de viento también variaron considerablemente presentándose velocidades bajas y provenientes del SW y SE hasta las 9 de la mañana y posteriormente velocidades altas (mayores a 6 m/s entre las 10:30 y 15:30) provenientes del NE. Las concentraciones de material particulado estuvieron muy

relacionadas con los periodos meteorológicos anteriormente descritos (ver Figura 5).

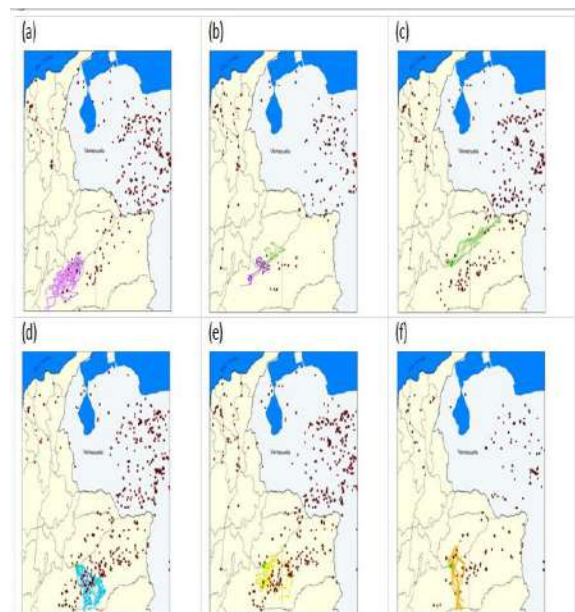
Figura 5



Durante el primer periodo (31 ene – 3 feb) observamos una importante variabilidad en las concentraciones promedio de 6 horas (rango: 3.3 – 40.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La mediana para este periodo fue 13.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y el promedio 16.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, siendo este último similar al registrado al inicio de la temporada seca. En las trayectorias inversas para este periodo observamos la presencia de precipitación durante el 30 de enero entre las 18 y 24 horas, lo cual pudo contribuir a deposición húmeda de partículas y sugiere que las concentraciones observadas pueden deberse a fuente cercanas a la estación. Posteriormente, entre el 5 y el 10 de febrero, la concentración promedio de PM10 fue de 31.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. El 6 de febrero se registró la mayor concentración diaria con un promedio de 35.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y una concentración máxima de 41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 00:00 y 03:00 y una mínima de 28.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 09:00 y 12:00. En general, se observaron mayores concentraciones en horas de la noche, durante las cuales se presenta ausencia de actividades agrícolas. Según información del satélite GOES-13, en la zona se presenta mayor actividad de fuego al finalizar la tarde (entre las 14:30 y las 17:30) cuyas emisiones podrían impactar la calidad del aire durante la noche cuando es menor la capa de mezcla. El 11 de

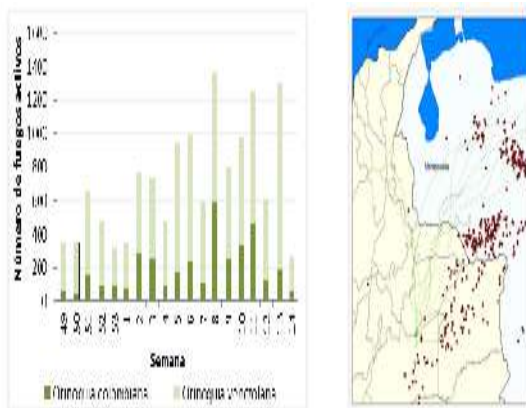
Febrero se registró una precipitación de 15.7 mm entre las 12:30 y las 13:30. Posterior a la precipitación, se reportó quema de basura cerca de la estación por lo cual las concentraciones registradas se consideran posiblemente afectadas por esta fuente local. Las concentraciones mantuvieron niveles similares a las registradas en días anteriores hasta el mediodía del 12 de febrero. Posteriormente, inicio un periodo con precipitaciones y las concentraciones descendieron nuevamente a valores cercanos a 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En la Figura 7 se presentan las trayectorias inversas y fuegos activos durante el POI. Los fuegos activos presentados incluyen los registrados hasta 72 horas antes de la fecha de inicio del origen de la primera trayectoria, esto con el fin de cubrir el posible impacto durante el recorrido de las trayectorias. Las trayectorias fueron agrupadas según periodos con comportamientos meteorológicos similares según se describió previamente. Para el periodo entre el 5 y el 11 de febrero, las trayectorias se subdividieron en grupos con comportamiento similar (Figura 6 (c), (d) y (e)).

Figura 6



Durante este periodo se observa mayor actividad de fuego y mayor número de fuegos activos en el área de influencia señalada por las trayectorias inversas. Para el periodo entre el 31 de enero y el 3 de febrero las trayectorias vienen en su mayoría del SW, y entre el 12 y 13 de febrero las trayectorias provienen del S y SSE. Las trayectorias inversas del 4 de febrero reflejan la transición entre el periodo húmedo y el seco, con vientos del SW (como entre el 31-Ene-3-Feb) y vientos del NE (como entre el 5 y 6 de Febrero). Posterior a la finalización de la campaña de medición se observó que el número de fuegos en la Orinoquia colombiana aumentó principalmente en las semanas 8 a 11 (Figura 3a) que corresponden al periodo entre el 16 de febrero al 15 de marzo de 2015.

Figura 15



La semana 8 presentó 592 fuegos activos en la Orinoquia Colombiana y 770 en la Venezolana, siendo el número de fuegos en la Orinoquia colombiana 2.5 veces el registrado en la semana 6 durante el POI. Las trayectorias para esta semana provienen principalmente del NE (Figura 7) y son afectadas por la presencia de gran número de fuegos, por lo cual los impactos en la calidad del aire de la región pudieron ser mayores a los medidos durante la campaña realizada.

Figura 7



CONCLUSIONES

En este estudio se midieron concentraciones de material particulado durante la temporada seca en la Orinoquia colombiana, periodo durante el cual se presenta una importante actividad de quema de biomasa asociada, entre otras causas, al uso de la quema como práctica de renovación de pasturas y su uso en comunidades indígenas. Las concentraciones de PM10 al inicio de la temporada seca fueron en promedio $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Niveles similares de PM10 se registraron durante el inicio del periodo de observación intensivo (31 de enero – 3 de febrero), el cual estuvo caracterizado por condiciones húmedas, de baja radiación solar y baja velocidad del viento. El cambio de condiciones meteorológicas hacia condiciones más secas y de mayor radiación solar, y la mayor presencia de fuegos activos registrados por el producto MDC14ML presentó relación con las mayores concentraciones de material particulado, cuya concentración promedio aumentó a $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Posterior a la finalización de la campaña de medición se observó un periodo seco más prolongado, un aumento del número de fuegos activos y trayectorias inversas provenientes desde el NE, por lo cual las mediciones realizadas pueden no reflejar la magnitud del impacto que puede llegar a tener

la actividad de quema de biomasa. La evaluación del impacto de la quema de biomasa en la Orinoquia colombiana requiere la estimación detallada de emisiones y posterior modelación de su dispersión, así como de la caracterización química del material particulado que permita entender el origen del material particulado en los puntos de recepción impactados por quema de biomasa.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por Colciencias (Proyecto 1101-569-35161/Convocatoria 569-2012) y la Universidad Nacional de Colombia – Bogotá. Agradecemos también el apoyo logístico de Aliar S.A. – La Fazenda y la Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (CORPOICA).

REFERENCIAS

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. *Agric. For. Meteorol.* 151, 279–289.

Draxler, R.R., Rolph, G.D., 2011. HYSPLIT (HYbrid Single -Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY. NOAA Air Resour. Lab. Ignotti, E., Gonçalves Valente, J., Longo, K.M., Freitas, S.R., de Souza Hacon, S., Artaxo, P., 2010. Impact on human health of particulate matter emitted from burnings in the Brazilian Amazon region. *Rev Saúde Pública* 44, 121–130.

Pacheco, Y., León-Aristizábal, G., 2001. Clasificación climática de la orinoquia colombiana a partir de los patrones de circulación atmosférica. *Meteorol. Colomb.* 4, 117–120.

Romero-Ruiz, M., Etter, a., Sarmiento, a., Tansey, K., 2010. Spatial and temporal

variability of fires in relation to ecosystems, land tenure and rainfall in savannas of northern South America. *Glob. Chang. Biol.* 16, 2013–2023.

- Sanhueza, E., Fernández, E., 2000. Boundary layer ozone in the tropical America northern hemisphere region. *J. Atmos. Chem.* 35, 249–272.
- Sanhueza, E., Octavio, K.H., Arrocha, A., 1985. Surface Ozone Measurements in the Venezuelan Tropical Savannah. *J. Atmos. Chem.* 2, 377–385.
- Sanhueza, E., Rondón, A., 1988. Particle-size distribution of inorganic water soluble ions in the Venezuelan savannah atmosphere during burning and nonburning periods. *J. Atmos. Chem.* 7, 369–388.
- Sanhueza, E., Rondon, A., Romero, J., 1987. Airborne particles in the Venezuelan Savannah during burning and non-burning periods. *Atmos. Environ.* 21, 2227–2231.
- Silva, A.M.C. Da, Mattos, I.E., Ignotti, E., Hacon, S.D.S., 2013. Particulate matter originating from biomass burning and respiratory. *Rev. Saude Publica* 47, 345–52.
- Targino, A.C., Krecl, P., Johansson, C., Swietlicki, E., Massling, A., Coraiola, G.C., Lihavainen, H., 2013. Deterioration of air quality across Sweden due to transboundary agricultural burning emissions. *Boreal Environ. Res.* 18, 19–36.
- Figura 1. Concentraciones de PM10 durante el periodo 5-18 de diciembre de 2014.
- Figura 2. Distribución de tamaño de partícula durante diciembre 2014.
- Figura 3. Fuegos activos y trayectorias inversas. A. Número de fuegos activos durante el período de medición (semanas desde 01-12-2014 hasta 31-03-2015 - La semana 50 representa las mediciones realizadas entre el 08-12-2014 y el 14-12-2014 y la semana 6 las mediciones entre

02-02-2015 y 08-02-2015). B. Trayectorias inversas y fuegos activos durante el periodo diciembre 5-18 de 2014.

Figura 4. Comportamiento meteorológico para el periodo 31 de enero al 20 de marzo. El periodo de observación intensivo se muestra en el recuadro negro. Las áreas sombreadas en azul corresponden a periodos con precipitación, altas humedades, bajas velocidades de viento y baja radiación global. Las áreas sombreadas en naranja corresponden a periodos secos y con altas velocidades de viento. (a) Precipitación acumulada diaria (mm) (b) Radiación global diaria (Wh/m²) (c) Humedad relativa promedio diaria (%) (d) Velocidad del viento promedio diaria (m/s).

Figura 5... Concentraciones de PM₁₀ y precipitación acumulada durante el POI. La concentración señalada en rojo se considera afectada por una quema local de basura cerca de la estación. Las áreas sombreadas en azul corresponden a periodos con precipitación, altas humedades, bajas velocidades de viento y baja radiación global. Las áreas sombreadas en naranja corresponden a periodos secos, con altas velocidades de viento y mayor número de fuegos activos.

Figura 6. Trayectorias inversas y fuegos activos durante el POI (a) Ene 31 a Feb 3; (b) Feb 4; (c) Feb 5-6; (d) Feb 7-8; (e) Feb 9-11; (f) 12-13-Feb.

Figura 7. Trayectorias inversas y fuegos activos durante la semana 8 (febrero 16 - 22 de 2015).

USO DE MONITOREO PASIVO PARA LA MEDICIÓN DE CONCENTRACIONES DE SO₂, NO_x Y O₃ EN EL AIRE AMBIENTE DE MANIZALES

Cuesta Mosquera, Andrea Patricia; González Duque, Carlos Mario; Aristizábal Zuluaga, Beatriz
Helena

Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Universidad Nacional de
Colombia sede Manizales

apcuestam@unal.edu.co; bharistizabalz@unal.edu.co

RESUMEN

El monitoreo pasivo se emplea generalmente para establecer diagnósticos de calidad del aire, evaluar variaciones en la contaminación atmosférica a largo plazo e identificar zonas con niveles críticos de contaminación del aire. La técnica de monitoreo pasivo se empleó en Manizales para determinar las concentraciones de los gases SO₂, NO_x y O₃ en el aire ambiente local. Se diseñó una red de monitoreo conformada por 12 puntos distribuidos entre la zona urbana de Manizales (8 puntos) y la zona rural del municipio de Villamaría, Caldas (4 puntos). La distribución espacial de las estaciones se realizó considerando las principales fuentes de emisiones en la ciudad: flujo vehicular, emisiones industriales y el volcán Nevado del Ruíz. Las estaciones de monitoreo se distribuyeron sobre el transecto volcán Nevado del Ruíz - Manizales, para evaluar el impacto de los fluidos volcánicos en el aire local. Se realizó una campaña de monitoreo en el mes de febrero 2015, con una duración de cuatro semanas. Las concentraciones medidas de SO₂ variaron entre 1.99 y 6.17 µg/m³ encontrando mayores concentraciones del gas en las estaciones rurales cercanas al volcán Nevado del Ruíz. En el caso de los NO_x, las concentraciones medidas variaron entre 4.88 y 47.67 µg/m³, siendo las estaciones de la zona urbana aquellas con mayores concentraciones, ubicadas cerca de importantes corredores viales. Las concentraciones medidas de O₃ variaron entre 14.65 y 47.17 µg/m³, encontrándose la mayor cantidad de ozono en la zona rural, posiblemente asociado a la presencia de precursores como los COVs.

PALABRAS CLAVE

Monitoreo pasivo, Dióxido de azufre, Óxidos de nitrógeno, Ozono.

INTRODUCCION

Los programas de medición y seguimiento de contaminantes del aire desempeñan un papel fundamental en la estimación del impacto de las actividades humanas en la salud y los ecosistemas. Estas iniciativas permiten establecer tendencias en los niveles de concentración de contaminantes en un área específica, determinar correlaciones entre los niveles de concentración y las emisiones de diversas fuentes de contaminantes, establecer indicadores de salud pública e incluso, calcular los costos que representa para una nación contrarrestar dichos impactos (Molina & Molina, 2012; Martínez & Romieu, 1997).

Dentro de las técnicas desarrolladas para el monitoreo de los niveles de contaminantes en el aire, se ubica el monitoreo pasivo (Ferrero et al, 2000). Los muestreadores pasivos son ampliamente usados dadas sus características: son más pequeños y económicos que los equipos de monitoreo activo, no generan ruido y no necesitan electricidad. Se usan para el monitoreo de espacios abiertos y cerrados, no necesitan ser calibrados ni medir volúmenes de aire, y tampoco necesitan complejas instalaciones técnicas (Salem et al., 2008). En Manizales existen fuentes naturales y fuentes antropogénicas de emisiones atmosféricas tales como: actividad vehicular e industrial, y

el volcán Nevado del Ruiz ubicado a una distancia de 28 km de la ciudad. En este estudio, se analizan los resultados obtenidos a partir del monitoreo pasivo, empleado para determinar las concentraciones (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de dióxido de azufre (SO_2), óxidos de nitrógeno (NO_x) y ozono troposférico (O_3), en el aire ambiente de Manizales.

MATERIALES Y METODOS

La campaña de monitoreo tuvo una duración total de cuatro semanas, comprendidas entre el 31 de enero y el 01 de marzo de 2015. El mes de febrero en Manizales hace parte del periodo seco, con bajas precipitaciones y altas temperaturas. Las condiciones meteorológicas de la campaña de monitoreo se describen en detalle en la sección 3.1.

MUESTREADORES PASIVOS

Los muestreadores pasivos empleados en este estudio corresponden a la categoría de muestreadores difusivos. El Comité Europeo para la Estandarización los define como: “dispositivos capaces de tomar muestras de gases o vapores de la atmósfera a una velocidad controlada por medio de un proceso físico, difusión, a través de una capa estática de aire o un material poroso, y/o la permeación de una membrana, sin involucrar movimiento activo del aire alrededor del dispositivo”. La fuerza guía en la difusión corresponde a las diferencias de concentraciones del gas en el aire ambiente y en el absorbente (Carmichael, et al., 2003). Los difusores empleados son cilindros con una longitud de 71 mm, y un diámetro de 11 mm. El proveedor es una compañía estadounidense, con experiencia y participación en diversos estudios de monitoreo pasivo.

RED DE MONITOREO PASIVO

Teniendo en cuenta la presencia del volcán Nevado del Ruiz y los fluidos volcánicos que éste emite a la atmósfera, se seleccionaron 4 puntos de monitoreo en zona rural del municipio de Villamaría, en cercanía al volcán Nevado del Ruiz. Los puntos rurales se ubican en la línea seguida por los gases emitidos en su trayectoria hacia la zona urbana de la ciudad, de acuerdo a la dirección del viento. Ocho puntos se ubicaron en la zona urbana de Manizales, para medir los niveles de concentración de los compuestos contaminantes a evaluar. La selección de los puntos urbanos se realizó con el fin de diagnosticar los niveles de los gases estudiados en sectores residenciales, industriales y comerciales; en la Tabla 1 se enumeran los doce puntos de la red de monitoreo.

RESULTADOS

CONDICIONES METEOROLÓGICAS

La radiación solar, la temperatura, la precipitación, la humedad relativa, y los patrones de vientos, son variables meteorológicas que influyen las concentraciones de contaminantes en el aire, puesto que determinan los procesos de dispersión y transformación química de estos compuestos. Con el fin de establecer puntos de referencia para analizar y comparar con resultados de próximas campañas de monitoreo pasivo, se analizó el comportamiento meteorológico en Manizales de febrero de 2015.

Tabla 1. Estaciones de monitoreo pasivo

Estación de Monitoreo		Sector	Principal Fuente de Influencia	Coordenadas Geográficas.	Altura (m.s.n.m.)
1	Finca La Fonda	Rural	Volcán N.R.	4° 52' 11.1" N 75° 24' 7.3" W	3647
2	Hostal La Laguna	Rural	Volcán N.R.	4° 55' 53.8" N 75° 28' 1.4" W	2350
3	Finca La Palma	Rural	Volcán N.R.	4° 59' 48.7" N 75° 30' 23.2" W	2307
4	H. Termales del Ruíz	Rural	Volcán N.R.	4° 58' 3.2" N 75° 31' 27.6" W	3661
5	Ingeominas	Residencial	Tráfico vehicular	5° 4' 17.4" N 75° 28' 35.4" W	2219
6	Peralonso	Residencial	Tráfico vehicular	5° 3' 51.9" N 75° 29' 17.5" W	2088
7	Posgrados	Residencial	Tráfico vehicular	5° 3' 22.4" N 75° 29' 31.3" W	2154
8	Niza	Residencial	Tráfico vehicular / Zona industrial	5° 3' 5.3" N 75° 28' 35.4" W	2251
9	Gobernación	Comercial	Tráfico vehicular	5° 4' 6.5" N 75° 31' 1.7" W	2258
10	S.C.A	Comercial	Tráfico vehicular	5° 4' 7.7" N 75° 30' 44.6" W	2161
11	Terminal de Transportes	Comercial/Residencial	Tráfico vehicular	5° 3' 2.5" N 75° 30' 25.2" W	1893
12	Nubia	Industrial	Tráfico vehicular / Zona industrial	5° 1' 47.0" N 75° 28' 18" W	2091

A partir de la red de monitoreo meteorológico de Manizales se obtuvieron los valores promedio, máximo y mínimo de: temperatura, radiación solar, precipitación, velocidad del viento y humedad relativa. Las variables analizadas corresponden a estaciones meteorológicas ubicadas en cercanía a cada punto de monitoreo pasivo de la zona urbana. En el caso de las cuatro estaciones de monitoreo pasivo de la zona rural, no se cuenta con información meteorológica detallada para realizar este tipo de análisis. La Tabla 2 resume el comportamiento meteorológico asociado a la campaña de monitoreo de febrero 2015. Según el comportamiento climático en Caldas, febrero se cataloga como un mes seco de bajas precipitaciones (Ocampo, 2013). Durante el monitoreo pasivo, la temperatura

promedio en zona urbana fue de 18.37 °C, con valores ligeramente más altos en la zona suroeste de la ciudad (estación Terminal de Transportes), y más bajos en la zona centro (estación Posgrados). La precipitación media diaria fue de 0.01 mm, y no presentó mayor variación dentro del área de análisis. Por su parte, la radiación solar media en la zona urbana fue 160 W/m², y varió respecto a la altura del punto de monitoreo. Mayor radiación solar (185.39 W/m²) se registró en la estación meteorológica asociada al punto de monitoreo Terminal de Transportes, ubicada a 1893 msnm. La menor radiación solar se registró en la estación Ingeominas, a 2226 msnm. La humedad relativa media fue del 83%, presentando valores muy similares entre todos los puntos de monitoreo pasivo.

Tabla 2. Condiciones Meteorológicas Campaña de Monitoreo Pasivo

Estación Meteorológica	Ubicación	Estación Monitoreo Pasivo Asociada	Temperatura (°C)			Radiación Solar (W/m ²)			Precipitación (mm)			Velocidad del Viento (m/s)			Humedad Relativa (%)		
			Media	Máx.	Min.	Media	Máx.	Min.	Media	Máx.	Min.	Media	Máx.	Min.	Media	Máx.	Min.
Ingeominas	S.G.C.	Ingeominas (2226 msnm)	18.66	24.10	15.61	119.67	1093	3.5	0.02	4	0	0.74	4.92	0	82.96	99	47
Hospital	Hospital de Caldas	Gobernación (2258 msnm)	18.02	23.72	14.56	154	1239	3.5	0.02	2.4	0	0.82	7.15	0	84.86	99	49
		S.C.A (2161 msnm)	18.02	23.72	14.56	154	1239	3.5	0.02	2.4	0	0.82	7.15	0	84.86	99	49
Posgrados	Campus Palogrande Universidad Nacional	Posgrados (2154 msnm)	16.78	23.67	12.78	169.83	1288	25	0.01	3.56	0	0.75	5.36	0	91.35	100	51
Nubia	Campus La Nubia Universidad Nacional	Nubia (2091 msnm)	18.59	26.56	7.06	170.55	1178	25	0.005	2.4	0	0.3	6.26	0	84.15	100	40
Niza	Planta Niza Aguas de Manizales	Milán (2251 msnm)	18.82	25.94	14.83	165.71	1354	0	0.005	2	0	0.45	5.36	0	81.5	87	44
Aranjuez	IE Aranjuez	Terminal de Transportes (1893 msnm)	19.29	27.33	14.06	185.39	1294	5	0.005	1.4	0	1.14	6.71	0	76.37	99	30
Quebrada el Guamo - Lavadero Los Puentes	Avenida Kevin Angel	Peralonso (2088 msnm)	17.8	25.8	13.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	79.7696	-	-

La velocidad del viento promedio fue de 0.71 m/s, que corresponde a una velocidad baja. La menor velocidad se registró en la estación La Nubia, mientras que la mayor velocidad se presentó en la estación Aranjuez.

Condiciones Volcánicas

El volcán Nevado del Ruíz se ubica sobre la Cordillera Central, en jurisdicción de los municipios de Villamaría (Caldas), Murillo, Villahermosa y Casablanca (Tolima). La altura máxima de este sistema volcánico es de 5330 msnm. Durante la campaña de monitoreo (31 de enero a 01 de marzo de 2015), el Servicio Geológico Colombiano reportó el Nivel III de actividad para el volcán Nevado del Ruíz. Esta categorización equivalente a una alerta amarilla, según la cual, se han presentado cambios en el comportamiento de la actividad volcánica. Durante el Nivel III es

posible observar el siguiente escenario: “variaciones en los niveles de los parámetros derivados de la vigilancia, los cuales indican que el volcán está por encima del umbral base y que el proceso es inestable pudiendo evolucionar aumentando o disminuyendo esos niveles. Pueden registrarse fenómenos como enjambres de sismos internos, emisiones de ceniza; cambios morfológicos; ruidos; olores de gases volcánicos entre otros, que pueden alterar la calidad de vida de las poblaciones en la zona de influencia volcánica” (S.G.C., 2015). Según las especificaciones de este nivel de alerta, es posible observar una emisión constante de gases volcánicos. La Tabla 3 muestra la variación en el flujo de emisiones de SO₂ provenientes del volcán, medido en la estación Alfombrales del S.G.C., ubicada a 4 km del cráter en dirección sur.

Tabla 3. Flujo de SO₂ estación Alfombrales

Mes	Emisión (kg/s)	
	Promedio	Máximo
Diciembre 2014	Promedio	17.80
	Mínimo	0.01
	Máximo	163.98
Enero 2015	Promedio	16.50
	Mínimo	0.07
	Máximo	127.61
Febrero 2015	Promedio	16.28
	Mínimo	0.01
	Máximo	129.97
Marzo 2015	Promedio	11.54
	Mínimo	0.05
	Máximo	141.12
Abril 2015	Promedio	15.95
	Mínimo	112.57
	Máximo	0.21

flujos registrados en los meses anteriores, diciembre 2014 y enero 2015 (17.80 y 16.50 kg/s). Sin embargo, se evidencia que la emisión en el periodo de la campaña fue mayor a la emisión de los meses de marzo y abril (11.54 y 15.95 kg/s).

Concentraciones de ozono troposférico

El ozono troposférico se produce a partir de reacciones químicas atmosféricas, producto de la interacción entre los NOX y los COVs, en presencia de luz solar. Altas concentraciones de ozono se relacionan entonces con altas concentraciones de precursores. El control de dicho contaminante debe enfocarse en la identificación de fuentes de NOX y/o COVs. La Figura 1 muestra las concentraciones medidas del gas en cada estación de monitoreo pasivo. También se representa la distancia entre cada estación y el volcán Nevado del Ruíz.

Según los datos de la Tabla 3, se observa que el flujo promedio de SO₂ en febrero (16.28 kg/s) disminuyó levemente respecto a los

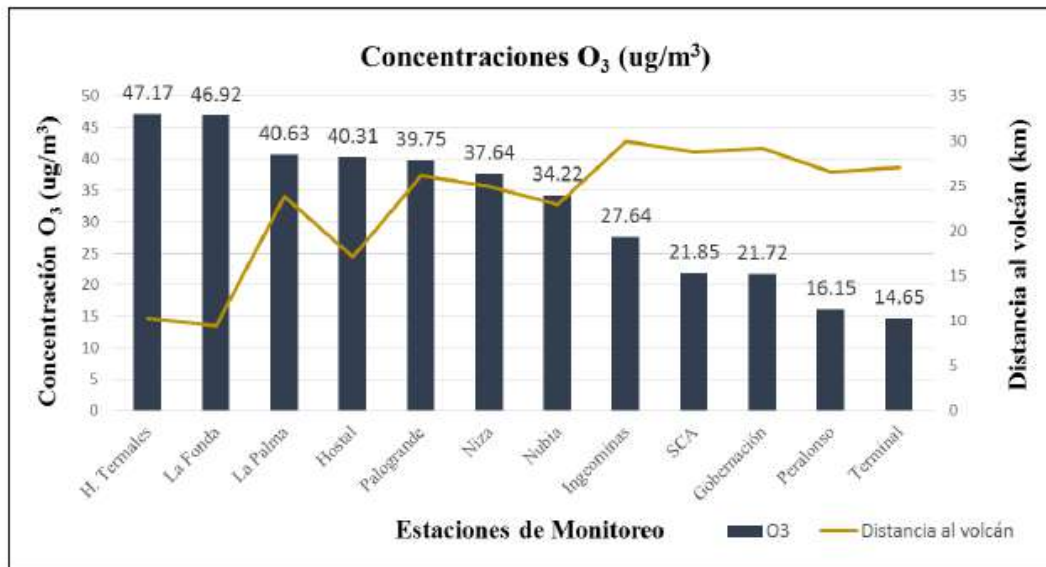
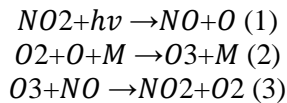


Figura 1. Concentraciones medidas de O₃

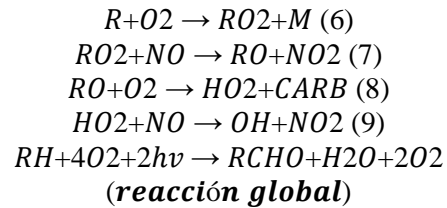
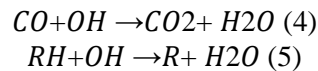
En la Figura 1 se observa que la concentración de ozono es mayor en las estaciones de la zona rural, ubicadas en mayor proximidad al volcán Nevado del Ruíz. Esto último sugiere una mayor presencia de precursores de ozono (NOX y COVs) en zona rural. La mayor concentración –igual a 47.17 µg/m³– se

encontró en la estación Hacienda Terales del Ruíz (3661 msnm), en zona rural de Villamaría. Seguidamente, se encuentran las estaciones La Fonda con 46.92 µg/m³, La Palma con 40.63 µg/m³ y Hostal La Laguna con 40.31 µg/m³. En segundo lugar se ubican las estaciones de la zona urbana de Manizales.

Palogrande presentó la más alta concentración de ozono dentro del perímetro urbano, igual a 39.75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La estación con la menor concentración en Manizales fue Terminal de Transportes, con un valor de 14.65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Los niveles detectados en las demás estaciones urbanas se ubican en el rango 14.65 - 39.75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un valor promedio de 26.70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La visualización de la distribución de concentraciones de O_3 en la zona urbana de Manizales, se muestra en la Figura 2. Las mayores concentraciones encontradas en zona rural pueden originarse por altas concentraciones de precursores. En importante entonces recordar el mecanismo de formación de ozono troposférico:



Las reacciones (1) a (3), en ausencia de CO o compuestos orgánicos, no producen una gran cantidad de ozono, ya que se trata de un mecanismo que recicla O_3 y NOX. En presencia de CO y compuestos orgánicos, las reacciones involucradas son (Guicherit & Roemer, 2000):



Donde RH representa un compuesto orgánico (COV o CH_4). Según las reacciones (4) y (5), para la oxidación del CO y los compuestos orgánicos RH, es necesaria la presencia de iones hidroxilo. Sin embargo, se ha encontrado que en la tropósfera, los COVs y los NOX compiten por los radicales OH. Bajo ciertas condiciones, los iones OH pueden preferir reaccionar con los COVs, lo cual sí favorece la formación del gas (Seinfeld & Pandis, 2006). Cuando en la relación COVs-NOX, es mayor la concentración de COVs, la reacción OH-COV se ve favorecida, formando así ozono troposférico; por otro lado, cuando la concentración de NOX es mayor, la reacción OH- NO_2 se favorecerá. La influencia de las concentraciones iniciales de COVs y los NOX, en la concentración de ozono se representa generalmente mediante los diagramas de *Isopletas de Ozono*, figuras que muestran las máximas concentraciones de ozono dependiendo de los precursores (Seinfeld & Pandis, 2006).

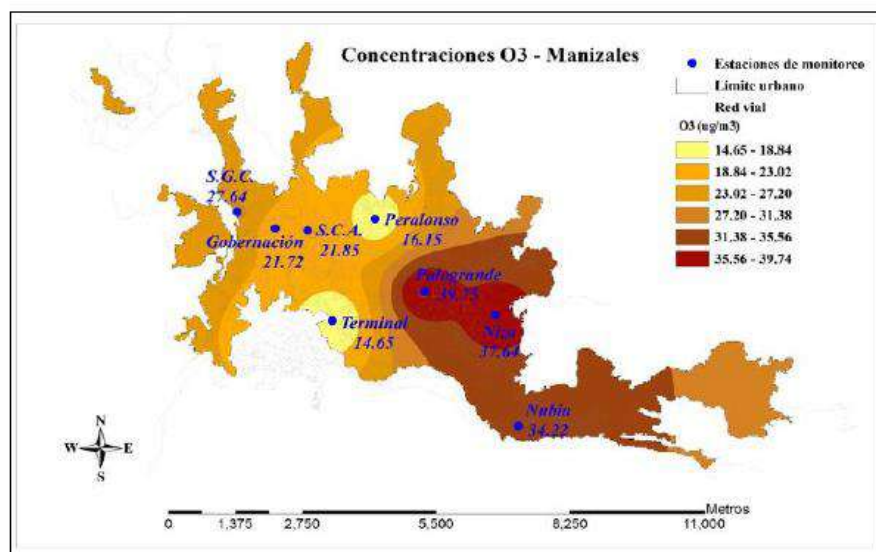


Figura 2. Distribución de concentraciones de O_3 en zona urbana de Manizales

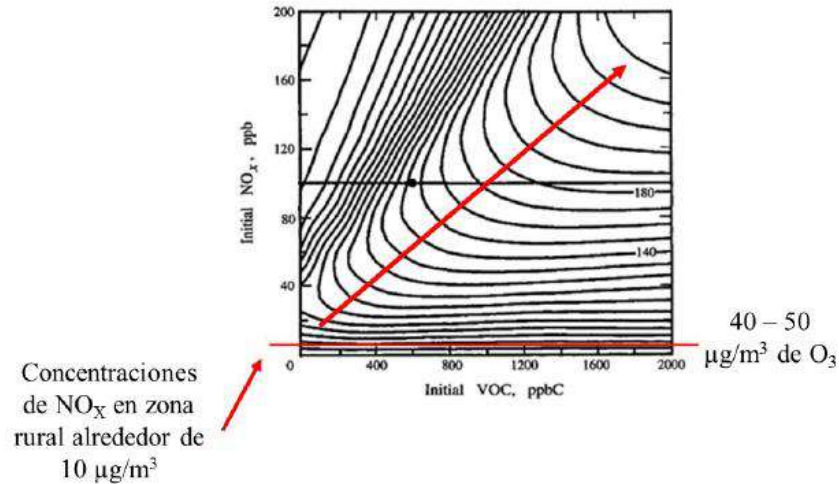


Figura 3. Diagrama de Isopleta de ozono

Tomado de: Seinfeld & Pandis, 2006

La Figura 3 muestra el diagrama de isopleta, donde se evidencia que bajas concentraciones de NO_x combinadas con altas concentraciones de COVs, favorecen concentraciones de O₃ entre 40 y 50 µg/m³, similares a las concentraciones encontradas en zona rural. En este estudio, se conoció que la concentración media de NO_x en las estaciones rurales es aproximadamente 10 µg/m³. Dicha concentración se representa mediante la línea roja horizontal trazada sobre la isopleta de ozono. A pesar de desconocer la concentración de los COVs en el sector, se ha conocido la importante participación de las fuentes biogénicas en las concentraciones atmosféricas de COVs. Guenther (1995) afirma que las emisiones de COVs por parte de fuentes biogénicas, alcanzan el orden de 1200 Tg/año (Lindfors & Laurila, 2000). La zona rural de monitoreo pasivo, se encuentra en medio de bosque y vegetación característicos de la alta y media montaña. A modo ilustrativo, se compararon las concentraciones de ozono medidas por monitoreo pasivo y por monitoreo activo, de la estación Gobernación. La concentración de ozono medida por monitoreo activo fue de 32.87 µg/m³ durante el periodo de la campaña, mientras que por monitoreo pasivo se encontraron concentraciones de 21.71 µg/m³.

Concentraciones de dióxido de azufre

En el área de estudio, se considera que las principales fuentes de SO₂ son el volcán Nevado del Ruíz, algunas instalaciones del sector industrial y los vehículos de automotor. Las concentraciones medidas y la cercanía de cada estación de monitoreo al volcán, se representan en la Figura 4. Se observa que las mayores concentraciones de SO₂ se encuentran en la zona rural, más próxima al volcán Nevado del Ruíz. La mayor concentración (6.17 µg/m³), se encontró en la Hacienda Termales del Ruíz (3661 msnm). Las estaciones rurales La Fonda y Hostal La Laguna, se ubicaron también en las primeras posiciones de concentración de SO₂, (5.69 µg/m³ y 4.99 µg/m³, respectivamente). En segunda posición se ubican las estaciones de la zona urbana. La estación Niza ocupa el primer lugar, con una concentración de 4.90 µg/m³, influenciada por las emisiones de la zona industrial de Milán. Seguidamente, se encuentra el conjunto de estaciones ubicadas en zona centro de la ciudad, como S.C.A., Gobernación, Ingeominas, Peralonso y Palogrande, con concentraciones en un rango de 4.09 - 3.78 µg/m³. Las estaciones Terminal y Nubia presentaron concentraciones más bajas de 3.72 µg/m³ y 2.71 µg/m³, respectivamente. La Figura 5 muestra la distribución espacial de las concentraciones de SO₂ en la zona urbana. Las mayores concentraciones de SO₂ encontradas en zona

rural, confirman el impacto de las emisiones volcánicas en la calidad del aire local. Se conoció que para el periodo de la campaña de monitoreo, el flujo medio de emisión del gas medidas por el S.G.C. en el volcán, fue de 28.75 kg/s. Esto permitirá establecer puntos de referencia para comparaciones con futuras campañas de monitoreo pasivo. A modo ilustrativo, se compararon las concentraciones de SO₂ medidas por monitoreo pasivo y monitoreo activo (estación Gobernación), durante febrero de 2015. La estación

automática de monitoreo activo, reportó una concentración media de SO₂ de 2.37 µg/m³, mientras que por monitoreo pasivo se midió una concentración de 1.3 µg/m³. Pese a la diferencia en las mediciones de ambos tipos de monitoreo, es importante resaltar que las concentraciones se encuentran en un orden de magnitud similar, sin embargo es común encontrar diferencias entre ambos tipos de monitoreo, debido a la naturaleza y modo de operación de cada uno.

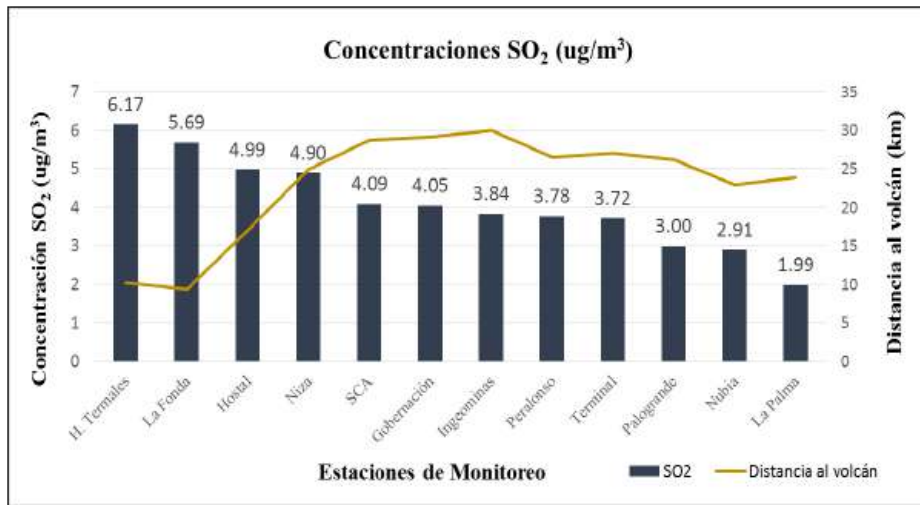


Figura 4. Concentraciones medidas de SO₂

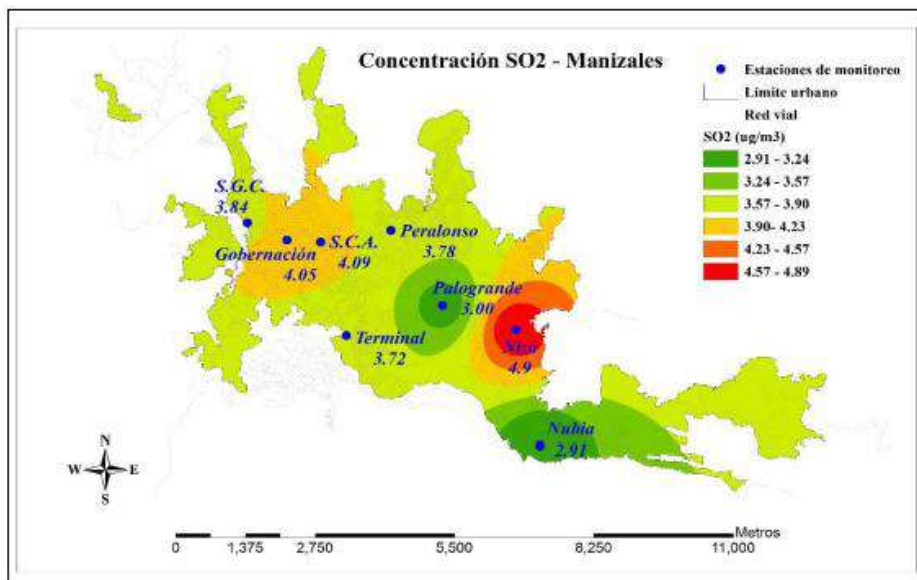


Figura 5. Distribución de concentraciones de SO₂ en zona urbana de Manizales

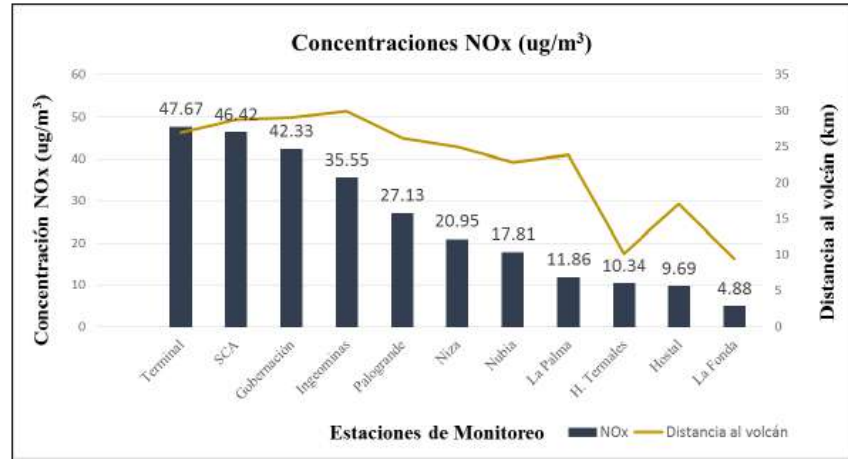


Figura 6. Concentraciones medidas de NO_x y la distancia de cada estación al volcán Nevado del Ruiz

3.5 Concentraciones de óxidos de nitrógeno

Las principales fuentes de emisión de NO_x son las fuentes móviles. Los vehículos generan cerca del 50% de las emisiones de NO_x provenientes de actividades antropogénicas (EPA, 1999). La Figura 6 representa la variación en las concentraciones de los óxidos de nitrógeno en la red de monitoreo y la distancia de cada estación al volcán. En la Figura 6 se observa que las estaciones con mayor influencia de fuentes móviles y más alejadas del volcán, presentaron las concentraciones más elevadas de NO_x. En las primeras posiciones se encuentran las estaciones Terminal de Transportes y S.C.A., con concentraciones de 47.67 y 46.42 µg/m³, respectivamente. Estas dos estaciones se ubican en puntos neurálgicos de la circulación vehicular de la ciudad: la S.C.A. se ubica sobre

la avenida del centro por la cual circula gran parte del transporte público de Manizales. Seguidamente, las estaciones de Gobernación y S.C.A., presentan concentraciones intermedias equivalentes a 43.33 y 46.42 µg/m³, respectivamente. Las estaciones de Palogrande, Niza y Nubia, poseen niveles más bajos de NO_x de la zona urbana, debido al menor flujo vehicular. Se encontró una relación inversa entre la concentración y la proximidad al volcán. Las estaciones más cercanas mostraron niveles inferiores de NO_x, en el rango de 4.88 a 11.86 µg/m³. Lo anterior corresponde principalmente a la ubicación de las fuentes de emisión, y a la reactividad de los NO_x. La Figura 7 muestra la distribución espacial de concentración de los NO_x en las estaciones de monitoreo pasivo de Manizales.

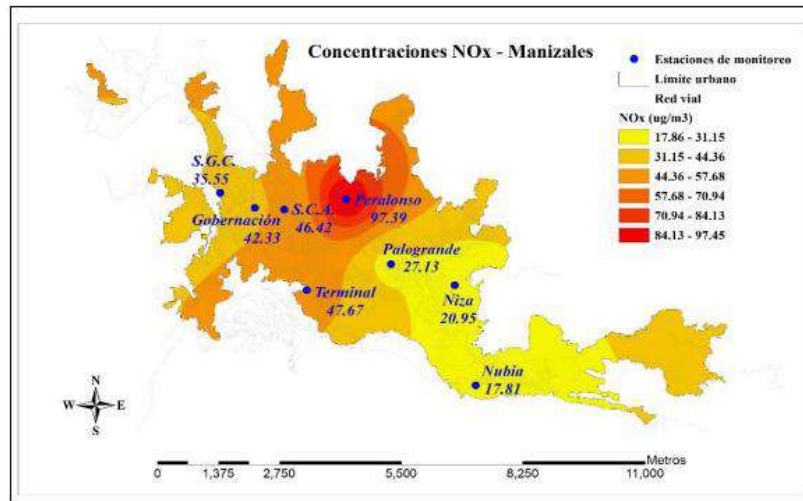


Figura 7. Distribución de concentraciones de NO_x en zona urbana de Manizales

CONCLUSIONES

El monitoreo pasivo apoya la actividad del Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire en Manizales, mediante la distribución espacial de concentraciones de SO₂, NO_x y O₃, y la correlación entre niveles de concentración en aire ambiente y fuentes de emisión. Se observó la influencia de las emisiones volcánicas en la concentración de SO₂ del aire en zona rural, pues las estaciones de este sector demostraron tener las mayores concentraciones del gas (4.99-6.17 µg/m³). En la zona urbana de Manizales, los niveles más altos se registraron en Niza, estación con influencia de la actividad industrial del sector Milán. Para los NO_x se midieron más altas concentraciones en puntos cercanos a importantes corredores viales, como la Avenida Panamericana junto a la estación Terminal de Transportes, y la Avenida del Centro, junto a la estación S.C.A. Las concentraciones de NO_x en estos puntos fueron de 47.67 y 46.42 µg/m³, mientras que las menores concentraciones alrededor de 10 µg/m³, se registraron en las estaciones rurales de la red. El ozono demostró estar altamente influenciado por la presencia de fuentes biogénicas; en las estaciones de la zona rural se registraron concentraciones en el rango de 40.31 a 47.17 µg/m³, mientras que en los puntos con menor concentración, se ubicaron entre 14.65 y 16.15 µg/m³ en el Terminal de Transportes y la estación Peralonso. Las técnicas de monitoreo activo y pasivo operan

de manera distinta, sin embargo, se comportan como técnicas complementarias entre sí, que constituyen un aporte para la toma de decisiones y la implementación de medidas por parte de las autoridades ambientales. No se debe esperar tener resultados exactamente iguales a partir de cada tipo de monitoreo. Se planea realizar futuras campañas de monitoreo pasivo, para generar un diagnóstico extenso y poder establecer comparaciones considerando el comportamiento climatológico local y la variación en la actividad volcánica.

AGRADECIMIENTOS

Al Programa Jóvenes Investigadores e Innovadores, convocatoria 617 de COLCIENCIAS. A CORPOCALDAS. A la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales. Al Instituto de Estudios Ambientales IDEA. A Parques Nacionales Naturales de Colombia. A la empresa Aguas de Manizales S.A E.S.P. Al Servicio Geológico Colombiano. Al Terminal de Transportes de Manizales. Al Cuerpo Oficial de Bomberos de Manizales. A la Sociedad Colombiana de Arquitectos.

REFERENCIAS

Carmichael, G., Ferm, M., & Thongboonchoo, N., 2003. Measurements of sulfur dioxide, ozono and ammonia concentrations in Asia, Africa, and South

- America using passive samplers. *Atmospheric Environment*, 1293-1308
- EPA, 1999. *Air Quality Planning and Standards*. Obtenido de <http://www.epa.gov/airquality>
- Ferrero, E. J., Andrés, D. A., & Mackler, C.E., 2000. Monitoreo de contaminantes del aire en la ciudad de Rosario. *Universidad Tecnológica Nacional de Rosario*.
- Guicherit, R., Roemer, M., 2000. Tropospheric ozone trends. *Chemosphere – Global Change Science* 2 (2000) 167–183.
- Martinez, A. P., & Romieu, I., 1997. *Introducción al Monitoreo Atmosférico*. Washington, D.C.: Organización Panamericana de la Salud.
- Molina, M., & Molina, L., 2012. Megacities and Atmospheric Pollution. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 644-688.
- Ocampo López, O. L., Vélez Upegui, J. J., Londoño Carvajal, A., 2013. Análisis de vulnerabilidad hídrica de la cuenca del río Chinchiná. Universidad Nacional de Colombia sede Manizales.
- Salem, A. A., Soliman, A. A., & El-Haty, I. A., 2008. Determination of nitrogen dioxide, sulfur dioxide, ozone and ammonia in ambient air using passive sampling method associated with ion chromatographic and potentiometric analyses.
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N., 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc.
- Servicio Geológico Colombiano., 2015. Boletín Nivel de Actividad del Volcán Nevado del Ruiz. Manizales.
- Vélez Upegui, J. J., Orozco Alzate, M., Duque Méndez, N. D., Aristizábal Zuluaga, B. H., 2015. Entendimiento de fenómenos ambientales mediante análisis de datos.

ESTIMACIÓN DE LA CAPA DE MEZCLA Y DE LA ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA EN LA ZONA URBANA DE MANIZALES

Cuesta Mosquera, Andrea Patricia; Romo Melo, Liliana; González Duque, Carlos Mario;
Aristizábal Zuluaga, Beatriz Helena

Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Universidad Nacional de
Colombia sede Manizales
apcuestam@unal.edu.co

RESUMEN

Manizales es una ciudad de montaña ubicada en la cordillera central colombiana. La calidad del aire en esta zona es influenciada principalmente por emisiones de tipo volcánico (a escala regional) y antropogénico a escala local asociadas a actividad industrial y vehicular. Estas particularidades hacen necesario el análisis de las condiciones atmosféricas en la ciudad para determinar su posible efecto sobre los patrones de dispersión de contaminantes emitidos. El objetivo de este trabajo fue estimar, de forma aproximada, la evolución histórica horaria de altura de la capa de mezcla y la estabilidad atmosférica en el área urbana de Manizales. Se aplicó la metodología recomendada por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia del Manual de Operación de Sistemas de Vigilancia de Calidad del Aire. La evolución de la altura de la capa de mezcla se estimó a partir de registros de una estación meteorológica ubicada en un sector residencial de la ciudad, para un periodo de diez años. La evolución de la estabilidad atmosférica local se estimó aplicando la metodología propuesta por Pasquill.

PALABRAS CLAVE

Capa de mezcla, estabilidad atmosférica, variables meteorológicas.

INTRODUCCION

La altura de la capa límite o capa de mezcla y la estabilidad atmosférica son parámetros fundamentales en los procesos de dispersión de contaminantes. El concepto de capa de mezcla fue introducido por Froude y Prandtl a finales del siglo XIX. Estos científicos establecieron ciertas leyes que cimentaron las bases para el desarrollo de la teoría de la capa de mezcla (Núñez, 2002). A partir de los años sesenta y setenta, los estudios sobre fenómenos de dispersión de contaminantes y la influencia de las condiciones atmosféricas en dichos procesos, consolidaron el concepto de capa de mezcla. Estudios como los de Ball (1960), Holzworth (1964) y Stull (1976), evalúan las variaciones en los perfiles verticales de vientos, la turbulencia atmosférica y la temperatura. En la década de

los ochenta, los trabajos de Pasquill y Smith (1983), establecen los conocimientos de dispersión y capa superficial.

La capa de mezcla se define como la capa de aire que se encuentra directamente sobre la superficie terrestre, sobre la cual influyen los fenómenos de fricción, el calentamiento y el enfriamiento de la superficie de la tierra en periodos cortos como horas o días. En esta capa tiene lugar el flujo de calor, momento y materia, debido al movimiento turbulento de aire y a las emisiones atmosféricas (Garratt, 1992). El análisis de la altura de la capa de mezcla es fundamental para determinar el volumen de aire disponible para la dispersión de contaminantes (Fisher et al., 2006), para realizar modelos predictivos de calidad del aire y para determinar la estabilidad atmosférica (Marrero, 2011). La influencia de

los flujos energéticos y las características de la superficie terrestre dan lugar a tres grados de estabilidad de la capa de mezcla: condiciones estables, condiciones neutras y condiciones inestables. La altura de la capa de mezcla se puede determinar instrumentalmente (radiosondeos aerológicos, sistemas de radares, sodares y lidars, torres meteorológicas y aviones instrumentados); o a través de modelos matemáticos que emplean variables meteorológicas (precipitación/nubosidad, temperatura, presión atmosférica, velocidad del viento y radiación solar). Stull (1976) estimó el espesor de la capa de mezcla a partir de ecuaciones energéticas turbulentas; Gamo y Yokoyama (1979) formularon un modelo basado en la parametrización del flujo de calor sensible; Rigby et al. (2015) realizaron un estudio comparativo de diferentes modelos matemáticos para calcular la altura de la capa de mezcla, partiendo de un balance básico en la superficie de la capa. A nivel urbano existen dos factores que influyen en la altura de la capa de mezcla: la rugosidad superficial (relacionada con los elementos urbanísticos) y el calentamiento superficial (determinado por el uso de recubrimientos como el asfalto). La zona urbana de Manizales está rodeada por pendientes pronunciadas que limitan la expansión urbanística y concentran a la población en áreas de elevada densidad (González y Aristizábal, 2015). Por otro lado, la ciudad presenta una variabilidad climática particular, influenciada por la Zona de Confluencia Intertropical, con un clima ecuatorial de un régimen de lluvia bimodal que es afectado por los fenómenos climáticos de El Niño y de La Niña (Cortés, 2010). Una primera aproximación sobre el impacto de la capa de mezcla en las concentraciones del contaminante PM10 en la ciudad de Manizales fue realizada por González et al. (2015). Este trabajo evidenció la necesidad de estimar de forma más rigurosa la altura de la capa de mezcla, y así obtener un mayor soporte para el

análisis del comportamiento de los contaminantes atmosféricos. Este trabajo presenta los resultados obtenidos del análisis de la evolución histórica horaria de la altura de la capa de mezcla y la estabilidad atmosférica, estimadas para un periodo de diez años (2002-2011) en la zona urbana de Manizales. La altura de mezcla y la estabilidad atmosférica fueron estimadas empleando las metodologías propuestas por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia - MADS (antes Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial) en el Manual de Operación de Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire (2010).

MATERIALES Y METODOS

El MADS recomienda un método de cálculo de la estabilidad atmosférica y un procedimiento matemático aproximado (formulado por Ruíz, 2001) para estimar la altura de la capa de mezcla en horas diurnas y nocturnas. Estos parámetros son fundamentales para el cálculo de las condiciones micrometeorológicas de los informes de calidad del aire elaborados por las autoridades ambientales.

Estimación de la altura de la capa de mezcla

Durante el día, la altura de la capa de mezcla depende principalmente de dos parámetros: el calentamiento que genera la radiación solar incidente en la superficie terrestre (altura convectiva), y el movimiento turbulento ocasionado por los desplazamientos de las masas de aire (altura mecánica). En horas nocturnas, la altura de la capa dependerá exclusivamente de la turbulencia. El cálculo de los parámetros que determinan la micro meteorología se apoya en las mediciones de la velocidad del viento, la temperatura y la precipitación. El algoritmo implementado (Ruíz, 2001) se representa en la Figura 1.

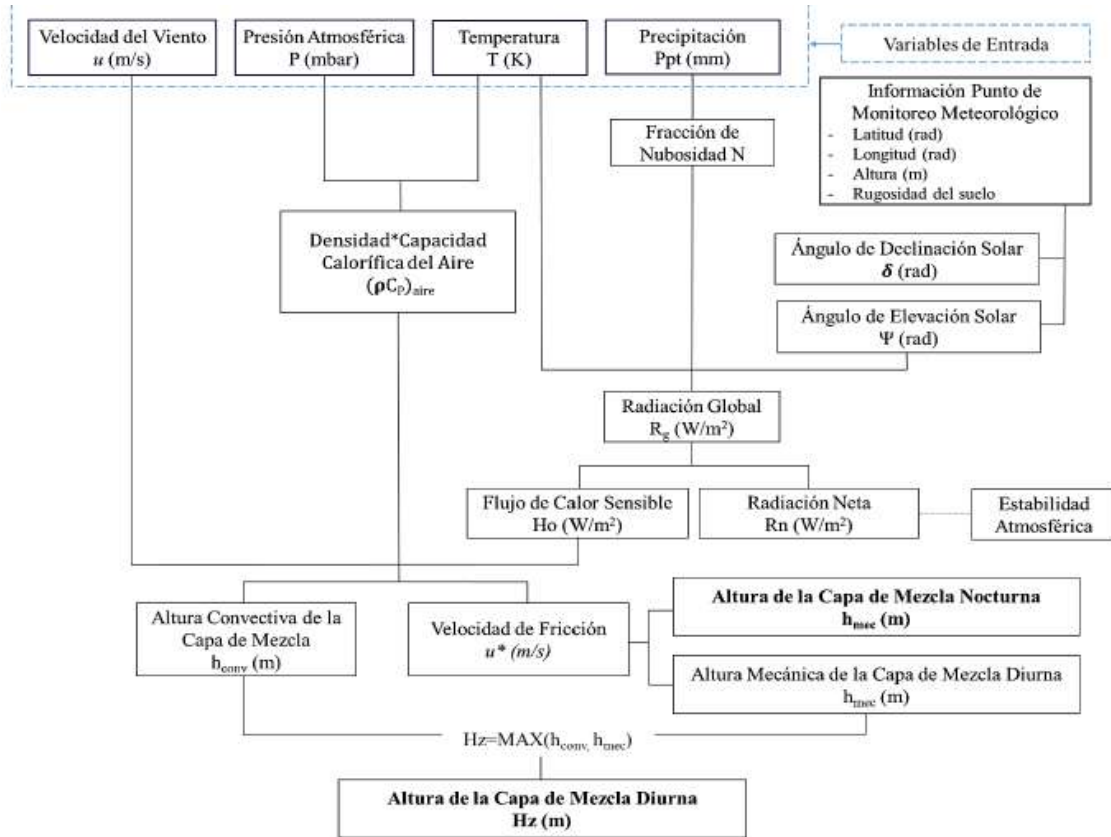


Figura 1. Algoritmo de cálculo de la altura de la capa de mezcla
(Propuesto por el MADS, 2010)

Altura de la capa de mezcla en horas diurnas

En horas diurnas, la altura de la capa de mezcla corresponde al valor máximo entre la altura mecánica y la convectiva.

$$Hz = (h_{conv}, h_{mec}) \quad (1)$$

Hz : Altura de la capa de mezcla para un periodo diurno (m)

h_{conv} : Altura convectiva de mezcla (m)

h_{mec} : Altura mecánica de mezcla (m)

a) Altura de mezcla convectiva (h_{conv}): se define como:

$$h_{conv} = [(h_{conv})_{i-12} + (2.4 H_o \rho / C_p \gamma) (t_2 - t_1)] 0.5 \quad (2)$$

$$\rho C_p = 350.12 [mbar / [K]] \quad (3)$$

Donde:

$(h_{conv})_{i-1}$: Altura de capa de mezcla del tiempo t_{i-1}

ρ : Densidad del aire (kg/m^3)

C_p : Capacidad calorífica del aire a presión constante ($J/kg \cdot K$)

$\gamma = 0,005$: Parámetro de ajuste de altura de mezcla.

H_o : Flujo de calor sensible (W/m^2)

P : Presión barométrica (mbar)

T : Temperatura aire (K)

$t_2 - t_1 = 3600$ (s)

Flujo de calor sensible (H_o), se define como:

$$H_o = 0.3R_g + 2.4N - 25.5 \quad (4)$$

Donde:

N : Fracción de nubosidad

R_g : Radiación global (W/m^2)

Fracción de nubosidad (N), es a la fracción de cielo cubierto por nubes. Esta variable se

estimó a partir de las precipitaciones acumuladas, ecuación 5.

$$N=0.6 \cdot \frac{(\text{Precipitación}_i - \text{Precipitación}_{\text{mín}})}{(\text{Precipitación}_{\text{máx}} - \text{Precipitación}_{\text{mín}})} + 0.2 \quad (5)$$

Radiación global (R_g), es a la suma de la radiación que se recibe directamente sobre la superficie terrestre, la radiación proveniente de la difusión y las reflexiones que experimenta a su paso por la atmósfera.

$$R_g = (a_1 \sin \Psi + a_2) (1 + b_1 N b_2) \quad (6)$$

Donde:

Ψ : Ángulo de elevación solar (rad)

N : Fracción de nubosidad

a_1 , a_2 , b_1 y b_2 : Constantes (990, -30, -0.75, 3.4)

Ángulo de elevación solar (Ψ), se forma entre el ojo del espectador y el sol, respecto a la superficie. Depende de las coordenadas del punto de observación y del ángulo de declinación solar. El seno de éste ángulo se calcula como:

$$\sin \Psi = \sin \Phi \sin \delta - \cos \left[\left(\frac{\pi \text{tutc}}{12} - \lambda e \right) \right] \quad (7)$$

Donde:

Φ : Latitud de la estación meteorológica (rad)

λe : Longitud de la estación meteorológica (rad)

δ : Ángulo de declinación solar (rad)

tutc : Universal Time Coordinate (Tiempo Universal Coordinado)

$\text{tutc} = t - 5$ (horas)

Angulo de declinación solar (δ), se forma entre el ecuador de la tierra y la línea Tierra-Sol. Varía entre 23.45° y -23.45° y es cero durante los equinoccios de primavera y otoño.

$$\delta = [2\pi (d - dr) / dy] \quad (8)$$

Donde:

d : número de día del año analizado

dr : número del día de solsticio de verano en el año analizado

dy : número de días del año

b) Altura de mezcla mecánica (h_{mec}): se define como:

$$h_{mec} = 1330 u^* \quad (9)$$

u^* : Velocidad de fricción (m/s)

Velocidad de fricción en horas diurnas (u^*): relaciona la rugosidad de la superficie con el flujo de viento circundante. Para las horas diurnas se calcula como:

$$u^* = [1 + a \ln(1 + (b Q_0 / Q)^*)] \quad (10)$$

Donde:

$$u_0 = k u / \ln(Z_m / Z_0) \quad (11)$$

$k=0.41$: Constante de Von Karman

u : Velocidad del viento (m/s)

$$Z_m = Z_r - 4 Z_0 \quad (12)$$

Z_r : Altura donde se hace la medición del viento (m)

Z_0 : Rugosidad superficial (m), $Z_0 = 1\text{m}$ (suelo urbano)

$$Q_0 = H O / \rho C_p \quad (13)$$

$$Q^* = (T u_0^3) / (k g Z_m) \quad (14)$$

$g = 9.81$: Gravedad (m/s^2)

$$a = 0.128 + 0.005 \ln(Z_0 / Z_m) \quad \text{si} \quad Z_0 / Z_m \leq 0.01 \quad (15)$$

$$a = 0.107 \quad \text{si} \quad Z_0 / Z_m > 0.01 \quad (16)$$

$$b = 1.95 + 32.6 (Z_0 / Z_m)^{0.45} \quad (17)$$

Altura de la capa de mezcla en horas nocturnas

En horas nocturnas, la altura de la capa de mezcla es igual a la altura mecánica, debido a que ya no existe influencia de la radiación solar.

$$H_z = h_{mec}$$

Donde

$$hmec=1330u^* \quad (18)$$

Velocidad de fricción en horas diurnas (u^*), se calcula según la ecuación (19):

$$u^* = (u/2) (1+C0.5) \quad (19)$$

Estimación de la estabilidad atmosférica

El método propuesto por el MADS permite estimar el grado de estabilidad atmosférica de acuerdo con tres variables: la velocidad del viento (u), la radiación global para los periodos diurnos (Rg) y la radiación neta para los periodos nocturnos (Rn). La categoría de estabilidad se otorga según las relaciones definidas por Pasquill, representadas en las Tablas 1 y 2.

Radiación neta (Rn), corresponde a la diferencia entre la radiación entrante y saliente de longitudes de onda cortas y largas.

Donde:

$$CDN=k \ln(ZmZo) \quad (20) \quad C=1-4u/CDNu^2 \quad (21)$$

$$uo2=IZmkA \quad (22)$$

A: Constante= 1100

I: Constante= 4.7

$$Rn = (1-\alpha) Rg + c1T^8 + c2N - \sigma T^4 + c3 \quad (23)$$

Donde:

$\alpha = 0.24$: Coeficiente de Albedo

$\sigma = 5.67 \cdot 10^{-8}$: Constante de Stefan Boltzman

$c1, c2, c3$: Constantes ($5.31 \cdot 10^{-13}, 60, 0.12$)

Donde:

A: Muy inestable

B: Moderadamente inestable

C: Ligeramente inestable

D: Neutra

E: Ligeramente estable

F: Moderadamente estable

Tabla 1. Categorías de estabilidad para periodos diurnos

u (m/s)	Rg (W/m ²)					
	> 700	540-700	400-540	270-400	140-270	< 140
< 2	A	A	B	B	C	D
2-3	A	B	B	B	C	D
3-4	B	B	B	C	C	D
4-5	B	B	C	C	D	D
5-6	C	C	C	C	D	D
> 6	C	C	D	D	D	D

Tabla 2. Categorías de estabilidad para periodos nocturnos

u (m/s)	Rn (W/m ²)		
	> -20	- 20 a -40	< -40
< 2	D	F	F
2-3	D	E	F
3-5	D	D	E
5-6	D	D	D
> 6	D	D	D

Descripción de la estación meteorológica

Manizales cuenta con una red de monitoreo meteorológico conformado por 28 estaciones operadas por el Instituto de Estudios Ambientales de la Universidad Nacional de Colombia sede Manizales, y la Corporación Autónoma Regional de Caldas. Una de estas estaciones se encuentra en el centro geográfico de la ciudad (estación posgrados), reporta las mediciones cada 5 minutos y tiene datos disponibles desde el año 2002. Las características de ésta estación se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Características de la estación meteorológica

Altura	2179 m.s.n.m.
Latitud	5° 3'21.86" N
Longitud	75° 29'31.46" W
Variables monitoreadas	Precipitación (mm)
	Temperatura (°C)
	Humedad relativa (%)
	Velocidad del viento (m/s)
	Dirección del viento (°)
	Presión barométrica (mmHg)
	Radiación solar (W/m ²)
Evapotranspiración (mm)	

Resultados

Análisis de variables meteorológicas medidas y estimadas

La Figura 2 muestra la evolución de la temperatura (T) media mensual a lo largo de las 24 horas del día para el periodo analizado. Se observa como la temperatura alcanza un mínimo aproximado de 286K (13.85°C) a las 06:00 horas. A partir de entonces, crece linealmente e incrementa su valor en 6 grados hasta alcanzar los 291K y 295K (18.85 y 22.85°C) a las 10:00 horas. Entre las 13:00 y las 15:00 horas, la temperatura alcanza sus valores máximos, entre los 293K y los 298K (20.85 y 25.85°C) en función del mes y del año. A partir de las 16:00 y hasta las 20:00 horas, la temperatura desciende entre los 288K y 290K (15.85 a 17.85°C).

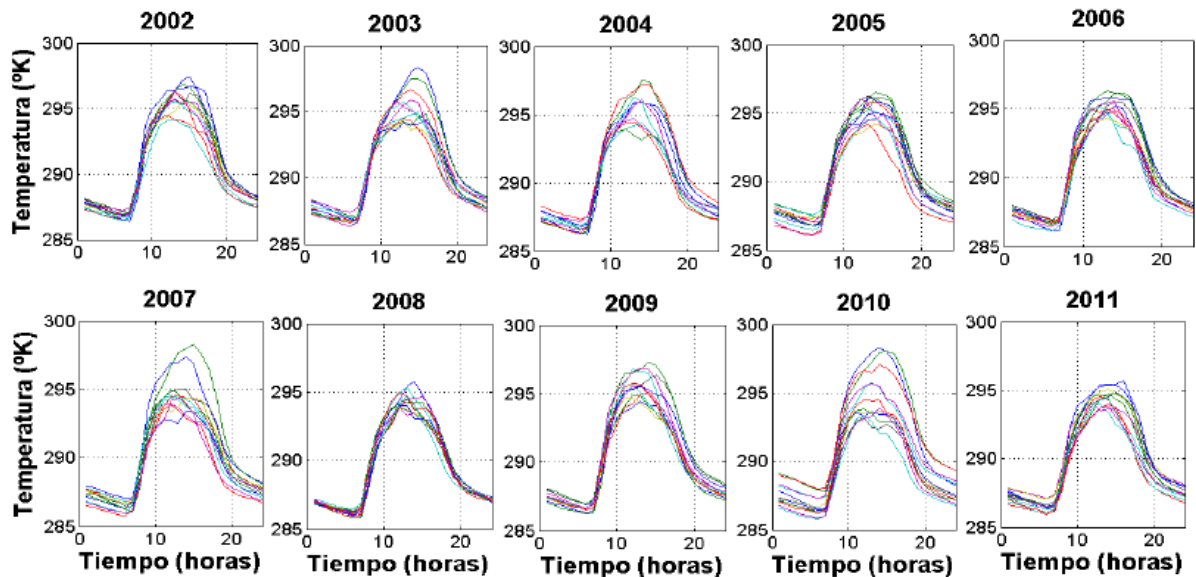


Figura 2. Temperatura media mensual

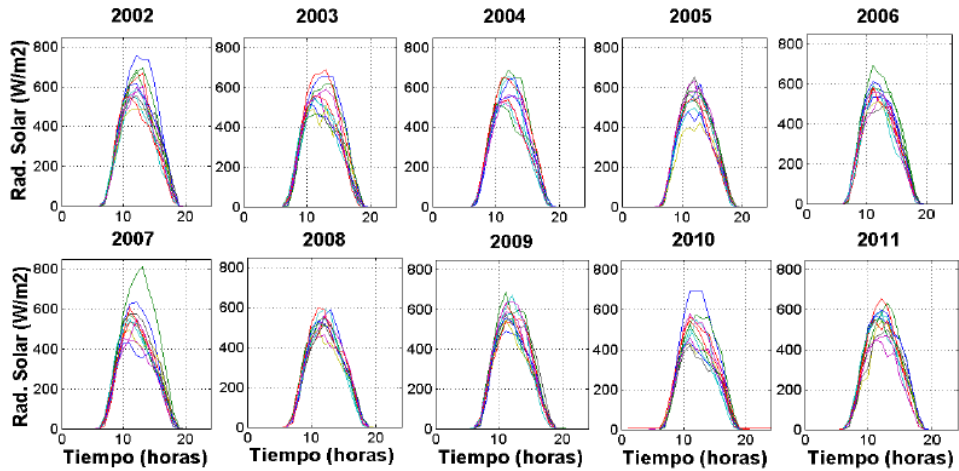


Figura 3. Radiación solar media mensual

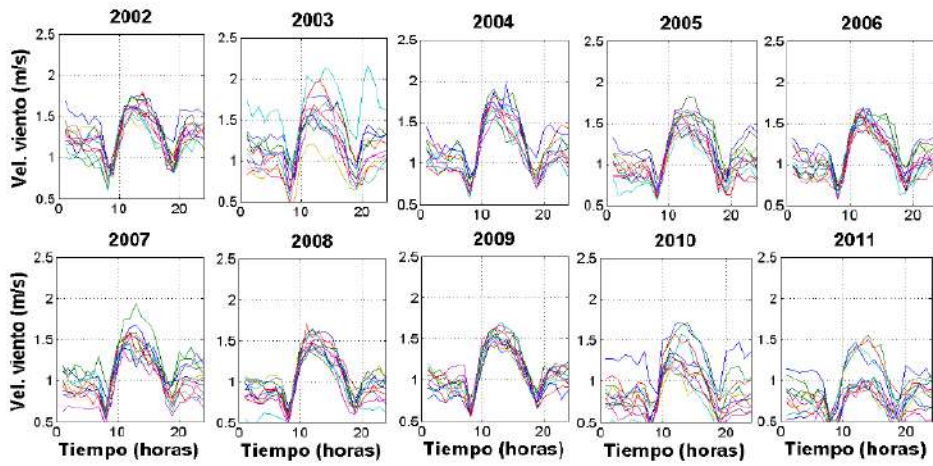


Figura 4. Velocidad del viento media mensual

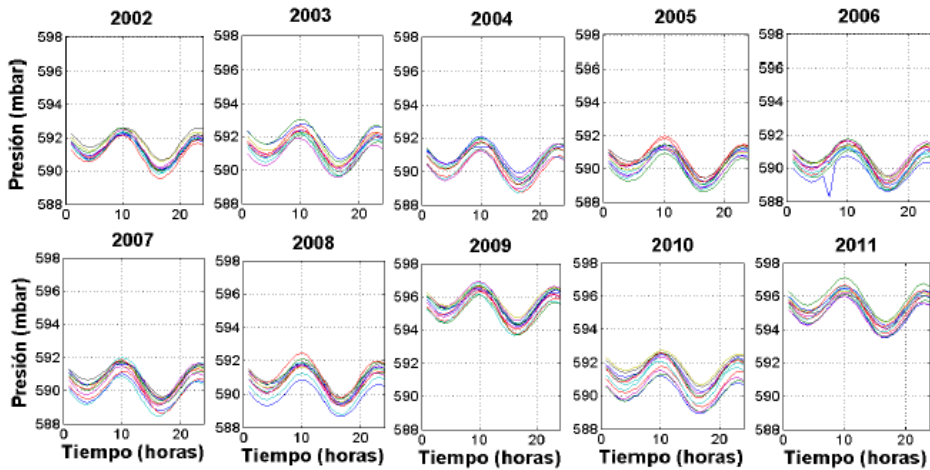


Figura 5. Presión atmosférica media mensual

La evolución de la radiación solar (R_s) sigue un patrón definido por el ciclo diurno con valores nulos durante la noche, entre las 19:00 y las 06:00 horas del día siguiente (Figura 3). A inicio del día (a las 06:00 horas), la radiación se incrementa linealmente hasta alcanzar su máximo, entre las 11:00 y las 13:00 horas (en un rango de 400 a 800 W/m²). La Figura 4 muestra la evolución de la velocidad media mensual del viento (u). Esta variable exhibe dos picos mínimos, a las 08:00 y a las 19:00 horas, con valores entre 0.2 y 0.8 m/s. El valor máximo, de 1.5 a 2.0 m/s, se alcanza entre las 12:00 y las 14:00 horas. Entre las 21:00 horas y hasta las 07:00 horas del día siguiente, la velocidad del viento presenta un segundo tramo con valores máximos entre 0.5 y 1.5 m/s. La Figura 5 muestra la evolución de la presión atmosférica (P). Esta variable exhibe un comportamiento armónico con dos oscilaciones a lo largo del día. El pico máximo del primer ciclo lo alcanza a las 10:00 horas, con valores comprendidos entre 590 y 592 mbar. El segundo ciclo llega a un máximo, entre 590 y 591 mbar, a las 23:00 horas. Los valores mínimos se encuentran entre los 588 y 589 mbar a las 17:00 y a las 04:00 horas respectivamente. La Figura 6 muestra la evolución horaria de la fracción de nubosidad

(N). Esta variable tiende a crecer rápidamente de forma lineal a partir de las 11:00 horas y alcanza su pico máximo aproximado de 0.35 sobre las 15:00 horas. A partir de entonces, la nubosidad decrece hasta las 19:00 horas, cuando inicia a registrar fluctuaciones. Los valores mínimos se alcanzan entre las 07:00 y las 11:00 horas. La Figura 7 muestra la evolución estimada del flujo de calor sensible (H_o). Esta variable es muy estable durante todo el periodo analizado. Registra sus valores mínimos entre las 18:00 horas y las 06:00 horas del día siguiente (en el rango de -25 a -24.7 W/m²). El valor máximo se alcanza a las 12 horas (entre 223 y 261 W/m²) dependiendo del mes y del año. Este comportamiento se debe a la influencia que la radiación global ejerce sobre él. Otra de las variables determinantes en la estimación de la altura de la capa de mezcla es la velocidad de fricción (u^*). Esta variable fija el comportamiento de la altura mecánica en horas diurnas y nocturnas. Cabe recordar que, según la metodología aplicada en este trabajo, la altura de la capa de mezcla en horas nocturnas corresponde a la altura mecánica (Ecuación 18), mientras que en horas diurnas se determina con el valor máximo entre la altura convectiva y la altura mecánica.

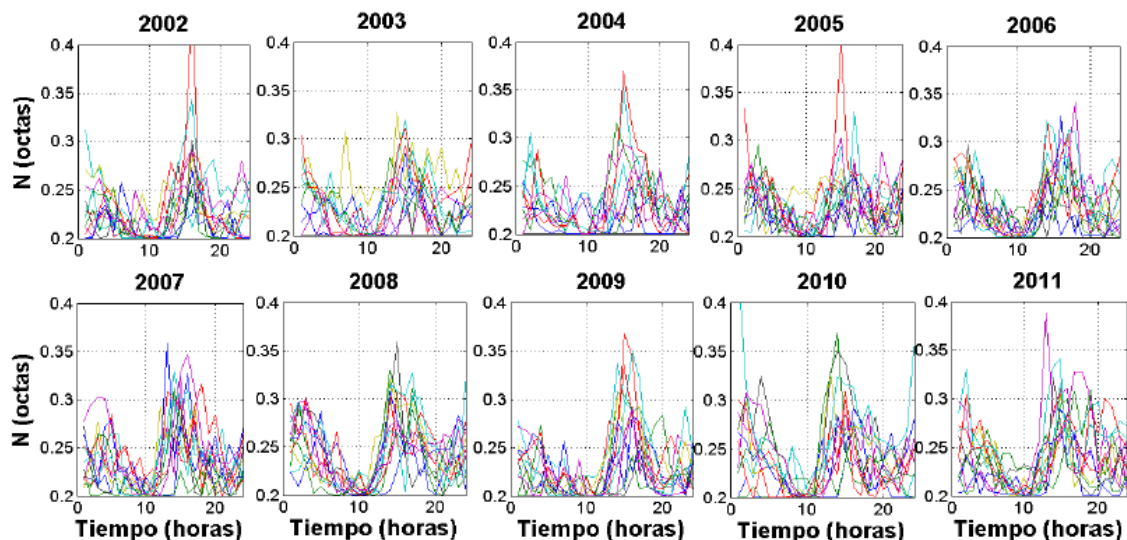


Figura 6. Fracción de nubosidad media mensual estimada

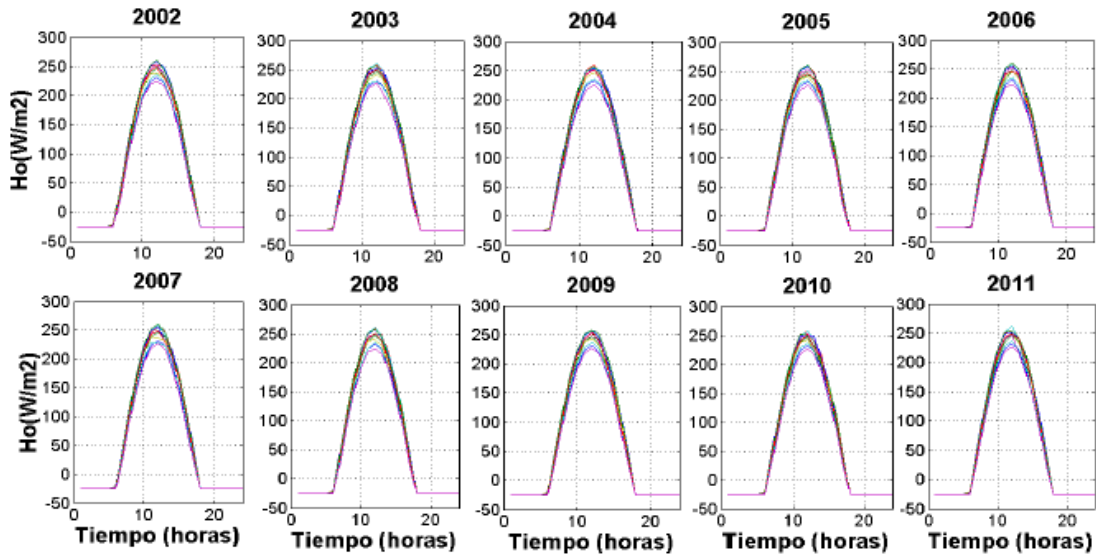


Figura 7. Flujo de calor sensible medio mensual estimado

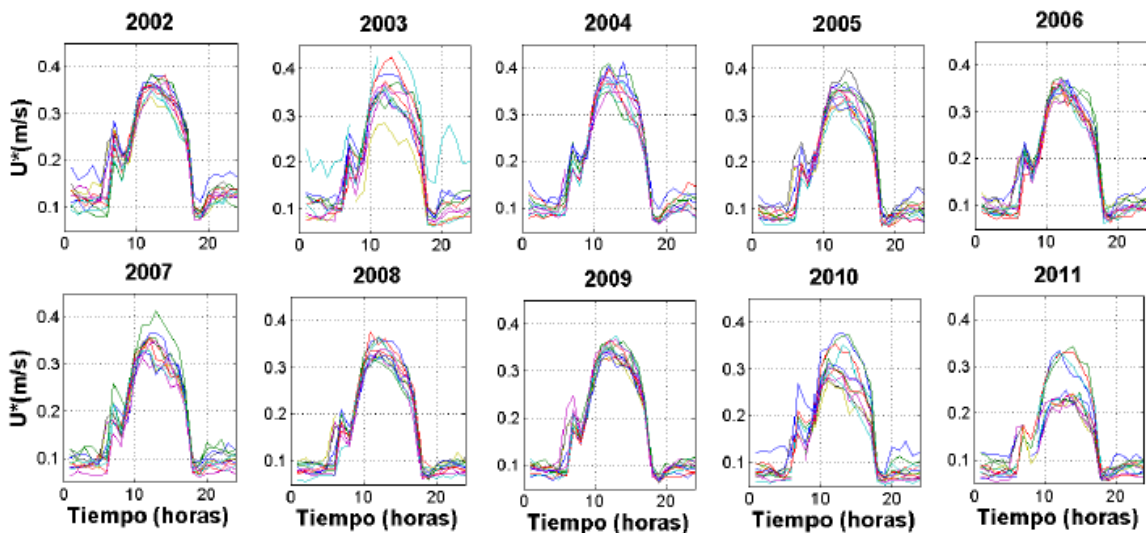


Figura 8. Velocidad de fricción media mensual estimada

La Figura 8 muestra la evolución de la velocidad de fricción (u^*). Esta variable presenta dos mínimos, a las 06:00 y a las 18:00 horas (entre 0.05 y 0.1 m/s) influenciados con la radiación global. Entre esas horas, la variable crece hasta alcanzar máximos de 0.2 a 0.4 m/s entre las 12:00 y 14:00 horas, según el mes y el año. Esta variable presenta un segundo pico con un máximo local a las 07:00 horas y un mínimo local a las 08:00 horas, el cual es determinado por la velocidad el viento.

Análisis de la altura de la capa de mezcla

Las Figuras 9 y 10 muestran la evolución en 24 horas de la altura de la capa de mezcla media mensual estimada en el área urbana de Manizales para el periodo de análisis (años 2002 al 2011). Como se observa en la Figura 9, en horas nocturnas (desde las 18:00 hasta las 06:00 horas), la capa de mezcla exhibe valores de altura entre 90 y 270 m, determinados por la componente mecánica. Sin embargo, en horas diurnas la altura se eleva

considerablemente y alcanza su pico máximo a las 17:00 horas, entre 1690 y 1898 m. Los resultados obtenidos son coherentes con los planteamientos de Wark et al (2004). Según este trabajo, los valores de la altura de capa de mezcla en horas nocturnas son generalmente bajos y aumentan durante el día. Los autores afirman que los valores de la altura varían entre 2000 y 3000 m en horas diurnas. Por otra parte, la metodología empleada en este trabajo fue previamente utilizada para estimar la altura de mezcla en una zona de Bogotá (Ruíz, 2001). Los resultados arrojaron una altura de mezcla aproximada a 100 m para las horas nocturnas y 1600 m para las horas diurnas, resultados muy similares a los obtenidos en esta investigación. No obstante, la topografía y la variabilidad climática de

Manizales ejercen una marcada influencia en la evolución horaria de la capa de mezcla. Finalmente, la Figura 10 muestra el detalle de la altura de la capa de mezcla estimada entre las 13:00 y las 18:00 horas. Se observa que diciembre es el mes que registró las alturas de mezcla más bajas en todo el periodo, seguido por enero y noviembre. Lo anterior coincide con los meses para los cuales se obtuvo los mínimos valores de la radiación global, la cual depende del ángulo de elevación solar que exhibe sus valores mínimos en el mismo periodo. Las alturas más elevadas de la capa de mezcla se obtuvieron durante los meses de abril, agosto y septiembre. Durante estos meses, la radiación global y el ángulo de elevación solar, presentaron los valores más elevados.

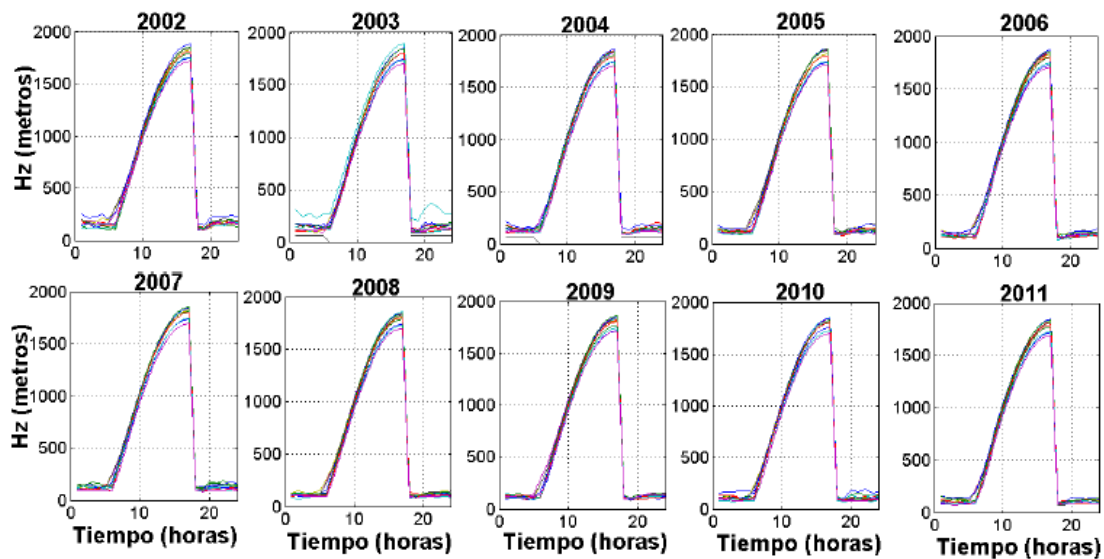


Figura 9. Altura de capa de mezcla media mensual estimada

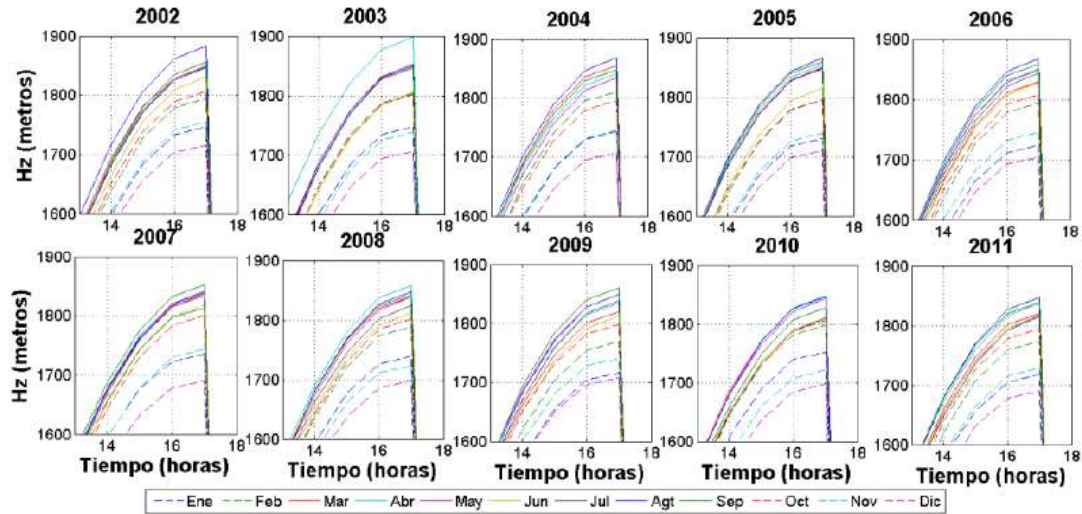


Figura 10. Detalle altura de capa de mezcla media mensual estimada

Análisis de la estabilidad atmosférica

Las Tablas 4 y 5 muestran dos ejemplos de los resultados obtenidos para la estabilidad atmosférica. La Tabla 4, resume las condiciones de estabilidad para el día 06 de septiembre de 2004, y la Tabla 5 las condiciones estimadas para el día 18 de febrero de 2008. Los resultados obtenidos para diferentes días, dentro del periodo de estudio, fueron similares. El grado de estabilidad predominante en horas nocturnas fue D, el cual corresponde a condiciones neutras. Bajo estas condiciones, el movimiento vertical de aire no es inhibido ni estimulado. Esta estabilidad tiene lugar cuando las velocidades de viento son bajas a moderadas, y existe presencia de una capa de nubes que bloquean el calentamiento o enfriamiento de la superficie terrestre. Condiciones que se analizaron en la sección 3.1, donde se evidencia que en horas

nocturnas la fracción de nubosidad y la velocidad del viento son más bajas que en las horas diurnas. En horas diurnas las condiciones de estabilidad exhiben las categorías A, B y C, que corresponden a una atmósfera inestable. La condición predominante es A (muy inestable), la cual tiene lugar entre las 10:00 y las 15:00 horas. La inestabilidad atmosférica se relaciona con cambios en los perfiles verticales de temperatura que favorecen el movimiento de masas de aire y las turbulencias. Estas condiciones tienen lugar en periodos soleados con vientos de bajas velocidades. Para los días analizados se observa que temprano en la mañana y durante las últimas horas de la tarde, la estabilidad se aproxima más a las categorías moderada y ligeramente inestables, debido a bajos valores de radiación solar y a la presencia de vientos de mayor velocidad.

Tabla 4. Condiciones de estabilidad atmosférica
 (06 septiembre 2004)

Hora		Categoría de Estabilidad
01	HN	D
02	HN	D
03	HN	D
04	HN	D
05	HN	D
06	HN	D
07	HD	C
08	HD	C
09	HD	B
10	HD	B
11	HD	A
12	HD	A
13	HD	A
14	HD	A
15	HD	A
16	HD	B
17	HD	B
18	HN	C
19	HN	D
20	HN	D
21	HN	D
22	HN	D
23	HN	D
24	HN	D

Tabla 5. Condiciones de estabilidad atmosférica
 (18 febrero 2008)

Hora		Categoría de Estabilidad
01	HN	D
02	HN	D
03	HN	D
04	HN	D
05	HN	D
06	HN	D
07	HD	C
08	HD	B
09	HD	A
10	HD	A
11	HD	A
12	HD	A
13	HD	A
14	HD	A
15	HD	B
16	HD	B
17	HD	C
18	HN	D
19	HN	D
20	HN	D
21	HN	D
22	HN	D
23	HN	D
24	HN	D

CONCLUSIONES

En este trabajo se presentan los resultados obtenidos tras aplicar un método matemático para estimar la altura de la capa de mezcla y la estabilidad atmosférica en el área urbana de Manizales. La metodología empleada requiere, como datos de entrada, las mediciones de cuatro variables meteorológicas (presión y temperatura ambiental, velocidad del viento y precipitación). Los resultados obtenidos constituyen una aproximación del comportamiento de la capa de mezcla local, y se hace imperativo la aplicación de otras metodologías para validar los resultados obtenidos en este trabajo. Se analizó cómo influyen las variables meteorológicas en la evolución de la capa de mezcla, y la variación de ésta en los diferentes meses del año, debido a las condiciones climatológicas de la ciudad. Se observó una tendencia casi cuadrática en la evolución de la altura de la capa de mezcla entre el valor mínimo y máximo diario. Contrariamente, el decrecimiento, desde el valor máximo al mínimo valor, presenta una

tendencia marcadamente lineal. Como trabajo futuro se espera contrastar los resultados obtenidos en esta investigación, con otras metodologías de cálculo y con datos meteorológicos de otras estaciones de la ciudad. Se propone analizar detalladamente la influencia de todas las variables meteorológicas sobre la altura de la capa de mezcla, y realizar un estudio más detallado de la evolución la estabilidad atmosférica.

REFERENCIAS

Ball, F. K., 1960. Winds on the slope of Antarctica, in Antarctic Meteorology, Proceedings of the Symposium in Melbourne, February 1959, 9-16.

Cortés, A., 2010. Análisis de la variabilidad espacial y temporal de la precipitación en una ciudad de media montaña andina, caso de estudio: Manizales, Universidad Nacional de Colombia. Manizales, Colombia.

Fisher, B., Kukkonen, J., Piringer, M., Rotach, M. W., Schatzmann, M., 2006. Meteorology applied to urban air

- pollution problems: concepts from COST 715. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6 (2), 555-564.
- Gamo, M., y Yokoyama O., 1979. Growth of the mixing depth and the diurnal variation of temperature and turbulence characteristics in the mixing layer. *Journal of Meteorological Society of Japan* 57(2), 159-171.
- Garratt, J. R., 1992. *The atmospheric boundary layer*. Cambridge University Press.
- González, C. M., Cortés J., Aristizábal, B. H., 2015. Influence of meteorology and source variation on airborne PM10 levels in a high relief tropical Andean city. *Revista Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia* 74, 200-212.
- MADS, 2010. *Manual de Operación de Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire*. Bogotá, Colombia.
- Marrero, M., 2011. *Parámetros de rugosidad representativos de terrenos naturales*. Universidad de Granada.
- Núñez, S., 2002. *Altura de la capa de mezcla: caracterización experimental y aplicación de un modelo meteorológico para el estudio de su evolución diurna*. Universidad Complutense de Madrid.
- Prandtl, L., 1905. Verber Flüssigkeiten bei sehr kleiner Reibung, *Verh. III Intern. Math. Kongr. Heidelberg*.
- Pasquill, F., 1961. The estimation of the dispersion of windborne material, *Meteorological Magazine* 90, 33-49.
- Rigby, J. R., Yin, J., Albertson J. D., Porporato, A., 2015. Approximate Analytical Solution to Diurnal Atmospheric Boundary-Layer Growth Under Well-Watered Conditions. *Boundary Layer Meteorology* 156 (1), 73-89.
- Ruiz, F. *Metodologías para estimar la altura de la capa de mezcla y otros parámetros de turbulencia atmosférica*. Universidad Nacional de Colombia. Posgrado en Meteorología. 2001.
- Stull, R. B., 1976. Mixed-Layer Depth Model Based on Turbulent Energetics. *Journal of the Atmospheric Sciences*.
- Wark, K., Warner, C., 2004. *Contaminación del aire. Origen y Control*. Universidad de Purdue.

**EVALUACIÓN DEL IMPACTO EN CALIDAD DEL AIRE,
ASOCIADO A RESUSPENSIÓN DE MATERIAL
PARTICULADO POR LA PAVIMENTACIÓN EN CIUDAD
BOLÍVAR, BOGOTÁ**
**IMPACT ASSESSMENT ON AIR QUALITY, ASSOCIATED WITH
RESUSPENSION OF PARTICULATE MATTER BY THE PAVING IN
CIUDAD BOLÍVAR, BOGOTÁ**

Mendez, Juan Felipe¹; Pinto, Laura Catalina¹; Pachón, Jorge Eduardo²

1 Estudiante, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Semillero de Investigación Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia
2 Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia
Autor de correspondencia: bio.espinosa@gmail.com

RESUMEN

En Bogotá, la Unidad de Planeación Zonal Ismael Perdomo, en la que se encuentra el Barrio Caracolí en la localidad de Ciudad Bolívar es catalogada según Decreto 623/2011, como área-fuente de contaminación Clase I por PM10 (SDA, 2012), por lo que se hace imperativo según Resolución 601/2006, la ejecución de programas que contribuyan a la reducción y control del material particulado como lo puede ser la pavimentación de calles. En esta investigación se valoró cuantitativamente el impacto en calidad del aire del material particulado re suspendido, vinculado a la incidencia de la pavimentación de la vía principal del barrio Caracolí por parte de la Unidad de Mantenimiento Vial, se evaluó la influencia de las condiciones meteorológicas en sus concentraciones y conjuntamente se estimaron experimentalmente factores de emisión de polvo re suspendido, a partir de mediciones en campo y la aplicación de modelos de dispersión screening (SCREEN3 y AERMOD), acorde a lo realizado por Orozco & Huelvas (2015). Se efectuaron campañas de monitoreo Kerbside de material particulado, teniendo en cuenta las recomendaciones del Protocolo de Monitoreo y Vigilancia de Calidad del aire y el método EPA IO 2.1, posteriormente se efectuaron análisis estadísticos descriptivos y la corrida de los modelos screening. Se concluyó que la pavimentación impacto positivamente en la calidad del aire, reduciendo las concentraciones de PM2.5 y PM10 asociadas a re suspensión en un 95%.

PALABRAS CLAVES

Calidad del aire, Re suspensión de material particulado, pavimentación modelación, factores de emisión

ABSTRACT

In Bogota, the Zonal Planning Unit (UPZ) Ismael Perdomo, in which is located the Caracolí neighborhood in Ciudad Bolivar is classified according to Decree 623/2011, as area-source pollution by PM10 Class I (SDA, 2012), by what is imperative according to Resolution 601/2006, implementing programs that contribute to the reduction and control of particulate matter as may be paving streets. This study quantitatively assessed the impact on air quality of the resuspended

particulate matter, linked to the incidence of the paving of the main road of Caracolí by the unit road maintenance (UMV), the influence of climatic conditions are evaluated together with the concentrations, plus emission factors of resuspended dust were experimentally estimated, based on field measurements and the application of dispersion models screening (SCREEN3 and AERMOD), according to what has been done by Orozco & Huelvas (2015). Kerbside campaigns monitoring of particulate matter were carried out, taking into account the recommendations of Protocol Monitoring and Surveillance Air quality and the EPA method IO 2.1, then descriptive statistical analysis and run the screening models were made. Paving concluded that positively impact air quality, reducing PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations associated with resuspension in 95%.

KEYWORDS

Air quality, resuspension of particulate matter, paving, modeling, emission factors.

INTRODUCCION

Una de cada 8 muertes en el mundo está asociada a la mala calidad del aire (OMS, 2014), sobre todo de grupos vulnerables como niños y ancianos expuestos al material particulado (MP) (Beltrán et al., 2012). Colombia, no siendo ajena a la problemática enfrente en el 2009 un costo estimado por contaminación atmosférica de 5,7 billones de pesos (Pachón, 2013). Si bien se sabe que una de las mayores fuentes de MP en las ciudades como Bogotá es el polvo re suspendido, especialmente de vías despavimentadas y en menor proporción pavimentadas (Beltrán et al., 2012), las medidas de reducción de su concentraciones no han sido ampliamente abordadas desde la investigación. Dentro del programa del Distrito Capital "Vías para superar la Segregación", la Unidad de Mantenimiento Vial (UMV) estableció la intervención de la vía arterial del barrio Caracolí, ubicado en la Unidad de Planeación Zonal (UPZ) Ismael Perdomo en Ciudad Bolívar, catalogada área fuente de contaminación Clase I debido a los niveles violatorios de inmisión de PM₁₀ (SDA, 2012), por lo cual resulta conveniente evaluar las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5} antes, durante y después del proceso de pavimentación, con el fin de definir el impacto en la calidad del aire que esta actividad produce teniendo en cuenta las condiciones meteorológicas presentadas en el frente de obra; además de estimar experimentalmente factores de emisión de polvo re suspendido, a partir de mediciones en campo y la aplicación de modelos de dispersión screening

(SCREEN3 y AERMOD) (Orozco & Huelvas, 2015).

MATERIALES Y METODOS

Se ejecutaron 3 campañas de monitoreo Kerbside (antes, durante y después de pavimentar) en las coordenadas: Este: 89494.7271, Norte: 97478.0498 (MAGNA-SIRGAS), altitud de 2720 m.s.n.m., teniendo en cuenta los criterios de localización del Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la Calidad del aire de Bogotá y el método EPA IO-2.1. Se usó el monitor DustTrak DRX 8533 para la medición fotométrica en tiempo real de concentraciones de MP según norma ISO 12103-1, un aetalometro microAeth® para la medición de concentraciones de carbono negro (BC), y una estación meteorológica automática integrada para la medición de las variables meteorológicas: velocidad y dirección del viento, temperatura, precipitación y radiación solar. Los datos de concentración de material particulado [PM_{2.5} PM₁₀] fueron preprocesados disyuntivamente a través de dos filtros generales: El primero, un filtro estadístico (a partir de límites de control), con el fin de establecer la tendencia central cortada y eliminar valores outlier ($\pm 10\%$ Total/día); El segundo, un filtro analítico donde se utilizó la relación de PM_{2.5}/PM₁₀ para evaluar si su origen presentaba una asociación geológica (polvo fugitivo re suspendido $< 0,4$) o por combustión ($> 0,6$) (Querol et al., 2004; Galvis & Rojas, 2006; EPA, 2006) o no definido; y la tendencia lineal entre PM_{2.5} y BC, con un valor de $R^2 \leq 0,6$, para descartar datos coligados a combustión.

Posteriormente se valoró el impacto en calidad del aire, comparando los promedios aritméticos muestrales de concentración por fuente (geológica, por combustión y no definida), de los periodos del antes y después de la construcción vial completa. Así mismo se compararon los promedios aritméticos de los valores medios muestrales cortados de los mismos periodos. Conjuntamente se analizaron las concentraciones durante el reemplazo de la superficie en afirmado, por una estructura de pavimento por parte de la UMV en el frente de obra. Se evaluó la influencia de las variables meteorológicas sobre las concentraciones de material particulado asociado a re suspensión, calculando el coeficiente de correlación y su nivel de significancia por día. Al realizar la prueba de normalidad Shapiro-Wilk o Kolmogorov-Smirnov (según tamaño de muestra) (Universitat de Barcelona, 2009) ambas o una de las variables de correlación no presento distribución normal, por lo que se procedió a utilizar la correlación de Spearman. Se utilizó la herramienta estadística SPSS. Los criterios para la selección de datos en pro de la estimación experimental de factores de emisión asociados a re suspensión de PM_{2.5} y PM₁₀ fueron: 1. la relación de PM_{2.5}/PM₁₀ ($< 0,4$) para asociar su origen a re suspensión de material particulado, 2. La tendencia lineal entre PM_{2.5}/PM₁₀, con un valor de $R^2 \geq 0,9$, dentro de un conjunto al azar mínimo de 5 parejas de datos consecutivos, con lo que se podía inferir que se registra una misma fuente y comportamiento para PM_{2.5} y PM₁₀. 3. la tendencia lineal entre PM_{2.5} y BC, con un valor de $R^2 \leq 0,6$, con el propósito de excluir las concentraciones de MP provenientes directamente de fuentes de combustión (Orozco & Huelvas, 2015). Posteriormente cada dato aceptado era asociado a vientos abajo (DW) o a vientos arriba (UW) acorde a cada resultado singular de dirección del viento con respecto al punto de monitoreo. Se promediaron los valores de concentración asociados a DW y UW para seguidamente obtener un valor delta (Δ) ($\Delta = DW - UW$). Este valor constituyo uno de los insumos a utilizar en la corrida de los modelos screening (SCREEN3 - AERMOD). Se simulo una

fuerza de área (Colorado Department of Public Health and Environment, 2002) mediante la técnica top-down, acorde al método heurístico de exploración y tanteo (Orozco & Huelvas, 2015). El presente procedimiento fue ejecutado para el antes, durante y después de la pavimentación.

RESULTADOS

Al comparar las concentraciones promedio de MP del antes vs. después de la pavimentación (Figura 1), se aprecian reducciones en fuente geológica, por combustión y no definida (Tabla 1.), siendo el material particulado asociado a re suspensión el que presenta mayor porcentaje de reducción; asimismo disminuyeron las concentraciones de MP asociado a fuente por combustión y a fuente no definida en más de un 37%, influenciado por la disminución del tráfico parado (Ledesma, 2009) y a la supresión de reservorios de polvo fugitivo (Succarieh, 1992; Watson & Chow, 2000). Resultado de esto, los promedios aritméticos de las medias muestrales cortadas por día de PM_{2.5} y PM₁₀ disminuyeron. Se presentó de forma generalizada una disminución mayor en PM₁₀ que en PM_{2.5}, ya que el polvo fugitivo (aportante principal de partículas gruesas inhalables) se suprimió, el flujo vehicular cambio y la perturbación del suelo desnudo que se presentaba antes de la pavimentación al paso del flujo vehicular y a las condiciones meteorológicas disminuyo gracias a la intervención vial.





Figura 1. Antes vs. después de la pavimentación

Fuente: Autores (2015).

Tabla 1. Resultados de análisis comparativos entre el antes y después de la pavimentación

Medida de tendencia Central	Clasificación asociada	ANTES DE PAVIMENTAR			DESPUÉS DE PAVIMENTAR			% de Cambio en PM _{2,5}	% de Cambio en PM ₁₀
		PM _{2,5} (mg/m ³)	PM ₁₀ (mg/m ³)	% de Datos	PM _{2,5} (mg/m ³)	PM ₁₀ (mg/m ³)	% de Datos		
Promedio aritmético	Fuente Geológica	0,381	1,025	14,1	0,017	0,048	0,1	-95,7	-95,4
	Fuente por combustión	0,087	0,117	51,5	0,054	0,070	93,0	-37,4	-40,3
	Fuente no definida	0,160	0,339	34,4	0,086	0,161	6,9	-46,3	-52,5
	Media muestral cortada por día	0,212	0,500		0,052	0,093		-75,3	-81,4

Nota: Se presentaron en total 12.786 datos en la pre pavimentación y 15.070 datos en la post pavimentación

Fuente: Autores (2015)

Acorde a los resultados de análisis durante la rehabilitación vial completa, en la excavación por métodos mecánicos frente al punto de monitoreo se obtuvieron los máximos valores promedios para PM_{2.5} con 0,233 mg/m³ y para PM₁₀ con 0,627 mg/m³ asociados a fuente geológica, dado su aporte a la generación y trituración de detritos geológicos. Asimismo se presentaron las mayores concentraciones de MP asociado a fuente por combustión, posiblemente a la maquinaria de excavación que estuvo al frente del punto de monitoreo la mayor parte del tiempo y al cuello de botella vehicular que se presentó en el carril opuesto. Por su parte el MP asociado a fuente por combustión tuvo su mayor presencia (No. datos/día) cuando se colocó la carpeta asfáltica con un 98,3% del total de datos. Al comparar los promedios de las medias muestrales cortadas de MP (teniendo en cuenta las fuentes de clasificación) del antes y del durante la pavimentación, se denoto una disminución en las concentraciones del durante, pasando de 0,096 mg/m³ a 0,074 mg/m³ para PM_{2.5} y de

0,171 mg/m³ a 0,139 mg/m³ para PM₁₀. Esto se pudo dar gracias a que después de la aplicación del fresado estabilizado las concentraciones tendieron a tener valores por debajo de los registrados en la excavación ya que el fresado estabilizado posee una superficie pegajosa y se presenta como conglomerado, haciendo más difícil su re suspensión. Cabe resaltar que también se evitó la acción erosiva del viento, las emisiones fugitivas y se interrumpió el transporte de MP procedente de fuentes móviles con tela para cerramiento. Se obtuvieron correlaciones (rs) perfectas entre PM_{2.5} y PM₁₀ (asociados a re suspensión) con significancia menor o igual a 0,01 para todos los días, y un comportamiento semejante entre estos dos contaminantes vs. Las variables meteorológicas, lo que permitió valorar el MP= [PM_{2.5}, PM₁₀] como conjunto frente a las variables meteorológicas y corroborar su alta asociación lineal directa cuando se presentaron eventos de re suspensión (Tabla 2). La correlación positiva más alta entre MP y temperatura (0,75) se presentó cuando se obtuvieron los valores de

temperatura más altos (13/01/2015) (Figura 2) y fue disminuyendo en algunos casos conforme disminuía el valor en la distribución de temperatura; mas sin embargo esto no se presentó de forma generaliza, ya que se obtuvieron para algunos días correlaciones negativas a pesar de que estos presentaban valores de temperatura similares entre los 19,7°C (Figura 2).

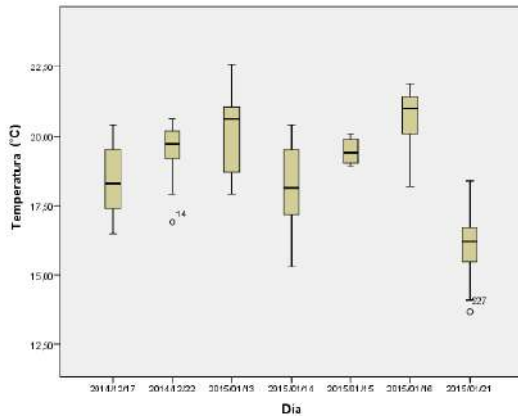


Figura 2. Serie temporal de temperatura ante la concentración de material particulado asociado a fuente geológica
Fuente: Autores (2015).

En el caso de la velocidad del viento, los resultados sugieren que las concentraciones asociadas a re suspensión de MP son directamente proporcionales a la velocidad del viento siempre y cuando esta no presente valores mayores a 3,6 m/s (Tabla 2) (Figura 3), en cuyo caso generaría dispersión del contaminante. Esto se puede evidenciar en los días 15/01/2015 y 21/01/2015, que presentaron valores no atípicos mayores a 3,6 m/s (Figura 3) y demostraron correlaciones negativas escasas. En el caso de la dirección del viento, las concentraciones de MP asociadas a re suspensión mostraron una relación directamente proporcional con el rumbo de las masas de aire de manera escasa (en su mayoría), débil y de manera fuerte perfecta el 13/01/2015 (Tabla 2), mostrando direcciones contrarias a las que se presentaron en general en el periodo de monitoreo (Figura 4).

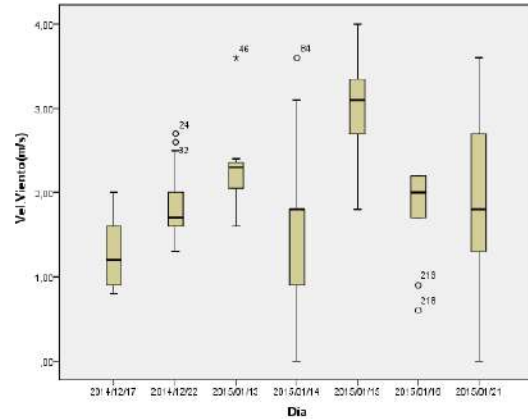


Figura 3. Serie temporal de Velocidad del viento ante la concentración de material particulado asociado a fuente geológica
Fuente: Autores (2015).

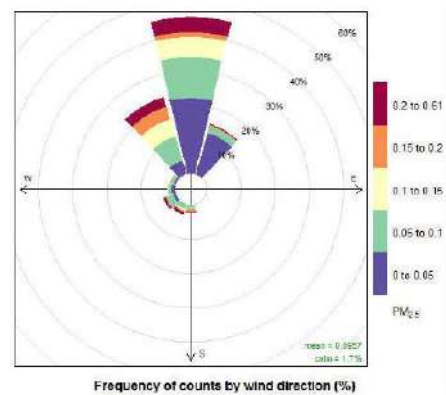
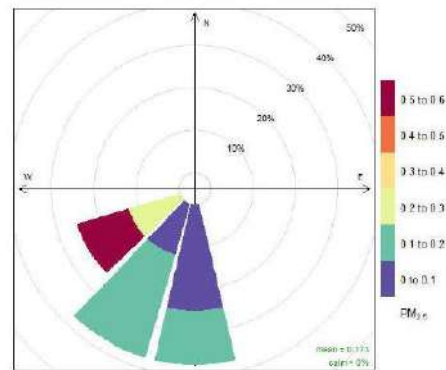


Figura 4. Rosas de contaminación de PM_{2.5} asociado a re suspensión para el 13/01/2015 (Izq.) y del periodo de pavimentación (Der.)
Fuente: Autores (2015).

En el caso de la precipitación, no se presentaron valores de correlación, ya que se presentó una constante de 0 mm de agua cuando las concentraciones de MP se asociaron a re suspensión. Estos resultados se presentaron, como eran esperables, porque la generación de precipitación evitaría la re suspensión de MP. Por otra parte la radiación solar sobre superficie fue la variable meteorológica que más bajo se correlaciono con las concentraciones de MP asociadas a re suspensión (Tabla 2), presentándose en la mayoría de casos una proporcionalidad inversa, posiblemente por la intermitencia del pasar de las nubes, por la posible generación de re suspensión de material particulado por un mecanismo ajeno al natural (artificial), como también por la irrigación de agua sobre la superficie por parte de sus habitantes o por la UMV. Al aplicar la técnica de modelación de dispersión inversa y obtener las concentraciones delta a través de la metodología de Orozco & Huelvas (2015), se obtienen tasas de emisión que al ser definidas como g/m²*s pueden ser analizadas como factores de emisión. La modelación en

AERMOD se realiza utilizando la meteorología medida In-Situ y se utilizan radiosondeos del Aeropuerto el Dorado (Bogotá), en el caso de SCREEN3 se calcula la estabilidad de la atmósfera a través de las tablas Pasquill-Gifford. Ambos modelos predicen los eventos en los que las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2,5} alcanzan su nivel máximo. En ambos modelos se obtienen factores de emisión similares en magnitud, para el mismo valor de concentración esperada. En cuanto a la dispersión en ambos modelos se observa una reducción homogénea de la concentración, a medida que aumenta la distancia entre un receptor y la fuente en cuestión. Para la etapa 1 (Antes de la pavimentación) se obtienen las siguientes concentraciones para PM₁₀; 381,5 µg/m³ Downwind (fuente y background) y 302 µg/m³ Upwind (background) obteniendo un delta de 79,5 µg/m³. Estabilidad atmosférica tipo B (Atmósfera Inestable). (Ver Figura 5) Las concentraciones para PM_{2,5}: 195,7µg/m³ Downwind (fuente y background) y 190,2 µg/m³ Upwind (background) obteniendo un delta de 5,5µg/m³.

Tabla 2. Resultado de análisis de Correlación entre las concentraciones de material particulado asociadas a resuspensión y variables meteorológicas

PERÍODO	Dia	Contaminante	Dirección del Viento	Velocidad del Viento	Temperatura	Velocidad del Viento	r_s entre PM _{2,5} y PM ₁₀
			r_s	r_s	r_s	r_s	
Antes de Pavimentar	17/12/2014 (n= 13)	PM _{2,5}	0,094	0,127	-0,261	-0,187	0,995**
		PM ₁₀	0,072	0,110	-0,256	-0,242	
	22/12/2014 (n= 27)	PM _{2,5}	0,404*	-0,549**	0,429*	0,080	0,997**
		PM ₁₀	0,413*	-0,546**	0,412	0,078	
Durante la pavimentación	13/01/2015 (n= 8)	PM _{2,5}	0,903**	0,905**	0,755*	-0,286	1,000**
		PM ₁₀	0,903**	0,905**	0,755*	-0,286	
	14/01/2015 (n= 162)	PM _{2,5}	0,119	0,033	-0,135	-0,174*	0,998**
		PM ₁₀	0,118	0,029	-0,123	-1,71*	
	15/01/2015 (n= 11)	PM _{2,5}	-0,150	0,289	-0,430	0,211	0,998**
		PM ₁₀	-0,136	0,289	-0,438	0,211	
	16/01/2015 (n= 9)	PM _{2,5}	0,434	0,237	0,172	0,221	0,979**
		PM ₁₀	0,458	0,234	0,170	0,220	
21/01/2015 (n= 159)	PM _{2,5}	-0,141	0,059	0,033	-0,005	0,998**	
	PM ₁₀	-0,133	0,055	0,051	0,017		

Nota: *La correlación es significativa al nivel 0,05 (Bilateral); **La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). (n) Número de datos

Fuente: Autores (2015).

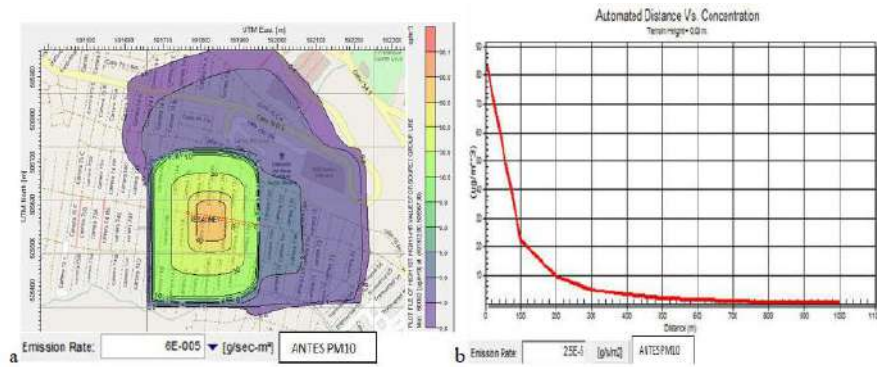


Figura 5 Obtención de factor de emisión para Vía sin pavimentar; a. Modelación con ‘AERMOD’” Etapa 1 Antes de la Pavimentación b. Modelación con ‘SCREEN3’” Etapa 1 Antes de la Pavimentación

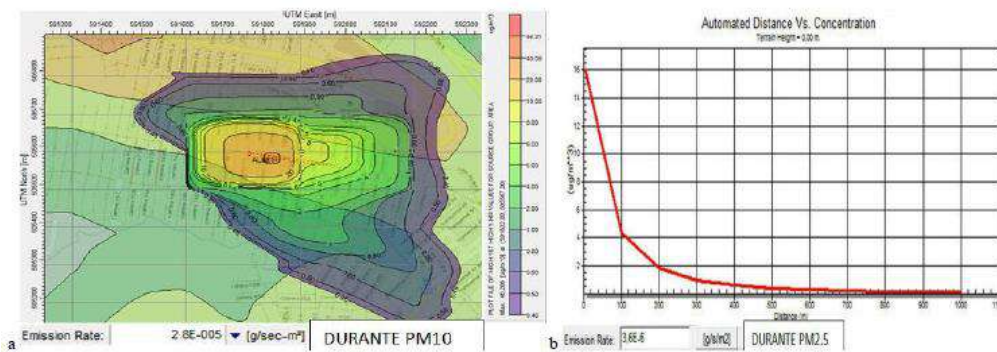


Figura 6 Obtención de factor de emisión para Vía sin Pavimentar; a. Modelación con ‘AERMOD’” Etapa 2 Durante de la Pavimentación b. Modelación con ‘SCREEN3’” Etapa 2 Durante de la Pavimentación

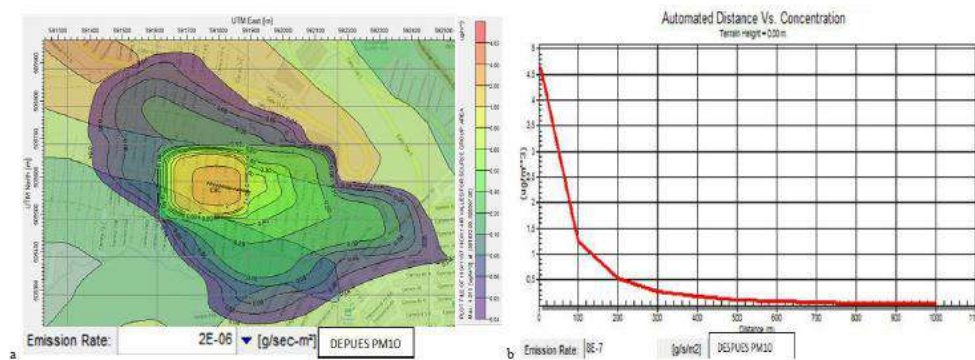


Figura 7 Obtención de factor de emisión para Vía Pavimentada; a. Modelación con ‘AERMOD’” Etapa 3 Después de la Pavimentación b. Modelación con ‘SCREEN3’” Etapa 3 Después de la Pavimentación

Para la etapa 2 (Durante la pavimentación) se obtienen las siguientes concentraciones para PM10: 257 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Downwind y 214,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Upwind obteniendo un delta de 42,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Estabilidad atmosférica tipo A-B (Atmósfera

Muy Inestable a Inestable) (Ver Figura 6). Las concentraciones para PM2.5: 124,51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Downwind (fuente y background) y 107,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Upwind (background) obteniendo un delta de 16,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Para la

etapa 3 (Después de la pavimentación) se obtienen las siguientes concentraciones para PM10: 79,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Downwind y 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Upwind obteniendo un delta de 4,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Estabilidad atmosférica tipo A (Atmósfera Muy Inestable) (Ver Figura 7). Las concentraciones para PM2.5: 62,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Downwind (fuente y background) y 55,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Upwind (background) obteniendo un delta de 6,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4. CONCLUSIONES

- La pavimentación parcial de la vía arterial en afirmado de la localidad de Ciudad Bolívar por parte de la UMV impactó positivamente en la calidad del aire, reduciendo las concentraciones de PM2.5 y PM10 asociadas a re suspensión en un 95%. No obstante, disminuyeron las concentraciones de PM2.5 y PM10 asociadas a fuente por combustión y a fuente no definida en más de un 37%. Resultado de esto, los promedios aritméticos de las medias muestrales cortadas por día disminuyeron en un 75,3% para PM2.5 y un 81,4% para PM10. Conjuntamente se presentó una disminución en el porcentaje de datos de concentración de material particulado asociado a fuente geológica y no definida, mientras que los asociados a fuente por combustión aumentaron. Las concentraciones más altas de material particulado se presentaron durante la excavación y tendieron a disminuir después de la aplicación del fresado estabilizado. El material particulado se asoció principalmente con fuente por combustión en la etapa de aplicación de mezcla asfáltica densa en caliente.

- Se obtuvieron correlaciones (rs) perfectas entre PM2.5 y PM10 (asociados a re suspensión) con nivel de significancia de 0,01, así como un comportamiento similar frente a las variables meteorológicas. La re suspensión de material particulado llegó a estar en función del aumento en temperatura, más sin embargo hay otras variables que pudieron incidir directa o indirectamente. Las concentraciones asociadas a re suspensión de material particulado presentaron una correlación positiva con la velocidad del viento mientras esta no presentara un valor mayor a 3,6 m/s, en

cuyo caso concebiría dispersión del contaminante. Asimismo las concentraciones se correlacionaron en general con el rumbo de las masas de aire con un valor menor a 0,127. Cuando las concentraciones fueron asociadas a re suspensión, la precipitación registro una constante de 0 litros de agua lluvia por metro cuadrado de terreno. Por otra parte la radiación solar sobre superficie fue la variable meteorológica que más bajo se correlaciono con las concentraciones de material particulado asociadas a re suspensión, presentando sobre todo relaciones inversas.

- El modelo AERMOD es útil para predecir la dispersión de los contaminantes según los receptores, el tamaño del dominio utilizado y la meteorología completa (A diferencia de screen3, la dirección del viento se analiza profundamente puesto que determinaría las zonas a las que el viento contribuiría al arrastre del material particulado) esta información es relevante para el análisis de políticas públicas que contribuyan a planes de mitigación de material particulado re suspendido. Por otra parte el modelo SCREEN3 es menos complejo y si se posee poca información de la meteorología de la zona y se desea obtener solo el cálculo del factor de emisión este modelo sería el adecuado.

- La modelación de dispersión inversa en fuentes como vías pavimentadas y vías sin pavimentar, es una herramienta eficiente para determinar factores de emisión a partir de concentraciones medidas mediante el método Kerbside, puesto que las concentraciones a obtener serían las que alcanzan su nivel máximo, puesto que a nivel del suelo la velocidad del viento es menor y no contribuiría a la dispersión del material particulado, esto se asemeja a las predicciones de los modelos AERMOD y SCREEN3 pues predicen la concentración máxima según variables meteorológicas como las mencionadas anteriormente.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de la Salle y a la Unidad de Mantenimiento Vial.

REFERENCIAS

- Beltrán, D., Belalcázar, L. C., & Rojas, N. (Diciembre 2012). Emisiones vehiculares de material particulado (PM2.5 y PM10) por re suspensión de polvo y abrasión en Bogotá. *Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 25-32.
- Colorado Department of public health and environment (2002). SCREEN3 Stationary Source Modeling Guidance. *CDPHE/APCD Technical Guidance Series: Air Quality Modeling*
- EPA. (2006). AP-42, section 13.2.2. Obtenido de Background Document for Revisions to Fine Fraction Ratios Used for AP-42 Fugitive Dust Emission Factor: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/bgdocs/b13s02.pdf>
- EPA (1999). Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air Center for Environmental Research Information. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati.
- Galvis, B. & Rojas, N. (Junio de 2006). Relación entre PM2.5 y PM10 en la Ciudad de Bogotá. *ACTA NOVA; Vol. 3*, 336-353.
- Ledesma Romo, L. (22 de Diciembre de 2009). *Gaceta Parlamentaria, Número 2917-II*, Obtenido de <http://gaceta.diputados.gob.mx/Black/Gaceta/Anteriores/61/2009/dic/20091222-II/Propo-2.html>
- Orozco, K. Huelvas, A (2015). Determinación de factores de emisión para PM10 proveniente de construcción de vías, edificaciones y canteras en Bogotá. Universidad de la Salle. Bogotá
- Organización Mundial de la Salud. (25 de Marzo de 2014). 7 millones de muertes cada año debidas a la contaminación atmosférica. Obtenido de Comunicado: <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/es/>
- Pachón, J. (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 Revista de la Facultad de Ingeniería*, 13-40.
- Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., Artiñano, B., Hansson, H. C., Harrison, R. M., Schneider, J. (2004). Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities. *Atmospheric Environment Volume 38*, 6547-6555.
- Secretaría Distrital de Ambiente. (2012). *PLAN AMBIENTAL LOCAL LOCALIDAD 19 CIUDAD BOLÍVAR 2013 - 2016*. Bogotá. Revisado Obtenido de <http://ambientebogota.gov.co/planes-ambientales-locales-pal>
- Succarieh, M. (1992). *Control of Dust Emissions from unpaved roads*. Fairbanks, Alaska 99775: ALASKA COOPERATIVE TRANSPORTATION AND PUBLIC FACILITIES RESEARCH PROGRAM.
- Universitat de Barcelona. (16 de 07 de 2009). *Facultat d'Economia i Empresa*. Obtenido de Contrastes de Normalidad: http://www.ub.edu/aplica_infor/spss/cap5-6.htm
- Watson, J. G., & Chow, J. C. (Mayo de 2000). Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research. DRI Document No 6110.4F. Desert Research Institute. Energy and Environmental Engineering Center.

ANALYSIS OF 2002-2013 AMBIENT AIR QUALITY TRENDS IN BOGOTÁ

Ortiz, Edison Y.^{1,2}; Galvis, Boris¹; Pachón, Jorge E¹.; Cuadros, Nicolas³

1. Centro Lasallista de Investigación y Modelamiento Atmosférico, Universidad de La Salle,
Bogotá, Colombia, 2. Grupo de Investigación en Calidad de Aire, Universidad Nacional de
Colombia, Bogotá, Colombia, 3. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá, Colombia

Autor de correspondencia: bgalvis@unisalle.edu.co

ABSTRACT

We analyzed air quality monitoring network data from Bogota to identify trends and exceedances for criteria pollutants between 2002 and 2013 using Openair Tools. We found that Bogota has achieved significant improvements during the last decade; however, particulate matter concentrations in the city are still above WHO guideline values. PM10 concentrations decreased until 2011 and stabilized since for most of the, except for the industrial districts were they are still growing. NO₂, SO₂ and CO concentrations seldom exceeded guideline values during the analyzed period and have shown a decrease for most of the city. Concentrations peaks of PM10, PM2.5, CO, SO₂ and NO₂ were between 07:00 and 11:00 and between 18:00 and 22.00. O₃ concentrations peak were at noon. Sunday vs Day-of-week analysis showed an average 30% reduction of PM10 and NO₂ concentrations, while O₃ concentrations increased 15%. These findings hint that the city is likely in VOC limited regime. Month-of-year analysis concentrations peak in February-March and September-October with lows in June-July and December-January. Numerous PM10 and Ozone short-term exceedances struck the industrial districts between 2006 and 2008. The city center and the northern mountainside had most of the O₃ exceedances, especially during strong El Niño periods; other pollutants did not showed short-term exceedances. Data suggests that mobile sources still play a major role, especially diesel vehicles.

KEYWORDS

Air Quality, Trends, VOC-limited, OpenAir,

INTRODUCTION

Air Quality in a city or region is influenced to human activities as well as natural phenomena in the region. At urban and local scales, the problem of air quality can be described as an interaction between emission sources, emission controls, atmospheric transport and human and meteorological effects. Strengthening of emission controls, and legislative actions are the most effective practices currently employed to control and reduce pollutant concentrations in a city (Arya, 1999). Depending of the pollutant and its concentration change in the atmosphere, magnitude and number of effects in the region will vary. Effects of air pollution are reflected

in human health, flora and fauna, crops, structures and material integrity, visibility, radiative balance in the atmosphere, change in precipitation and fog formation, occurrence of acid rain, stratospheric ozone depletion and weather (Arya, 1999). In Bogotá, Local Environmental Agency (Secretaría Distrital de Ambiente – SDA) operate the AQMN of Bogotá. AQMN of Bogotá is entirely conformed for automatic monitors distributed over the city, and its configuration has changed between 2002 and 2013 due to locative and safety aspects (See Figure 1). A 2002-2013 hourly database was made for pollutant concentration and meteorology data from the AQMN of Bogotá (See Table 2). The

database included PM10, NO2, SO2, CO, and O3 as pollutants and wind speed, wind direction, rain rate, global radiation, relative humidity and temperature as meteorological parameters.

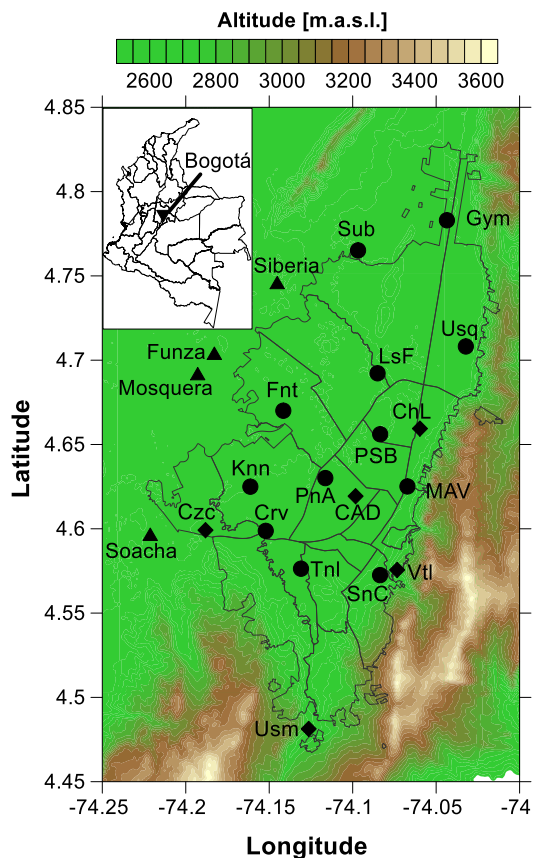


Figure 1. Location of AQMN of Bogotá monitors between 2002 and 2013 Period; circles represents active monitors in 2013, diamonds represents inactive monitors in 2013 and triangles represents industrial cities near to Bogotá.

MATERIALS AND METHODS

Hourly Data for meteorological variables was processed with openair package for R programming Language (Carlslaw & Ropkins, 2012, 2014), In terms of wind direction behavior, Bogotá could be divided in four

zones (see Figure 2): Northern City (Zone 1), city mountainside (Zone 2), Southwestern city (Zone 3) and west-central city (Zone 4). Monitor per zone is showed in table 2. Zone 1 had prevailing wind mostly from the NE direction, in other hand, prevailing winds from SE were frequent in Zone 2, additionally, and zone 3 showed prevailing wind from S and Zone 4 hadn't a prevailing wind direction (See Fig. 3). Monthly variations of wind speed and Rainfall are influenced for ITCZ pass over the city (first pass in April-May and second pass in October-November); when ITCZ passed, mean wind speed is lowest in all stations, in the other hand, July-August period highest mean wind speed were found, by influence of strong trade winds (See figure 4). Bogota is influenced strongly by variations in wind speed, wind direction, and rainfall by ITCZ movements over the city; rainfall and wind conditions in the urban area influenced pollutant dispersion, likely poor pollutant dispersion during ITCZ pass. Mean yearly cumulated rainfall values were 750, 875, 639 and 769 mm for zones 1 to 4 respectively; mean temperature values in the city was 15.4 °C in daylight hours and 12.2 °C in nighttime; in addition, relative humidity values was 63.72% in daylight hours and 76.42% in nighttime. Another mean values were determinate as 313.47 W/m2 daylight global solar radiation and 752 mbar air pressure.

Table 2. Features of AQMNB Stations

Station Name	Ab.	Zone	Latitude*	Longitude*	Start of Data	End of Data	Po	Meteorology**
CADE	CAD	4	4.61935	-74.09826	2002	2003	PM10	ws,wd,rain
Carvajal	Crv	3	4.59875	-74.15208	2002	2013	PM10, CO, NO2, SO2, O3	ws,wd,rain,T
Cazucá	Czc	3	4.59919	-74.18817	2002	2009	PM10,SO2	ws,wd,rain,T
Chico Lago	ChL	2	4.65944	-74.05972	2002	2010	PM10,SO2,O3	ws,wd,rain
Fontibon	Fnt	4	4.67003	-74.14156	2002	2013	PM10, CO, NO2, SO2, O3	ws,wd,rain,T, P
Guaymaral	Gym	1	4.78298	-74.04353	2002	2013	PM10,O3	ws,wd,rain,T, P,RH,GR
Kennedy	Knn	3	4.62497	-74.16131	2006	2013	PM10,PM2.5, CO, NO2, SO2	ws,wd,rain,T, P,RH,GR
Las Ferias	LsF	4	4.69223	-74.08509	2006	2013	PM10, CO, NO2, SO2, O3	ws,wd,rain,T, P,RH
MAVDT***	MAV	2	4.62511	-74.06721	2002	2013	PM10,O3	ws,wd,rain,T,RH
Parque Simon Bolivar	PSB	4	4.65607	-74.08352	2004	2013	PM10,PM2.5, CO, NO2, SO2,O3	ws,wd,rain,T, RH,GR
Puente Aranda	PnA	4	4.63007	-74.11638	2002	2013	PM10, CO, NO2, SO2, O3	ws,wd,rain,T
San Cristobal	SnC	2	4.57250	-74.08360	2011	2013	PM10,CO, O3	ws,wd,rain,T, RH,GR
Suba	Sub	1	4.76511	-74.09678	2002	2013	PM10, NO2, SO2, O3	ws,wd,rain,T
Tunal	Tnl	3	4.57631	-74.13097	2007	2013	PM10, CO, NO2, SO2, O3	ws,wd,rain,T, RH,GR
Usaquen	Usq	2	4.70814	-74.03221	2002	2013	PM10, CO, O3	ws,wd,rain,T
Usme	Usm	3	4.48130	-74.12635	2006	2008	None	ws,wd,rain,T, RH,GR
Vitelma	Vtl	2	4.57560	-74.07337	2006	2009	None	ws,wd,rain,T, RH,GR

* Latitude and Longitude in decimal degrees

** Ws: wind speed, wd: wind direction, T: Temperature, P: Atmospheric Pressure, RH: Relative Humidity, GR: Global Radiation

*** MAVDT Station recorded data in intermittent years (2002, 2009, 2012, 2013 and 2014)

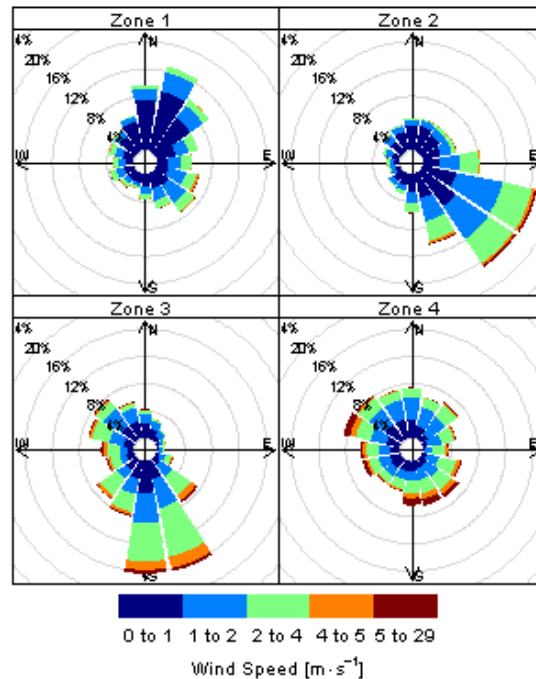


Figure 2. Wind Rose for different zones in Bogotá in 2002-2013 period; Zone 1 is Northern City, Zone 2 is city mountainside, Zone 3 is southwestern city and Zone 4 is West-Central city.

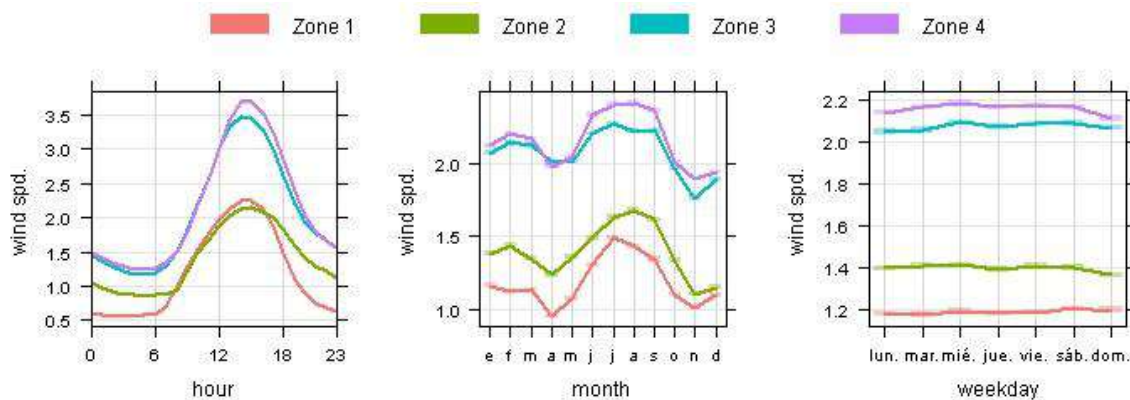


Figure 3. Temporal behavior of wind speed by zone, units in m/s.

National Ambient Air Quality Standard (NAAQS) assurance was important to determinate which pollutants weighted in air quality problems over the city. PM10, NO2 and SO2, daily mean values were calculated by station in days which data coverage exceeded 75% or 18 hours per day; annual rolling mean right centered was applied to daily mean values avoiding rolling means with data coverage less than 75 % or 274 days per year. Rolling means were compared with their respective annual exposure standards in

current NAAQS (MAVDT, 2008). In Addition, annual exceedances for short-terms exposure values in NAAQS were determined for all pollutants and all stations and were represented by zone. Temporal variation of pollutants was determined for all pollutants and wind speed for one station, using time Variation function of Openair package (Carlslaw & Ropkins, 2012, 2014), that estimated mean hour-of-day variations per weekday, mean hour-of-day variation, mean monthly variations and mean weekday

variations, using bootstrap resampling as method for estimate uncertainties.

RESULTS

We found annual rolling means for pollutants with long-term exposure NAAQS. Rolling PM10 means (figure 4) show decreasing concentrations in Zones 3 and 4, an increment in the last year in Zone 1 and stable trend in Zone 2. In Zone 1, Guaymaral Station had a stable behavior between 2008 and 2012 but PM10 concentration increased reaching almost annual NAAQS for 2013. Rolling NO2 (figure 5) where values were bellow annual NAAQS; Zone 1 didn't have a trend due to high amount of missed data, there's no measurements in zone 2, Zone 3 had a decreasing behavior since 2008 and zone 4 didn't showed trends in all stations, except in

Las Ferias Station, which behavior was increasing. Same as NO2, SO2 annual rolling means had values bellow annual NAAQS, and information of this pollutant were centered in zones 3 and 4. Suba Station in zone 1 had a stable trend, in zone 2 did not have any trend; finally in zones 3 and 4, oscillating pattern was found before 2008, after that, decreasing values of concentration were found in all stations; this behavior could be due to improvement in diesel from 2008, to less than 50 ppm of Sulphur content (Congreso de Colombia). Afterwards, current concentrations of SO2 are below 3 ppm in all stations, except in Carvajal station, where influence of industrial sources are still important through coal and diesel use as fuel in their processes.

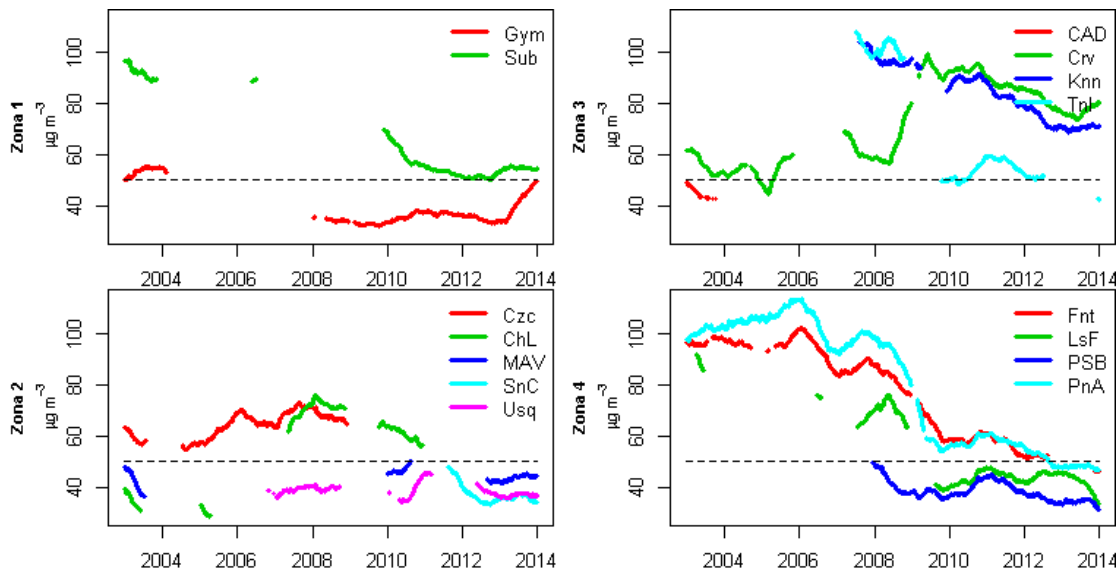


Figure 4. Annual rolling means for PM10 in 2002-2013 period by Zone; dashed lines represent Colombian annual NAAQS ($50 \mu\text{g m}^{-3}$).

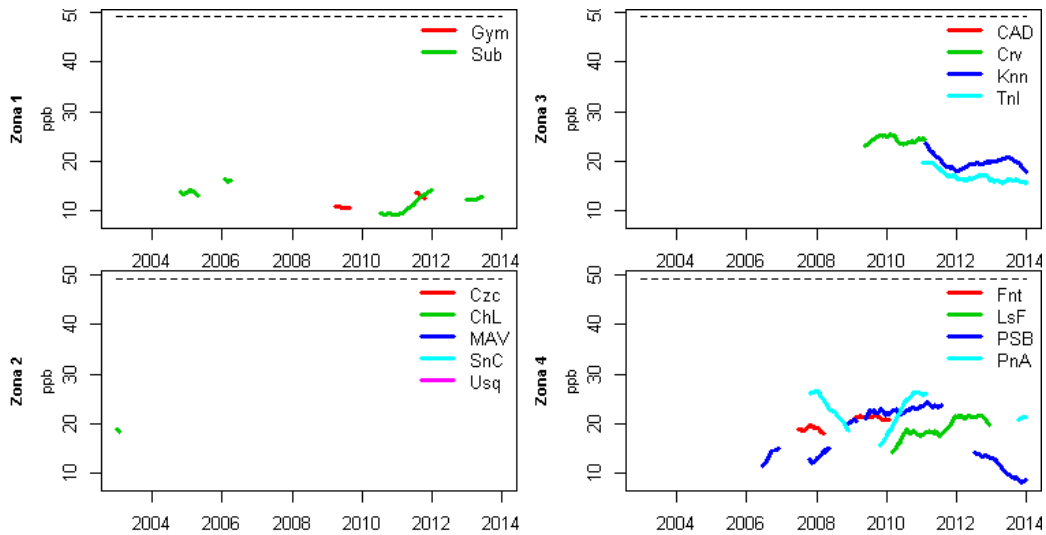


Figure 5. Annual rolling means for NO₂ in 2002-2013 period by Zone; dashed lines represent Colombian annual NAAQS (49.4 ppb).

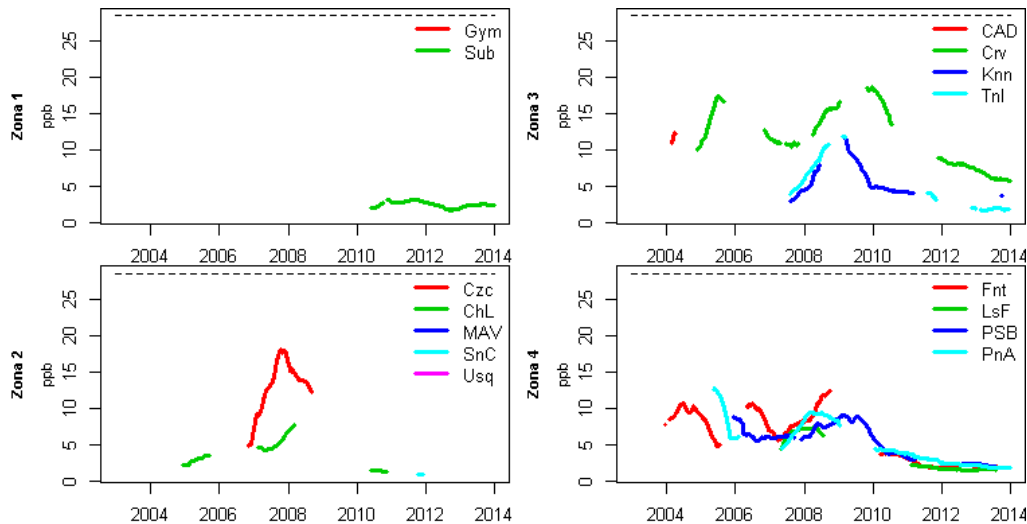


Figure 6. Annual rolling means for SO₂ in 2002-2013 period by Zone; dashed lines represent Colombian annual NAAQS (28.4 ppb).

We calculated the number of exceedances in short-term NAAQS for PM₁₀, NO₂, SO₂, CO, and O₃. We found no exceedances for NO₂, SO₂ and CO. Figure 8 shows the number of days where daily average of PM₁₀ exceed the current NAAQS (100 µg/m³@24 h). In Zones 1 and 2, number of exceedances are less than 50 days per year, except in 2002 in Suba station, which number of exceedances was 128 days, furthermore, for the last years the number of exceedances was below 2 days. Most stations in Zone 3 started their measures

from 2006. Carvajal and Kennedy Station had exceedances above 50 days per year, in addition, exceedances in Kennedy station decreased last three years, meanwhile exceedances in Carvajal Stations increased. Finally, Zone 4 had a high number of exceedances in Fontibon, Las Ferias, and Puente Aranda stations, but exceedances decreased rapidly after 2008, where number of exceedances dropped below 10 days per year. Figures 8 correspond to the hours of violation of NAAQS for Ozone, and they have the same

pattern as could be expected for this contaminant. In Zones 1 and 3 hourly exceedances were under 31 hours, except in Carvajal Station for 2007. In Zone 2 we found an unusual peak of number of exceedances for Usaquen Station in 2010, also Zone 4 showed oscillation pattern in their stations between 50 and 300 hours per year. Patterns in each zone was similar to behaviors of 8 h rolling mean hour exceedances with a different magnitude.

Oscillations in Zone 4 and exceedances peaks in Usaquen Station in 2010 were in accord with El Niño Southern Oscillation (ENSO), where strong ENSO values increased the hour of intense solar radiation and promoted ozone formation; peaks of exceedances of NAAQS for ozone match with ENSO years (2007-2008 and 2010 according to ONI index (NOAA, 2015)).

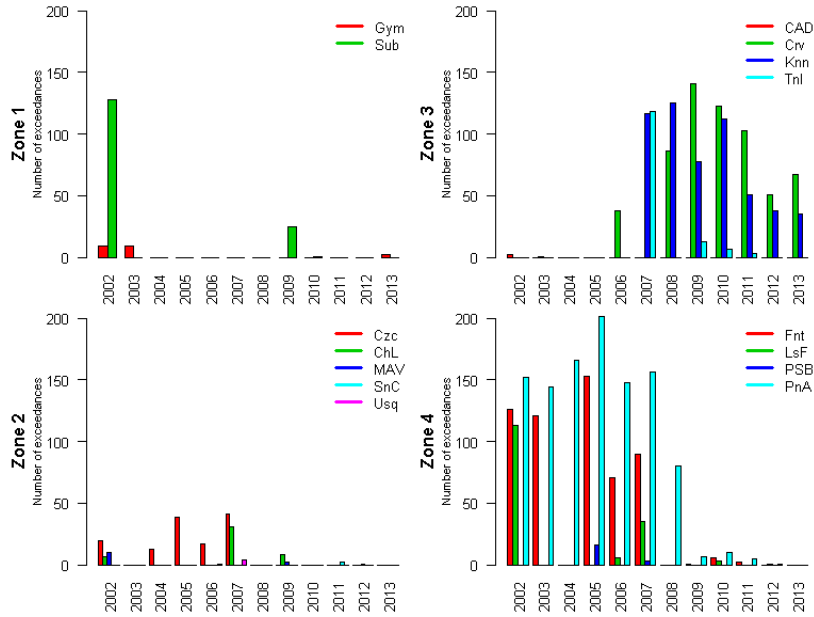


Figure 7. Number of days with daily average concentration for PM10 above 24 h NAAQS.

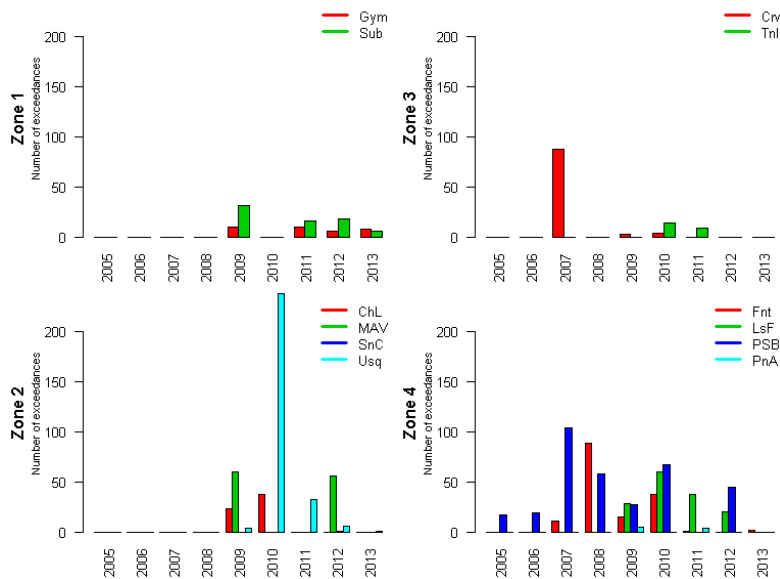


Figure 8. Number of hours with hourly concentration above 1 h NAAQS.

We describe temporal variations in Parque Simon Bolivar station. This station can represent the atmospheric dynamic in the city (Guerrero & Jimenez, 2014). Variations were normalized to compare the behavior of pollutants in different panels (See figure 11). Normalization were made using the mean value for each pollutant in each panel. In upper panels, primary pollutants had the same behavior per day, even PM10 and CO patterns in this panels are overlapped; in weekdays, strong peak in primary pollutants occurred between 7:00 a.m. and 8:00 a.m., peaks in the nighttime varied by pollutant: PM10, CO and SO2 had nighttime peak in at 11:00 p.m., while NO2 had a nighttime peak at 7:00 p.m. Sundays there's no a evident peak and Saturday showed a transition between weekdays and Sundays patterns. Ozone in the city had only a peak at noon and its behavior

does not change during weekdays. Monthly behavior of pollutants are linked to monthly means of wind speed and ITCZ movements (see Figure 4); peaks in primary pollutants occurred in February, March, April, October and November, and lowest concentration occurred between June and August. Ozone had peaks in February and September and lowest concentration in May and June; usually February and September are months with least amount of precipitation. Weekday panel showed primary pollutants had an increasing trend since Monday to Friday, and weekends, concentration of those pollutants decreased to the lowest values on Sunday. Opposite behavior occurred for Ozone; concentrations decreased in weekdays, and increased in weekends. This temporal behavior for NO2 and Ozone hinted that the Ozone formation in the city is VOC limited.

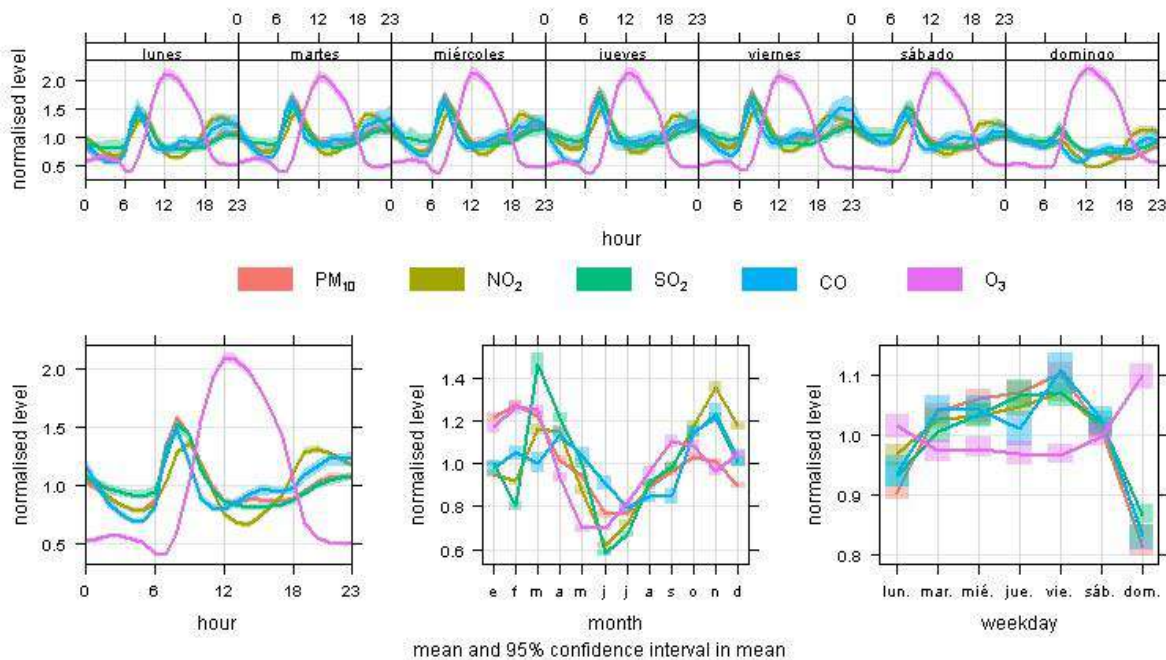


Figure 9. Temporal Variations of criteria pollutants: hour-per-day in upper panels, hourly bottom left panel, monthly in bottom centered panel, and weekdays in bottom right panel.

CONCLUSION

Bogotá has achieved a significant improvement in air quality between 2002 and 2013 maybe for effectiveness of strategies, such improvement of public transport, lower sulfur fuels, where most of pollutants were below their respective NAAQS. In fact, PM10 and ozone remain more interest because short-term levels typically was above NAAQS and World Health Organization guideline values in some places in the city. Trends for PM10 suggest an increasing behavior in industrial district (Zone 3) and northern city (Zone 1). Behavior of NO₂ didn't show any trend and SO₂ levels are lower since 2008. We determined the highest concentration of primary pollutants at 07:00-08:00 and the influence of ICTZ in concentration values over the years. Finally, ENSO affected ozone hourly concentrations and its NAAQS exceedances and NO₂/O₃ behavior hinted ozone formation is VOC limited

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was funded by Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), under Contract 1467 de 2013 "Development and Implementation of an Air Quality Model for Bogota".

REFERENCES

- Arya, P. (1999). Air Pollution Meteorology and Dispersion. New York: Oxford University Press.
- Carlslaw, D. C., & Ropkins, K. (2012). Openair --- an R package for air quality data analysis (Vol. 27-28, pp. 52-61). Environmental Modelling & Software.
- Carlslaw, D. C., & Ropkins, K. (2014). Openair: Open-source tools for the analysis of air pollution data. R package version 1.0.
- Congreso de Colombia (2008). Ley 1205 de 2008, por medio de la cual se mejora la calidad de vida a través de la calidad del diesel y se dictan otras disposiciones.
- Guerrero, O., Jimenez, R. (2013). Spatial Representativeness of the Bogota Air Quality

Monitoring Network, Air & Waste Management Association's 107th Annual Conference & Exhibition. Long Beach, California

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial - MAVDT. (2010). Resolución 610/2010, por la cual se establece la Norma de Calidad del Aire o Nivel de Inmisión, para todo el territorio nacional en condiciones de referencia.

National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA (2015). Cold and Warm Episodes by season-Historical El Nino/La Nina episodes (1950-present). URL: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml

CARACTERIZACIÓN DE LA TURBULENCIA ATMOSFÉRICA EN BOGOTÁ A PARTIR DE MEDICIONES CON UN ANEMÓMETRO SÓNICO DE ALTA FRECUENCIA

Ortiz, Edison Y. ¹; Jiménez, Rodrigo ¹; Morales, Luis A. ¹; Fochesatto, Gilberto J. ²

1. Universidad Nacional de Colombia - Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental,
Grupo de Investigación en Calidad del Aire, Bogotá, Colombia, 2. University of Alaska –
Fairbanks, Geophysical Institute, Department of Atmospheric Sciences, Fairbanks (AK), USA
99775-7320

Autor de correspondencia: rjimenezp@unal.edu.co

RESUMEN

La turbulencia atmosférica actúa en diferentes escalas determinando la mezcla atmosférica y la dispersión de contaminantes. Con el doble propósito de observar los componentes advectivos y turbulentos de la velocidad del viento en Bogotá, y evaluar el desempeño de un anemómetro sónico (componente de un sistema de covarianza de remolinos), llevamos a cabo mediciones anemométricas de alta frecuencia en el Parque Simón Bolívar (PSB), ubicado en el centro geométrico de la ciudad de Bogotá (N, W), durante el período agosto - noviembre de 2014. Las mediciones de los componentes vertical, y horizontal este y norte de la velocidad del viento fueron realizadas con un anemómetro sónico (Windmaster Pro 3D, Gill Instruments) a una resolución temporal de 10 Hz y a 7.8 m de altura. Los componentes horizontales del viento medidos por el anemómetro sónico fueron intercomparados con los componentes horizontales medidos con un anemómetro de copa estándar, ubicado a 10 m de altura. Se determinó la turbulencia atmosférica por medio de la descomposición de Reynolds de la serie temporal, usando un tiempo de promediación de una hora. Se determinaron las distribuciones de frecuencia del componente turbulento de la velocidad y se caracterizaron paramétricamente como indicadores de variabilidad de la intensidad de la turbulencia en el tiempo. Adicionalmente se determinó la energía cinética turbulenta, la intensidad turbulenta y las autocorrelaciones por componente del viento. Como resultado, se encontró la menor variabilidad de turbulencia a las 5:00 de la mañana, mientras que la mayor variabilidad se encontró entre las 13:00 y 15:00 horas, así mismo, se determinó la influencia de las condiciones atmosféricas, principalmente lluvia, en la variabilidad horaria de las desviaciones estándar, la energía cinética turbulenta y en la intensidad turbulenta.

PALABRAS CLAVE

Dispersión Atmosférica, Turbulencia Atmosférica, Remolinos, Anemómetro Sónico, Autocorrelación

INTRODUCCION

La contaminación atmosférica tiene una gran importancia en el ambiente de las grandes ciudades, ya que en dichos lugares, la interacción entre fuentes de emisión, la geometría de la ciudad y la meteorología de la zona, confinan la dispersión de contaminantes y los niveles de exposición de los mismos a lo

largo de la ciudad. El movimiento de los contaminantes en el aire es influenciado por el movimiento de la masa de aire, que depende en mayor parte de la escala sinóptica, y la radiación solar. En las ciudades, la actividad humana se ubica en el volumen de aire más cercano al suelo, en la denominada ‘capa de límite superficie’, en la cual se lleva a cabo el

intercambio de vapor de agua, energía y de momentum entre la superficie terrestre y la atmósfera, y cuya interacción genera movimientos turbulentos del aire en distintas escalas espaciotemporales (Nieuwstadt & Van Dop, 1981). La actividad humana en las ciudades tiene efectos en el balance energético entre la superficie y la atmósfera (Roth, 2000), adicionalmente, la superficie en la ciudad es compleja, por lo cual las características atmosféricas determinadas en superficies relativamente homogéneas suelen fallar a la hora de ser extrapoladas a ambientes urbanos (Roth, 2000). La turbulencia atmosférica se manifiesta en remolinos, que pueden ser coherentes, anisotrópicos o intermitentes, o en ráfagas de viento (Starkenburger et al 2013, 2015; McCaffrey et al., 2015), de los cuales depende el movimiento de los contaminantes en la atmósfera. La caracterización de estructuras turbulentas usualmente se ha desarrollado en terreno rural, con algunos ajustes para sitios urbanos a través de la teoría de similaridad de Monin-Obukhov (Foken, 2006), sin embargo, pocos toman el efecto del elevado valor de rugosidad de la superficie en las grandes ciudades (Christen, 2005). Con la finalidad de caracterizar el comportamiento de los contaminantes en la atmósfera, se emplean modelos de dispersión, entre ellos los eulerianos y lagrangianos, los cuales emplean las teorías de similaridad de Monin-Obukhov y Kolmogorov para tener en cuenta los efectos de la turbulencia en la dispersión de los contaminantes (Hana, 1979; Shao, 1992; Gouesbet & Berlemont, 1999; Kurbanmuradov & Sabelfeld, 2000; Lin et al., 2003; Birnir, 2013). Este estudio pretende ser uno de los pioneros en el análisis de turbulencia en Colombia, principalmente en un ambiente urbano y establecer características propias de la turbulencia urbana en Bogotá a través de la búsqueda de información en las estructuras turbulentas en la capa límite de superficie en un punto geográfico central de la ciudad.

MATERIALES Y METODOS

Descripción del sitio

Bogotá es la ciudad más poblada de Colombia y una de las más grandes de América del Sur, con una población estimada de 7.8 millones de habitantes para el 2014 (DANE, 2015); se encuentra ubicada en una altiplanicie a 2600 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) en la cordillera de los Andes. En Bogotá es posible encontrar varias direcciones predominantes de viento en la ciudad; en la zona norte, el viento tiene su mayor procedencia del norte, en el sur y suroeste, el sur es la dirección predominante de los vientos, mientras que cerca de la montaña, el viento procede en su mayoría del sureste. Las mediciones de turbulencia atmosférica se realizaron en una de las estaciones de monitoreo de calidad de aire de Bogotá (RMCAB), la cual se encuentra en el Parque Metropolitano Simón Bolívar (PSB). El PSB se encuentra en el centro geográfico de la ciudad, y su de área verde supera los 4 km². La cobertura vegetal de PSB cerca al sitio de medición se caracteriza por componerse principalmente de pastizales con una altura no superior a 0.3 m. En el PSB, el viento no tiene una procedencia predominante (Figura 1), según las rosas de viento realizadas con los datos obtenidos de la estación “Parque Simón Bolívar” de la RMCAB entre el 2004 y el 2013. El comportamiento del viento y la precipitación en la ciudad pueden dividirse en dos temporadas: temporada de lluvias, en los meses de Abril, Mayo, Octubre y Noviembre y temporada seca, el resto de meses. Se destaca que entre los meses de Julio a Septiembre el clima de Bogotá es influenciado por los vientos alisios provenientes del este y es cuando se presentan las mayores velocidades de viento. Según las mediciones en la estación “Parque Simón Bolívar” la zona de estudio tuvo un promedio de precipitación acumulada anual de 980 mm, y donde los meses de octubre y noviembre tienen la mayor cantidad de precipitación mensual, la cual se encuentra en valores superiores a 120 mm acumulados al mes, en promedio.

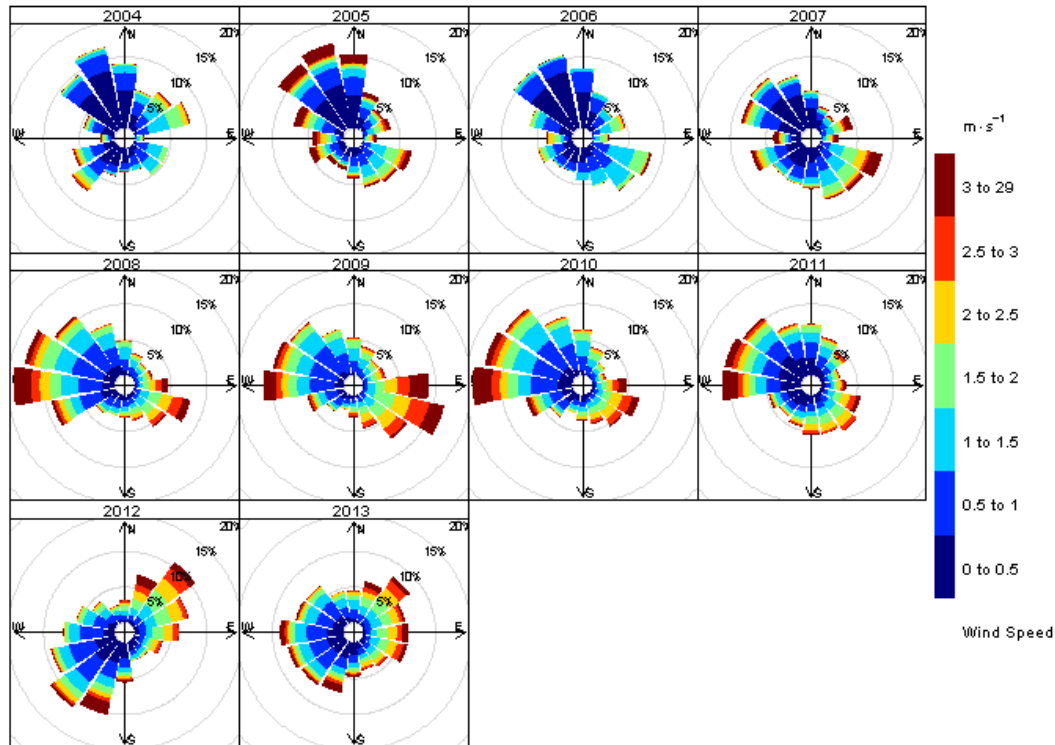


Figura 1. Rosas de viento anuales en la estación PSB de la RMCAB

Instrumentos de medición.

Para las mediciones in-situ de las fluctuaciones en el aire, llevadas a cabo entre el 25/08/2014 y el 29/11/2014, se empleó el anemómetro Sónico Windmaster Pro 3D de GILL INSTRUMENTS®, instalado en una estructura meteorológica triangular en el PSB, a una altura de 7.8 m y alejado 1.5 m hacia el noreste de la torre. El anemómetro empleado midió las fluctuaciones de la velocidad del viento en tres ejes no ortogonales, que permitieron medir a 10 Hz los componentes del viento (u , v y w). Para propósitos de este trabajo, u corresponde al vector orientado al este, v al vector orientado al norte, y w el vector orientado perpendicular al suelo. Adicionalmente, se recolectaron datos con el anemómetro de copa propio de la estación del PSB, instalado en la cima de la torre meteorológica, a una altura de 10 m, recolectando datos de velocidad y dirección de viento a una resolución de captura de 10 minutos. Los componentes horizontales del anemómetro sónico fueron agregados a

promedios cada 10 minutos, mientras que los datos del anemómetro de copa fueron descompuestos en los vectores para poder realizar la comparación por vector; adicionalmente, los componentes horizontales de viento del anemómetro sónico se transformaron en términos de magnitud y dirección, para ser comparados con los datos originalmente recolectados por el anemómetro sónico por medio de una rosa de sesgos (Carlaw, 2015).

Caracterización de Turbulencia

Los vectores de viento se descomponen en 3 vectores ortogonales u , v y w ; cada uno de los componentes del viento se ha expresado como la suma de un componente advectivo (\bar{u} , \bar{v} , \bar{w}) y un componente turbulento (u' , v' , w').

$$u = \bar{u} + u' \quad \text{Ec. 1}$$

$$v = \bar{v} + v' \quad \text{Ec. 2}$$

$$w = \bar{w} + w' \quad \text{Ec. 3}$$

Van der Hoven (1957) determinó la existencia de un valle de energía en los espectros de

frecuencia de los componentes horizontales del viento a una hora; frecuencias inferiores a 1 ciclo por hora, la variación en el viento se debe a condiciones sinópticas, mientras que frecuencias mayores a 1 ciclo por hora, la variación del viento se debe, principalmente a condiciones turbulentas. Con base en estos resultados, se han determinado los componentes advectivos como el promedio en una hora de las mediciones tomadas por el anemómetro sónico. Los componentes turbulentos fueron despejados de las ecuaciones 1, 2 y 3, los cuales fueron ajustados a una función normal reducida que permitió establecer el comportamiento normal de los componentes turbulentos a través de los diagramas Q-Q, así mismo, se determinaron las desviaciones estándar de los componentes turbulentos para cada hora. La velocidad de viento en el anemómetro sónico fue determinada a partir de la ecuación 4 que define la magnitud del vector; por otro lado, la energía cinética turbulenta fue calculada por medio de la ecuación 5, la cual define el comportamiento energético de los remolinos involucrados en los componentes fluctuantes.

$$\bar{U} = \sqrt{\bar{u}^2 + \bar{v}^2 + \bar{w}^2} \quad \text{Ec. 4}$$

$$\bar{e} = 0.5 \cdot (\bar{u}'^2 + \bar{v}'^2 + \bar{w}'^2) \quad \text{Ec. 5}$$

Por otro lado se determinó la intensidad turbulenta con la ecuación 6, la cual depende de la energía cinética turbulenta y la velocidad de viento, donde la velocidad del viento es la que influencia mayormente la Intensidad Turbulenta

$$I = \frac{\sqrt{\frac{2}{3}\bar{e}}}{\bar{U}} \quad \text{Ec. 6}$$

Por último, se ha calculado la función de autocorrelación (ACF) para cada componente turbulento por hora, empleando la ecuación 7, donde τ representa el tiempo de retraso y k puede ser cualquiera de los tres componentes de viento. La autocorrelación permitió determinar las escalas de tiempo que

representan la oscilación de cada componente, así como entender hasta que tiempo la turbulencia permanece correlacionada (Monahan, 2012).

$$ACF_k(\tau) = \frac{\overline{k'(t) \cdot k'(t+\tau)}}{k'^2} \quad \text{Ec. 7}$$

En el análisis de autocorrelación, se emplearon dos tipos de indicadores, el tiempo de escala integral (ecuación 8) y el tiempo de escala de Taylor (ecuación 9). El valor τ_0 en la ecuación 8 tiende al infinito siempre y cuando la ACF siempre sea positiva, sin embargo, cuando la ACF varía entre valores positivos y negativos τ_0 se toma como el tiempo en donde la ACF cruza el valor de 0 por primera vez (Swamy, Gowda, & Lakshminath, 1979).

$$T_k = \int_0^{\tau_0} ACF_k(\tau) d\tau \quad \text{Ec. 8}$$

$$\lambda_k^2 = -2 \left[\left[\frac{d^2 ACF_k}{d\tau^2} \right]_{\tau=0} \right]^{-1} \quad \text{Ec. 9}$$

Adicionalmente, la longitud de escala para cada uno de los componentes fue determinada a partir de la ecuación 10 para cada hora de medición, asumiendo la hipótesis de turbulencia estacionaria de Taylor (1938); la longitud de escala puede interpretarse como la longitud promedio de los remolinos en el tiempo de promedio empleado (Swamy et al., 1979).

$$L_k = \bar{U} \cdot T_k \quad \text{Ec. 10}$$

RESULTADOS

Comparación de anemómetros.

Se compararon las mediciones horizontales del anemómetro sónico con las mediciones del anemómetro de copa por componente empleando datos agrupados cada 10 minutos (figura 2). La regresión entre componentes u de los anemómetros tuvo un r^2 de 0.69, con una pendiente de 0.98 y un intercepto de -0.07. Por otro lado, la regresión de los componentes v tuvo un r^2 de 0.641, una pendiente de 0.83 y un intercepto de -0.01. Al hacer esta comparación, se pudo observar que los

componentes v no estuvieron suficientemente interrelacionados, debido a que la pendiente de la correlación estuvo 20% alejada de la pendiente teórica de interoperación, la cual corresponde a una pendiente de 1. Con la rosa de sesgos (Figura 3) se encontró que la mayoría de mediciones horarias del anemómetro sónico tuvieron un sesgo entre $-0.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ y $0.2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ con respecto a los datos de velocidad de viento recolectados por el anemómetro de copa, lo que significa que las mediciones de velocidad del viento del anemómetro sónico, usualmente se

encontraron por debajo de los datos de velocidad de viento tomados por el anemómetro de copa, lo cual puede deberse a la diferencia de alturas de cada uno de los anemómetros (2.2 m de diferencia entre el anemómetro de copa y el anemómetro sónico). Adicionalmente, con la rosa de sesgos en el viento se estableció que los datos medidos con el anemómetro sónico tuvieron una desviación de 7° aproximadamente con respecto al norte con el cual estuvo alineado el anemómetro de copa.

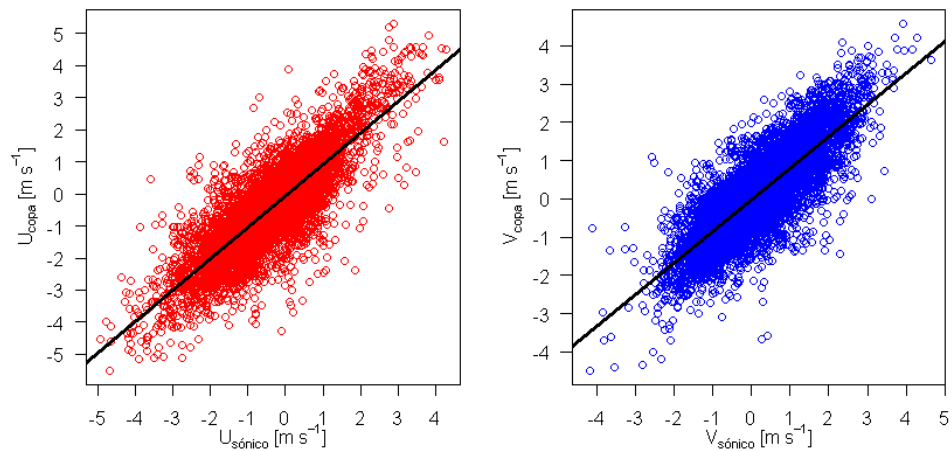


Figura 2. Comparación de datos agregados a 10 minutos entre los componentes horizontales del anemómetro de copa y el anemómetro sónico.

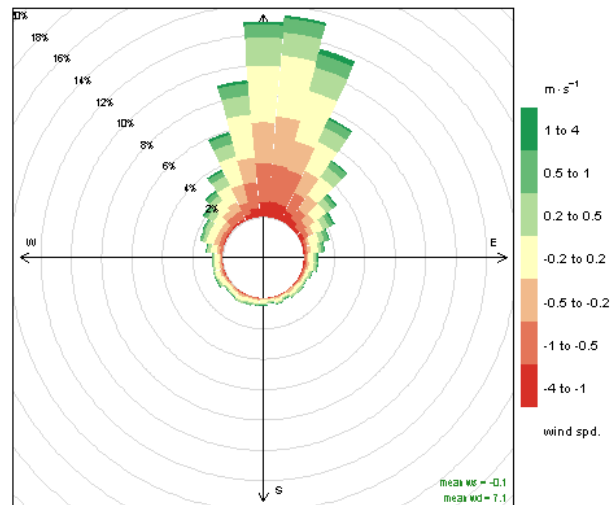


Figura 3. Rosas de sesgos de dirección y velocidad del viento para las mediciones realizadas con el anemómetro sónico, con respecto a las mediciones realizadas con el anemómetro de copa empleando datos con una resolución temporal de 10 minutos.

Adicionalmente, se realizaron las rosas de viento para cada uno de los anemómetro con datos en resolución temporal de 10 minutos (Ver Figura 4), y se pudo establecer que dichas rosas de viento son comparables, con una dirección predominante de viento en el sector comprendido entre el Este y el Sureste; adicionalmente, la mayor diferencia entre las frecuencias de ambas rosas se encuentra en dirección SSW, equivalente a 2% y en general, las diferencias de frecuencia por dirección de viento se encontraron por debajo de 0.5%; Las variaciones en las frecuencias de cada uno de los sectores de las rosas de vientos determinadas para datos recolectados cada 10 minutos, pudo deberse a la falta de sincronización en tiempo entre anemómetros y a la diferencia entre la alineación del norte en cada uno de los equipos. La similitud de rosas de viento entre los dos anemómetros, presentadas en la Figura 4 mostró que la torre triangular no generó interferencia con las mediciones del anemómetro sónico, teniendo en cuenta que la torre se ubicó en la dirección

SW. La rosa de vientos generada para el periodo de medición, mostró una predominancia de vientos procedentes del Este y del Sureste, donde las velocidades de viento superiores a 3 m/s se encontraron en los vientos procedentes del Este. Se graficaron las series temporales en donde los componentes advectivos horizontales mostraron una periodicidad diaria con valores de velocidad de viento que oscila entre -3.5 m/s y 4 m/s para cada componente; en el componente advectivo vertical se encontraron velocidades entre -0.3 m/s y 0.1 m/s pero una amplia variabilidad de datos a alta frecuencia, razón por la cual el intervalo de confianza es mucho mayor, con respecto a los componentes horizontales (Ver Figura 5).

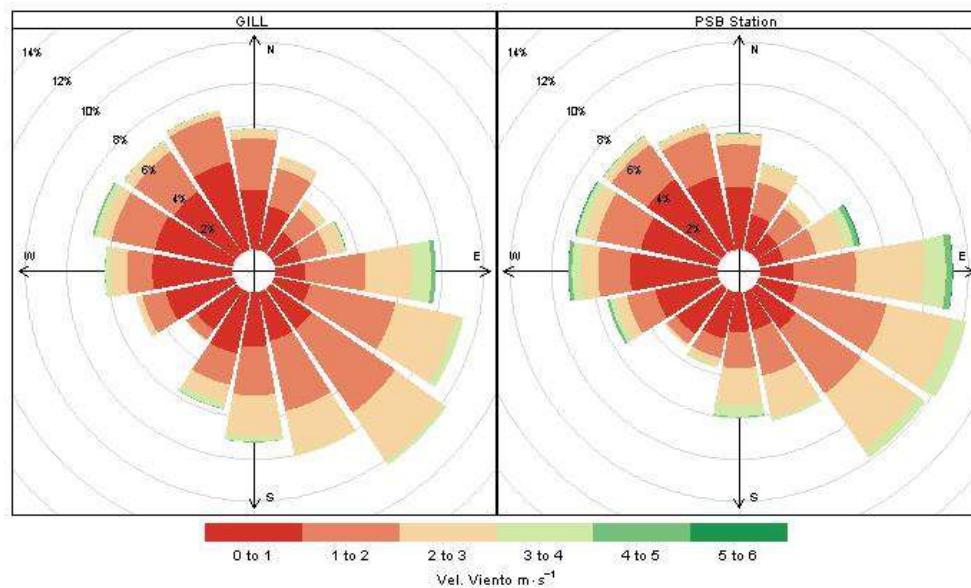


Figura 4. Rosas de vientos para las mediciones tomadas con una resolución de 10 minutos, con el anemómetro Sónico GILL y con el anemómetro de Copa en la estación PSB.

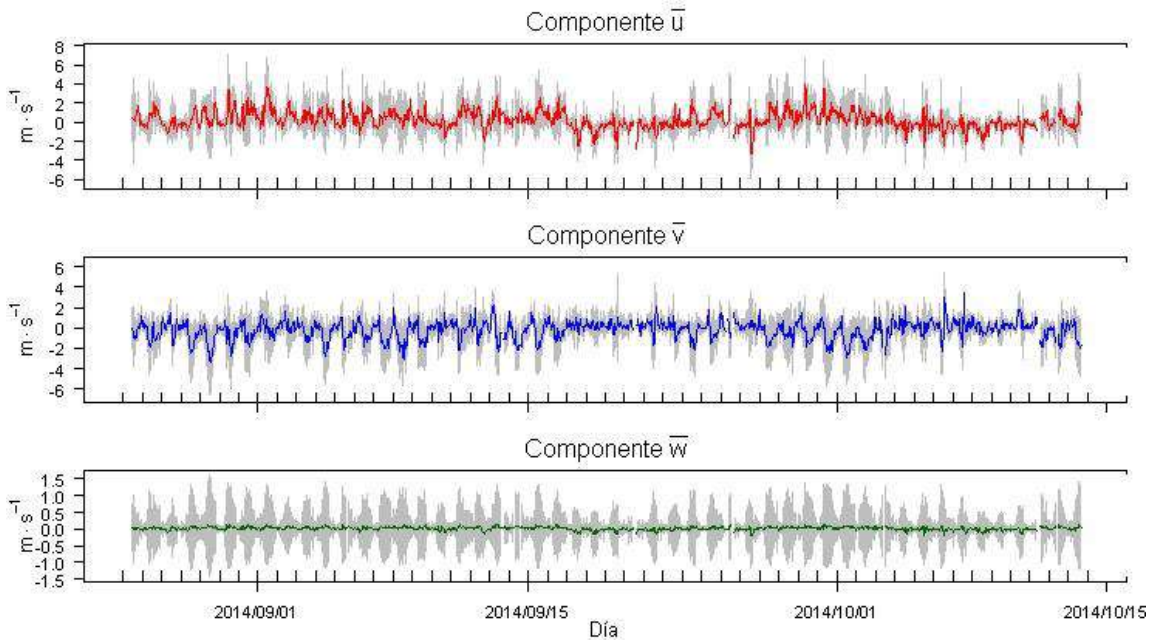


Figura 5. Serie Temporal para las mediciones de velocidad de viento para los componentes advectivos y velocidad de viento, determinados para cada hora; la región sombreada en cada serie temporal representa el intervalo de confianza del 95%.

La Figura 6 muestra los diagramas Q-Q para componentes turbulentos determinados para 100 horas aleatorias de la serie temporal, en donde la escala de color representa la intensidad de datos, definida como el número de puntos por unidad de área; con los diagramas Q-Q se determinó que la mayoría

de datos se concentran entre $-2\sigma_N$ y $2\sigma_N$, intervalo en el cual los componentes turbulentos de comportaron de manera normal. Por fuera de este intervalo, los datos recolectados son poco frecuentes y permanecen por fuera del comportamiento normal.

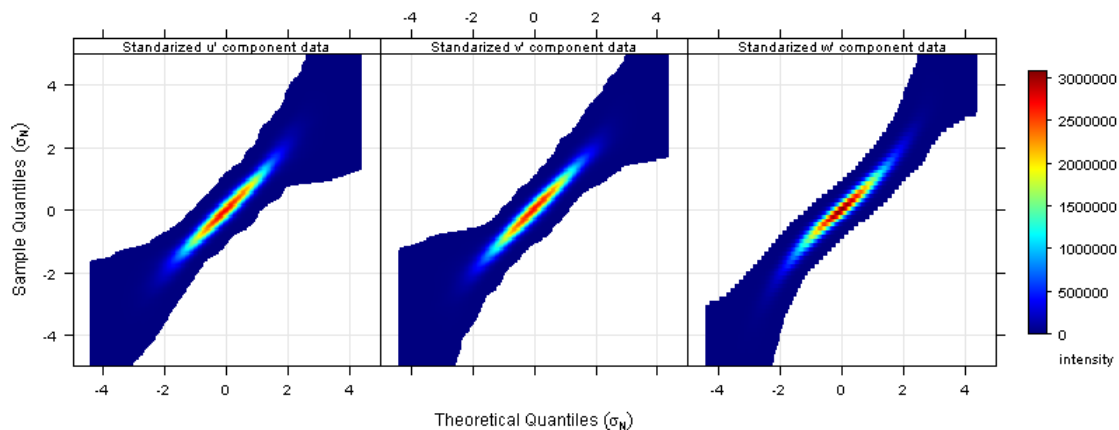


Figura 6. Diagrama Q-Q para los componentes turbulentos en 100 horas aleatorias, ajustados a una distribución normal reducida.

Por otro lado, se determinaron las desviaciones estándar por hora a cada uno de los componentes turbulentos (Ver Figura 7), cuyo comportamiento oscila con una periodicidad diaria y cuyos picos coinciden al medio día. Las mayores desviaciones estándar por día en los componentes horizontales se encontraron entre 1 m/s y 2m/s, mientras que en el componente vertical, se determinaron entre 0.4 m/s y 0.8 m/s. El 9 de Octubre de 2014 se registró la más baja variación en la desviación estándar de los componentes turbulentos, comportamiento replicado en los componentes horizontales, dado a que ese día se caracterizó por tener condiciones atmosféricas fuertemente estables, presencia de 8 horas de lluvia entre las 00:00 y las 12:00, con intensidad menor a 1 mm/h. En la Figura 8 se representó los valores determinados de velocidad de viento, energía cinética turbulenta e intensidad turbulenta, en la cual se

encontró que los valores típicos de velocidad de viento se situaron por debajo de 2.5 m/s, el máximo registro horario de velocidad de viento se encontró el 29 de septiembre entre 09:00 y 10:00, con un valor de 4.00 m/s mientras que el mínimo registro horario se encontró el 8 de Octubre entre 23:00 y 24:00 con un valor de 0.01 m/s. Por otro lado, la serie para la energía cinética turbulenta mostro los días con menor energía en el día (08/10/2014,09/10/2014), así como el día con más energía turbulenta (31/08/2014). Los picos de energía usualmente se encontraron por encima de 1.5 m²/s². La intensidad turbulenta se encontró en la mayoría de los casos por debajo de 2. Valores de Intensidad por encima de 10 fueron menos frecuentes y se determinaron en días con mínimo 4 horas de lluvia; la única excepción a este comportamiento se encontró el 11/09/2014 (Ver Figura 8).

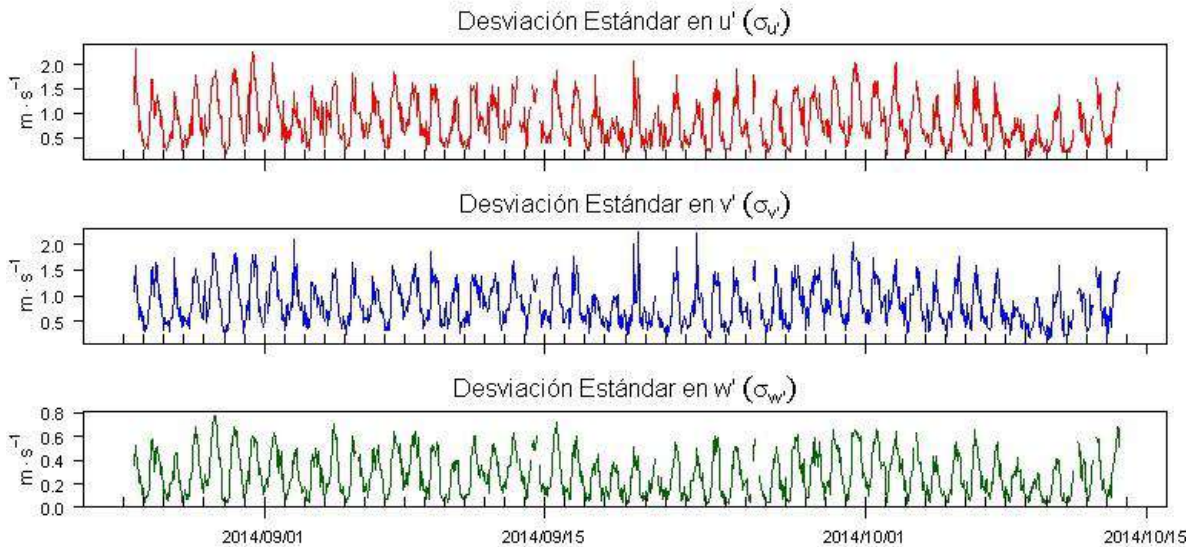


Figura 7. Serie temporal para las desviaciones estándar de los componentes turbulentos, determinadas cada hora

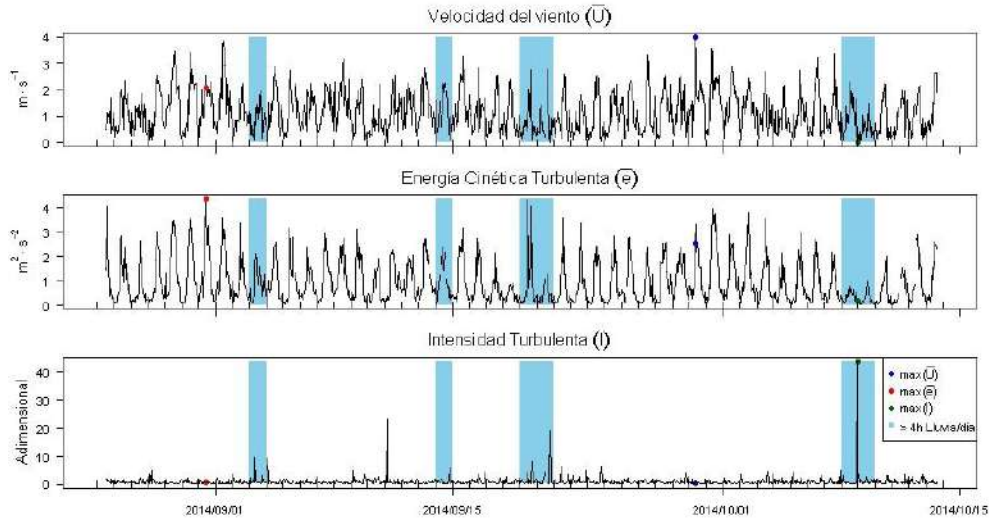


Figura 8. Velocidad de viento, energía cinética turbulenta e intensidad turbulenta en la campaña de medición

La Figura 9 muestra los primeros segundos de las funciones de autocorrelación promedio para una hora, las cuales tienen los siguientes tiempos de escala: $T_u = 6.7$ s, $T_v = 9.6$ s, $T_w = 9.7$ s, $\gamma_u = 148.2$ s, $\gamma_v = 142.0$ s y $\gamma_w = 13.4$ s. Para el componente u' , las ACF tuvieron tiempos de escala integrales que variaron entre $T_u = 2.1$ s a $T_u = 14.1$ s, donde la mediana de tiempo se encontró en $T_u = 4.5$ s; por otro lado, los tiempos integrales de Taylor para el componente u' , se encontraron entre $\lambda_u = 25.1$ s y $\lambda_u = 450.5$ s, siendo $\lambda_u = 151.0$ s la mediana de tiempos de escala de Taylor para u' . El mismo análisis se realizó para los demás componentes, cuyos resultados se encuentran en la

Tabla 13.

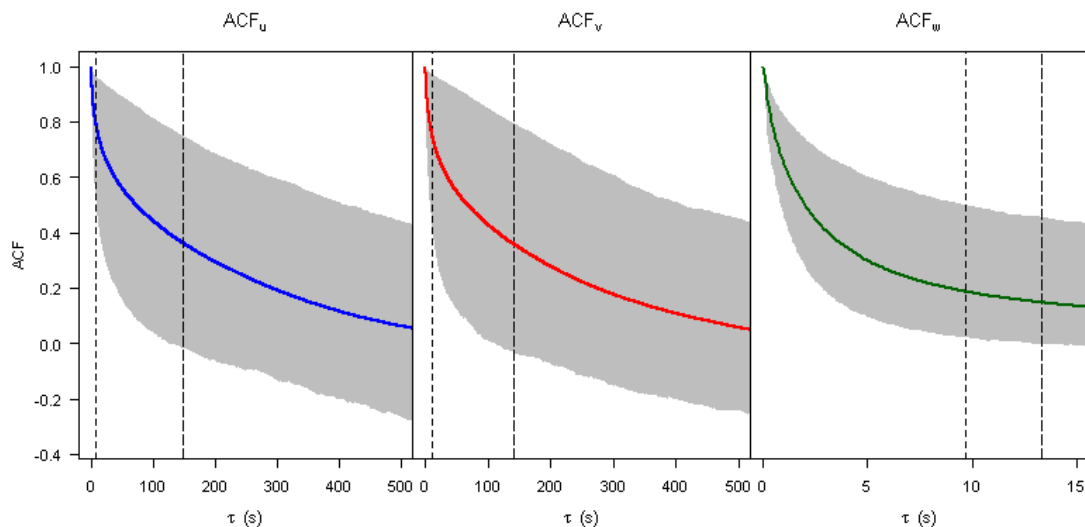


Figura 9. Funciones de autocorrelación promedio para cada componente; la zona sombreada representa el intervalo de confianza del 95%, línea con guiones cortos representan el tiempo de escala integral para la autocorrelación promedio, mientras que la línea con guiones largos, representa el tiempo de escala de Taylor para la autocorrelación promedio.

Tabla 13. Tiempo de Escala y de Taylor por componente

Escala	Tiempo de Escala	
	Intervalo* (s)	Mediana (s)
T_u	2.1 - 14.1	4.5
λ_u	25.5 - 450.5	151
T_v	1.3 - 14.1	4.5
λ_v	21.0 - 455.9	134.8
T_w	0.6 - 4.5	1.8
λ_u	2.5 - 78.0	6.4

* Intervalo de confianza del 95% de datos

Por último, se determinaron las longitudes de escala las ACF promedio por componente determinadas fueron las siguientes: $L_u = 7.5$ m, $L_v = 10.7$ m y $L_w = 10.5$ m; por otro lado, las medianas de longitudes de escala por hora se estimaron como: $L_u = 4.5$ m, $L_v = 4.7$ m y $L_w = 1.7$ m; la discrepancia entre las longitudes de escala medianas y la longitud de escala para las ACF promedio se debe las diferencias de las distribuciones de probabilidad de las longitudes de escala agrupadas por hora, con respecto a la distribución normal empleada para determinar las ACF promedio. El 95% de las longitudes de escala para cada hora se encontraron por debajo de los siguientes valores: $L_u = 12.2$ m, $L_v = 15.3$ m y $L_w = 5.5$ m.

CONCLUSIONES

El empleo de un anemómetro sónico permitió obtener información micrometeorológica valiosa para el país, puesto que permitió llevar a cabo por primera vez en Bogotá mediciones de viento a alta frecuencia. Al realizar la comparación entre el anemómetro sónico y un anemómetro de copa tradicional se obtuvieron buenas correlaciones, cuyas discrepancias pudieron deberse a diferencias de programación de relojes entre los instrumentos y a la diferencia de orientación del norte en cada uno de ellos. Adicionalmente, la similitud de rosas de viento entre los anemómetros comparados nos indicó que la torre meteorológica donde estaban instalados

ambos equipos no generó afectación en el flujo de viento o “efecto sombra” en el anemómetro sónico. Adicional a los resultados mostrados y su variabilidad temporal, se determinó la variabilidad de los componentes turbulentos mediante su respectiva desviación estándar, cuyos valores diarios más elevados se encontraron al medio día, y los valores más bajos de desviaciones en horas de la madrugada; adicionalmente, la variabilidad de las desviaciones estándar, energía cinética turbulenta, e intensidad turbulenta estuvo ligada a cambios en la velocidad de viento y el número de horas de precipitación. Finalmente, se determinó que la mayoría de remolinos caracterizados para los componentes horizontales en los días de medición no superan los 15 m, mientras que el componente vertical los remolinos en una hora no superan los 6 m.

AGRADECIMIENTOS

Los autores reconocen la labor que tuvo Colciencias, el cual financió la compra del equipo de covarianza de remolinos, mediante el proyecto 1101-569-35161, así como a su programa “Jóvenes Investigadores”; adicionalmente, los autores agradecen a la Secretaría Distrital de Ambiente por la disponibilidad locativa y logística para emplear la estación de calidad de aire Parque Simon Bolivar como punto de medición, así como en la facilitación de los datos recolectados por el anemómetro de copa administrado por ellos.

REFERENCIAS

- Birnir, B. (2013). The Kolmogorov–Obukhov Statistical Theory of Turbulence. *Journal of Nonlinear Science*, 23(4), 657-688. doi:10.1007/s00332-012-9164-z
- Carslaw, D. C. (2015). The Openair Manual - Open Source tools for analysing air pollution data (Vol. Manual for Version 1.1-4): King's College London.
- Christen, A. (2005). *Atmospheric Turbulence and surface Energy Exchange in Urban Environments*. (Doktors der

- Philosophie), Universität Basel, Basel. (7159)
- DANE. (2015). Estimación y proyección de población nacional, departamental y municipal total por área 1985-2020. http://www.dane.gov.co/files/investigaciones/poblacion/proyepobla06_20/Municipal_area_1985-2020.xls
- Foken, T. (2006). 50 Years of the Monin–Obukhov Similarity Theory. *Boundary-Layer Meteorology*, 119(3), 431-447. doi:10.1007/s10546-006-9048-6
- Gouesbet, G., & Berlemont, A. (1999). Eulerian and Lagrangian approaches for predicting the behaviour of discrete particles in turbulent flows. *Progress in Energy and Combustion Science*, 25(2), 133-159. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0360-1285\(98\)00018-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0360-1285(98)00018-5)
- Hanna, S. R. (1979). Some Statistics of Lagrangian and Eulerian Wind Fluctuations. *Journal of Applied Meteorology*, 18(4), 518-525. doi:10.1175/1520-0450(1979)018<0518:SSOLAE>2.0.CO;2
- Kurbanmuradov, O., & Sabelfeld, K. (2000). Lagrangian Stochastic Models For Turbulent Dispersion In The Atmospheric Boundary Layer. *Boundary-Layer Meteorology*, 97(2), 191-218. doi:10.1023/A:1002701813926
- Lin, J. C., Gerbig, C., Wofsy, S. C., Andrews, A. E., Daube, B. C., Davis, K. J., & Grainger, C. A. (2003). A near-field tool for simulating the upstream influence of atmospheric observations: The Stochastic Time-Inverted Lagrangian Transport (STILT) model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108(D16), 4493. doi:10.1029/2002JD003161
- McCaffrey, K., Fox-Kemper, B., Hamlington, P. E., & Thomson, J. (2015). Characterization of turbulence anisotropy, coherence, and intermittency at a prospective tidal energy site: Observational data analysis. *Renewable Energy*, 76(0), 441-453. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.11.063>
- Monahan, A. H. (2012). The Temporal Autocorrelation Structure of Sea Surface Winds. *Journal of Climate*, 25(19), 6684-6700. doi:10.1175/JCLI-D-11-00698.1
- Nieuwstadt, F. T. M., & Van Dop, H. (1981). *Atmospheric Turbulence And Air Pollution Modeling*. Boston: D. Reidel Publishing Company.
- Roth, M. (2000). Review of atmospheric turbulence over cities. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 126(564), 941-990. doi:10.1002/qj.49712656409
- Shao, Y. (1992). Turbulent dispersion in coastal atmospheric boundary layers: An application of a Lagrangian model. *Boundary-Layer Meteorology*, 59(4), 363-385. doi:10.1007/BF02215459
- Sharan, M., & Gopalakrishnan, S. G. (2003). Mathematical Modeling of Diffusion and Transport of Pollutants in the Atmospheric Boundary Layer. *pure and applied geophysics*, 160(1-2), 357-394. doi:10.1007/s00024-003-8784-5
- Swamy, N. V. C., Gowda, B. H. L., & Lakshminath, V. R. (1979). Auto-correlation measurements and integral time scales in three-dimensional turbulent boundary layers. *Applied Scientific Research*, 35(4), 237-249. doi:10.1007/BF00418215
- Taylor, G. I. (1938). The Spectrum of Turbulence. *Proceedings of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 164(919), 476-490.
- Van der Hoven, I. (1957). Power Spectrum of Horizontal wind speed in the frequency range from 0.0007 to 900 cycles per hour. *Journal of Meteorology*, 14, 5.
- Starkenburger D. P., Fochesatto G. J., Cristóbal J., Prakash A., Gens R., Alfieri J.G., Nagano H., Harazono Y., Iwata H. and Kane D.L. 2015: "Temperature regimes and turbulent heat fluxes across a heterogeneous canopy in an Alaskan

boreal forest”. *J. Geophys. Res. Atmos.*, 120: 1348–1360. Doi: 10.1002/2014JD022338

Starkenburg, D., G. J. Fochesatto, A. Prakash, J. Cristóbal, R. Gens, and D. L. Kane. 2013: “The role of coherent flow structures in the sensible heat fluxes of an Alaskan boreal forest”, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 118, 8140–8155, doi:10.1002/jgrd.50625.

USO DE LA OLFATOMETRÍA DINÁMICA PARA LA MEDICIÓN DE OLORES OFENSIVOS EN COLOMBIA

Ospina Giraldo Frank, Ruiz Gómez Sebastián, Toro Gómez María Victoria, Acebeza Alarcón María Del Carmen

Universidad Pontificia Bolivariana

Autor de correspondencia: frank.ospina@upb.edu.co

RESUMEN

El uso de la olfatometría Dinámica se está desarrollando en el país debido a que es una metodología de medición enmarcada en la resolución 1541/2013 del Ministerio de Ambiente, para el control de la sustancias odoríferas caracterizadas como ofensivas por los receptores ubicados cerca de las fuentes de emisión de este tipo de contaminación. La metodología tiene innumerables variables que merecen ser expuestas para el conocimiento público debido a que aún muchos sectores del país se preguntan cómo es que la medición de algo tan subjetivo como son los olores, se puede objetivar por medio de normas técnicas, como lo son las NTC5880 y la NTC6011. El Grupo de Investigaciones Ambientales de la Universidad Pontificia Bolivariana con sede Medellín, ha sido pionero en este tipo de mediciones en el país y ha elaborado diferentes trabajos en los que se puede apreciar como este tipo de trabajos pueden ayudar a verificar cuales son las zonas de mayor impacto de los odorantes ofensivos, de tal manera que los responsables de las principales fuentes generadoras de olor en nuestro país puedan verificar si se debe realizar un control del olor, o verificar si el control ha sido eficiente, al comparar las concentraciones de inmisión con los umbrales expuestos dentro de la resolución 1541 del 2013.

PALABRAS CLAVE

Olfatometría dinámica, concentración de olor, emisión, inmisión, isodoras

INTRODUCCION

A nivel nacional la contaminación por olores ha tomado gran importancia a raíz de la emisión por parte del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la resolución 1541/2013, por medio de la cual se quiere llegar a un control efectivo de los olores ofensivos que puedan generar algunos procesos productivos llevados a cabo en el país. La problemática de olores molestos en el país ha incrementado debido al crecimiento de las ciudades, ya que muchas de las industrias que en este momento operan y presentan quejas por olores molestos, han tenido permisos de instalación y producción, mucho antes que sea asentada la comunidad en los alrededores cercanos, aún con el conocimiento

de que la naturaleza del proceso productivo puede perjudicar el confort y forma de vivir de los residentes vecinos. Lastimosamente es posible que este escenario se siga presentando en varias poblaciones del territorio nacional debido a que en los planes de ordenamiento territorial aún no se tiene en cuenta la contaminación por olores molestos para la ubicación de las nuevas construcciones urbanísticas y residenciales. Sin embargo con la vigencia de la resolución 1541/2013 las autoridades se han preocupado sobre la aplicación de esta normatividad en los territorios a cargo de tal forma que ya se están iniciando las acciones necesarias para el control de este tipo de contaminación en estas zonas. La resolución es más preventiva que

policiva, es por ello que su aplicación debe iniciar con la aplicación de un cuestionario normalizado técnicamente por la NTC6012, para la verificación de la molestia olfativa que la comunidad cercana a una fuente o varias fuentes de emisión presentan frente al olor que es emanado de ellas. Una vez verificada la molestia olfativa el funcionario le debe exigir a la industria que haga un control efectivo de sus fuentes de emisión por medio de la aplicación de acciones de buenas prácticas o mejores técnicas sobre las fuentes. Estas acciones deben ir enmarcadas dentro del documento denominado plan de reducción del impacto de olor el cual debe especificar la localización y descripción de la actividad, descripción, diseño y justificación técnica de la efectividad de las buenas practicas o mejores técnicas disponibles a implementar en el proceso generador de olor ofensivo, metas específicas del plan para reducir el impacto por olores ofensivos, cronograma de la ejecución y plan de contingencia. En caso de haber un incumplimiento en cronograma del PRIO o en caso que las quejas persistan, la autoridad le debe exigir a la empresa un monitoreo para verificar cuales son las concentraciones de inmisión que por condiciones de meteorología y topografía les llega a los residentes cercanos a las fuentes de emisión. En los artículos 5 y 6 de la resolución 1541/2013 se exponen los niveles permisibles de calidad del aire o de inmisión de sustancias y mezclas de sustancias de olores ofensivos con los cuales se debe comprobar el cumplimiento de esta normatividad. Las mediciones por consiguiente deben ser analíticas para los compuestos amoniaco, sulfuro de hidrogeno y sulfuros reducidos totales o olfatómetricas para la mezclas de gases odorantes. Debido a que la reacción que causa un olor sobre el olfato de las personas se debe a fenómenos de sinergia y antagonismo de las moléculas de los compuestos que conforman la mezcla de gases odorantes y que estos compuestos pueden ser tantos que puede ser complejo la medición analítica de estos, es

más acertado caracterizar el impacto de los olores ofensivos por medio de la aplicación de la olfatometría dinámica ya que la concentración definida por medio de la estandarización de esta metodología en la norma técnica UNE EN13725/2004, homologada para Colombia como NTC5880, puede representar de una forma más fácil y objetiva el comportamiento de olor al usar un panel experto para la evaluación de este tipo de contaminación. El principio de medición por olfatometría dinámica se basa en la determinación de la concentración de olor de una muestra para presentarla a un panel de personas utilizando un olfatómetro (aparato que permite efectuar diluciones de la muestra). La presentación de la muestra de aire se efectúa en distintas concentraciones, diluyéndola con gas neutro, con el objetivo de determinar el factor de dilución en el umbral de detección del 50% de las personas que integran el panel cuando el olor es percibido por la mitad de los integrantes del panel. Los estudios de impacto por olores ofensivos deben ser abordados de la forma más objetivamente posible para llegar a una solución de la problemática ambiental más apropiada; debido a la complejidad de la mezcla de gases que generan la reacción en los seres humanos, la única forma de abordarlos en el momento es usando la olfatometría dinámica debido a que por medio de ninguna otra técnica se puede medir estos gases en conjunto. De esta forma las empresas evitarían incurrir en gastos inoficiosos ya que en caso de que la queja persista luego de hacer una medición analítica, puede haber sanciones y la empresa se verá obligada a realizar una medición por olfatometría dinámica para calcular el verdadero impacto que el olor, está generando y así conocer cuál es la eficiencia del control que se debe hacer sobre la fuente de emisión.

MATERIALES Y METODOS

La olfatometría es un procedimiento estadístico por medio del cual se usa el olfato de un grupo de personas expertas (panel) ,

entrenadas y elegidas bajo los parámetros de la norma europea EN-UNE13725 del 2003: "Calidad del aire. Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica", homologada para Colombia como la norma NTC5880. El estudio olfatómico proporciona datos sobre las características del olor como: concentración, intensidad, tipo de olor, tono hedónico, duración, frecuencia y la sensación que produce. Esto se consigue mediante la exposición de personas capacitadas a las muestras de aire oloroso, ya sea en el laboratorio (olfatometría dinámica) o en el campo (olfatometría de Campo). En la olfatometría dinámica, la concentración del olor de una muestra es cuantificada como el número de diluciones (con aire libre de olor) necesarias para reducir la concentración del olor al umbral de detección, es decir, la concentración en la que hay un 50% de probabilidad de detección). La norma técnica define la unidad de concentración de olor, como UOE/m³ (unidad de olor europea por metro cúbico), como aquella sustancia o mezcla de sustancias que, diluida en 1 m³ de gas neutro en condiciones normales, es distinguida de aire exento de olor por el 50% de los panelistas (D50: umbral de detección). Por tanto, el umbral de olor es aquella concentración a partir de la cual el olfato humano empieza a percibirla. La olfatometría de laboratorio es el método sensorial más utilizado para medir el nivel de emisión del olor en un espacio diseñado específicamente para ello (laboratorio). La olfatometría de laboratorio implica diluir la muestra del olor a diferentes concentraciones para luego presentar el olor diluido a los evaluadores y así determinar el umbral de las emisiones olorosas. En la práctica, el análisis se lleva a cabo presentando la muestra diluida a un panel seleccionado de evaluadores humanos (4 a 10 panelistas) usando un dispositivo de dilución llamado olfatómetro. En esencia este tipo de dispositivos son una serie de dilutores basados en rotámetros o controladores de flujo másico equipados con sistemas de lavado para

minimizar la contaminación cruzada (ver Figura 1).

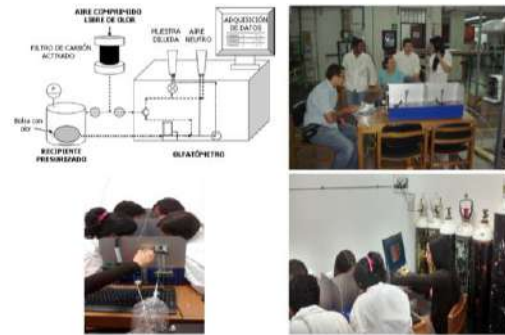


Figura 1: Ilustración esquemática de un olfatómetro dinámico

Fuente: MUÑOZ, Raúl y otros. Monitoring techniques for odour abatement assessment.

El olfatómetro mezcla aire puro con la muestra de aire contaminado con el olor que se debe evaluar en diferentes proporciones y lo ofrece a los panelistas a través de una boquilla. La secuencia de ofrecimientos comienza por diluciones muy elevadas y, por tanto, inodoras a los panelistas, hasta diluciones menores hasta que el panelista empieza a distinguir el olor. Además de presentársele la muestra de olor, a los panelistas también se les presentan blancos que consiste en el ofrecimiento de flujos de aire puro, por lo que el panelista debe distinguir entre estos dos tipos y diferenciar bien el uno del otro y las respuestas de cada uno de ellos son recogidas y procesadas por un sistema informático, el cual calcula la concentración de olor de la muestra. Este procedimiento se llama "evaluación del olor por el método Si/No", pero existe otro tipo de procedimiento llamado de "elección forzada" en el cual se usa un olfatómetro con dos boquillas de salida donde se les presenta a los panelistas el aire contaminando por una de ellas y los blancos por la otra. En la evaluación del olor por medio de este procedimiento, el panelista debe decir por cuál de ellas fluye el aire contaminando. Los dos procedimientos se encuentran enmarcados dentro de la norma técnica NTC5880 y son válidos para la evaluación de la concentración del olor. Todo

el protocolo de medición está sujeto a la calibración del panel de evaluación, de tal manera que los resultados de cualquier laboratorio de olfatometría dinámica sean comparables con los reportados por otro que desarrolle el mismo procedimiento. Esta calibración y la selección de los panelistas se hacen con el gas de referencia N-butanol en nitrógeno (con una incertidumbre expandida menor a 5%). Debido a que no todas las personas tienen una sensibilidad olfativa igual, y lo que se quiso con la norma técnica es normalizar la evaluación de los olores, entonces por este método se escogen y se calibran aquellas personas que tienen umbrales de percepción para el n Butanol entre 20 y 80 ppb y con una baja desviación estándar. De este modo se hace objetiva la evaluación de los olores. Igualmente existen otros criterios de calidad que deben cumplir los laboratorios de olfatometría dinámica y que están expuestos dentro de la norma NTC5880 como son la calibración del olfatómetro, ensayos adicionales para asegurar la calidad sensorial de forma regular, un confortable ambiente de la sala y un código de comportamiento que deben seguir los panelistas para desarrollar un trabajo eficiente y con la menor cantidad de errores sistemáticos que se puedan dar dentro de la medición. La toma de muestra se hace con ayuda de un sistema de vacío que permite transportar la muestra de gas en bolsas plásticas de un material especial para evitar la contaminación de la muestra. La norma técnica NTC5880 recomienda que estos materiales deben ser inodoros; que se deben seleccionar los materiales para minimizar la interacción física o química entre componentes de la muestra y materiales de muestreo, los materiales deben tener baja permeabilidad a fin de minimizar la pérdida de muestra causada por la difusión y deben ser de superficie lisa. Entre los más recomendados se encuentra PTFE (politetrafluoroetileno), polietileno tereftalato (PET, Nalophan®), copolímero de tetrafluoroetileno

hexafluoropropileno, acero inoxidable y vidrio. Igualmente la norma NTC5880 recomienda que el laboratorio debe tener un estricto protocolo para el lavado de los equipos de monitoreo para mantenerlos inodoros y evitar el error al adherirle una muestra de olor diferente a la que se desea evaluar. Los equipos que se usan en la olfatometría dinámica y que deben cumplir estas condiciones se encuentran el recipiente para creación del vacío para el llenado de la bolsa de muestreo, el olfatómetro, la bolsa de muestreo, las sondas, los equipos de dilución directa y las campanas tanto para el muestreo en fuentes de área pasivas como activas. Otro aspecto importante en la olfatometría dinámica es el transporte y el tiempo de análisis de la muestra ya que según la norma NTC5880 "las muestras deberían analizarse tan pronto como sea posible después del muestreo. El intervalo entre el muestreo y la medida no debe exceder de 30 horas". Además, "durante el transporte y almacenamiento, las muestras deben mantenerse a menos de 25°C. La temperatura, sin embargo, debe mantenerse por encima del punto de rocío de las muestras para evitar condensación". Igualmente señala que las bolsas no deben estar expuestas a la luz solar directa para evitar las reacciones químicas entre los compuestos que componen la mezcla y de esta forma impedir el cambio en los resultados de la medición de la concentración del olor. El cálculo de la concentración del olor se hace por medio de la media geométrica de las estimaciones del umbral individual de los miembros del panel a la muestra de olor presentada después de la investigación retrospectiva, la cual es una investigación adicional que se le hace a los panelistas para verificar que se encuentran dentro del rango de sensibilidad que deben estar para el cálculo de la concentración del olor por olfatometría dinámica. Con el valor de la concentración del olor se hallan los factores de emisión de cada una de las fuentes donde se colectó muestra en campo, estos factores de emisión son

generados a partir del producto entre la concentración del olor y el flujo de gases medido en cada una de las fuentes. Una vez calculadas las emisiones, la aplicación de un modelo de dispersión atmosférica adecuado para la modelización del olor permite conocer el impacto de una determinada actividad en su entorno, así como los valores de inmisión. Este modelo debe tener como variables de entrada el factor de emisión de cada una de las fuentes, la meteorología y la topografía propia del lugar. Con la aplicación del modelo de dispersión se pueden hallar las concentraciones de inmisión que son comparadas con las estipuladas en la resolución 1541/2013 y de esta forma verificar si las fuentes están bajo el cumplimiento de la normatividad. Igualmente a partir de la aplicación de la olfatometría dinámica y la modelización se pueden obtener resultados para elegir y dimensionar el sistema de control que se debe aplicar en cada situación, evaluar la eficiencia de los sistemas de control y verificar las fuentes en las que hay que aplicar un mayor énfasis en el control debido a que pueden ser las de mayor emisión.

RESULTADOS

En el laboratorio de olfatometría dinámica del Grupo de Investigaciones Ambientales de la Universidad Pontificia Bolivariana se han medido varias fuentes de emisión por el método de olfatometría dinámica ubicadas en varias zonas del territorio nacional, entre estas se encuentran fuentes pertenecientes a procesos productivos tales como plantas de tratamiento de aguas residuales, plantas de procesamiento de productos animales, rellenos sanitarios, granjas industriales avícolas y porcícolas, plantas de beneficio y plantas químicas. Estas mediciones fueron realizadas en el marco del contrato 113 del 2013: “Mediciones en Actividades Generadoras de Olores Ofensivos Mediante los Métodos Definidos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y Establecer un Diagnóstico de sus Emisiones” pactado

entre la Asociación de Corporaciones Autónomas Regionales y De Desarrollo Sostenible (Asocars) y la Universidad Pontificia Bolivariana con el apoyo del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. La siguiente tabla muestra los resultados de la campaña de monitoreo llevada a cabo desde el 10 de septiembre hasta el 17 de diciembre del año 2013 en los sectores económicos seleccionados para el cumplimiento del contrato. Uno de los objetivos del proyecto era verificar cuales eran las concentraciones de olor que se pueden obtener en las diferentes actividades productivas cuando las muestras se tomaban en fuentes con alguna especie de control a los olores o con procedimientos de buenas prácticas y sin control de estos o como carencia de los procedimientos; la tabla 1 muestra los resultados de las mediciones y el factor de emisión calculado. Las emisiones para los sectores estudiados se ilustran en la figura 2 donde se observa que las emisiones mayores para cada sector se identifican en las industrias que no disponen de sistemas de control de olores. El sector de mayor emisión son los rellenos sanitarios, seguidos de los frigoríficos, porcícolas y avícolas, en estos sectores el compostaje es la actividad común que aporta los mayores valores. Igualmente se observa que las emisiones del relleno sanitario con menor población servida y mejor manejo de los residuos en la fuente son 3 veces menor. En los frigoríficos la zona de mayor emisión de olores son los corrales y la diferencia entre los dos analizados es cercana a las 9 veces. Las condiciones del proceso sobre el tiempo de permanencia de las reses y la limpieza del estiércol son las que marcan la diferencia además de las condiciones climáticas de las zonas donde se realizó el análisis. La diferencia en los procesos de curtido es del doble de las emisiones para las fuentes que no aplican buenas prácticas sobre todo de limpieza.

Industria	Punto de Muestreo	Concentración del Olor de la fuente de Emisión (OU_E/m³)	Emisión de olores por unidad de área (OU_E/m²s)
Industria Avícola 1 Buen manejo	Fuente Difusa	123	4.79
	Galpón Jaula 1		
	Galpón Jaula 2	57	2.22
	Galpón Piso 1	52	2.02
Industria Avícola 2 Mal manejo	Galpón Piso 2	28	1.09
	Galpón piso 4	281	10.94
	Galpón piso 5	87	3.38
Industria Porcícola 1 Mal manejo	Galpón piso 10	104	4.05
	Ceba	91	3.54
	Compostaje	403	15.69
	Criadero	62	2.41
Industria Porcícola 2 Buen manejo	Pozo	38	1.48
	Centro Medio de Cría	104	4.05
	Gestación	34	1.32
Curtiembre 1 Mal manejo	Paridera	25	0.97
	Curtido	57	2.21
	Desulfurado de pieles	40	1.55
	Pelambre	34	1.32
Curtiembre 2 Buen manejo	Pieles Saladas	57	2.21
	Curtido	17	0.66
	Pieles saladas	20	0.77
Planta de beneficio 1 Mal manejo	Desulfurado de las pieles	26	1.01
	Compostaje	359	13.98
	Corral Ganado Porcino	349	13.59
	Corrales Ganado Bovino	236	9.18
Planta de beneficio 2 Buen manejo	Trampa de Grasa	258	10.04
	Corral Ganado Comercial	18	0.70
	Corral Ganado Industrial	26	1.01
Relleno Sanitario1 Mal manejo	Lecho deshidratado	28	1.09
	Muestra en reposo	236	9.18
	Muestra recién descargada	562	21.88
	Pila Compostaje 1	729	28.38
	Pila Compostaje 2	872	33.95
Relleno Sanitario2 Buen manejo	Pila Compostaje 3	761	29.63
	Muestra en reposo	174	6.77
	Muestra recién descargada	57	2.22
	Pila Compostaje	202	7.86
	Lixiviado Compostaje	127	4.94

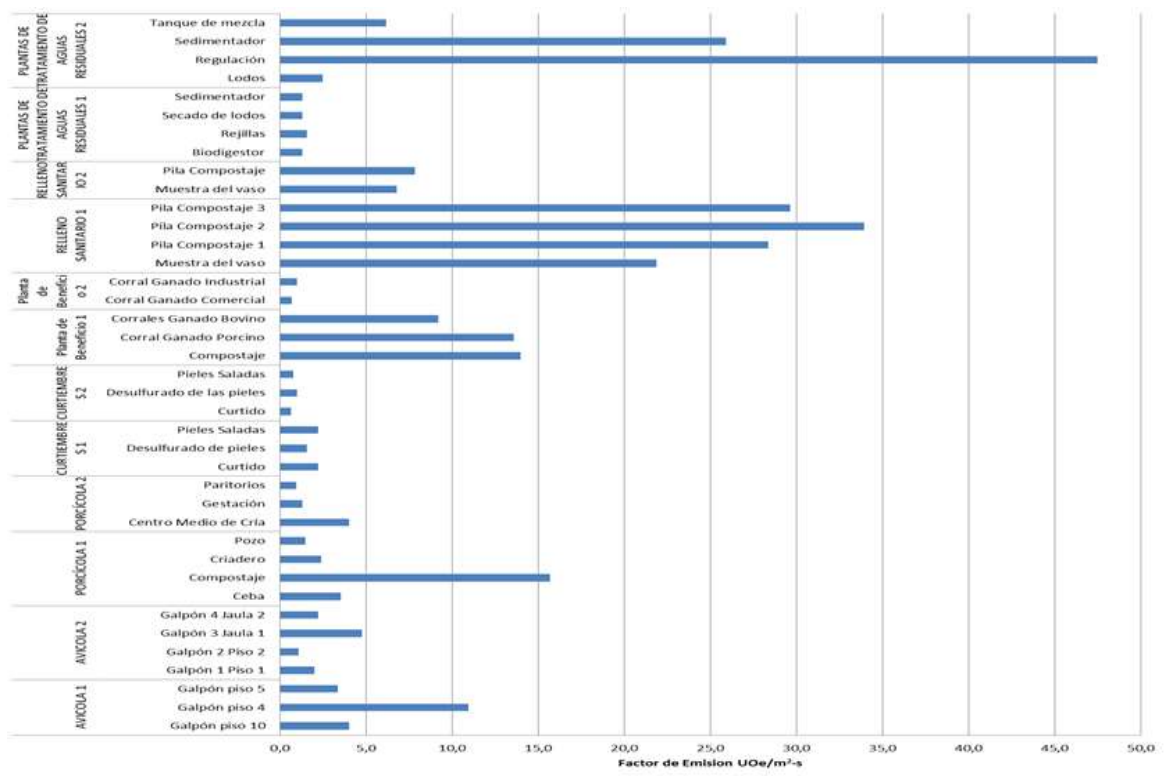


Figura 2: factores de emisión calculados a partir de las concentraciones de olor medidos en campo.

Las zonas de mayor emisión son el almacenamiento de las pieles saladas y el curtido cuando se hace el vertido de los tambores.

En las plantas químicas la diferencia de los procesos es muy importante, pero en las analizadas se puede observar los beneficios de un sistema de control con alta eficiencia, ya que las emisiones en una de ellas es 465.7 y la otra es de 88.7 es casi 5 veces menor. Estas emisiones no se pueden comparar con los otros sectores productivos puesto que es una fuente puntual y las otras son de área. En las industrias pecuarias las diferencias radican en el manejo del estiércol, si este se realiza en compostaderos será la fuente de mayor emisión. En cuanto a las avícolas la diferencia en los procesos de engorde si es de piso o de jaula también va a marcar la diferencia, no mucho pero se ha observado que el estiércol es removido con mayor frecuencia en las granjas con jaulas con lo que se promueve la emisión de olor.

CONCLUSIONES

- Las problemáticas por malos olores deben ser evaluadas de una forma técnica y objetiva. La norma técnica UNE EN13725: "Calidad del aire. Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica", homologada para Colombia como NTC5880, brinda la objetividad necesaria para la evaluación de los olores ofensivos.
- La resolución 1541/2013 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible estipula el procedimiento para la evaluación de los olores ofensivos en Colombia. Igualmente muestra los límites permisibles de concentración de olor en calidad del aire que se deben dar en las zonas de impacto para verificar el cumplimiento de la normatividad.
- La aplicación de la olfatometría dinámica y la modelización de la emisión es la forma más eficaz para evaluar los olores ofensivos debido a la alta complejidad en la medición de la mezcla de gases que los componen.
- La norma técnica NTC5880 estandariza la forma de medición de los olores ambientales e

introduce los requisitos de calidad necesarios para realizar una medida confiable de este tipo de contaminación.

- Por medio de la olfatometría dinámica se puede verificar con claridad cuando un proceso tiene aplicación de un control de emisión de olores o se le aplican las buenas prácticas de ingeniería para evitar la alta emisión en sus fuentes.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos infinitos a la Doctora María del Carmen Cabeza del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y a la Asociación de Corporaciones Autónomas Regionales y De Desarrollo Sostenible (Asocars) por su apoyo a la investigación y el desarrollo de nuevas metodologías para la medición de la contaminación por olores en el país.

REFERENCIAS

- Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica UNE-EN 13725, CEN, febrero 2004. - Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica NTC5880, 2011 - Niveles permisibles de calidad del aire o de inmisión, procedimiento para la evaluación de actividades que generan olores ofensivos y se dictan otras disposiciones, resolución 1541 del 2013, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Informe Final

METODOLOGÍA PARA MEDIR LAS CONCENTRACIONES DE AEROSOLES ATMOSFÉRICOS USANDO TÉCNICAS DE TELEDETECCIÓN

Cuero Duque, Jaime Andrés; Céspedes Rojas, Jonnathan; Hernández Torres Francisco Luis
Universidad del Valle

Autor de correspondencia: jaimeandrescudu@gmail.com

RESUMEN

La contaminación atmosférica ha tomado un rol protagónico dentro de la representación de costos ambientales y sociales en Colombia y el mundo. Algunas prácticas de producción agroindustrial, como la quema de biomasa en el Valle del Cauca, emiten material particulado fino que contribuye a la formación de aerosoles atmosféricos. Para evaluar el impacto de estas emisiones se monitorea la calidad de aire con estaciones automáticas para la medición de PM10 en el área de influencia de los cultivos de caña. Esta investigación presenta un método para el uso de sensores remotos con datos MOD02 del sensor MODIS, los cuales son procesados en su totalidad mediante Scripts desarrollados en el lenguaje de programación Python con un algoritmo multispectral. Se relacionan la emisión de partículas con las imágenes de reflectividad atmosférica según la dispersión de MIE y de Rayleigh. Las imágenes obtenidas se utilizan para generar series de tiempo de la concentración total de PM10 en la zona de estudio.

PALABRAS CLAVE

Sensores remotos, MODIS, PM10, aerosoles, quema de biomasa

INTRODUCCION

Para prevenir y controlar la contaminación del medio ambiente, en el Valle del Cauca se utiliza el método gravimétrico para el monitoreo de emisiones con muestreadores secuenciales, situados en estaciones de campo que la CVC –Corporación autónoma regional del Valle del Cauca- ha dispuesto en zonas estratégicas cercanas a los cultivos de caña. Pese a esto, según los resultados presentados por Álvarez en el 2007, evidencia que las estaciones presentaron fallas en más de 190 días de los 365 que tomó como periodo de prueba, lo que le imposibilitó tener una mayor precisión en los procedimientos aplicados dentro de su investigación. Por lo mencionado anteriormente, se evidencia la importancia de implementar una metodología que permita estimar las concentraciones de material particulado (PM10) en zonas de cultivo de

Caña de azúcar en el Valle del Cauca, que para efectos de esta investigación se realizó a través de sensoramiento remoto, haciendo uso del producto MOD021KM del sensor TERRA MODIS, es un sensor de observación de la tierra, este posee una órbita polar que proporciona una cobertura global cada 2 días. El sensoramiento remoto permite obtener información de cualquier objeto sin tener contacto directo, al aplicar modelos matemáticos a las imágenes satelitales se obtuvo información correspondiente al material particulado disperso en la zona de interés, con lo que se determinan las variaciones espaciales de las zonas con mayor presencia de emisión de partículas PM 10 micrometros (μm) en zonas del cultivo de caña de azúcar. La flexibilidad de los datos obtenidos permitieron el modelamiento del material particulado proveniente de la quema

de caña de azúcar, mediante el software AIRVIRO, un sistema de Gestión de la Calidad del Aire que utiliza modelos de dispersión Gaussianos de para evaluar el comportamiento de contaminantes.

MATERIALES Y METODOS

A. Algoritmo Multiespectral PM10

El procedimiento inicial para el cálculo de las variables contempladas se refiere a orientar la imagen con respecto a la posición del sol y la posición del sensor en el momento de la captura. Ya que las partículas estudiadas tienen propiedades capaces de absorber o dispersar la energía solar, es necesario obtener la variación que sufre la dirección de la luz si es dispersada (Ecuación 1). [1] [2]

$$\psi = \cos^{-1} (-\cos \theta_z \cos \theta_v - (\sqrt{1 - \cos^2 \theta_z} * \sqrt{1 - \cos^2 \theta_v}) * \cos \varphi) \quad (1)$$

Donde θ_z representa el ángulo cenital solar; θ_v representa el ángulo cenital de observación y finalmente φ representa el ángulo azimutal relativo, que es la diferencia entre los ángulos azimutales de observación e iluminación. A partir del ángulo de dispersión se obtiene el patrón de re direccionamiento que sufre el haz de luz cuando es dispersado por la partícula, esta estimación se lleva a cabo mediante la función fase de dispersión ($P(\psi)$), (Ecuación 2).

$$P(\psi) = \frac{3}{4} (1 + \cos^2 \psi) \left(\frac{1 - \delta_{Ray}}{1 + 2\delta_{Ray}} \right) \quad (2)$$

Donde δ_{Ray} es una constante de despolarización equivalente a 0.0279. Ahora bien, la contribución de la reflectancia superficial en la obtención del espesor óptico de aerosoles radica en la variabilidad de las coberturas terrestres, pues de acuerdo con la intensidad de energía reflejada por la superficie se crean efectos de absorción y dispersión en los aerosoles [3]. Para el caso de estudio, la reflectancia superficial es un factor aplicado para corregir los efectos provocados por la variabilidad de la energía irradiada por las diferentes coberturas (Ecuación 3).

$$\rho^k = \pi * (L^k - L_r) / T_v (E_0 d^{-2} \cos(\theta_z) T_z) \quad (3)$$

Donde ρ^k es la radiancia al tope de la atmosfera que en este caso son los valores de radiancia codificados por el sensor MODIS en la imagen utilizada, L_r es la radiancia de Rayleigh con unidades $Wm^{-2} [sr]^{-1} [\mu m]^{-1}$; T_v es el coeficiente de transmisión atmosférica en camino del sensor a la tierra; T_z es el coeficiente de transmisión atmosférica en camino del sol a la tierra; E_0 es la irradiancia solar espectral en una superficie perpendicular a los rayos solares fuera de la atmosfera con unidades $Wm^{-2} [sr]^{-1} [\mu m]^{-1}$; d es la distancia de la tierra al sol en unidades astronómicas (AUs) en función de la fecha y hora de la captura de la imagen y finalmente θ_z es el ángulo cenital de incidencia de los rayos de sol a la superficie terrestre en el momento de la captura de la imagen. La radiancia de Rayleigh se basa en la suposición de una atmosfera que solo contiene partículas de forma esférica (Ecuación 4).

$$L_r = (E_0 \rho_m / 4\pi d^2 \cos) * e^{-\rho_m / \cos \theta_v} * e^{-\rho_m / \cos \theta_s} * (P(\psi) + 0.052P(\psi)) \quad (4)$$

Donde ρ_m es el espesor óptico molecular alcanzado por las partículas en una atmosfera tipo Rayleigh (Ecuación 5).

$$\rho_m = 0.008569\lambda^{-4} (1 + 0.0113\lambda^{-2} + 0.00013\lambda^{-4}) \quad (5)$$

Donde λ es la longitud de onda efectiva que se está evaluando [4]. Una de las propiedades ópticas de los aerosoles que explica la relación entre la absorción y la dispersión de luz provocada por las partículas es el albedo de dispersión simple, el cual define la extinción de energía provocada por las partículas (Ecuación 6). [5] [6] [7]

$$\omega_0 = \sigma_d / (\sigma_d + \sigma_a) \quad (6)$$

Donde σ_d representa la sección eficaz de dispersión de la columna atmosférica y σ_a representa la sección eficaz de absorción de la misma. Los valores arrojados por esta

expresión oscilan entre 0 y 1 donde se define como $x \sim 0$ partículas muy absorbentes y para $x \sim 1$ partículas poco absorbentes. Otra de las propiedades ópticas de los aerosoles es el AOT, el cual indica la extinción de radiación total de energía irradiada por la absorción y dispersión provocada por todas las partículas que se encuentran en la atmosfera. La Ecuación (7) es la expresión numérica equivalente a AOT

$$\tau_a = 4\mu_s\mu_v (\rho_a - \rho_m - \rho_k T / \omega_0(\psi)) \quad (7)$$

Donde μ_s es el coseno del ángulo cenital solar, μ_v es el coseno del ángulo cenital de observación, T que corresponde a la transmitancia atmosférica la que se refiere a las características que poseen los cuerpos de absorber y ser atravesados por un haz de luz en determinadas longitudes de onda [8], y ρ_a que es la reflectancia aparente (Ecuación 8).

$$\rho_a(\lambda) = \pi d \cdot 2Lk / E_0 \mu_s \mu_v \quad (8)$$

De acuerdo con la definición de AOT, entonces es posible afirmar que existe una variación en la energía irradiada por los aerosoles a partir de la interacción con la radiación solar, por ello, la dispersión simple de aerosoles o dispersión de Mie (ρ_a), es la cuantificación de energía irradiada por las partículas [9] [10], luego de dispersar o absorber los fotones de luz y se obtiene según (Ecuación 9). [6]

$$\rho_a = \omega_0(\psi) / 4\mu_s\mu_v \quad (9)$$

Donde, τ_a es equivalente a AOT. Finalmente, luego de cuantificar la radiación emitida por las partículas se debe definir la corrección del camino que toma dicha radiación, para ello, es necesario relacionar la carga total de aerosoles con la energía irradiada por las partículas, esta relación se expresa mediante la por medio de (Ecuación 10) que define la reflectancia atmosférica (ρ_{atm}) generada por las partículas suspendidas. [6]

$$\rho_{atm} = \tau_a + \rho_a \quad (10)$$

Donde ρ_a es la dispersión simple de aerosoles y τ_a es el espesor óptico de aerosoles AOT. Entonces, basándose en el análisis realizado a las teorías de dispersión de energía provocada por partículas, Mie y Rayleigh para este caso, [11] propusieron el desarrollo de un algoritmo multiespectral para la detección de la masa de material particulado con diámetro de $10\mu m$ presente en la atmósfera. La Ecuación (11) es necesaria para cuantificar las partículas en suspensión tras dicha equivalencia.

$$AOT = a_0 * R\lambda \quad (11)$$

Donde a_0 es un coeficiente que se obtiene a partir de la correlación lineal entre la reflectancia atmosférica producida por las partículas y los niveles máximos permisibles de PM10 según sea la zona de estudio, y $R\lambda$ representa la reflectancia atmosférica en una única longitud de onda. Sin embargo, la expresión matemática anterior (Ecuación 11) no es aplicable aún, puesto que no considera las longitudes de onda necesarias para este caso de estudio y la fórmula que tiene en cuenta dichas consideraciones se presenta a continuación (Ecuación 12). [11]

$$AOT = a_0 * R\lambda_1 + a_1 * R\lambda_3 + a_02 * R\lambda_4 \quad (12)$$

La cual es aplicada para la reflectancia atmosférica en las bandas 1, 3 y 4 del sensor MODIS TERRA. De esta manera se obtiene un algoritmo multiespectral que permite cuantificar la concentración de niveles permisibles de PM10 en unidades de $\mu g/m^3$.

B. Modelos de Dispersión Gaussianos

1. Modelación de Emisiones – AIRVIRO

El software AIRVIRO es un sistema de calidad de aire conectado a redes de información meteorológica y de calidad del aire que permite el manejo de información ambiental como datos meteorológicos, calidad del aire, emisiones antropogénicas y emisiones naturales. Los datos de quema de caña con los que cuenta el proyecto permiten realizar

modelos Gaussianos dispuestos en el software AIRVIRO, este modelo se alimenta de información de vientos correspondientes a episodios históricos, proveniente de estaciones de monitoreo. El modelo también exige requerimientos básicos para la simulación de nubes contaminantes, inicialmente la espacialización de puntos emisores y ya que el software recibe cuatro tipo de fuentes (punto, área o polígono, fuentes de arco o fuentes móviles y fuentes de grilla o georreferenciación de una imagen), se define la ubicación de fuentes emisoras tipo área, teniendo en cuenta que de una parcela sembrada con caña solo una hectárea es quemada. También es necesaria altura (z) de la fuente de emisión, ya que el modelo de dispersión gaussiana calcula información según un punto x,y,z. La altura utilizada es la regular para la planta de caña 2 metros, cabe la pena aclarar que el modelo realizado asume el suelo no es sumidero para el contaminante modelado (PM10). Para la realización de los modelos gaussianos un dato de vital importancia es el factor de emisión, por esto, se utiliza la fuente de emisión correspondiente a quema de caña de azúcar, del documento de B.M Jenkins. Fueron creadas algunas simulaciones sobre el comportamiento de las tasas de emisión de PM10 generado por quemas de caña en el Valle del Cauca, con el fin de identificar si aporta incrementos significativos al total de PM10 encontrado con las imágenes satelitales, las simulaciones en forma de pluma realizadas se elevan a una altura adicional a h correspondiente al tallo de caña debido a los gases calientes que flotan y al movimiento vertical que realiza al ser expulsado, donde la altura efectiva de la fuente emisora es H, en donde expresa la elevación de la pluma. Un correcto análisis de los datos arrojados por el Software, solo sería posible si las horas de las quemas correspondían a las horas exactas de la captura de la imágenes satelitales MODIS utilizadas para el proyecto, por esa razón se realizó una clasificación para los casos que cumplían esta condición,

dejando como resultado 12 simulaciones para el año 2011. Ahora bien, la expresión matemática que resume el modelo de dispersión gaussiano aplicado (Ecuación 13), asume condiciones de viento óptimas y también que el suelo de la zona de estudio no es un sumidero de material particulado.

$$C(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi(\sigma_y\sigma_z)^{1/2}} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \quad (13)$$

C: Concentración de contaminantes en el punto (x, y, z)

Q: Emisión de gas en g/s

z: Distancia en el eje z en m

y: Distancia en el eje y en m

σ_y , σ_z : Desviaciones horizontal y vertical respectivamente

RESULTADOS

A. AOT Con los datos MODIS disponibles se obtuvo AOT para cada una de las bandas empleadas, estos resultados fueron obtenidos excluyendo pixeles que representan nubosidad pues no es información útil para el propósito del estudio [12]. Para estos datos es posible observar que para ambos años existe una tendencia de valores próximos a "0" y de acuerdo con la definición teórica del AOT [12] [6] [5], esto representa que en los periodos evaluados se registran atmosferas limpias y una carga importante de partículas gruesas, sin embargo, se observan algunas excepciones, por ejemplo, para ambos años el día 60 muestra un gran incremento en la carga total de aerosoles, alcanzando valores de hasta 0,35. En la primera mitad del año 2011 se observa una variación frecuente con tendencia a atmosferas más contaminadas y con relativa presencia predominante de partículas finas. Por consiguiente, con base en los resultados obtenidos de AOT es posible plantear que para los primeros 60 días del año 2011 existe una mayor posibilidad de detectar mayor concentración de PM10. Para el día 56 del año 2011 en la región central del departamento del

Valle del Cauca se presentaron valores de hasta 0.7 que indican altos índices de carga de aerosoles. Por consiguiente, es posible asociar el alto valor de AOT para este día con las actividades principales de los cascos urbanos. [13] Para el año 2012, según los promedios obtenidos es posible afirmar que para este periodo de tiempo no se detectó un gran contenido de partículas gruesas, por la proximidad de los valores a “0”, ni siquiera en los promedios que incluyen las áreas de nubosidad, a excepción del día 64 donde se presenta una alta significativa en los valores; a partir de estas situaciones es posible contemplar la idea de una mayor distribución de partículas finas en la zona de estudio pues también se tiene un comportamiento de AOT relativamente constante en el tiempo con relación a este tipo de partículas pues los resultados se aproximan a 0. B. PM10 – MODIS Con la reflectancia atmosférica de cada una de las bandas empleadas se realizó una regresión lineal simple con respecto a la normativa de calidad de aire para obtener los coeficientes empíricos que se requieren en el cálculo de PM10 como lo expresa la Ecuación 12. En los datos PM10 obtenidos para ambos años de estudio, se puede observar en el año 2011 el promedio diario obtenido para cada uno de los días de estudio del año 2011, donde se observa una gran variabilidad en los valores resultantes, los cuales oscilan entre $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ y $120\mu\text{g}/\text{m}^3$, con tendencia de altas concentraciones hasta el día 70, punto en el que inicia una nueva tendencia de menores concentraciones. Una explicación para este comportamiento puede estar asociado con la variabilidad climática de la zona para el periodo evaluado, pues el día 70 coincide con la transición de estado climático de la zona de estudio [14]. Por otra parte, es posible observar que el año 2012 se presentaron valores que oscilan entre $41\mu\text{g}/\text{m}^3$ y $146\mu\text{g}/\text{m}^3$, para este año se tuvo un comportamiento más constante pues sólo se presentó una variación fuerte en la concentración de PM10 en el día 33, sin

embargo, a partir de la línea de tendencia es posible percibir que las concentraciones tienen un comportamiento decreciente con el paso del tiempo al igual que el año 2011, nuevamente este evento coincide con las variaciones climáticas de la zona. Ahora bien, Los resultados de AOT y PM10, confirman las hipótesis planteadas por estudios anteriores [11] [13] [15] [16], en los que se afirma que existe una relación de equivalencia entre ambas variables, dado que los promedios cercanos a “1” del AOT representan una mayor existencia de partículas de tipo fino como lo es el PM10. Por consiguiente, con los resultados obtenidos es posible analizar el estado de la calidad del aire con respecto a las normas vigentes que regulan la contaminación atmosférica, se comparan los resultados obtenidos con la norma anual y la norma diaria, ambos con valor máximo permitido, en la cual se observa como la norma anual se rompe en más de una ocasión, violando el límite permisible por la EPA dictado en 1990, el cual permite un exceso al año. Sin embargo, en el caso de la norma diaria es posible observar que no ha sido propasada en ninguna ocasión. C. Relación Quema de Caña y Concentración de PM10 (Modelaciones Gaussianas) Con la validación de los datos realizada, el paso siguiente es estimar la influencia que tiene la quema de caña de azúcar en la calidad de aire de la zona de estudio, esto a través de la modelación de escenarios que representen el comportamiento que tiene una quema, que para efectos del proyecto coincida en fecha y horario con la captura de las imágenes satelitales utilizadas. Para ello, se utilizó el sistema web para la gestión de la calidad del aire Airviro, con el que se modelaron 12 escenarios diferentes de dispersión. De la modelación resultante se obtiene la tasa de emisión de quema de caña, esta tasa de emisión se expresa en unidades de g/s, esto indica el peso de PM10 que es emitido por cada segundo durante el tiempo que se realice la quema evaluada. Con el propósito de estimar si en las zonas donde la

tasa de emisión de quema es elevada existe coincidencia con niveles altos de PM10, se exportó cada polígono a formato raster, compatible con los datos obtenidos del producto MODIS. Según los reportes de cosecha de caña de azúcar, otorgados por la corporación autónoma regional de Valle del Cauca – CVC. para el día 11 de Enero del 2011, a partir de las 15:35 horas hasta las 16:05 horas, en el municipio de Candelaria se realizó una quema, ya que la imagen correspondiente a este día se capturó a las 16:05, son datos propicios para ser analizados. Para los píxeles de los tres escenarios estudiados, de la que se puede observar como los valores de la tasa de emisión de la quema modelada presenta un rango de datos menor que los valores obtenidos con el producto MODIS, sin embargo, en aquellos puntos donde la tasa de emisión de la quema es más baja los valores de PM10 para esta misma zona son los más elevados, un ejemplo claro de esto corresponde al kilómetro 17, en el que el valor más bajo de la tasa de emisión de la quema modelada corresponde a uno de los valores más altos de PM10 extraído de la misma zona del producto MODIS, por otra parte, en la zona de muestra donde no se presentó quema se puede observar como los valores son altos si se le compara frente a los valores de la tasa de emisión. Además, es posible observar como los datos del producto MODIS correspondientes a zona de quema y a zona de no quema presentan un comportamiento similar. Este procedimiento es realizado para 11 fechas más donde se registraban eventos de quema de caña según el reporte de cosecha, y a excepción de la simulación hecha para el 14 de Abril del 2011, donde las tasas de emisión tuvieron influencia sobre la concentración PM10, el 92% de comparaciones restantes resultaron en que estos fenómenos ocurren como eventos independientes.

CONCLUSIONES

De acuerdo a la confrontación de la metodología aplicada con otros estudios que han aplicado técnicas similares, se tiene que la

resolución espacial de las imágenes utilizadas juegan un papel importante a la hora de verificar la validez de los resultados obtenidos con estos métodos, esto se debe a que el tamaño del píxel es un concepto que parte de la generalización de información por unidad de área, es decir, simplificar rasgos característicos de una zona en un único valor que en este caso es el valor digital del píxel. Según se presentó en los resultados, la red de calidad de aire presentó fallas para algunas estaciones, situación que generó falta de información para algunos días de estudio, sin embargo, cuando se obtuvieron datos de al menos 5 de las 7 estaciones empleadas, para el año 2011 el 61% de los días seleccionados para el estudio presentaron una equivalencia aproximada al 80% y para el año 2012 los datos presentaron una equivalencia aproximada al 70%, es decir, existe una compatibilidad de resultados entre la metodología empleada en esta investigación y la metodología empleada actualmente para monitorear la calidad de aire, lo que implica que los resultados obtenidos con el producto MODIS ofrecen información confiable por cada uno de los píxeles que componen la imagen, reduciendo la incertidumbre por la interpolación que llevan a cabo las estaciones. Con los resultados obtenidos se logró generar una serie de tiempo para modelar la dinámica de PM10 en una fracción del corredor plano del río Cauca, de la que se puede determinar un promedio diario de 68,80 microgramos por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para los días de estudio seleccionados, los cuales se comprenden entre enero y mayo para el año 2011 y para el año 2012. Estos valores se encuentran muy cerca de los límites permitidos, que según la normativa que regula la calidad de aire el límite diario permisible para la presencia de este contaminante es de 150 microgramos por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Según los análisis realizados a los datos de tasa de emisión de la quema de caña, esta no representa un factor clave del incremento en la concentración total en la zona del valle geográfico del río cauca,

pues los gráficos de influencia demuestran que los datos obtenidos por medio de las imágenes MODIS no sufren incrementos o decrementos relevantes en sus niveles de concentración PM10, esto quiere decir que aunque la quema de caña contribuye a la acumulación de material particulado en la zona de estudio, no es un evento que determine un patrón de comportamiento para la calidad de aire.

AGRADECIMIENTOS

Universidad del Valle. Facultad de Ingeniería
Corporación Autónoma Regional del Valle del
Cauca – CVC

REFERENCIAS

- [1] R. Levy, L. A. Remer, S. Mattoo, E. F. Vermote y. J. Kaufman, «Second-generation operational algorithm: Retrieval of aerosol properties over land from inversion of Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer spectral reflectance.» *Journal of Geophysical Research*, vol. 112, pp. 1-21, 2007.
- [2] M. A. Blesa, C. Navntoft y L. Dawidowski, «Modelado de la radiación solar UV para aplicaciones en tratamiento de aguas.» *SOLARSAFEWATER*, pp. 99-118, 2005.
- [3] S. Liang, H. Fang y M. Chen, «Atmospheric Correction of Landsat ETM+ Land Surface Imagery—Part I: Methods.» *IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING*, vol. 39, nº 11, pp. 2490-2498, 2001.
- [4] Y. Kaufman, «The atmosphere effect on remote sensing and its correction.» de *Optical Remote Sensing, Technology and Application*, 1989.
- [5] Y. J. Kaufman, D. Tanré, H. R. Gordon, T. Nakajima, J. Lenoble, R. Frouins, H. Grassl, B. M. Herman, K. M. D. y P. M. Teillet, «Passive remote sensing of tropospheric aerosol and atmospheric correction for the aerosol effect.» *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, vol. 102, nº D14, pp. 16,815-16,830, 1997.
- [6] Y. J. Kaufman y D. Tanré, «ALGORITHM FOR REMOTE SENSING OF TROPOSPHERIC AEROSOL FROM MODIS.» NASA, 1998.
- [7] L. Q. García, «Optical properties of aerosols: southern México City.» *Atmósfera*, vol. 23, nº 4, pp. 403-408, 2010.
- [8] Y. Tanabu, T. Sasaki, T. Takasugi y S. Fujita, «Detection of Sulfur-Containing Gases by MODIS.» *International Joint Conference*, pp. 5435-5438, 2009.
- [9] M. D. King, Y. Kaufman, D. Tanré y T. Nakajima, «Remote Sensing of Tropospheric Aerosol from Space: Past, Present and Future.» *TELEDETECCIÓN - Hacia UN mejor entendimiento de la dinámica global y regional*, pp. 2229-2259, 1999.
- [10] H. Fukushima, A. HIGURASHI, Y. MITOMI, T. NAKAJIMA, T. NOGUCHI, T. TANAKA y M. TORATANI, «Correction of Atmospheric Effect on ADEOS/OCTS Ocean Color Data: Algorithm Description and Evaluation of Its Performance.» *Journal of Oceanography*, vol. 54, pp. 417-430, 1998.
- [11] N. Othman, M. Z. M. Jafri y L. H. San, «Estimating Particulate Matter Concentration over Arid Region Using Satellite Remote Sensing: A Case Study in Makkah, Saudi Arabia.» *Canadian Center of Science and Education*, vol. 4, nº 11, pp. 131-142, 2010.
- [12] A. R. Esteve, «ESTUDIO DE LOS AEROSOLES ATMOSFÉRICOS EN VALENCIA MEDIANTE MEDIDAS DEL NEFELÓMETRO DE INTEGRACIÓN.» 2011.
- [13] L. Can, C. N y T. Si-Chee, «A study on the potential applications of satellite data in air quality monitoring and forecasting.» *Atmospheric Environment*, vol. 45, p. 3663e3675, 2011.
- [14] C. OSSO, «La ruralidad, la fragilidad y el fenómeno de La Niña en Colombia, 1970 - 2011.» 2012.
- [15] A. v. M. R. V. L. R. C. D. S. A. M. K. M. C. N. E. Donkelaar, «Satellite-based estimates of ground-level fine particulate matter during extreme events: A case of the Moscow fires in

2010.,» Atmospheric Environment, pp. 6225-6232, 2011.

[16] E. Emili, C. Popp, S. Wunderle, M. Zebisch y M. Petitta, « Mapping particulate matter in alpine regions with satellite and ground-based measurements: An exploratory study for data assimilation.,» Atmospheric Environment. , Vol. 45, p. 4344 – 4353., 201

ANÁLISIS DE LAS TENDENCIAS EN LAS CONCENTRACIONES PM10 Y SO2 ENTRE 2002 Y 2014 EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ

León Avendaño, Juan Camilo; Morales, Ricardo; Franco, Juan Felipe

Universidad de los Andes

Autor de correspondencia: jc.leon10@uniandes.edu.co

RESUMEN

En el presente trabajo se determinó la evolución de las concentraciones de contaminantes del aire en Bogotá mediante un análisis de la información recolectada por algunas estaciones mixtas de la RMCAB desde principios del 2002 hacia finales de 2014. Este análisis se realiza con el objetivo de cuantificar el posible impacto que hayan tenido las medidas tendientes a mitigar la emisión de contaminantes atmosféricos en el sector transporte y el industrial. Para el primero, desde la implementación parcial del SiTp, hasta la chatarrización de vehículos de la flota pública. Además, para el corto plazo, se ha estipulado la instalación de filtros de partículas para una fracción de dicha flota. Sumado a esto, el distrito y el ministerio del medio ambiente realizaron un convenio con Ecopetrol para cambiar los combustibles de la flota pública. Desde 2010 se utiliza ACPM con bajo contenido de azufre. En lo que respecta al sector industrial, a partir del 2013 se percibe un mejoramiento tecnológico al reemplazar maquinaria que utilizaba carbón por máquinas que funcionasen con gas natural. Para el análisis de la concentración de contaminantes se tomó información correspondiente de las concentraciones de PM10 y SO2 para 7 y 6 estaciones de la RMCAB respectivamente, por la disponibilidad de datos. Se determinaron las tendencias de ambos contaminantes a lo largo de los años por medio de una regresión lineal. Adicionalmente, por medio del coeficiente de Pearson se correlacionaron las concentraciones de dichos contaminantes con dos variables meteorológicas. La evolución de la calidad del aire en la ciudad también se evaluó determinando el comportamiento histórico de los porcentajes de excedencia de la norma anual para cada uno de los meses con datos disponibles. Empero, no se encontró una correlación lineal fuerte entre los contaminantes y las variables meteorológicas evaluadas. No obstante, se encontró una disminución en las concentraciones reportadas por la mayoría de las estaciones evaluadas, en especial a partir del año 2008. Adicionalmente, se puede afirmar que para la mayoría de las estaciones evaluadas, las acciones abarcadas desde el 2008 reflejan una disminución en los porcentajes de excedencia de la norma anual y también en las concentraciones de PM10 y SO2 a lo largo de los 6 últimos años evaluados. Sin embargo, el hecho de que dichos porcentajes de excedencia de la norma nacional sean mayores al 20% (a finales de 2014) indica que aún existen riesgos para la salud de las personas.

PALABRAS CLAVE

Acciones preventivas, material particulado, dióxido de azufre

INTRODUCCION

En ciudades latinoamericanas como Bogotá durante las últimas décadas se ha observado un

aumento en la población urbana, un aumento en la actividad industrial y una mayor demanda del sector transporte que se va

ampliando cada día más. A finales del 2000, bajo la administración de Antanas Mockus, se inauguró Transmilenio, el sistema de transporte masivo para la ciudad de Bogotá. Sin embargo, un incremento en la demanda del servicio junto con incremento en el poder adquisitivo de los Bogotanos trajo consigo un marcado incremento en el índice de motorización, con el consecuente incremento del número de vehículos particulares que circulaban por la ciudad. Esto, sumado a un parque automotor de transporte público con una edad de servicio considerable son factores que permiten explicar de forma cualitativa la condición de calidad de aire de la ciudad de Bogotá. Entre los contaminantes de interés a evaluar está el material particulado puesto que estudios han corroborado que tiene un efecto negativo sobre la salud humana. Su principal fuente de emisión son las industrias y los motores de combustión interna Diesel. Un segundo contaminante a destacar es el dióxido de azufre, proveniente de la oxidación del azufre presente en muchos combustibles fósiles. Este gas contribuye a la acidificación de la lluvia y es también un importante precursor de material particulado inorgánico secundario. Los objetivos del presente trabajo son en primer lugar, evaluar las concentraciones de PM10 y SO2 registradas para algunas zonas de Bogotá durante un periodo de tiempo de 12 y 10 años. En segundo lugar, evaluar si existe una potencial correlación entre los contaminantes del aire y dos variables meteorológicas de interés. En tercer lugar, se quiere encontrar la tendencia de las concentraciones de dichos contaminantes en el periodo evaluado. Por último, se pretende corroborar qué porcentaje de cumplimiento de la norma anual para los contaminantes se cumple para las estaciones de monitoreo evaluadas.

MATERIALES Y METODOS

Para el desarrollo del presente trabajo se hizo uso de información proporcionada por la red de monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB) que es administrada por la

Secretaría Distrital de –Medio Ambiente. Dicha entidad proporcionó información de las 15 estaciones de monitoreo de Calidad del Aire desde el 2002 hasta el 2014. La base de datos está conformada por promedios horarios para diversos contaminantes atmosféricos como PM10, PM2.5, NOx, SO2, O3, etc., y variables meteorológicas como precipitación, velocidad del viento, dirección del viento, radiación solar, temperatura, para cada una de las estaciones de monitoreo. Debido a que había información faltante (bien sea por la calibración de equipos, cese de actividad, cambio de los equipos de medición, entre otros) , se tomó la decisión de incluir únicamente 7 de las 15 estaciones de monitoreo mixto para análisis de PM10 y 6 de las 13 para ver el comportamiento del dióxido de azufre para ese periodo. Un mapa de la distribución de las estaciones de monitoreo se muestra a continuación. Dentro de las 7 estaciones utilizadas para el análisis de PM10 hay 3 que se encuentran en la zona sur occidental de la ciudad. Dichas estaciones son Carvajal, Fontibón y Puente Aranda. Las estaciones restantes se encuentran en la zona norte de la ciudad y son Suba, Guaymaral, Usaquen y Las Ferias. Igualmente, para el SO2 se usan las anteriores estaciones de monitoreo a excepción de la estación de Guaymaral debido a que esta no reporta la concentración de dicho contaminante. Adicionalmente, se estableció un criterio del 70% tanto para el tiempo como para la información mensual de los contaminantes a analizar. El criterio del tiempo quiere decir que de las estaciones a evaluar, solo se tomaron en cuenta para el análisis los años que tuviesen el 70% de la información disponible desde el 2002 hasta el 2014. El criterio restante hace referencia a que se obtuvieron promedios diarios únicamente si el día a analizar contaba con el 70% de datos válidos. Este criterio se tomó con base en la norma de calidad primaria de Aire para SO2, emitida por la ciudad de Santiago en Marzo en el 2003. Una vez hecho esto, se evaluó la evolución del PM10

mediante el análisis de la tendencia en las concentraciones para el periodo de 12 años (2002-2014). Un análisis similar se realizó para el SO₂. Adicionalmente, se obtuvieron coeficientes de Pearson para cada contaminante en relación con las dos variables meteorológicas evaluadas. Acto seguido, se obtuvo el porcentaje de excedencia mensual de la norma anual para ambos contaminantes, sabiendo que el del PM₁₀ es 50 µg/m³ y el del SO₂ es 80ppb. Por último, se muestran las fechas establecidas para la implementación de las medidas del distrito en el plan decenal de descontaminación del aire para tener una noción cualitativa sobre la reducción de algunos de los contaminantes de criterio.

RESULTADOS

En cuanto a los resultados de la Tabla 1.1 y 1.2 se puede ver que la disponibilidad de datos para PM₁₀ es mucho más amplia que para el SO₂ (menos espacios vacíos). Mientras que para el PM₁₀ hay años donde se cuenta con la totalidad de los datos de cada estación, en ninguno de los años para el SO₂ se tiene la totalidad de datos por estación. Omitiendo el primer criterio establecido, se muestra a continuación la evolución de los contaminantes criterio lo largo de los años. Los espacios vacíos indican la ausencia de datos para ese mes debido al incumplimiento del segundo criterio. Con base en la Tabla 3 se puede ver que la máxima tasa de crecimiento de PM₁₀ se da en la estación de Carvajal a una tasa de 3 µg/m³/año. La máxima tasa de decremento se da en la estación de Puente Aranda con una tasa de -5.88 µg/m³/año. Dichos valores además cuentan con un coeficiente Pearson mayor a 0.5 lo cual indica que el ajuste representa mejor los datos, que si se representasen estos con la media. Para la relación de material particulado con las variaciones en precipitación y velocidad del viento para las 7 estaciones, se obtuvieron los coeficientes de correlación que se muestran a continuación. Como se puede ver en las tablas 4.1 y 4.2, debido a que se tienen coeficientes de Pearson por debajo del 0.5 y -0.5, se puede

decir que no hay una relación lineal evidente entre el material particulado y ninguna de las dos variables meteorológicas elegidas. Con base en la Tabla 4 se puede ver que la máxima tasa de crecimiento de SO₂ se da en la estación de Carvajal a una tasa de 0.0792 µg /m³/año. La máxima tasa de decremento se da en la estación de Puente Aranda con una tasa de -0.936 µg/ m³/año. Solo esta última tiene el coeficiente de Pearson que más se acerca a -1, lo cual permite corroborar la relación inversa entre tiempo y concentración de SO₂. Para la relación de dióxido de azufre con las variaciones en precipitación y velocidad del viento para las 7 estaciones, se obtuvieron los coeficientes de correlación que se muestran a continuación. Similar a lo que sucedió con el material particulado, en la Tabla 5 no existen coeficientes de Pearson lo suficientemente altos para establecer que existe linealidad entre las concentraciones de dióxido de azufre y las variables meteorológicas analizadas. Los resultados de los porcentajes de excedencia se muestran a continuación. Con respecto a las Gráficas 5 y 6 se puede ver una disminución en el número de excedencias de la norma anual a partir del 2008 para en general todas las estaciones de monitoreo a excepción de Carvajal, la cual se mantiene relativamente constante a lo largo de los 12 años. Las estaciones que por lo general reportan los niveles más bajos de excedencia son la estación de Guaymaral y la estación de Usaquen si se compara con las otras. La gráfica 7 muestra que el porcentaje de excedencia correspondiente a concentraciones de SO₂ para todas las estaciones es menor al 18%. Esto quiere decir que el máximo porcentaje de excedencia reportado para el conjunto de todas las estaciones a lo largo de 10 años, fue de menos el 18%. Similar a lo que sucedió para material particulado, la estación de Carvajal presenta las concentraciones más altas y constantes durante el 2002 y nuevamente durante el 2009.

CONCLUSIONES

El análisis realizado en este trabajo no encontró una relación lineal clara entre los contaminantes evaluados (PM10 y SO2) y las variables meteorológicas. Si bien, estudios previos (Gaitan y Behrentz, 2009) afirman que existe una relación entre velocidad del viento y material particulado, esta relación es altamente no lineal y debe ser investigada en mayor detalle. En segundo lugar, se pudo ver que a partir del año 2008, las concentraciones reportadas tanto de PM10 como de SO2 disminuyeron para todas las estaciones a excepción de Carvajal, que presenta un comportamiento anómalo al de las demás estaciones. Dicho decremento también se vio evidenciado en una disminución de los porcentajes de excedencia de la norma anual para la mayoría de las estaciones. Es posible que dicha disminución esté relacionada con la introducción de Diesel de bajo contenido de azufre a partir de 2008, y la posterior implementación de Diesel con menos de 50 ppm de azufre a partir del 2010.

REFERENCIAS

- Alcaldía de Bogotá (2010) , Plan decenal de descontaminación del Aire para Bogotá. http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/adminverblobawa?tabla=T_NORMA_ARCHIVO&p_NORMFIL_ID=930&f_NORMFIL_FILE=X&inputfileext=NORMFIL_FILENAME Fundación Crana (2010). Recuperado de http://www.crana.org/es/contaminacion/mas-informacion_3/diaxido-azufre-so2
- Guia ambiental de Argentina. Recuperado de <http://www.guiaambiental.com.ar/conocimiento-calidad-de-aire-material-particulado.html>
- M. Gaitan & E. Behrentz (2009). Evaluación del estado de la calidad del aire en Bogotá. http://institutedeestudiosurbanos.info/dmdocuments/cendocieu/coleccion_digital/Agricultura_Urbana/Estadocalidad_%20aireBogot%E1.pdf Ministerio de Medio

Ambiente y del desarrollo territorial (2010)

Resolución N°610 del 24 de marzo de 2010.

Recuperado de https://www.minambiente.gov.co/images/AsuntosambientalesySectorialyUrbana/pdf/aire/res_0610_240310.pdf

Secretaría distrital de ambiente. Recuperado de

http://ambientebogota.gov.co/image/image_gallery?uuid=5d04f994-007b-4006-b519-634dae4d181d&groupId=10157&t=1410817546632

Universidad de Antofagasta (2003) , Norma de calidad primaria de aire para dióxido de azufre. Recuperado de http://www.uantof.cl/crea/Norma_Calida_d_Primarya_SO2.pdf

ESTUDIO DE LAS CONCENTRACIONES DE OZONO TROPOSFERICO EN LA CIUDAD DE VALLEDUPAR, COLOMBIA

Rodríguez Castilla, Jose Luis; Angulo Argote, Luis Carlos; Ortiz Guevara, William
Universidad del Cesar (UPC)
Autor de correspondencia: jolrodriguezca@gmail.com

RESUMEN

El objetivo principal del presente estudio fue el de determinar y analizar las concentraciones de ozono (O₃) troposférico presentes en la ciudad de Valledupar utilizando la técnica de muestreo pasivo. A pesar que la ciudad de Valledupar no es actualmente una gran urbe, se encuentra en un proceso de crecimiento urbanístico acelerado y amerita estos tipos de estudios de calidad de aire. En el proceso de monitoreo del ozono en la ciudad de Valledupar se distribuyeron 30 puntos de muestreo (dos muestreadores pasivos en cada punto) , por un periodo de 7 días, tratando de abarcar al máximo el área de la misma. Se realizó la comparación indicativa de los promedios de concentración obtenidos en cada punto de muestreo con la norma de ozono de Colombia. Se encontró que uno de los puntos ubicado en el noroeste de la ciudad no cumple con la normatividad ambiental octohoraria para este contaminante criterio; lo cual es muy preocupante ya que existen grandes proyectos urbanísticos de la ciudad de Valledupar que se llevan a cabo cerca de este sector. La concentración más baja de ozono se presentó en el centro de la ciudad, el cual, es un sector caracterizado por la alta contaminación a causa del alto tránsito vehicular. Los resultados del monitoreo pasivo de ozono podrán ser utilizados por la Red de Monitoreo de la Calidad del Aire de la ciudad de Valledupar (SVCA_{CV}), para la ubicación de equipos automáticos en sitios estratégicos donde se identificaron valores superiores o cercanos a la norma. Además se realizó un análisis cercano de la meteorología de la zona encontrando como esta influye en la dispersión del ozono en la ciudad de Valledupar.

PALABRAS CLAVE

Ozono troposférico, muestreador pasivo, calidad de aire en ciudades

INTRODUCCION

El ozono troposférico y en particular, el ozono superficial, es el principal contaminante fotoquímico y se origina principalmente en las áreas urbanas por varias fuentes de emisión, como los automóviles y la industria. La contaminación por ozono, es un problema diurno durante los días soleados, a causa de que la luz solar desempeña un papel primordial en su formación. La concentración elevada de ozono superficial es causante de muchos problemas, porque este gas reacciona fuertemente para destruir o alterar otras moléculas y actúa como un contaminante

tóxico para la salud humana, produciendo daños respiratorios y pulmonares, dolores de pecho, irritación de la garganta y ojos, empeoramiento de enfermedades preexistentes del corazón, ataques de tos, jadeo y dificultades de respiración en la realización de ejercicios. Si hay repetidas exposiciones al O₃ durante varios meses se pueden ocasionar daños permanentes a los pulmones, estando más expuestas las personas que permanecen gran tiempo al aire libre. Para el estudio del ozono troposférico, los métodos de muestreo pasivo son ampliamente utilizados, especialmente en países en

desarrollo, por su bajo costo y manejo sencillo, en comparación con los métodos convencionales (analizadores automáticos y equipos activos manuales). Estos métodos sirven como indicativo de la contaminación y permiten llevar a cabo evaluaciones de tendencias e identificar zonas de riesgo que deben ser monitoreadas con métodos convencionales para verificar el cumplimiento de la legislación ambiental. En el presente estudio los medidores pasivos fueron utilizados para determinar los valores del contaminante ozono (O₃) como concentración de emisión, en la ciudad de Valledupar, departamento del Cesar. En el monitoreo se empleó la metodología implementada por el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire de Colombia, y se realizó una comparación indicativa entre los datos obtenidos en la campaña de muestreo y la norma actual de calidad de aire.

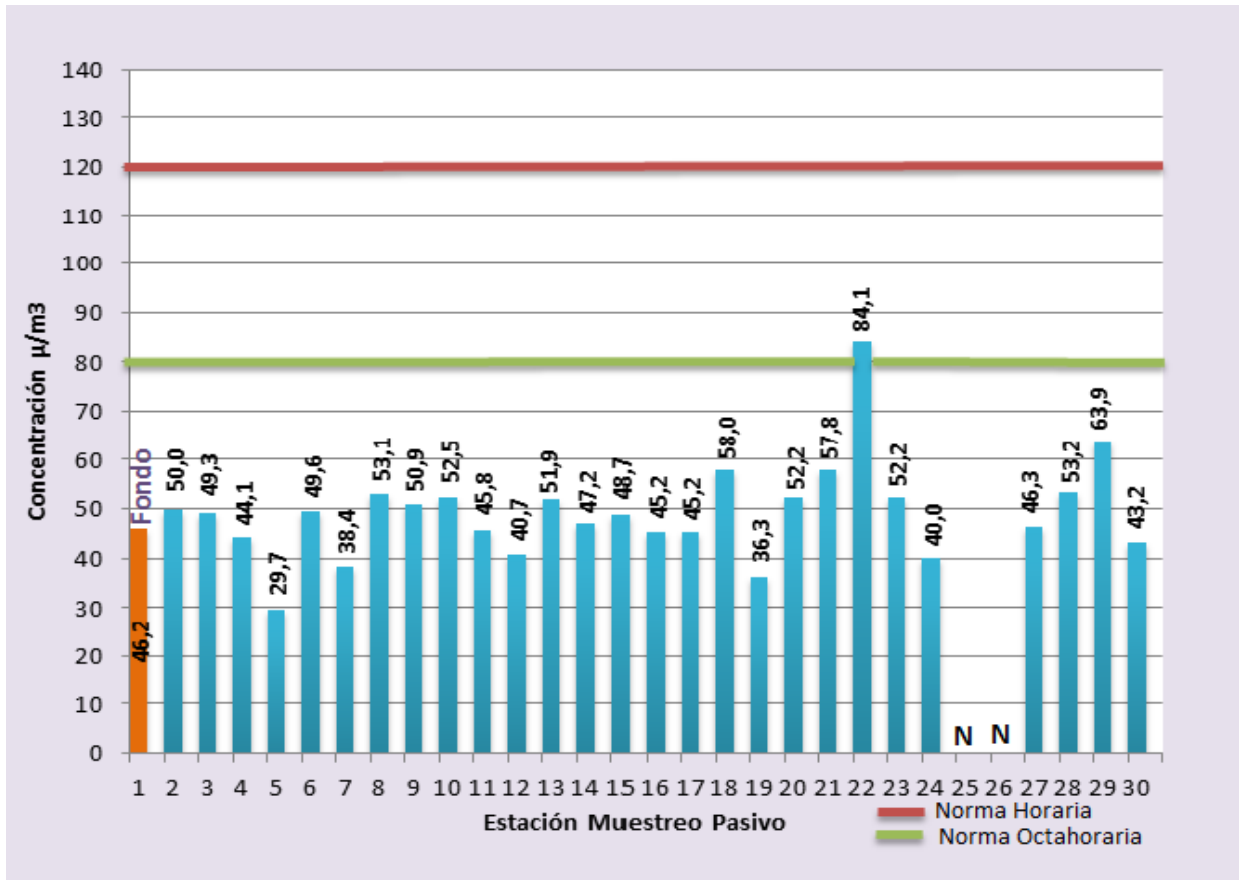
MATERIALES Y METODOS

Los captadores pasivos que se utilizaron fueron los de Passam AG desarrollados por Monn y Hangartner (1995) en el Instituto Federal de Tecnología de Suiza. El captador difusivo para el ozono consiste en un tubo de polipropileno de 4.9 cm de largo y 0.9 cm de diámetro y en la extremidad cerrada hay un filtro de vidrio sumergido en solución ácida de Dipridileno, DPE. Para proteger los muestreadores de las condiciones ambientales y para eliminar el efecto de la luz sobre el DPE, se desarrolló un dispositivo especial, que permite también suspenderlos. El muestreador está basado en la difusión del ozono a lo largo de un tubo hacia un medio absorbente. La quimiabsorción del ozono se lleva a cabo por reacción con 1,2 di (4piridil) etileno (DPE), el ozónido formado se divide y produce un aldehído, la cantidad de aldehído es determinada por espectrofotometría con el método MBTH a 442 nm. La ubicación de los shelters se realizó de la siguiente forma: -Una estación de O₃ de fondo que en este estudio es

E1. -Las demás estaciones se ubicaron en tres semicírculos concéntricos a partir de la concentración de fondo en la dirección del viento. - Los espacios entre los muestreadores pasivos de un mismo contaminante no fueron mayores de 4 kilómetros. -La elección de los puntos de muestreo e instalación de los captadores pasivos se realizó con los mismos criterios empleados con los sistemas activos, para asegurar la representatividad de las muestras, cuidando el aspecto de evitar los lugares muy cercanos a actividades humanas que pudieran afectar el monitoreo. -Los tubos pasivos fueron abiertos e instalados en sus respectivos shelters, para luego ser situados en los puntos de muestreo. -Transcurrido el periodo de muestreo, se cerraron los captadores con cuidado, identificándolos adecuadamente y anotando los datos de campos correspondientes. -Las muestras se mantuvieron en refrigeración y fueron enviadas al laboratorio PASSAN AG de suiza para el cálculo de las concentraciones.

RESULTADOS

Los resultados se muestran en la Figura 1.



CONCLUSIONES

Si bien el periodo de monitoreo es limitado, los valores reportados se pueden considerar como indicativos dentro de las condiciones encontradas en la zona. La instalación de tubos pasivos permitió densificar y cuantificar los registros de concentración de O₃ (ozono) en la ciudad de Valledupar, reportando valores promedios de 7 días consecutivos de medición teniendo en cuenta que cada una de las muestras se tomó por duplicado. Para el periodo de medición, los tubos pasivos reportaron concentraciones de ozono que oscilaron de 29,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 84,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Todos los puntos de muestreo a excepción del punto 9 sobrepasaron la norma media semanal de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, lo cual estipula que en la ciudad de Valledupar debe instalarse de manera preteroria un equipo automático de medición continua de ozono. Además se realizó la comparación indicativa de los promedios de concentración registrados en cada punto de

muestreo con la norma de ozono según la Resolución 610 de 2010, y se encontró que el punto 22, ubicado en el noroeste de la ciudad, cercano al nuevo colegio de Confacesar no cumple con la normatividad ambiental octohoraria para este contaminante criterio, además según estudios realizados de muestreo pasivo de Monn el obtener valores medios mayores de 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ equivale a exceder la norma horaria que es de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Lo cual es muy preocupante ya que los más grandes proyectos de construcción de urbanizaciones de la ciudad de Valledupar se llevan a cabo cerca a este punto. La concentración más baja se presentó en el centro de la ciudad, en el punto 5, el cual está ubicado en un sector caracterizado por ser uno de los mayores focos de contaminación de la ciudad por su alto tránsito vehicular. En este sector a pocas cuadras del punto 5 se encuentra ubicada la estación de medición de material particulado PM₁₀, V4 Bomberos. Los resultados del

monitoreo pasivo de contaminantes pueden ser utilizados por la Red de Monitoreo de la Calidad del Aire de la ciudad de Valledupar SVCA_{CV} para la ubicación de equipos activos automáticos en sitios estratégicos donde se identificaron valores superiores o cercanos a la norma. En el punto 22 en el sector cercano al colegio Confacesar, se debe considerar la instalación de una nueva estación de monitoreo para la Red, ya que las concentraciones más altas de ozono se encuentran en este sector, las cuales son consecuencia de las emisiones producidas en la ciudad. También se recomienda ubicar una estación meteorológica junto con el equipo de muestreo activo que se piense instalar, ya que se observó que la dirección de viento predominante en la estación de Corpocesar, la cual es la estación meteorológica más cercana al punto 22, no está acorde con el comportamiento de los movimientos de las concentraciones de ozono que tienden hacia el hacia el noroeste de la ciudad. Se resalta también en este estudio que los puntos 18 y 29, ubicados cerca al aeropuerto Alfonso López, resultaron con la segunda y tercera concentración más alta de ozono. En general la tendencia del ozono es desplazarse a los extremos noroeste y sureste de la ciudad de Valledupar.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Centro de Investigación de desarrollo tecnológico del Cesar, CIDTEC. Universidad Popular del Cesar. (UPC). -A la corporación ambiental del departamento del Cesar. Corpocesar. -A K2 ingeniería.

REFERENCIAS

- Manual de Control de la Calidad del Aire. E. Roberts Alley Associates, Inc. Mc Graw Hill. -Resolución 601 de 2006. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. República de Colombia.
- Resolución 610 de 2010. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. República de Colombia.

- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. En: <http://www.epa.gov>
- Código Federal de Regulaciones de la Oficina de Imprenta de los Estados Unidos. En: <http://edocket.access.gpo.gov>
- Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire. Manual de diseño y operación de sistemas de vigilancia de la calidad del aire. Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, República de Colombia. Noviembre 2010.
- Manual para la Elaboración de Planes de Gestión de la Calidad del Aire. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial – K2 Ingeniería.
- Ch. Monn y M. Hangartner: passive sampling for ozone. Journal of air Waste Management Assoc. Vol 40, N3. (1990)

DETERMINACIÓN DE FACTORES DE EMISIÓN PARA PM10 PROVENIENTE DE CONSTRUCCIÓN DE VÍAS, EDIFICACIONES Y CANTERAS EN BOGOTÁ

Orozco Jiménez, Katherín Amparo; Huelvas Telléz, Andrea Marcela; Galvis Remolina, Boris René; Pachón Quinche, Jorge Eduardo; Meneses Martínez, Sandra Milena; Chaparro Ortiz, Rafael Arturo
Universidad de la Salle; Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental CLIMA
Autor de correspondencia: katherinorozco@gmail.com

RESUMEN

En este trabajo se presentan emisiones de material particulado por re suspensión en construcción de vías, edificaciones y actividades de extracción de arcilla y arena en la ciudad de Bogotá. Se obtuvieron estimaciones desagregadas espacial y temporalmente para el año 2012. Los cálculos se realizaron a partir de factores de emisión estimados con base en mediciones de calidad del aire y la aplicación inversa de un modelo gaussiano de dispersión. Además se aplicaron factores de actividad obtenidos de información secundaria para cada tipo de fuente. Las mediciones se realizaron usando equipos: DUSTTRACK, Microaethalometro y una estación meteorológica portátil. El tratamiento de datos consistió en calcular la diferencia entre el promedio de las concentraciones viento abajo y viento arriba del punto de emisión. Estos promedios correspondieron a los datos de concentraciones registradas cuando el viento soplabla en la dirección adecuada. En el caso de las concentraciones viento debajo de la fuente se seleccionaron los datos de concentraciones de PM10 y PM2.5 que se encontraban correlacionados ($R (PM10 \text{ vs.} PM2.5) ^2 \geq 0.9$), provenían de re suspensión ($PM2.5/PM10 \leq 0.4$) y no se registraba un aporte de fuentes de combustión, ($R (PM2.5 \text{ vs.} BC) ^2 \leq 0.6$). Con este promedio se estimó el factor de emisión para cada actividad mediante la aplicación inversa del modelo de dispersión gaussiano SCREEN3 y datos solicitados por el mismo. Los factores de emisión para PM10 ($\mu\text{g PM10 /m}^2\text{*s}$) y de PM2.5 ($\mu\text{g PM2.5 /m}^2\text{*s}$) respectivamente son: para construcción de vías; 191.7 ± 14.4 y 14.47 ± 5.07 . Para extracción de arcilla; 283.5 ± 6.2 y 143.5 ± 0.4 . Para extracción de arena; 1500 ± 21 y 675.2 ± 9.3 . Para construcciones-demolición; 12.6 ± 0.2 y 3.52 ± 0.09 y para levantamiento de pisos; 1.77 y 1.36 . Finalmente se estimaron las emisiones por re suspensión de PM10 y de PM2.5, en etapa de demolición fueron 2118 ± 42 Ton/año y 591 ± 16 Ton/año respectivamente. Las construcciones de vías aportaron 134 ± 10 Ton/año de PM10 y $10,11 \pm 3.54$ Ton/año de PM2.5. La extracción de arcilla emitió 90 ± 7 Ton/año de PM2.5 y 178 ± 21 Ton/año de PM10 y la extracción de arena 341 ± 3 Ton/año de PM2.5 y 758 ± 8 Ton/año de PM10.

PALABRAS CLAVE

Re suspensión, material particulado, modelo de dispersión gaussiano, factor de emisión.

ABSTRACT

Determine the emission factors of particulate matter by resuspension in construction of buildings and roads, as well the extraction of materials in quarries, through a proposed methodology for Bogota. Using primary data from field measurement of PM concentrations in each emission sources and monitoring of weather conditions. Subsequently, inversely applied, the Gaussian dispersion model SCREEN3 for area sources the emission factors were determined. Using these and database construction activities of both buildings and roads as the estimated area of each of the quarries were active, was calculated their emissions cut by 2012. Were obtained the emission factors of PM2,5 and PM10 from construction of buildings and roads, extraction of sand and clay with your respective

uncertainty. Additionally were calculated the emissions at 2012 and were disaggregated spatial (geographic location) and temporarily (month, day and time), and were plotted on maps using ArcGIS software. Finally, total emissions in 2012 was 3177.78 ton PM10/year and 1032 ton PM2.5/year.

KEY WORDS

Resuspension, buildings activities, quarry, emissions factors.

INTRODUCCION

El material particulado es uno de los principales influyentes de los índices de contaminación atmosférica en la ciudad de Bogotá, dadas sus implicaciones en los ecosistemas y los sistemas humanos, principalmente por su presencia de estas sustancias en el aire desembocan en el incremento de morbilidad y mortalidad en la población. Las concentraciones de material particulado en Bogotá se pueden ver influenciadas por actividades mecánicas que pueden generar re suspensión de materiales depositados en diferentes superficies, generando un aumento o disminución de la concentración de partículas en el aire. Es por esto que se ve la necesidad de cuantificar las emisiones por re suspensión de polvo por diferentes actividades y compilarlos en inventarios de emisiones, para que las entidades competentes puedan tomar las medidas necesarias, para el control y mitigación de emisiones. En su mayoría los inventarios de emisiones son realizados a partir de la cuantificación por medio de factores de emisiones locales o internacionales y el número de fuentes existentes. Este estudio tuvo como finalidad determinar factores de emisión de fuentes de área como construcción de vías, de edificaciones y extracción de materiales y cuantificar las emisiones de material particulado de estas fuentes para complementar los inventarios de emisiones a 2012 de la ciudad de Bogotá. Esta cuantificación de emisiones se desagregó espacial y temporalmente, de forma que sirva como insumo al modelo de calidad del aire de la ciudad.

MATERIALES Y METODOS

El método empleado para el desarrollo de la investigación consto de tres fases:

1. Monitoreos in situ para el seguimiento de las concentraciones de material particulado re suspendido.
2. Cálculo de los factores de emisión empleando modelos de dispersión de manera inversa
3. Estimación de las emisiones de material particulado re suspendido para el año 2012 y desagregación espacio-temporal de las emisiones.

1. Monitoreos in situ

Se realizaron mediciones de materia particulado en campo por una semana (6 días) y 8 horas diarias en cada escenario de monitoreo durante los meses de julio a noviembre de 2014, usando equipos DUSTTRACK DRX para medir la concentración en tiempo real de PM10 y PM2,5, MicroAethalometro para medir black carbón (BC) y una estación meteorológica portátil Davis a 4m de altura, para el registro de condiciones meteorológicas (radiación solar, precipitación, velocidad y dirección del viento). Se midieron estas variables cada 10 segundos junto a la fuente de emisión. Las distancias entre la fuente de emisión y los equipos de medición se determinaron en campo, teniendo en cuenta condiciones de seguridad y las condiciones propias de la fuente de emisión. Para la construcción de edificios se monitorearon dos escenarios para considerar dos etapas diferentes, demolición y levantamiento de pisos; de igual manera para extracción de materiales se realizó el seguimiento para extracción de arcilla y arena (Tabla 1 e ilustración 1).

Ilustración 1. Mapa de ubicación de puntos de monitoreo

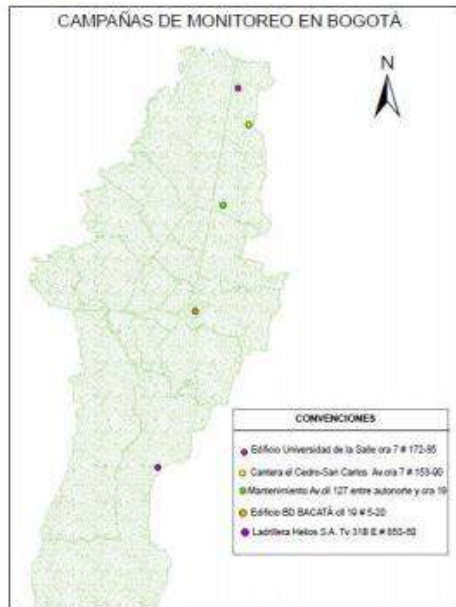


Tabla 1. Programación de monitoreos

Escenario	Fecha de monitoreo
Edificio Universidad de la Salle	15 al 19 de jul.2014
Av. cil 127 entre autonorte-cra19	21 al 26 de jul. 2014
Ladrillera Helios S.A.	15 al 19 de sep. 2014
Cantera el Cedro-San Carlos	22 al 26 de sep. 2014
Edificio BD Bacatá	4 al 8 de nov. 2014

Fuente: Los Autores

2. Cálculo de los factores de emisión

Para el cálculo de los factores de emisión se realizó:

Tratamiento de las concentraciones de material particulado:

Las concentraciones de material particulado usadas para estimar los factores de emisión de las diferentes fuentes fueron seleccionadas aplicando varios filtros, primero se separaron según la dirección del viento, viento abajo de la fuente (DW) y viento arriba de la misma (UW). A continuación se seleccionaron los datos de concentraciones de PM10 y PM2.5 que probablemente venían de la misma fuente ($R (PM10 \text{ vs. } PM2.5) \wedge 2 \geq 0.9$), que provenían de procesos de re suspensión ($PM2.5/PM10 \leq 0.4$) y que no mostraban un aporte de fuentes de combustión, ($R (PM2.5 \text{ vs. } BC) \wedge 2 \leq 0.6$) (Midwest Research Institute, 2006). Luego se realizó la resta entre los promedios de las concentraciones seleccionadas DW y UW con el fin de obtener el promedio de la concentración realmente emitida por la fuente, este valor se usó para el cálculo del factor de

emisión aplicando un modelo de dispersión de manera inversa.

Incertidumbre de las concentraciones:

A partir de la siguiente ecuación se calcula la incertidumbre, tanto para los datos de concentraciones DW y UW utilizados para los cálculos.

$$\delta_{(DW \text{ y } UW)} = (\sigma * t) / \sqrt{N}$$

δx : incertidumbre

σ : es la desviación estándar de todos los datos seleccionados

t: es la t de la distribución t de Student en función de la probabilidad y los grados de libertad

N: número de muestras usadas para hacer los promedios

Al igual que para las concentraciones es necesario calcular la incertidumbre de la concentración emitida por la fuente por lo cual se calcula la incertidumbre entre el dato DW y UW a partir de la incertidumbre de una suma

$$\delta_{(PM10 \text{ o } PM2.5)} = \sqrt{(\delta_{DW}^2 + \delta_{UW}^2)}$$

3. Cálculo del factor de emisión:

Con la diferencia entre el promedio de las concentraciones DW y UW se calcularon factores de emisión para cada fuente. Para esto se aplicó el modelo de dispersión gaussiano SCREEN 3 (EPA, 2000) de manera inversa. En este se consideró una sola fuente de área, se usaron coeficientes de dispersión (σ_y , σ_z) para zonas urbanas. Se suministraron las dimensiones de longitud y ancho de la fuente (m), velocidad del viento promedio (m/s), categoría de estabilidad (calculada a partir del promedio de la radiación solar de los datos seleccionados), altura de la emisión, altura del receptor, dirección relativa de la fuente respecto a la dirección predominante del viento y distancia entre la fuente y equipo monitor. El proceso consistió en partir de una tasa de emisión del contaminante supuesta (g/m²s), y modificarla hasta obtener la concentración medida en campo para cada fuente de emisión y tamaño de partícula. El método fue usado para todas las fuentes excepto para la construcción en la fase de levantamiento de pisos. Para este caso específico, puesto que se trataba de un espacio confinado, se aplicó un modelo de caja en estado estacionario. Aplicando la siguiente ecuación:

$$FE (\mu\text{g}/(\text{sm}^2)) = (uA_T (C_{in} - C_{out}))/A_S$$

Donde:

μ es la velocidad del viento

A_T es el área transversal del cuarto

A_S es el área superficial del cuarto

C_{in} es la concentración promedio de los datos del equipo 1

C_{out} es la concentración promedio de los datos del equipo 2

Incertidumbre del factor de emisión: Una vez calculados los factores de emisión se procedió a calcular la incertidumbre, atribuida a la concentración medida, siguiendo el mismo procedimiento antes mencionado.

Estimación de las emisiones de material particulado re suspendido

La estimación de las emisiones se realiza con base en la ecuación general de cálculo de emisiones de la EPA (EPA, 1997):

$$E = FE * A$$

Dónde:

E: emisiones de la fuente [g/s]

FE: factor de emisión [g/m²s]

A: Factor de actividad (m²*s)

El factor de actividad de cada fuente se obtuvo para el 2012 de bases de datos de las siguientes entidades:

- Para construcción de edificaciones se usó la base de datos de obras de construcción proporcionada por la Secretaría Distrital de Ambiente.
- Para mantenimiento y rehabilitación de vías se usó una base de datos que fue facilitada por la dirección de mantenimiento vial del Instituto de Desarrollo Urbano (IDU).
- Para canteras se utilizó la información de estados de predios mineros suministrado por la SDA y a partir de información geografía del SIG-SINUPOT de la Secretaría Distrital de Planeación, se establecieron las áreas de cada cantera, para efectuar el cálculo de la emisión se asumió que el área diaria explotada es del 10% para canteras que se encontraban activas, 8% para los que están ejecutando PMA y 5% para los que tienen PMRA.

La incertidumbre de las emisiones fue obtenida a partir de la propagación de la incertidumbre del factor de emisión. Se despreció la incertidumbre asociada a los factores de actividad.

Desagregación temporal

Las emisiones desagregadas temporalmente son calculadas con base en las emisiones

diarias en g/día, para esto se usaron los siguientes datos de durabilidad de las actividades en cada uno de los escenarios: para construcción de edificios de lunes a sábado de 7:00 a 11:00 y de 13: a 18:00; para rehabilitación y mantenimiento de vías de lunes a sábado de 7:00 a 12:00 y de 13:00 a 18:00; para canteras de lunes a viernes de 7:00 a 12:00 y de 13:00 a 16:00 y sábado de 7:00 a 12:00 La emisiones horarias se calcularon dividiendo la emisión diaria en las horas de trabajo para cada fuente, se asume que las emisiones horarias son constantes. Las emisiones mensuales son calculadas multiplicando la emisión diaria por el número de días trabajados cada uno de los meses y la suma de las emisiones mensuales da como resultado la emisión anual de cada fuente.

Desagregación espacial

La desagregación espacial se realizó a partir de la ubicación geográfica de cada una de las

fuentes. Se generaron los mapas para la distribución espacial y temporal de las emisiones anual, mensual, diaria y horaria para cada categoría en la ciudad de Bogotá para el año 2012. Se empleó el software ArcGis para graficar la distribución espacio temporal de las emisiones.

RESULTADOS

Se muestrearon 4153 m² de demolición de edificios, 1374 m² de mantenimiento de vías y 24 m² de extracción de materiales en canteras, a partir de los datos obtenidos en estas actividades se obtuvieron los factores de emisión y sus respectivas incertidumbres. Los resultados son mostrados a continuación (Tabla 2). Se estimaron las emisiones por resuspensión de PM₁₀ y de PM_{2.5} para el año 2012, por cada una de las actividades, obteniendo los resultados mostrados en la Tabla 3.

Tabla 2. Factores de emisión para cada una de las actividades con sus respectivas incertidumbres.

Categoría	Factor de emisión	($\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{s}$)	Incertidumbre (\pm)
Construcción de edificaciones-demolición	PM ₁₀	12.6	0.2
	PM _{2.5}	3.52	0.09
Construcción de edificaciones-levantamiento de pisos	PM ₁₀	1.77	-
	PM _{2.5}	1.36	-
Construcción de vías	PM ₁₀	191.7	14.4
	PM _{2.5}	14.47	5.07
Cantera: material Arcilla	PM ₁₀	283.5	6.2
	PM _{2.5}	143.5	0.4
Cantera: material Arena	PM ₁₀	1500	21
	PM _{2.5}	675.2	9.3

Fuente: Los Autores

Tabla 3. Emisiones por resuspensión de material particulado para el año 2012.

Categoría		Emisiones (t/año)	Incertidumbre (\pm t/año)
Construcción de edificaciones-demolición	PM ₁₀	2118.2	41.96
	PM _{2.5}	590.8	15.95
Construcción de vías	PM ₁₀	134	9.98
	PM _{2.5}	10.11	3.54
Cantera: material Arcilla	PM ₁₀	178.13	20.96
	PM _{2.5}	90.16	6.73
Cantera: material Arena	PM ₁₀	757.53	7.93
	PM _{2.5}	340.99	3.10

Fuente: Los Autores

Para edificaciones se observó una alta concentración en el norte de la ciudad; los

meses con mayor actividad y mayores emisiones de material particulado fueron

agosto y octubre, por el contrario en los meses de febrero y abril se presentaron las emisiones más bajas por ésta fuente. Respecto a las construcciones de vías se encontraron emisiones significativamente más altas en el mes de agosto y menores en los meses de septiembre a diciembre. Las canteras se encontraron concentradas en las zonas periféricas de la ciudad, localidades de Usaqué Usme y Ciudad Bolívar; todos los meses presentaron emisiones proporcionales. Se estima que las emisiones de cada fuente permanecieron constantes durante la jornada laboral de 11 horas, excepto para la hora de descanso donde la emisión es nula; al igual se estimó que fueron constantes durante todos los días, lunes a sábado y fueron nulas los domingos. Estas características son diferentes para canteras dado que los días sábados trabajaban media jornada.

CONCLUSIONES

En 2012 se construyeron cerca de 15 km² de edificaciones en la ciudad de Bogotá, los cuales aportaron 2108 toneladas de PM₁₀ y 591 toneladas de PM_{2.5} a la atmósfera de la ciudad.

En 2012 se realizó la rehabilitación y reconstrucción de 124 segmentos viales en toda la ciudad, con un área total de 116.264 m², aportando 10 toneladas de PM_{2.5} y 134 t/año de PM₁₀.

Las actividades de extracción de materiales (arcillas y arenas) aportan a la ciudad 935 t/año de PM₁₀, siendo mayores los aportes en extracción de arena que la extracción de arcilla.

Las emisiones totales en el año 2012 por suspensión fueron de 3.177,78 t PM₁₀/año y 1.032 t PM_{2,5}/año, siendo el mes de mayores emisiones el de agosto con 285,73 t PM₁₀/año y 91,27 t PM_{2,5}/año y el de menores emisiones el mes de febrero con 243,6 t PM₁₀ y 79,36 t PM_{2,5}/año.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan agradecimiento a la Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá, por la financiación del contrato de ciencia y tecnología 1467 de 2013, al Centro Lasallista de Modelación Ambiental CLIMA, a la Universidad de la Salle-Colombia. Al proyecto de investigación y nuestros compañeros.

REFERENCIAS

- EPA. (1997). Background Document for Revisions to Fine Fraction Ratios Used for AP-42 Fugitive Dust Emission Factors. En AP-42.
- EPA. (2000). Guía del usuario Modelo SCREEN 3.
- Midwest Research Institute. (2006). Background Document for Revisions to Fine Fraction Ratios Used for AP-42 Fugitive Dust Emission Factors. 5. Denver.

DESARROLLO DE UN MÉTODO SENSORIAL PARA LA CARACTERIZACIÓN DE UN NUEVO CONTAMINANTE: OLOR

Burbano Ardila, Kelly Johana; Eraso Enriquez, Giselle Alejandra; Narvaez Burgos, Juan Carlos
Universidad Mariana

Autor de correspondencia: kj.burbano@gmail.com

RESUMEN

El proceso de caracterización del olor se puede realizar por métodos analíticos y sensoriales, pero el método sensorial se considera una respuesta al conflicto ambiental que se origina de los olores; debido a que involucra la capacidad de percepción de los seres humanos y es así como se evalúa el olor como una mezcla de sustancias, no hace su segregación por elementos o compuestos. En Colombia se conoce que en cuanto a la Normatividad en la Resolución 1541 de 2013, se establecen los niveles permisibles de Calidad del Aire, el procedimiento para la evaluación de actividades que generan olores ofensivos. Pero aun no es clara la metodología concreta para la medición de olores, lo cual ha dificultado el actuar de las autoridades ambientales, motivo por el cual se destaca a metodología de Olfatometría Dinámica expuesta en la Norma Europea UNE – EN 13725 esta norma “es una de las pocas directrices que conocen sobre el manejo de este tema a pesar de que la olfatometría ha sido usada por aproximadamente cuatro décadas” El presente artículo describe la aplicación de la metodología de Olfatometría Dinámica en un punto crítico de la central de Sacrificio Frigovito S.A, San Juan de Pasto, con el objetivo de conocer la concentración de dicha fuente de emisión de olor. Para esto fue necesario la construcción de un sistema de dilución conocido como Olfatómetro, la muestra de olor fue evaluada por un panel de evaluadores humanos; quienes determinan la presencia del olor a diferentes diluciones de la muestra. Finalmente aplicando lo establecido en la metodología respecto al análisis estadístico basado en la investigación retrospectivo, arrojó que el resultado de emisión obtenido fue de 279.15 OUE/m³ que comparado con otro proceso de compostaje, se determina que en materia de emisión la concentración obtenida no representa un valor de concentración alto.

PALABRAS CLAVE

Olor, concentración olor, metodología de olfatometría dinámica, emisión.

INTRODUCCION

La contaminación atmosférica día a día presta importancia y atención en la población, al ser afectada por las consecuencias que esta puede ocasionar sobre el medio, interpretándose este daño como el deterioro ambiental, natural y físico de los componentes, de los ecosistemas y del hábitat en que viven” (Corporación Autónoma Regional de Nariño, 2011, pág. 8). Siendo el conflicto ambiental entonces más notorio cuando el foco de contaminación se sitúa en las proximidades de los núcleos de la población. El fenómeno de contaminación atmosférica se

presenta cuando las concentraciones de algunos contaminantes emitidos a la atmósfera, se encuentran por encima de los estándares fijados en las normas ambientales en largos periodos de exposición (Ministerio de Ambiente, Vivienda Y Desarrollo Territorial. Instituto de Hidrología y Meteorología-, 2012) Muchas de estas sustancias emitidas al entrar en contacto con los receptores del epitelio de la nariz producen una sensación, que se conoce como olor. (Yuwono, Arief. Lammers, Peter., 2004) Los olores se convierten en un problema en la población, cuando los habitantes de la población consideran que la

sensación que les produce el olor le puede causar daño al organismo y que por lo tanto debe ser rechazado. (GIZA, 2010). El anterior concepto se conoce como olor ofensivo y se lo considera como una característica subjetiva que está ligada estrechamente con el tono hedónico que tiene el olor (Department of environmental protection, 2002). Es así como se define a los olores ofensivos como un contaminante de difícil medición en el aire, ya que pueden estar compuestos por más de 60 gases los cuales reaccionan y se mezclan de tal forma que crean características que hacen que el olfato de los individuos lo identifiquen como una molestia o como daños sobre la salud o el ambiente (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2013). Actualmente en Colombia no es clara la metodología concreta para la medición de olores, lo cual ha dificultado el actuar de las autoridades ambientales en el control de dichas emisiones (Baena Osorio Sandra Juliana, Hernandez Arbleda Liliana., 2011), motivo por el cual se destaca “la metodología de Olfatometría Dinámica expuesta en la Norma Europea UNE EN 13725 donde se define y normaliza los aspectos de la presente metodología” (Estandares Europeos, 2004). Esta norma atiende a lo relativo de la toma de muestras, cuantificación de la concentración de olor usando evaluadores humanos como sensores, donde se tendrá en cuenta las características que presentan los olores para poder determinar su concentración (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, 2011); implementando de esta manera la técnicas de elección forzada o el método de detección del sí o no ante la presencia de un estímulo (DENIS CHOINIERE, 2012) Para escoger la muestra de personas que serán miembros del panel de evaluadores, en el primer momento se implementa una técnica de recolección de información donde se indaga de diferentes factores fisiológicos como psicológicos (BURBANO & ERASO, 2015, pág. 28). Posteriormente se realiza un segundo momento con una prueba de una sustancia de referencia, N-Butanol a diferentes concentraciones iniciales que son 80g/m³, 20 g/m³ y 11 g/m³ (BURBANO &

ERASO, 2015, pág. 91) a las cuales serán aplicadas diferentes diluciones; para seleccionar candidatos con umbrales de percepción para el n-butanol entre 20 a 80 ppb (partes por billón) y con una baja desviación estándar entre sus percepciones (SANCHEZ, J. PEÑA, A. MARTINEZ, J. VALOR, I. , 2013). Es indispensable en la aplicación de la metodología contar de un instrumento que realice las diluciones de la muestra de olor con el aire inodoro, para después ser presentada a los miembros del panel determinan la presencia del olor a diferentes diluciones de la muestra, hasta encontrar el umbral de detección del olor (KLEPEL CONSULTING, 2013). En este caso se tiene el sistema de simulación establecido por (BURBANO & ERASO, 2015), donde se maneja un rango de dilución 2 elevado a la 7 y 2 elevado a la 9. Para la etapa del cálculo de las emisiones de olor de cada fuente expresada en UOE /m³ (Unidades de olor por metro cubico), se realiza por medio de un análisis estadístico de los datos obtenidos de la prueba con el olfatómetro (PUIGSERVER. CARRASCA. , 2008). Finalmente se conoce que la generación de olores puede ser provocada por diferentes actividades, el proyecto evaluó la concentración de olor del proceso de compostaje desarrollado en la central de sacrificio Frigovito S.A, San Juan de Pasto.

MATERIALES Y METODOS

Para el desarrollo de la investigación se aplicó la metodología de Olfatometría dinámica que corresponde a un método de estimación de olores expuesto en la Norma UNE-EN 13725 la cual atiende a lo relativo de la toma de muestras y cuantificación de la concentración de olor usando evaluadores humanos como sensores (INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN ICONTEC, 2011, p. 3). Para ello, se planteó la construcción de un sistema de simulación para el desarrollo de pruebas Olfativas que determinen dicho valor. De acuerdo a lo anterior, a continuación se presentan las diferentes técnicas aplicadas para el desarrollo de la metodología en referencia (Imagen 1)



Figura 1: Prueba de N- butanol para elección del Panel.
Fuente: BURBANO, K- ERASO, G. (2015). Evaluación de la concentración de olor en la central de sacrificio Frigovito mediante la metodología de Olfatometría Dinámica. (Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Ambiental. Universidad Mariana. Disponible en Biblioteca Hna. Elisabeth Guerrero Pasto.

ELECCION DEL PANEL:

- **Momento 1:** Técnicas de recolección de información para identificar: enfermedades respiratorias, habilidades de percepción olfativa y actividades que puedan afectar el sentido del olfato de los posibles miembros del panel.
- **Momento 2:** Pruebas de N- butanol. Los posibles miembros del panel indicaran si perciben el olor entregado por el sistema (Si o No) (MINAMBIENTE GOBIERNO DE CHILE, 2013, P. 47). Para elección del panel con mejor percepción olfativa se debe:
 - Entregar diferentes concentraciones de N- butanol aplicadas en la investigación: 80g/m³, 20 g/m³ y 11 g/m³ (BURBANO & ERASO, 2015, P. 91) y el miembro indicara su percepción;
 - Sus respuestas deben cumplir con los criterios de selección que se presentan a continuación (INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACION ICONTEC, 2011):

$S_{est} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_{est})^2}{(n-1)}}$ <p style="font-size: small;">Si $10^{0.11} \leq 2.3$ S_{est}: Desviación típica de las estimaciones del umbral individual</p>	$V_{est} = \frac{20 \leq 10^{0.11} \leq 80}{V_{est}}$ <p style="font-size: small;">Media de las estimaciones de umbral individual</p> <p style="font-size: small;">Umbral individual: Respuesta acertada * Teniendo en cuenta las diferentes concentraciones de N-butanol (μmol/mol), se hacen los respectivos cálculos a las respuestas acertadas utilizando (Logia) y finalmente se obtiene un promedio de los resultados.</p>
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

SISTEMA DE SIMULACION:

- SECCION A: Campana para captura de olores del punto de muestreo.
- SECCION B: Filtro de purificación para obtención de aire inodoro conectado a un compresor.
- SECCION C: Tubo de llenado de bolsa: equipo diseñado con el objetivo de recolectar muestras de olor del punto crítico de emisión.
- SECCION D: Tubo de mezcla: equipo para la dilución, donde se realizara la mezcla de la muestra de olor con el aire inodoro (BURBANO & ERASO, 2015, P. 54).

El sistema funciona con base al factor de dilución obtenido de la Tesis para optar por el título de ingeniero químico en alimentos de Yosselin Castro (como se cita en BURBANO & ERASO, 2015):

$Z = \frac{(V_s + V_d)}{V_d}$	<p style="font-size: small;">Donde: V_d: Caudal de aire libre de olor V_o: Caudal de muestra de olor</p>
-------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Ajuste del caudal de aire limpio proveniente de un compresor y el caudal de olor para la generación y entrega de diluciones al panel (BURBANO & ERASO, 2015, P.88).

$$P_1 * V_1 * A_1 = P_2 * V_2 * A_2$$


Figura 2: Secciones del sistema de simulación construido por el Proyecto.
Fuente: BURBANO, K- ERASO, G. (2015.)



Figura 3: Muestreo para la determinación de la concentración de olor. Actividad de muestreo: Compostaje.
Fuente: BURBANO, K- ERASO, G. (2015.)

DETERMINACION DE LA CONCENTRACION DE OLOR:

- Estimación del umbral individual Z_{est} . Dos diluciones por cada individuo, una respuesta verdadera y una falsa (ASOCARS, 2013):

$$Z_{est} = \sqrt{Dilucion_1 - Dilucion_2}$$
- Media geométrica de las estimaciones de umbral individual Z_{est} . ($Y = Z_{est}$) (ASOCARS, 2013):

$$Z_{est} = \sqrt[n]{y_1 * y_2 * \dots * y_n}$$
- Investigación retrospectiva (MINAMBIENTE GOBIERNO DE CHILE, 2014):

$\text{Si } Z_{est} \geq \bar{Z}_{est} \text{ entonces } \Delta Z = \frac{Z_{est}}{Z_{est}}$
$\text{y si } Z_{est} \leq \bar{Z}_{est} \text{ entonces } \Delta Z = \frac{\bar{Z}_{est}}{Z_{est}}$
$\text{El parámetro } \Delta Z \text{ debe cumplir con: } -5 \leq \Delta Z \leq 5$

Si cumple la investigación retrospectiva entonces (COLOMBIA INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACION ICONTEC, 2011):

RESULTADOS

SISTEMA DE SIMULACIÓN: Para el desarrollo del sistema de dilución es necesario tener en cuenta la forma en que se entregaran los diferentes caudales hacia el sistema: -Aire inodoro: El flujo volumétrico de aire inodoro a enviar hacia el olfatómetro experimental fue generado mediante el compresor del Campus Alvernia de la Universidad Mariana. Cabe resaltar que dicho flujo momentos previos a llegar al tubo de mezcla pasara a través del filtro de carbón activado y silicagel descrito anteriormente y cuyo caudal fue controlado por medio de una válvula. - Muestra de olor: El flujo volumétrico de olor a enviar hacia el olfatómetro experimental fue controlado mediante la micro bomba que hace parte de la caja de control del equipo de muestreo isocinetico, en el cual, la micro bomba se encuentra conectada a un rotámetro cuyas unidades se encuentran en litros/minuto y por medio del cual se controlaron los caudales a emitir del mismo hacia el tubo de mezcla. (BURBANO & ERASO, 2015, P. 81). Ahora bien, teniendo en cuenta que el olfatómetro debe tener la capacidad de producir un rango de dilución desde 2 elevado a la 7 hasta 2 elevado a la 9. (INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TECNICAS Y CERTIFICACION ICONTEC, 2011, p. 40). Se utilizó la ecuación correspondiente a la relación de flujos o factor de dilución para relacionar los caudales necesarios a emitir ya sea de “aire libre de olor o aire de dilución, V_d o de la muestra de olor, V_o ” obtenido de la Tesis para optar por el título de ingeniero químico en alimentos de Yosselin Castro (como se cita en BURBANO & ERASO, 2015, P. 27). Para la aplicación de dicha ecuación y teniendo en cuenta el control que se debe tener con respecto a los caudales del aire de dilución y la muestra de olor se decidió que se dejara un valor constante de emisión de olor para todas las diluciones (V_o) y de esta manera asegurar una mayor exactitud en cuanto a las diluciones a emitir. De acuerdo a lo anterior se establece un caudal igual a: 0,2 Litros /min. El anterior valor se lo establece como un valor constante para posteriormente realizar el despeje de la formula obteniendo así la ecuación para el cálculo de los caudales requeridos de aire de dilución para lograr cada uno de los factores de dilución. La obtención de las velocidades por cada una de las diluciones se realizó con el propósito de medir de esta manera la cantidad de aire limpio necesaria para cada dilución, sin embargo debido al diámetro del conducto no se logró medir la velocidad directamente en el mismo debido a que no se cuenta en el laboratorio con un dispositivo que mida la velocidad en diámetros de ese tamaño, por lo cual se decidió realizar un montaje de Tubo de Venturi, en el cual se realice un cambio de diámetros que nos permita realizar el cálculo y ajuste de las velocidades necesarias para lograr las diluciones establecidas (BURBANO & ERASO, 2015, P. 83). (Ver Imagen 2).



De acuerdo a la figura anterior se evidencian los diámetros a trabajar y el montaje del tubo de Venturi en el cual como se puede observar se implementaron dos manómetros en los puntos B Y C. Cabe señalar que $B=D$ por lo cual el diámetro será el mismo y se asume que la velocidad medida en el punto D corresponderá teóricamente a la velocidad que se presenta en el punto B, sin contar perdidas por el ducto o accesorios debido a que el modelo de Venturi aplicado cuenta con una corta longitud, como también acabados adecuados para una óptima variación de diámetros. Para comprobar que el

caudal y las velocidades se mantiene dentro del Tubo Venturi se estableció una relación entre La Ley de Continuidad y La ley de los Gases Ideales. Es importante señalar que debido a las altas presiones que se generan en el tubo de mezcla, las diluciones utilizadas para la aplicación de la metodología son las de 2 elevado a la 7 hasta 2 elevado a la 9, ya que con las diluciones mayores la presión generada por la emisión de aire inodoro causa que la emisión del olor al no tener una velocidad tan alta, impide la salida del caudal de olor enviado evitando su entrada al tubo de mezcla e impidiendo por lo tanto la mezcla de los gases en el interior del mismo (BURBANO & ERASO, 2015, P.88). Para determinar la concentración de olor se realizó un muestreo en la central de sacrificio Frigovito S. A. específicamente en la actividad de compostaje. Dicho muestreo “se realizó el día viernes 27 de marzo que dio inicio a las 6:30 am” (BURBANO & ERASO, 2015, P. 100). Posteriormente para el desarrollo de la metodología se aplicó “el modo sí o no mediante el cual se le solicita al panel indicar si perciben un olor (SI) o no perciben un olor (NO). (BURBANO & ERASO, 2015, P. 102). Finalmente a los resultados se les aplica la técnica estadística descriptiva que se explica en el Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. ICONTEC; se establece que el valor de la concentración de olor es igual a: 279, 140 OUE /m³. Ahora bien, debido a que actualmente la normatividad Colombiana en materia de olores, no presenta rangos máximos o mínimos de emisión de olor, y según el Ministerio de Ambiente y desarrollo sostenible “en la resolución colombiana 1541 del 2013, se establecen solamente los niveles permisibles de calidad de aire o de inmisión de olor”(Citado por BURBANO & ERASO, 2015, P. 107) es necesario realizar una comparación de emisión de olor con distintos valores de emisión de olor obtenidos en base a la misma actividad muestreada en este caso el compostaje. En base a ello se presenta una evaluación de la generación y emisión de olor en la planta de tratamiento de RSU de “El Campello” (Alicante) en la cual el sistema de compostaje presenta un infiltro en cuya salida se evidencia una concentración de olor de 27554 OUE/ m³ (LABAQUA “Comparación de datos...”, 2011, P. 42). Por lo tanto en comparación a dicho valor presentado la concentración de olor generada por el proceso de compostaje muestreado corresponde a un valor mucho menor (279,140 OUE/m³) en comparación al obtenido en dicha evaluación e incluso se encuentra por debajo de una concentración de 1000 OUE/ m³. De acuerdo a lo anterior se establece que a pesar de que en comparación al valor de inmisión admisible, esta concentración se postula como un valor alto y por fuera del rango admisible, en materia de emisión la concentración obtenida no representa un valor de concentración alto y por lo cual es posible que el valor correspondiente a la inmisión del olor por parte de la población aledaña sea significativamente menor a la concentración de emisión calculada (BURBANO & ERASO, 2015, P. 110).

CONCLUSIONES

- El valor de concentración de olor generada por el compostaje de la central de sacrificio Frigovito S.A que corresponde a 279,140 OUE/ m³ , se determina que dicho valor en comparación a valores de concentración de olor generados en procesos de compostaje realizados en otras investigaciones, es considerablemente menor, lo cual puede ser causado por el tipo de compostaje que se realice en el sector, es decir, los tipos de residuos con que se realice el compostaje y por el modo de manejo del compostaje que se esté realizando.
- En cuanto al caudal de olor y de aire limpio utilizados para las diluciones, se debe asegurar que las presiones manométricas no sean altas, de manera que se evite la obstrucción de sistema de simulación para el desarrollo de la metodología de olfatometría dinámica.
- El análisis estadístico implementando, basado en la investigación retrospectiva tiene en cuenta pequeñas muestras de la población, lo que otorga a la investigación un carácter aún más subjetivo del que se tiene al abordar un tema sensorial.

BIBLIOGRAFIA

- Department of environmental protection. (2002). Odour Methodology Guideline.
- Australia: Department of environmental protection. Estandares Europeos. (2004). Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica. España. Baena Osorio Sandra Juliana, Hernandez Arbleda Liliana. (2011).
- Análisis de la regulación colombiana en materia de olores ofensivos. Trabajo de grado para Ingeniería Ambiental. Medellín: Universidad de Medellín.
- Barreiro, Paula, A, Justo. Población y muestra. Técnicas de muestreo. Management Mathematics for European Schools. Universidad de Sevilla. Pdf. 4p. Disponible en: http://optimierung.mathematik.uni-kl.de/mamaesch/veroeffentlichungen/ver_texte/sampling_es.pdf
- Burbano, K- Eraso, G. (2015). Evaluación de la concentración de olor en la central de sacrificio Frigovito mediante la metodología de Olfatometría Dinámica. Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Ambiental. Universidad Mariana. Disponible en Biblioteca Hna. Elisabeth Guerrero Pasto.
- Castro Islas, Y. Determinación de umbrales sensoriales en el aire de algunos compuestos aromáticos: Determinación de la concentración de olor empleando estándares. Tesis para optar el título de Ingeniero químico en alimentos. Santiago de Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro. 2011. 29p.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente de Chile. Propuesta y Recomendaciones de Metodologías de Medición de Olores. 19 de Junio del 2008.
- Corporación Autonoma Regional de Nariño. (2011). Primer informe bianual 2009 -2010. Sistema de Vigilancia de la calidad del aire de Pasto y mapas de ruido de Pasto- Ipiales-Tumaco. San Juan de Pasto.
- Denis Choiniere. (2012). A new state of the art stationary dynamic dilution olfactometer. The Italian Association of chemical engineering. Ferrero, E. Puesta al día. Rinosinusitis Aguda y Crónica. pdf.
- Giza, S. (2010). Sentidos Químicos. Sensación y percepción. México. Higuchi, T. Quality control of olfactometry in Japan. En: Japan, ministry of the environment. Odour Measurement review. Office of Odor, Noise and Vibration. 2003, 96p Hoff, Steven J. Koziel, Jacek A. Jacobson, Larry D et al. Quality assured measurements of animal building emissions: Odor Concentrations. Journal of the air & waste management association. Volume 58; 808p. ISSN 1047 -3289.
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2011). Norma técnica colombiana, NTC 5880. Calidad del aire. Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica, adopción idéntica a la norma EN 13725. Bogotá D.C.
- Klepel consulting. (2013). Olfatometría. Obtenido de www.klepel.ch/2010/Web/klepel/ofal.php. Labaqua. Estudio olfatométrico en la planta de tratamiento integral de residuos sólidos urbanos de las cañadas en el Campello. Laboratorio de análisis. Comparación de datos de generación y emisión de la planta de tratamiento de RSU de El Campello. Septiembre 14 del 2011. Pdf. Disponible en: http://www.elcampello.es/upload/areas_ficheros/medio_ambiente/ltimo_informe_labaqua.pdf
- Lección 9: Los Panelistas. Los panelistas. Tipos de Panelistas. Universidad Nacional Abierta y a Distancia
- Mc Ginley, Michael. Mc Ginley Charles. Odor assessor performance to reference and non- reference odorants: conference. Water environmental federation/ Air & waste management association specialty conference: Odors and air pollutants. Charlotte, 2010, 21- 24 March 2010. St. Croix Sensory.

- Martinez Chacon, J. Patología de la olfacción, Olfatometría, manejo de los problemas olfativos. Capítulo 61. Toledo. PDF. Ministerio de Medio Ambiente gobierno de Chile, División de la calidad del aire. Estrategia para la gestión de Olores en Chile (2014- 2017). Septiembre del 2013.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2013). “Fortalecimiento de las autoridades ambientales para el cumplimiento de los objetivos de las políticas de Gestión Ambiental Urbana y Control de la Contaminación del aire. Cali, Colombia.
- Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Instituto de hidrología y meteorología-. (2012). Estado de la calidad del aire en Colombia 2007-2010. Bogotá: Comité de comunicaciones y publicaciones de IDEAM.
- Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. Asociación de corporaciones autónomas regionales y de desarrollo sostenible-ASOCARS. Olores ofensivos. Contratación 113-13 Año 2013.
- MOTT, Robert. Mecánica de Fluidos. México distrito federal. Año 2006. 268p. ISBN: 970- 26-0805-8
- PROYECTO DE NORMA EN CONSULTA PÚBLICA. Calidad del aire- determinación de la concentración de olor por Olfatometría dinámica. Chile. 2009, 09, 11.
- PUIGSERVER. CARRASCA. . (2008). El medio atmosférico, meteorología y contaminación.: El problema ambiental de los olores. Barcelona.
- SANCHEZ, J. PEÑA, A. MARTINEZ, J. VALOR, I. . (2013). Contaminación ambiental por olores. Van Harreveld, A. (2003). Odour regulation and the history of odour measurement in Europe. Odour measurement review. Japan: Ministry of the Environment. Yuwono, Arief. Lammers, Peter. (2004). Odor pollution in the environment and the detection instrumentation. International Commission of Agriculture Engineering.
- ZHANG, Q. FEDDES, J. EDEOGUR, I. ZHOU, X. Correlation between odour intensity assessed by human assessors and odour concentration measured with olfactometers. Canadian byosystems engineering. Voluen 44; 628p. ISSN: 1492-9058.

ANÁLISIS DEL CICLO DIURNO DE LOS CONTAMINANTES FOTOQUÍMICOS EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ

Gutiérrez, Lara; Morales, Ricardo; Franco, Juan Felipe
Universidad de los Andes
Autor de correspondencia: l.gutierrez1440@uniandes.edu.co

RESUMEN

Tradicionalmente en Bogotá se le ha prestado menor atención a los contaminantes gaseosos y al entendimiento de sus interacciones en la atmósfera. En este contexto se propuso como objetivo determinar cuáles son las variables que gobiernan las concentraciones de ozono (O₃) en Bogotá y cómo ocurren las interacciones entre este contaminante y sus precursores fotoquímicos a lo largo del día. Para realizar este análisis se contó con los datos de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB) en el periodo entre los años 2009 y 2014. Se realizaron perfiles diurnos de los contaminantes fotoquímicos (NO, NO₂ y O₃) para distintas estaciones analizando por separado los días de fin de semana y entre semana. Adicionalmente, se realizaron series de tiempo de los máximos de O₃ observados en la ciudad entre los años de estudio y se buscó identificar su relación con tres

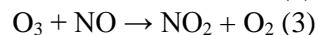
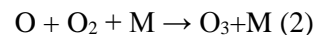
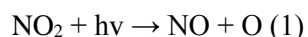
variables: radiación solar máxima, radiación solar acumulada en un intervalo del día (6:00a.m.-2:00p.m.) y máximos de NOx. El análisis realizado a partir de las series de tiempo y los perfiles diurnos permitió tener conclusiones preliminares sobre los efectos combinados de las reacciones químicas que ocurren y los patrones de dispersión que se dan en la atmósfera de la ciudad. En los perfiles de 24 horas se identificaron diferentes etapas en las variaciones de NOx y O3: (1) Pico matutino de NOx amplificado durante días de semana, (2) Caída de las concentraciones de NOx y formación de O3 al medio día, (3) Acumulación de NOx y descenso de O3 en horas de la tarde. Al analizar cada etapa, se llegó a la conclusión de que los picos de NOx están asociados a dos factores principalmente: la actividad vehicular intensificada que ocurre en las horas de la mañana y a las condiciones de estabilidad atmosférica presentes en momentos determinados del día. A pesar de que la zona norte de la ciudad es la que presenta en promedio mayores concentraciones de O3 a lo largo del día, es posible que existan patrones de transporte que mantienen concentraciones similares en toda la ciudad sin importar las variaciones de NOx que se dan espacialmente. Por otro lado, en todos los casos analizados se presentaron correlaciones positivas entre la serie de máximos de O3 y máximos de NOx, por lo que se concluyó que la producción de ozono en Bogotá podría asociarse a un régimen sensible a la presencia de NOx.

PALABRAS CLAVE

Interacciones fotoquímicas, ciclo diurno, radiación solar, óxidos de nitrógeno

INTRODUCCION

El ozono (O3) y los óxidos de nitrógeno (NO y NO2) son dos contaminantes atmosféricos que han sido catalogados como perjudiciales para la salud (Environmental Protection Agency, 2015) y (OSHA,2015). Para el entendimiento de las concentraciones de estos contaminantes en ambientes urbanos es necesario entender las reacciones fotoquímicas que gobiernan las interacciones O3-NOx. Estas juegan un papel fundamental en controlar la capacidad de oxidación y reducción de la atmósfera, a continuación se ilustra las reacciones fotoquímicas que gobiernan estas interacciones (Song, Shin Young, Jusino-Atresino, & Gao, 2011). Para el entendimiento de las concentraciones de estos contaminantes en ambientes urbanos es necesario entender las reacciones fotoquímicas que gobiernan las interacciones O3-NOx. Estas juegan un papel fundamental en controlar la capacidad de oxidación y reducción de la atmósfera. Las reacciones fotoquímicas básicas que gobiernan estas interacciones (Song, Shin Young, Jusino-Atresino, & Gao, 2011).



Adicionalmente a estas reacciones, en la presencia de radicales hidroxilo (OH) , compuestos orgánicos volátiles (VOCs) pueden oxidar el monóxido de nitrógeno (NO) a dióxido de nitrógeno NO2 estimulando así la producción de ozono durante el día. Dada que la generación de radicales OH está ligada a reacciones fotoquímicas, es de esperarse que la ocurrencia de estas reacciones esté asociada con la disponibilidad de fotones en diferentes momentos del día. Aunque existe flujo de ozono desde la estratósfera hasta la tropósfera (Hess & Zbinden, 2011) , la mayoría del ozono troposférico presente en las ciudades proviene principalmente de la producción in situ a partir de las reacciones fotoquímicas (1-3). Por otro lado los óxidos de nitrógeno presentes en atmósferas urbanas provienen fundamentalmente de emisiones vehiculares debido a los procesos de combustión que ocurren en los motores de combustión interna a altas temperaturas. En el caso de Bogotá las emisiones pueden llegar a ser importantes debido a que actualmente la ciudad tiene una

flota vehicular de alrededor de 1'618,834 carros particulares, 105,630 vehículos del sector público y 13,498 vehículos oficiales (Secretaría de Movilidad de Bogotá, 2012). En este orden de ideas, el objetivo de este trabajo se centra en verificar, en el escenario particular de la ciudad de Bogotá, cómo ocurren los mecanismos subyacentes de la producción de ozono en los diferentes puntos de la ciudad y qué factores permiten explicar las concentraciones observadas en la ciudad.

MATERIALES Y METODOS

La realización de este proyecto implementó los datos proporcionados por la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB), que es operada por la Secretaría de Ambiente. La RMCAB cuenta con 13 estaciones fijas y una estación móvil que en conjunto miden cada diez minutos concentraciones de 7 contaminantes (PM10, PM2.5, O3, CO, SO2 y NOx). En la Figura 1 es posible ver la distribución espacial de las estaciones de la Red en la ciudad. La base de datos utilizada contó con información de las variables monitoreadas para un periodo de 6 años. Los contaminantes de análisis de este proyecto fueron O3, NO2, NO y NOx (NO+NO2). Los equipos utilizados para la detección de Ozono operan bajo el principio de Fotometría de absorción UV (Teledyne API 400E y Ecotech 9841), y los detectores de NOx operan bajo el principio de Quimioluminiscencia (Thermo Scientific 42i y Teledyne API200E). El primer paso fue realizar

una verificación del porcentaje de datos válidos medidos para cada estación. Esto se hizo con el fin de descartar los datos de las estaciones que miden intermitentemente debido a que esto puede estar asociado a problemas en el funcionamiento de los equipos. Debido a esto, no se incluyeron en el análisis los años en los que cada estación midió menos del 70% de los datos de ozono y menos del 60% de los datos de óxidos de nitrógeno. Para el análisis del ciclo diurno, se realizó el promedio horario multianual de los datos de 7 estaciones que cumplieron con el criterio establecido. Por otro lado, para la serie de máximos se realizó el promedio mensual de los máximos diarios para cada año. Para evaluar la correlación existente entre la radiación solar y los máximos de ozono se realizaron tres series de tiempo: el promedio mensual de la radiación acumulada diariamente en un intervalo de tiempo establecido (6A.M-2P.M), el promedio mensual de los máximos diarios de radiación y el promedio mensual de los máximos diarios de NOx. Finalmente se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson correspondientes para 3 estaciones (Centro de Alto Rendimiento, Guaymaral y Tunal).

RESULTADOS

Ciclos Diurnos

A continuación se muestran los resultados obtenidos para los ciclos diurnos de 3 de las estaciones analizadas.

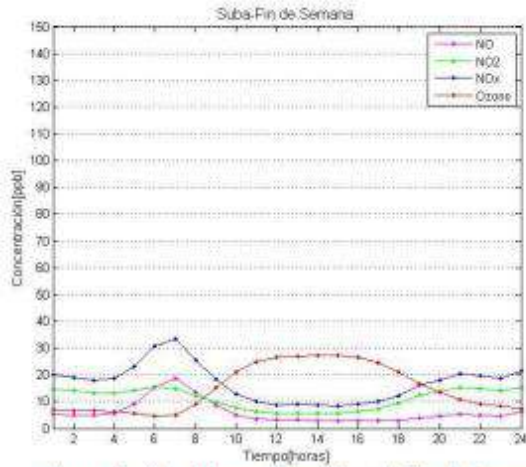


Figura 1. Ciclo Diurno Suba (Norte)-Fin de Semana

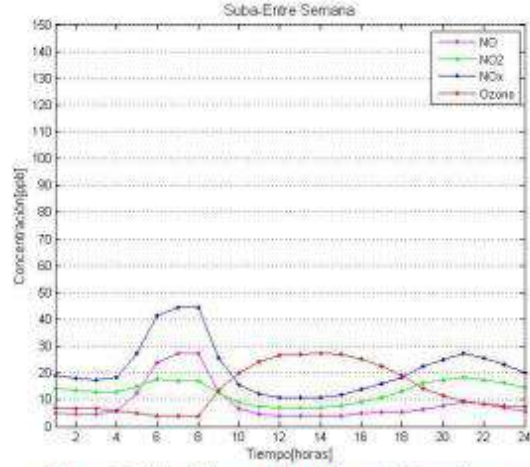


Figura 2 Ciclo Diurno Suba (Norte)-Entre Semana

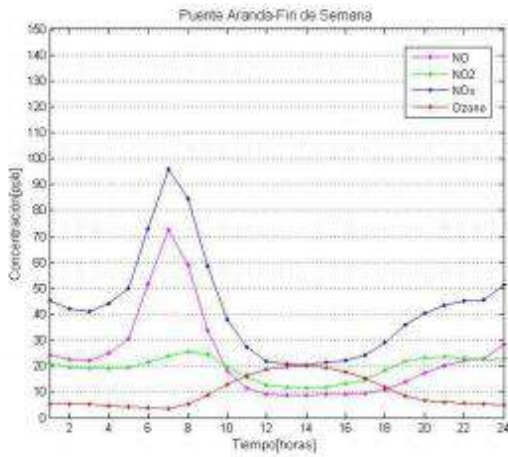


Figura 3 Puente Aranda (Centro)-Fin de Semana

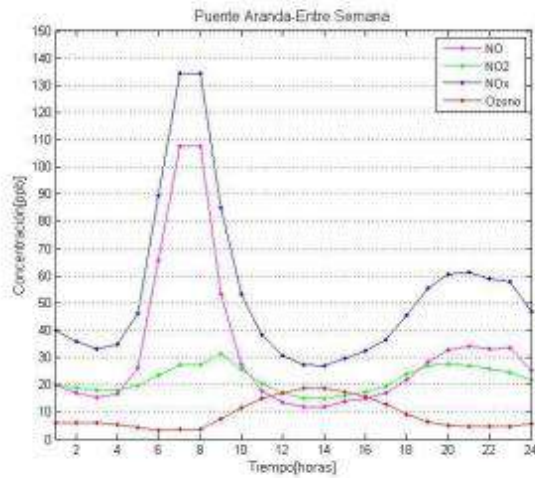


Figura 4 Puente Aranda (Centro)-Entre Semana

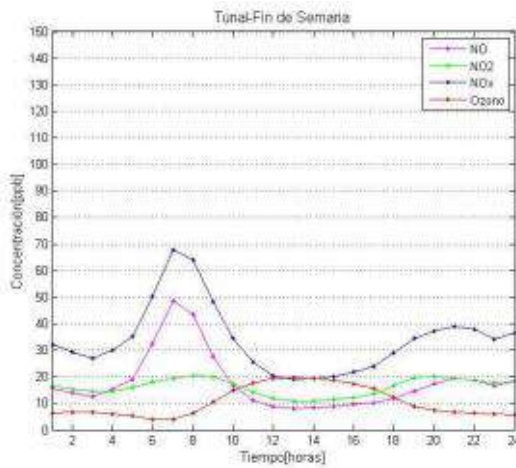


Figura 5 Tunal (Sur)-Fin de Semana

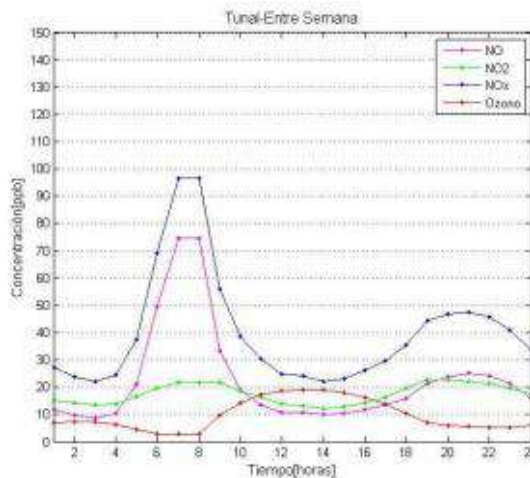


Figura 6 Tunal (Sur)-Entre Semana

Correlaciones de máximos de O3 para la estación Guaymaral

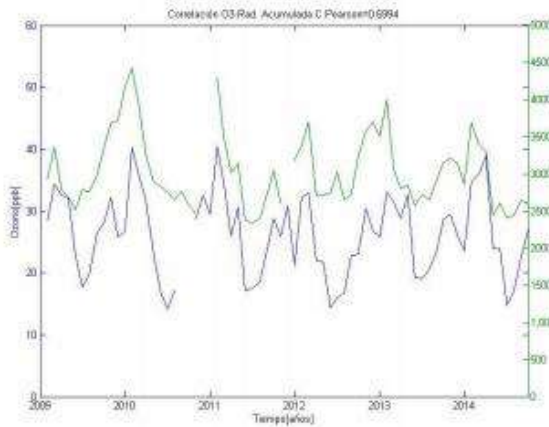


Figura 7 Correlación max Ozono- Radiación Acumulada

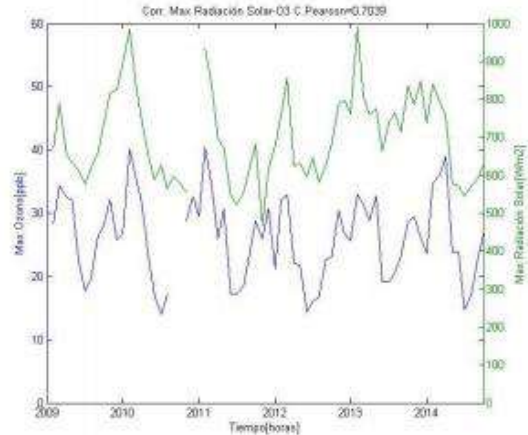


Figura 8 Correlación max Ozono-max Radiación

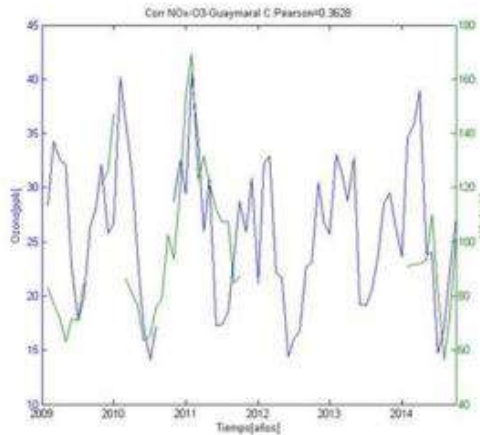


Figura 9 Correlación max Ozono-max NOx

Discusión

Ciclos Diurnos

Con respecto a los ciclos diurnos representados para las diferentes estaciones se pueden realizar diferentes observaciones. En general para todos los ciclos se identificaron las siguientes etapas:

- Aumento en las concentraciones de NOx en el intervalo de 4:00A.M - 8:00A.M debido al flujo vehicular intensificado que se produce en esas horas y a la baja tasa de las reacciones fotoquímicas. Es posible ver además que en todos los casos el pico para días entre semana es del orden de 15-25ppb mayor que para los días entre

semana. Debido a que las emisiones de NOx ocurren principalmente en forma de óxido de nitrógeno, la razón NO/NOx en este periodo toma su valor más alto. El pico en las emisiones vehiculares, junto con la presencia de una inversión térmica que se desarrolla en la ciudad durante la noche contribuye a los elevados niveles encontrados. Es posible ver que en la mayoría de las gráficas de los días de semana hay una meseta en el punto de concentración máxima de NOx debido a que el intervalo de flujo vehicular intenso es más largo que en los fines de semana, en donde sólo es posible identificar un pico.

- Aumento en la concentración de ozono que inicia a las 8:00AM, conjuntamente con la disminución de concentración de NOx. En este punto del día, las condiciones atmosféricas favorecen la dispersión de contaminantes. De forma similar, las emisiones vehiculares disminuyen en este periodo, y la oxidación de NO a NO₂ ocurre más rápidamente por la presencia de radicales OH y HO₂. Las concentraciones de ozono son máximas en el intervalo de 11:00AM-5:00PM mientras que las concentraciones de los precursores del ozono (NO₂, NOx, y NO) son mínimas en este intervalo. Algunos autores argumentan que las concentraciones de los precursores siguen este comportamiento debido a que las temperaturas en este momento del día son más altas y hay condiciones de inestabilidad que favorecen la dispersión turbulenta y la dilución (Al-Jeelani, 2014). Adicionalmente, en este intervalo del día hay amplia disponibilidad de radiación solar lo que aumenta la tasa de fotólisis de los precursores.
 - En esta etapa algunos autores (Song, Shin Young, Jusino-Atresino, & Gao, 2011), (Han, y otros, 2011) han reportado concentraciones más altas de ozono el fin de semana que entre semana. Este fenómeno se le ha atribuido a varias razones que incluyen la sensibilidad de la formación de ozono en presencia de VOCs en combinación con la disminución en las concentraciones de NOx durante el fin de semana y la acumulación de ozono y de precursores remanentes de los viernes. Adicionalmente, otra hipótesis sugiere que la contaminación por material particulado en los días de fin de semana es menor en comparación a los días entre semana. Por esa razón se cree que, como los aerosoles interactúan con la radiación, se podría producir menos ozono los días entre semana (Han, y otros, 2011). No obstante en el análisis realizado no se observaron diferencias notables entre la formación de ozono de días entre semana y días de fin de semana.
 - Disminución en las concentraciones de ozono(O₃) y aumento nuevamente en las concentraciones de los precursores en el intervalo de 6:00PM-1:00AM debido a la disminución de la radiación solar que genera una disminución en la tasa de fotólisis de los precursores, por lo posible la acumulación de estos. No obstante, es notable que para todas las estaciones se produce un pico en este intervalo tanto de NO₂ como de NO. Esto refleja la presencia continua de fuentes vehiculares durante la noche. Si únicamente se tienen en cuenta los procesos foto químicos es de esperarse que ocurra el pico de dióxido de nitrógeno pero no uno de óxido nítrico debido a la oxidación de NO para regenerar el NO₂. Este pico se ha observado en diferentes estudios (Al-Jeelani, 2014) y para diferentes ciudades, sin embargo no con la magnitud que se observa en este caso. Para explicarlo (Al-Jeelani, 2014) establece que durante la noche, la capa límite desciende, evitando que se den procesos de mezcla que dispersen los contaminantes, lo que genera un aumento en la concentración los precursores.
- Adicionalmente, es posible notar algunas diferencias entre los ciclos de las diferentes estaciones. En primer lugar, llama la atención que la variación espacial del ozono a la escala analizada no es muy grande ya que en todas las estaciones la concentración máxima observada en promedio, está alrededor de 20-30ppb sin importar las concentraciones presentes de NOx. Esto lleva a pensar que la producción de ozono no depende únicamente de la disponibilidad de NOx sino que hay otros factores que controlan la ocurrencia de estas reacciones. Adicionalmente también es

posible ver que la estación que se encuentra en la zona industrial de la ciudad (Puente Aranda), es la que presenta picos más elevados de NO_x tanto los días de semana como los fines de semana (Ver Figuras 3 y 4). Por otro lado también se pudo ver que la estación de Suba (Figuras 1 y 2), que está ubicada al norte de la ciudad tiene picos de NO y NO₂ muy bajos mientras que la concentración de Ozono a lo largo del día es muy similar a la de las otras estaciones. Esto podría indicar que existen procesos de transporte desde zonas que tienen concentraciones de ozono altas hasta zonas de bajas concentraciones, es decir que probablemente el ozono que se cuantifica en esa estación no se formó en ese lugar.

Correlaciones máximos de O₃

En primer lugar, es posible ver que al comparar la correlación de la serie de máximos de ozono y máximos de radiación con la correlación de máximos de ozono y radiación acumulada, ambas se correlacionan de manera muy similar, aunque la serie de Radiación Acumulada entre 6:00AM-2:00PM tiene un coeficiente de correlación de Pearson un poco mayor, el máximo valor obtenido fue 0.70 para la estación de Guaymaral. Analizar las correlaciones de los máximos promediados de ozono y NO_x es de utilidad debido a que permite el análisis de los efectos combinados de las reacciones químicas que toman lugar, los patrones de transporte y la dispersión (Song, Shin Young, Jusino-Atresino, & Gao, 2011). Con respecto a la correlación entre máximos de Ozono y Máximos de NO_x se puede decir que existe una correlación positiva para las dos series, los coeficientes de correlación calculados fueron 0.40, 0.36 y 0.20, lo que indica una correlación positiva fuerte, moderada, y leve respectivamente. Con esto en cuenta se puede decir que existe dependencia entre las variables, lo que permite presumir que las concentraciones de ozono en Bogotá tienden a ser más sensibles a la presencia de NO_x que a la presencia de COVs. No obstante en la estación de Tunal se obtuvo un coeficiente de correlación igual a 0.207,

por lo que no se puede afirmar que esto aplique para toda la ciudad.

CONCLUSIONES

Las interacciones entre los contaminantes fotoquímicos en ambientes urbanos tienen una gran diversidad temporal y espacial. En el caso de la ciudad de Bogotá fue posible identificar diferentes etapas dentro del ciclo diurno y asociarles eventos que se presentan a lo largo del día. De igual forma fue posible comparar los escenarios del ciclo diurno en días de semana y fin de semana; lo que permitió identificar que los periodos de altos niveles de NO_x están asociados al alto flujo vehicular de las horas de la mañana y las condiciones atmosféricas de ese momento del día. Adicionalmente, fue posible verificar que en toda la ciudad las concentraciones de ozono tienen, en promedio una evolución muy similar a lo largo del día mientras que las de NO_x varían de estación a estación. Finalmente fue posible observar la relación de dependencia que existe entre Ozono, los NO_x y la radiación solar. No obstante, a pesar de las correlaciones encontradas, es importante realizar análisis para otras variables meteorológicas como la precipitación, el viento, y la temperatura con el fin de describir en mayor detalle los mecanismos que controlan la ocurrencia de las reacciones químicas que involucran las especies fotoquímicas y los mecanismos de transporte y dispersión en Bogotá.

REFERENCIAS

- Al-Jeelani, H. A. (2014). "Variaciones Diurnas y Estacionales de ozono troposférico y sus precursores en la atmósfera de Yanbu, Saudi Arabia". *Journal of Environmental Protection*, 409-422.
- Environmental Protection Agency. (20 de Mayo de 2015). "Efectos sobre la salud del ozono trposférico". Obtenido de <http://www.epa.gov/airquality/ozonepollution/health.html>

- Han, S., Bian, H., Yinchang, F., Liu, A., Li, X., Zeng, F., & Xiaoling, Z. (2011). "Análisis de la relación entre O₃, NO y NO₂ en Tianjin, China". *Aerosol and Air Quality Research*, 129-138.
- Hess, P., & Zbinden, R. (2011). "Impacto estratóférico sobre la variabilidad y tendencias del ozono troposférico: 1990-2009". *Atmospheric Chemistry and Physics*, 649-674.
- Occupational Safety & Health Administration. (20 de Mayo de 2015). "Dióxido de Nitrógeno". Obtenido de https://www.osha.gov/dts/chemicalsampling/data/CH_257400.html
- Secretaría de Movilidad de Bogotá. (2012). *Movilidad en cifras 2012*. Bogotá.
- Secretaría Distrital de Ambiente. (2014). Hoja de Vida de las Estaciones de la Red de Monitoreo de La Calidad del Aire de Bogotá.
- Secretaría Distrital de Ambiente. (21 de Mayo de 2015). Red de Monitoreo de Calidad del Aire en Bogotá. Obtenido de <http://ambientebogota.gov.co/red-de-calidad-del-aire>
- Song, F., Shin Young, J., Jusino-Atresino, R., & Gao, Y. (2011). "Relaciones entre NO_x, O₃ y NO₃ en la cercanías de autopistas en la Costa Este de los Estados Unidos durante la primavera". *Atmospheric Pollution Research*, 374-383.

ANÁLISIS DE LA DISPERSIÓN DE LAS FIBRAS DE ASBESTO EN DOS TALLERES DE MECÁNICA DE FRENOS DE BOGOTÁ

Méndez García, Lorena Patricia; Uribe, Juliana; Cely-García, María Fernanda; Miranda Vergara, Luis Miguel; Páez Barajas, Daniel Eduardo; Ramos-Bonilla, Juan Pablo
Universidad de los Andes

Autor de correspondencia: lp.mendez141@uniandes.edu.co

RESUMEN

Introducción: Varios estudios han encontrado que los productos de freno son una fuente importante de exposición a las fibras de asbesto de los mecánicos, y que durante su manipulación los mecánicos están expuestos a concentraciones de asbesto muy altas. El objetivo de este estudio es entender el comportamiento de las fibras dentro de los talleres de mecánica de frenos, para identificar cuáles son los factores relevantes que determinan la dispersión de estas fibras en el ambiente.

Metodología: Se seleccionaron dos talleres de mecánica de frenos en Bogotá; uno cerrado, de pequeñas dimensiones y baja ventilación; y uno semi-abierto, de grandes dimensiones y alta ventilación. Se tomaron muestras de área en puntos distribuidos al interior de los talleres en ventanas de muestreo de 2 horas, durante la jornada de trabajo de 8 horas, por una semana laboral (lunes a sábado). Las concentraciones de fibras fueron determinadas por Microscopía de Contraste de Fase (PCM), y con base en estas concentraciones se elaboraron curvas de isoconcentración, las cuales permitieron observar gráficamente la distribución de las fibras dentro de los talleres, y los cambios geográficos y temporales de esta distribución.

Resultados: Las actividades de mantenimiento y reparación de los sistemas de frenos de los vehículos automotores, liberan gran cantidad de fibras al ambiente. Taller 1: Durante las primeras horas del día, se presentaron altas concentraciones de fibras alrededor de los equipos de manipulación de bandas y pastillas de freno, y bajas concentraciones de fibras en las demás áreas de taller. Posteriormente, se observó un gran desplazamiento de fibras hacia la zona Este del taller, especialmente hacia la puerta y la ventana del establecimiento. Al final de la jornada laboral, se observó que las actividades de limpieza generaron una re-suspensión importante de fibras dentro del taller. Taller 2: Durante las primeras horas del día, se observó una alta aglomeración de fibras en la fuente de emisión, mientras que las zonas Este y Oeste del taller presentaron bajas concentraciones. Posteriormente, se observó que las altas concentraciones de fibras presentes en el área de manipulación disminuyeron rápida y significativamente. Así mismo, se identificaron zonas dentro del taller que durante la semana laboral monitoreada, no presentaron fibras y/o presentaron concentraciones de fibras muy bajas. Las actividades de limpieza realizadas al finalizar la jornada de trabajo no produjeron cambios representativos en el comportamiento de las fibras.

Conclusiones: La liberación de fibras en espacios cerrados, de pequeñas dimensiones y de baja ventilación generó altas concentraciones de fibras dentro del taller, inclusive en zonas donde no había fuentes de emisión, evidenciando una lenta dispersión de las fibras en el ambiente. La liberación de fibras en espacios semi-abiertos, de grandes dimensiones y de alta ventilación promovió la rápida dispersión y desplazamiento de las fibras hacia zonas externas al taller.

PALABRAS CLAVES

Asbestos, Curvas Isoconcentración, Dispersión

ABSTRACT

Introduction: Several studies have found that brake products are an important source of exposure to asbestos fibers for brake mechanics, and that during the manipulation of such products mechanics are exposed to very high concentrations of asbestos. The aim of this study is to understand the behavior of fibers within brake repair shops to identify the relevant factors determining the dispersion of these fibers in the environment.

Methodology: Two brake repair shops were selected in Bogota; a closed, small-sized and low ventilation facility; and a semi-open, large and high ventilation facility. Area samples were taken at different locations distributed inside the brake repair shops in 2-hour sampling windows, during the 8-hour work-day, throughout a work week (i.e., Monday to Saturday). Fiber concentrations were determined by Phase Contrast Microscopy (PCM), and iso-concentration curves were prepared based on these concentrations. Iso-concentration curves graphically depict fiber distribution inside the brake repair shops and the geographical and temporal changes of such distribution.

Results: Maintenance and repair activities of vehicle brake systems release large amounts of fibers into the environment. Brake repair shop 1: During the first hours of the day, high fiber concentrations were reported around brake shoe and brake pad manipulation equipment, while the remaining areas of the shop had low fiber concentrations. Subsequently, a large movement of fibers to the East of the workshop was observed, especially towards the door and the window of the brake repair shop. It was further noted that cleanup activities at the end of the work day generated a significant resuspension of fibers within the workshop. Brake repair shop 2: During the first hours of the day, high concentrations of fibers at the emission source were reported, while East and West zones of the workshop presented low concentrations. Subsequently, it was found that high fiber concentrations dropped rapidly and significantly in the manipulation area. Additionally, several zones were identified inside the shop that did not report any fibers and/or very low fiber concentrations during the work week of the sampling campaign. Cleanup activities at the end of the work day did not result in important changes in the behavior of the fibers.

Conclusions: The release of fibers in enclosed, small size and low ventilation facilities generated high concentrations of fibers within the brake repair shop, even in areas where there were no sources of emission, showing a slow dispersion of the fibers in the environment. The release of the fibers in semi-open, large and high ventilation facilities promoted rapid dispersion and displacement of the fibers to the outside areas of the brake repair shop.

KEY WORDS

Asbestos, Iso-concentration Curves, Dispersion

INTRODUCCION

Los asbestos son fibras naturales que por sus características fisicoquímicas han sido explotadas industrial y comercialmente a lo largo de la historia [1]. La explotación de

asbesto con fines industriales se produjo a partir de 1870, y desde entonces se han elaborado más de 3,000 productos que contienen asbesto para diferentes sectores industriales como el textil, el de construcción

y el automotriz [2]. En la industria automotriz, desde principios del siglo XX, el asbesto ha sido un componente esencial de las bandas y pastillas de freno de los vehículos automotores, ya que cuenta con características como durabilidad, flexibilidad y resistencia al calor, ideales en los productos de fricción [3]. Los vehículos automotores cuentan con sistemas de frenos que requieren mantenimiento cada 20,000 km [4]. Estas actividades son realizadas en un taller automotriz por un mecánico de frenos. Varios estudios han encontrado que los productos de freno son para los mecánicos una fuente importante de exposición a las fibras de asbesto, y que durante su manipulación están expuestos a concentraciones de asbesto muy altas [5]. Estas exposiciones ocupacionales podrían causar en los mecánicos asbestosis, cáncer de pulmón y mesotelioma [6] y estar asociadas con una mayor incidencia de casos de cáncer en estos trabajadores en comparación con la población general [7]. En Colombia, para el mantenimiento y reparación de los sistemas de frenos, los mecánicos realizan operaciones como taladrar, avellanar, remachar y pulir, actividades que se caracterizan por liberar gran cantidad de fibras de asbesto en estos lugares de trabajo [8]. Por lo anterior, el objetivo de este estudio es entender el comportamiento de las fibras dentro de los talleres de mecánica de frenos, para identificar cuáles son los factores relevantes que determinan la dispersión de estas fibras en el ambiente.

MATERIALES Y METODOS

Se seleccionaron dos talleres de mecánica de frenos ubicados en la ciudad de Bogotá. Los talleres fueron seleccionados teniendo en cuenta el volumen de trabajo durante el día y las condiciones físicas y ambientales del taller. En cuanto al volumen de trabajo, se seleccionaron dos talleres de mecánica de frenos que realizaran mantenimiento y reparación de los sistemas de frenos durante gran parte del día y en grandes cantidades. Con respecto a las condiciones físicas y

ambientales, se seleccionaron dos talleres de mecánica de frenos que tuvieran características totalmente diferentes, es decir, uno que fuera un espacio cerrado, de pequeñas dimensiones y baja ventilación (Taller 1); y otro que fuera un espacio semi-abierto, de grandes dimensiones y alta ventilación (Taller 2). El reconocimiento del área de estudio, realizado en el mes de Agosto de 2014, permitió tomar el primer registro fotográfico de los talleres, identificar las fuentes de emisión y establecer el número y ubicación de puertas y ventanas. Adicionalmente, permitió la ubicación de los 14 puntos (Taller 1) y 9 puntos (Taller 2) de medición de asbesto (muestras de área). Durante esta visita también se obtuvo una réplica tridimensional exacta de los 2 talleres de mecánica de frenos muestreados por medio del equipo Escáner Laser Focus 3D. Lo anterior permitió la elaboración en AutoCad de planos de vista aérea de los talleres y la posterior elaboración de las curvas de isoconcentración. Los muestreos fueron realizados entre el 22 y el 27 de septiembre de 2014 en el Taller 1 y entre el 15 y 20 de diciembre de 2014 en el Taller 2, durante la jornada laboral completa de 8 horas, por una semana laboral (lunes a sábado). Para tomar las muestras de área se utilizaron bombas AirCheck XR5000 (SKC – Inc, Eighty Four, PA, USA) , que corrieron a un flujo de 2,0 L/min. Estas bombas fueron conectadas a filtros específicos para asbestos (Cassette, Membrana Celulosa Ester, 0.45µm, 25mm) a través de tubing. Los filtros fueron ubicados a una altura respiratoria de 1,5 m. Todas las muestras tuvieron pre y post calibración de flujo con un calibrador Defender (BIOS International, Butlet, NJ, USA). Todas las muestras de área fueron tomadas por periodos de 2 horas, denominadas ventanas de monitoreo. La metodología utilizada para la toma y análisis de las muestras de área se realizó siguiendo el procedimiento descrito en la guía NIOSH 7400. En total se recolectaron 406 muestras de área y 12 blancos en el Taller 1 y 207 muestras

de área y 12 blancos en el Taller 2. Las muestras fueron analizadas por el Laboratorio Forensic Analytical, ubicado en Hayward, California, el cual se encuentra acreditado por la Asociación Americana de Higiene Industrial (AIHA por sus siglas en inglés) para el análisis de asbestos. Las muestras fueron analizadas por PCM (microscopía de contraste de fase), técnica microscópica que permite el conteo de fibras pero no la caracterización de las mismas. Las concentraciones de fibras (f/cc) reportadas por el laboratorio, fueron utilizadas para la elaboración de las curvas de isoconcentración, las cuales fueron creadas utilizando el programa ArcGis y los planos de vista aérea de los talleres de mecánica de frenos. Las curvas de isoconcentración permitieron observar gráficamente la distribución de las fibras dentro de los talleres de mecánica de frenos, en cada una de las ventanas de monitoreo. Para esto, se utilizó una gama de colores que va desde verde hasta rojo para ilustrar en los planos las áreas con menor (tonalidad verde) y mayor (tonalidad roja) concentración de fibras. En total se generaron 29 planos con curvas de isoconcentración para el Taller 1 y 24 planos con curvas de isoconcentración para el Taller 2.

RESULTADOS

Mantenimiento y reparación de los sistemas de frenos

El siguiente es el procedimiento realizado en los talleres de mecánica de frenos muestreados para el cambio de bandas:

1. Se retiran los remaches viejos utilizando la parte superior de la remachadora. Esto con el propósito de separar la banda gastada del zuncho (soporte).
2. Se alisa la superficie del zuncho con el esmeril o la lijadora para lograr un mejor acople de este con la nueva banda.
3. Se acomoda y se asegura con un hombre solo la nueva banda al zuncho de tal manera que esta quede totalmente centrada.

4. Se taladran los orificios donde van los nuevos remaches, utilizando el taladro de árbol.
5. Se aumenta el tamaño de los orificios con la avellanadora para que la cabeza del remache quede nivelada con la superficie de la banda.
6. Se colocan los nuevos remaches utilizando la remachadora.
7. En algunas ocasiones, cuando la banda es más grande que el zuncho (adaptación), se cortan los extremos de la banda utilizando una cortadora.
8. Se pulen las superficies cortadas para que estas queden a nivel con el zuncho.

Es importante resaltar que en el Taller 1 también se ofrece el servicio de pegado de bandas. En este caso, el zuncho es separado de la banda gastada con martillo y cincel, y posteriormente lijado y pegado a la nueva banda.

Caracterización de los talleres

- Taller 1

Este taller se encuentra ubicado en el 2º piso de un edificio de la localidad de Barrios Unidos. Tiene 2,40 m de alto, 5,01 m de ancho y 9,66 m de profundo (área: 48,39 m² y volumen: 116,13 m³), siendo un espacio cerrado de pequeñas dimensiones. Para la manipulación y cambio de bandas el taller cuenta con 3 taladros, 3 avellanadoras, 3 remachadoras, 1 cortadora, 1 lijadora y 3 esmeriles. La zona de manipulación de bandas (fuente de emisión) no cuenta con ningún tipo de aislamiento. Adicionalmente, el taller cuenta con 2 ventanas, una que da hacia la calle y tiene 4,23 m de ancho y 1,70 m de alto. La otra ventana es un techo corredizo que es abierto por los mecánicos esporádicamente, solo cuando perciben una alta cantidad de partículas en el ambiente. Esta ventana tiene 1,53 m de ancho y 2,60 m de largo.

- Taller 2

Este taller se encuentra ubicado en la localidad de Fontibón. Tiene 4,80 m de alto, 31,86 m de

ancho y 13,24 m de profundidad (área: 421,82 m² y volumen: 2024 m³), siendo un espacio semi-abierto de grandes dimensiones. El taller cuenta con un gran número de locales que prestan diferentes servicios complementarios como soldadura, reparación de aire acondicionado, servicios electrónicos, entre otros. El almacén de repuestos se encuentra ubicado aproximadamente a 6,79 m del área de manipulación. Por otro lado, la oficina administrativa se encuentra ubicada aproximadamente a 12,57 m de la fuente de emisión, en un segundo piso. Para la manipulación y cambio de bandas, el taller cuenta con 3 taladros, 2 avellanadoras, 1 remachadora, 1 cortadora y 1 esmeril. Por cuestiones de seguridad, todos estos equipos se encuentran ubicados en un área delimitada por una reja de alambre. El taller por ser un espacio semi-abierto, cuenta con un alto nivel de ventilación. Adicionalmente tiene 5 ventanas de 0,90 m de alto y 1,75 m de largo.

Curvas de isoconcentración

- Taller 1

Durante las 2 primeras horas de la jornada laboral, se observó una alta aglomeración de fibras alrededor de los equipos de manipulación de bandas y pastillas de freno, mientras que las demás áreas de taller presentaron bajas concentraciones de fibras. La liberación de fibras dentro del taller se presentó tanto desde la fuente de emisión principal, ubicada al Suroeste del taller, como desde la fuente de emisión secundaria, ubicada al Norte del taller. Adicionalmente, se observó que las actividades propias del pegado de bandas, realizadas al Oeste del taller, liberaron gran cantidad de fibras al ambiente. En cuanto a las ventanas de monitoreo intermedias (durante el transcurso del día), se observó que gran cantidad de las fibras liberadas en las 2 primeras horas de la jornada laboral se desplazaron hacia la zona Este del taller, área donde se encontraban ubicadas la puerta y la ventana. Este comportamiento fue observado en repetidas ocasiones, durante los 6 días de

monitoreo. Adicionalmente, se identificó que las tonalidades rojas, naranjas y amarillas (colores que representan la presencia de fibras en el ambiente) en la zona Oeste del taller se presentaron por la liberación de fibras desde los equipos de manipulación de bandas y pastillas de freno, mientras que estas mismas tonalidades en la zona Este del taller se presentaron por el desplazamiento de las fibras desde las fuentes de emisión hacia la puerta y la ventana del taller. Finalmente, en las 2 últimas horas de la jornada laboral, además de presentarse el comportamiento mencionado anteriormente, se observó una gran suspensión y aglomeración de fibras en zonas del taller donde no había equipos para la manipulación de bandas y pastillas de freno, resultado de las actividades de limpieza (barrido) que se realizaron al finalizar la jornada laboral.

- Taller 2

Durante las 2 primeras horas de la jornada laboral, en el área donde se encontraban los equipos para el mantenimiento y reparación de los sistemas de frenos, se observó una alta aglomeración de fibras, mientras que las zonas Este y Oeste del taller presentaron bajas concentraciones de fibras. Así mismo, el alto volumen de trabajo durante este periodo de tiempo generó que la aglomeración de fibras observada en la zona de manipulación alcanzara la zona Centro del taller. En cuanto a las ventanas de monitoreo intermedias (durante el transcurso del día), se presentó una alta y constante concentración de fibras en la fuente de emisión, producto de la continua manipulación de los equipos para reparación de los sistemas de frenos. Así mismo, se observó un desplazamiento de las fibras liberadas en las 2 primeras horas de la jornada laboral hacia las zonas Noreste, Este y Sureste del taller. El almacén de repuestos y la oficina administrativa, ubicadas en la zona Noroeste del taller, siempre presentaron bajas concentraciones de fibras. En general, en el transcurso de la jornada de trabajo, durante los 6 días de monitoreo, se observó una rápida

dispersión de las fibras dentro del taller. Finalmente, en las 2 últimas horas de la jornada laboral, se identificó un comportamiento similar al presentado en las 2 primeras horas de trabajo del día, es decir, se observó una alta y constante concentración de fibras en la zona de manipulación y zona centro del taller, resultado de la reparación de bandas y pastillas de freno. Las demás áreas del taller como el taller de soldadura, el almacén de repuestos, la ferretería y el local de reparación de aire acondicionado presentaron bajas concentraciones de fibras. Por último, se realizaron actividades de limpieza (barrido) en la zona de manipulación de los equipos, sin observar cambios representativos en el comportamiento de las fibras.

CONCLUSIONES

Las actividades de mantenimiento y reparación de los sistemas de frenos de los vehículos automotores, realizadas dentro de los talleres de mecánica de frenos muestreados, liberaron gran cantidad de fibras al ambiente. De hecho, se observó una relación proporcional entre el volumen de trabajo y la concentración ambiental de fibras dentro de los talleres de mecánica de frenos muestreados. La liberación de fibras en espacios cerrados, de pequeñas dimensiones y de baja ventilación generó grandes aglomeraciones de fibras dentro del taller, inclusive en áreas donde no habían equipos para la manipulación de bandas y pastillas de freno, lo que evidenció una lenta dispersión de las fibras en este ambiente de trabajo; sin embargo es importante resaltar que puntos de ventilación como lo son puertas y ventanas promovieron una mayor dispersión de las fibras dentro del taller, debido a que gran cantidad de las fibras liberadas desde las fuentes de emisión se desplazaron a estos puntos. Por el contrario, la liberación de fibras en espacios semi-abiertos, de grandes dimensiones y de alta ventilación promovió la rápida dispersión y desplazamiento de las fibras hacia zonas externas al taller, razón por la cual se identificaron zonas dentro del taller

donde no se presentaron fibras y/o zonas donde se presentaron concentraciones de fibras muy bajas. En cuanto al área de manipulación de bandas y pastillas de freno, una vez finalizadas las actividades de reparación de los sistemas de frenos, se observó una rápida dispersión de las fibras en esta zona.

AGRADECIMIENTOS

El equipo de investigación agradece a los trabajadores y propietarios de los talleres de mecánica de frenos muestreados, por su disposición y colaboración con el estudio. Así mismo, agradece a Colciencias por el apoyo económico brindado a través de la Convocatoria 569/2012. Por último, agradece a la Facultad de Ingeniería y al Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad de Los Andes por el apoyo logístico, el cual permitió el desarrollo del presente proyecto.

REFERENCIAS

- [1] Virta, R. 2011. Asbestos. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. 1-40
- [2] Roggli, V. L., Gibbs, A. R., Attanoos, R., Churg, A., Popper, H., Cagle, P. & Honma, K. (2010). Pathology of asbestosis-An update of the diagnostic criteria. Arch. Pathol. Lab. Med, 134, 462-480.
- [3] Paustenbach, D. J., Finley, B. L., Lu, E. T., Brorby, G. P., & Sheehan, P. J. (2004). Environmental and occupational health hazards associated with the presence of asbestos in brake linings and pads (1900 to present): a “state-of-the-art” review. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B: Critical Reviews, 7(1).
- [4] Gilles T (2005) Automotive Chassis: Brakes, Steering & Suspension, Thomson Delmar Learning. A Division of Thomson Learning, Inc, USA
- [5] Dement, J. M., Kuempel, E. D., Zumwalde, R. D., Smith, R. J., Stayner,

- L. T., & Loomis, D. (2008). Development of a fibre size-specific job-exposure matrix for airborne asbestos fibres. *Occupational and environmental medicine*, 65(9), 605-612.
- [6] Blake, C. L., Van Orden, D. R., Banasik, M., & Harbison, R. D. (2003). Airborne asbestos concentration from brake changing does not exceed permissible exposure limit. *Regulatory toxicology and Pharmacology*, 38(1), 58-70.
- [7] Rohl, A. N., Langer, A. M., Wolff, M. S., & Weisman, I. (1976). Asbestos exposure during brake lining maintenance and repair. *Environmental research*, 12(1), 110-128.
- [8] Cely-García, M. F., Sánchez, M., Breysse, P. N., & Ramos-Bonilla, J. P. (2012). Personal exposures to asbestos fibers during brake maintenance of passenger vehicles. *Annals of occupational hygiene*, mes030.

TUBOS PASIVOS PATRONES DE OZONO EN ATMÓSFERA CONTROLADA PARA ENSAYOS DE APTITUD EN LA RED MoniCA-BOLIVIA

Gorritty Portillo, Marcelo Antonio

Instituto de Investigación y Desarrollo de Procesos Químicos; Universidad Mayor de San Andrés; UMSA

Autor de correspondencia: mgorritty@gmail.com

RESUMEN

La Red de Monitoreo de Calidad del Aire (Red MoniCA) en Bolivia basa su operación en gran medida a través del uso de la metodología pasiva para el monitoreo de ozono y dióxido de nitrógeno en nueve ciudades del país. Esta Red que viene operando desde el año 2000 con el soporte permanente de la Fundación Swisscontact y que se ha incrementado paulatinamente en los últimos años cuenta con laboratorios municipales que operan las respectivas redes en cada ciudad donde se tienen instalados varios puntos de monitoreo con el uso de tubos pasivos incluyendo un número menor de puntos con tecnología automática. Durante los último seis años, el Instituto de Investigación y Desarrollo de Procesos Químicos, IIDEPROQ de la UMSA ha implementado un Laboratorio de Referencia de Calidad del Aire (LRCA) donde se cuenta con una cámara de atmósfera controlada (CAC) para la generación de atmósferas de ozono y dióxido de nitrógeno donde se exponen tubos pasivos preparados con la finalidad de disponer de patrones de control para ensayos intralaboratoriales (pruebas de aptitud). El presente trabajo describe los resultados y las experiencias obtenidas de la operación y uso de la CAC mediante ensayos de estabilidad y tiempos de exposición realizados para tubos pasivos de ozono y su uso en pruebas de aptitud para el control de calidad de los laboratorios de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bolivia (Red MoniCA). Por otro lado, se presentan además resultados de reactividad de materiales utilizados en la fabricación de los tubos pasivos frente al ozono y la modelización del tiempo de estabilización en la CAC respecto a un sistema de mezcla natural dentro de la cámara de atmósfera controlada.

PALABRAS CLAVE

Tubos pasivos, atmósfera controlada, ensayos de aptitud

INTRODUCCION

La Red MoniCA y el Laboratorio de Referencia de Calidad del Aire (LRCA).

La Red de Monitoreo de Calidad del Aire (Red MoniCA) establecida en Bolivia a partir del año 2000 con el apoyo de la Cooperación Suiza a través de la Fundación Swisscontact, cuenta actualmente con tecnologías activas, pasivas y automáticas en diferentes ciudades. La Red MoniCA ha incrementado paulatinamente su capacidad de monitoreo en estos últimos años, en especial en base a la metodología pasiva hasta llegar actualmente a contar con redes de monitoreo en nueve ciudades de Bolivia. Los

contaminantes criterio monitoreados mediante esta metodología son el ozono (O₃) y el dióxido de nitrógeno (NO₂). El protocolo de preparación, muestreo y análisis de los tubos pasivos (tipo Palmes) es realizado por laboratorios municipales que reportan datos oficiales tanto a nivel municipal como a nivel nacional centralizados por el Programa Nacional de Gestión de la Calidad del Aire (PNGCA). De manera paralela al crecimiento de la red de monitoreo, la fundación Swisscontact en alianza con la Universidad Mayor de San Andrés (UMSA) crean el Laboratorio Referencia de Calidad del Aire (LRCA) con la finalidad de dar soporte a la

operación de la Red MoniCA así como para generar líneas de investigación alrededor de la temática de la calidad del aire bajo la metodología pasiva implementada en Bolivia. Este laboratorio de Referencia opera actualmente en las instalaciones del Instituto de Investigación y Desarrollo de Procesos Químicos (IIDEPROQ) en la ciudad de La Paz.

Control de Calidad Interlaboratorial

Como consecuencia de la necesidad de garantizar la calidad de la información proporcionada por la Red MoniCA a lo largo de su operación, la Red ha establecido a partir del año 2014 un sistema de Control de Calidad Interlaboratorial piloto a cargo del LRCA. El sistema se centraliza en los denominados *ensayos de aptitud* (EA) que son parte de los procedimientos de control de calidad establecidos en la Norma ISO/IEC 17025:2005 [1]. Los ensayos de aptitud permiten evaluar la aptitud de los métodos de ensayo, el funcionamiento de los equipos, la eficacia del personal, y la calibración de los equipos entre otros, por lo que son una herramienta de evaluación del sistema de medición en su conjunto. En Bolivia se establecen criterios vigentes de acuerdo a la Dirección Técnica de Acreditación (DTA) de Instituto Boliviano de Metrología (IBMETRO) en Políticas sobre comparaciones intralaboratoriales y programas de ensayo de aptitud en base al criterio DTA-CRI-015 [2]. Por otro lado la participación en ensayos de aptitud para un laboratorio permite evaluar la existencia de sesgos no detectados en los ensayos y verificar la estimación de la incertidumbre (o estimarla si aún no se ha hecho). El laboratorio que participa del ensayo debe realizar el mismo tratamiento a las muestras de EA que a las muestras de rutina, emplear los mismos materiales y reactivos y los mismos operadores.

La evaluación del desempeño de una Ronda se realiza a través del “z-score” definido como:

$$z = (X_i - X^*)/\sigma \quad (1)$$

Donde:

- X_i = Valor reportado por cada laboratorio (promedio).
- X^* = Valor asignado o de referencia de la muestra.
- σ = Desviación estándar interlaboratorio.

En base a esto se establece la siguiente clasificación: $|z| \leq 2$ satisfactorio; $2 < |z| < 3$ cuestionable y $|z| \geq 3$ no satisfactorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo de Aptitud

Para el ensayo de aptitud se define al LRCA como el coordinador de la Ronda siendo el laboratorio que envía las muestra de EA, recibe y analiza los resultados y emite el informe del EA. En este caso el LRCA es el organismo neutro que realiza la coordinación completa de la Ronda de EA con todos los laboratorios de la Red MoniCA activos. Un elemento central en los ensayos de aptitud (EA) en una situación ideal es la de disponer de muestras de referencia con valor certificado para enviarlas como muestras de ensayos de aptitud [5]. Las muestras de referencia que utiliza el EA en este caso son producidas por el LRCA a través de exposición en atmósfera controlada de tubos pasivos de ozono preparados por el mismo laboratorio bajo los protocolos que usa la Red MoniCA.

Cámara de Atmósfera Controlada (CAC)

Para la generación de las muestras de referencia del EA se emplea una Cámara de Atmósfera Controlada (CAC) [3], [4], [6], cuyo esquema de operación se muestra en la Figura 1.

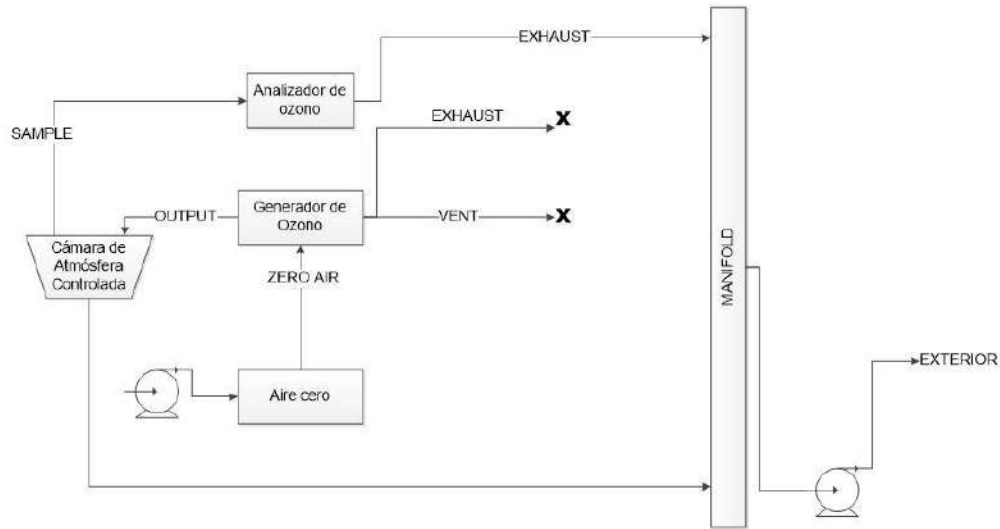


Figura 16 – Esquema de operación de la Cámara de Atmósfera controlada.

El aire cero es generado por un equipo Thermo-111 a 2.5 bar de presión, el sistema de generación de ozono, control de flujos máscicos (FMC) y mezcla son parte integral del equipo Calibrator CMK. La cámara de exposición consta de un recipiente de vidrio pyrex con sellado hermético y cierre de acero inoxidable mientras que el analizador de ozono es un equipo Thermo 49i. El aire que ingresa al generador de ozono proviene del generador de aire cero que toma aire a su vez de un sistema de compresión que alimenta continuamente el sistema. La cámara de

exposición resulta ser el componente del sistema donde se introducen los tubos pasivos de modo que están expuestos a una atmósfera controlada proveniente del sistema CMK con una concentración de referencia prefijada. Esta concentración es permanentemente monitoreada por el analizador automático de ozono que a su vez registra el histórico de estos datos. En la Figura 2 se muestra una corrida típica de estabilización de la concentración de ozono en la cámara.

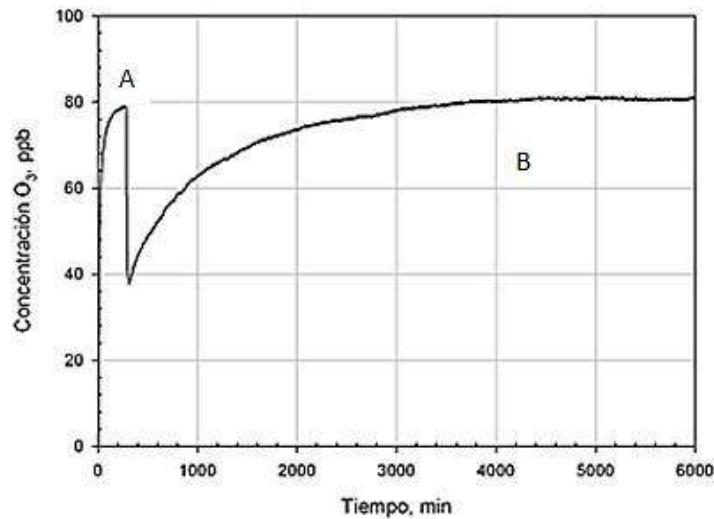


Figura 17 – Perfil de concentración de ozono en el tiempo en la cámara de exposición. A: sin tubos pasivos. B: con tubos pasivos

En la Figura 2 se muestran dos zonas de concentración, la zona A que corresponde a un arranque en vacío de la cámara, es decir sin contener tubos pasivos; la zona B corresponde a la estabilización de la concentración con presencia de tubos pasivos. En general la operación de la cámara se realiza comúnmente en la zona B, donde los tubos ya se encuentran introducidos en la misma antes de enviar la corriente de ozono a la misma. La zona A es solamente demostrativa con la finalidad de indicar la gran diferencia de tiempos de estabilización que existe en los dos casos mencionados. Esto posteriormente lleva a realizar un estudio específico del tiempo de estabilización para diferentes cantidades de tubos incorporando además la influencia de la reactividad del material de los tubos pasivos (polipropileno) con la atmósfera de ozono generada.

RESULTADOS

Exposición y preparación de Tubos Pasivos de referencia

Se analizaron diferentes materiales respecto a su reactividad a la atmósfera de ozono y el tiempo de estabilización en la cámara. En la Figura 3 se muestran las corridas resultantes para diferentes materiales correspondiendo al caso extremo de reactividad el PVC y el caso de mayor estabilidad el vidrio grado laboratorial. La curva correspondiente al polipropileno se encuentra en un nivel intermedio pero que demuestra reactividad y un efecto sobre el tiempo de estabilización. La curva de respuesta del PP es muy similar a la del PTF (teflón). Por otro lado, los resultados obtenidos para la exposición de tubos de polipropileno (PP) a diferentes cantidades de los mismos se muestran en la Figura 4.

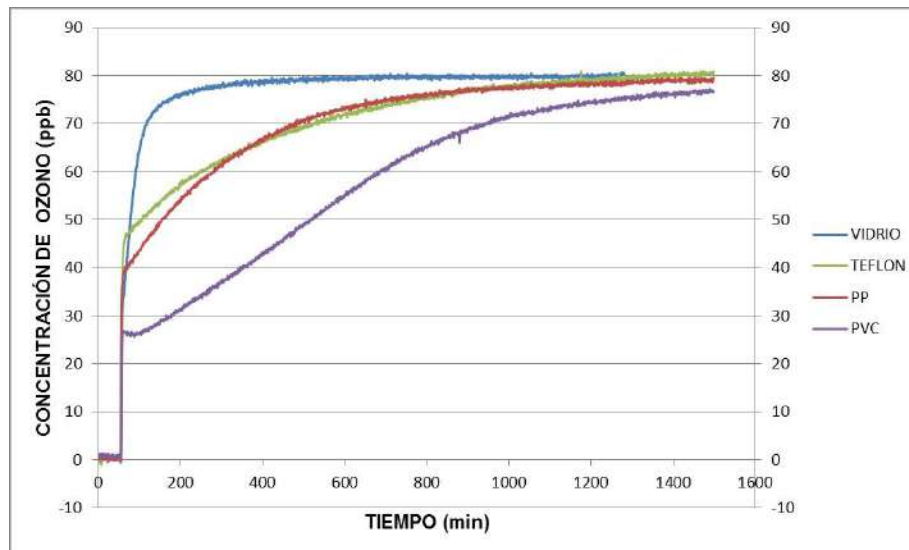


Figura 18 – Curvas de estabilización de ozono para diferentes materiales en CAC.

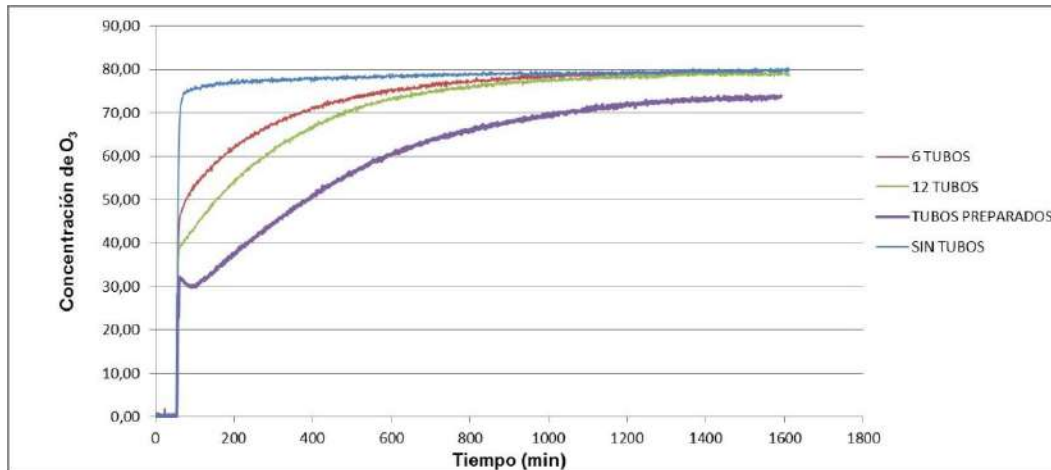


Figura 19 – Curvas de estabilización en CAC para diferentes cantidades de tubos de PP.

Por otro lado, en la Figura 4 se detalla además la respuesta del sistema a la exposición de tubos no preparados (6 y 12 tubos) donde como era de esperarse, la curva de estabilización es más rápida cuanto menor es el número de tubos, sin embargo, la curva de tubos preparados (12 tubos) muestra una estabilización mucho menor dado que además de la reactividad del polipropileno adicionalmente se tiene una fase no estacionaria del proceso de difusión dentro de los mismos.

Modelo de flujo para un reactor no ideal con zonas muertas.

Con la finalidad de modelar el comportamiento del sistema de mezcla no ideal que representa la CAC y el efecto de la reacción entre el PP y el O_3 se desarrolla un modelo matemático de flujo no ideal incorporando una cinética de pseudo primer orden como aproximación al efecto de oxidación del PP en atmósfera de ozono. En la Figura 5 se esquematiza el sistema no ideal modelado respecto al sistema real.

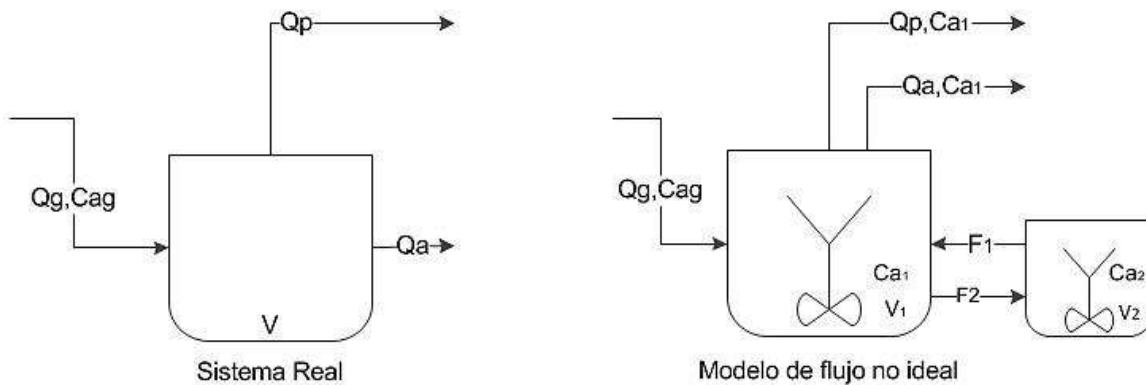


Figura 20 – Sistema de flujo no ideal con zona muerta.

El sistema real muestra salidas de estabilización retrasadas (Figura 4) lo que además del efecto reactivo del PP con el ozono denota un proceso de mezcla no ideal. En el sistema no ideal de la Figura 5, Q representa flujos volumétricos

estandarizados y Ca representa las concentraciones de ozono como razones de mezcla en ppb. El modelo matemático adimensional obtenido se muestra en la Ec. (2).

$$\frac{d\Phi_1}{d\eta} = \frac{\kappa}{\varepsilon} (1 + \lambda\Phi_2 - (1 + \lambda)\Phi_1) - \kappa\theta\Phi_1 \quad \Phi_1(0) = 0$$

$$\frac{d\Phi_2}{d\eta} = \kappa \frac{\lambda}{(1 - \varepsilon)} (\Phi_1 - \Phi_2) \quad \Phi_2(0) = 0$$

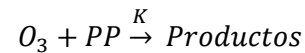
(2)

Donde,

- Φ_1 , = concentraciones adimensionales de ozono, (Ca_i/Ca_g)
- Φ_2 , = concentraciones adimensionales de ozono, (Ca_i/Ca_g)
- κ = constante respecto a la ecuación de los gases ideales, (RT/PV)
- ε = razón de volúmenes del primer tanque respecto al volumen total, (V_1/V)
- θ = constante adimensional para la cinética de reacción (KV/Q_g)

η = tiempo adimensional, $(Q_g t/V)$

La cinética considerada para el proceso en el primer compartimiento de flujo no ideal es de la forma,



La Figura 6 muestra el ajuste del modelo matemático respecto a los datos experimentales obtenidos en la CAC.

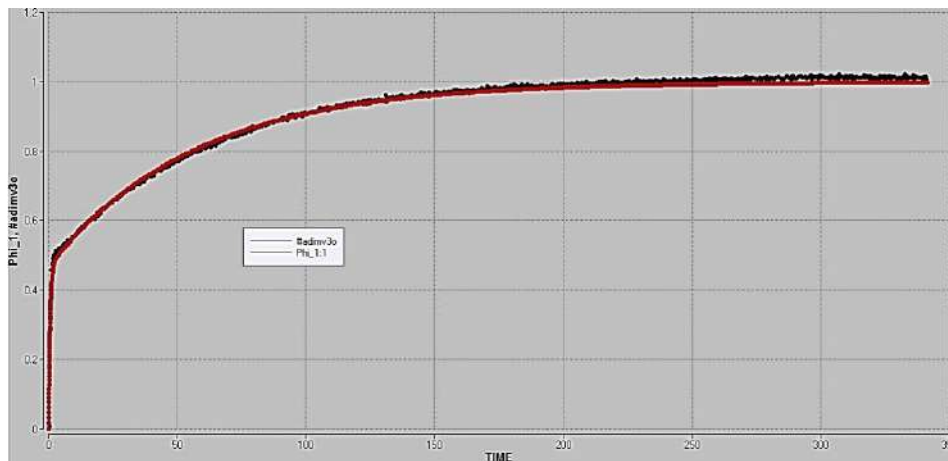


Figura 21 – Ajuste del modelo respecto a datos observados de flujo para un reactor no ideal con zonas muertas.

Es evidente a partir de los resultados del modelo obtenido que existe un volumen muerto importante dentro de la CAC, además de existir un efecto de la cinética de reacción del ozono frente al polipropileno de los tubos pasivos tipo Palmes.

Ensayos de Aptitud en la Red MoniCA-Bolivia

Una vez estudiado el sistema de preparación de tubos pasivos patrones para ozono y sus características de operación y estabilización, los mismos son utilizados para el ensayo de aptitud indicado inicialmente. Este ensayo genera tubos de referencia con concentraciones promedio que se obtienen del análisis de los mismos en el laboratorio de referencia mediante protocolos establecidos. En la Tabla 1 se detallan los resultados obtenidos del ensayo de aptitud.

CODIGO DE LABORATORIO	Valor asignado	Valor obtenido	z-score	Clasificación
001	74,70	-	-	-
002	74,70	89,07	1,80	Satisfactorio
003	74,70	79,95	0,66	Satisfactorio
004	73,18	-57,73	-16,36	Insuficiente
005	73,18	6,36	-8,35	Insuficiente
006	73,18	3,16	-8,75	Insuficiente
007	71,82	63,80	-1,09	Satisfactorio
008	71,82	59,70	-1,53	Suficiente
009	71,82	75,58	0,47	Satisfactorio

Tabla 14 – Resultados del ensayo de aptitud para nueve laboratorios de la Red MoniCA

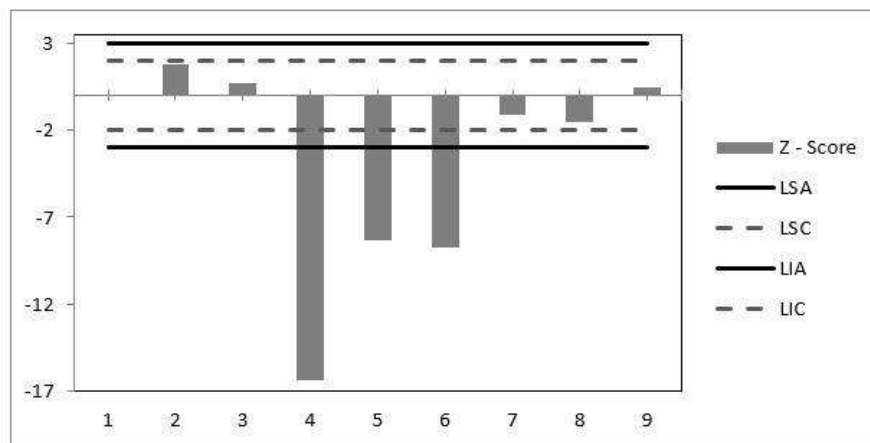


Figura 22 – Valores comparativos de “z-score” para ensayo de aptitud de la Red MoniCA

En la tabla anterior es posible notar que los promedios obtenidos para los valores asignados a los tubos difieren de acuerdo al lote de exposición. Debido a la capacidad de la cámara de atmósfera controlada y del tiempo de estabilización en la misma se deciden producir tres lotes de tubos. El caso del laboratorio codificado con 001 es excepcional dado que no participa del ensayo aunque recibe las muestras de referencia. A pesar que los laboratorios de la Red trabajan con los mismos protocolos de análisis de muestras expuestas de tubos pasivos y no han presentado cambios de personal ni de condiciones de análisis durante el ensayo de aptitud, se han obtenido valores del “z-score” insuficientes o no satisfactorios para tres de los laboratorios y niveles satisfactorios para cuatro de ellos. Solo uno de ellos cuenta con un nivel de suficiencia en el ensayo. En la Figura 7 se muestran los niveles

de “z-score” de manera gráfica dentro de los niveles de confianza esperados.

CONCLUSIONES

La experiencia que ha generado Bolivia en términos de implementar un sistema piloto de control de calidad intralaboratorial en base a ensayos de aptitud ha permitido incrementar el grado de calidad de los resultados que emite la Red de Monitoreo de Calidad del Aire como fuente de información a nivel nacional enfocada al desarrollo de planes de gestión de la calidad del aire. A partir de los resultados mostrados, se han realizado acciones correctivas en los laboratorios que así lo necesitaban permitiendo mejorar en especial el cumplimiento de protocolos de análisis y la actualización en la capacitación a los técnicos analistas.

Por otro lado, la implementación de un sistema de atmósfera controlada (CAC) ha permitido un desarrollo esencial tanto en términos de infraestructura como de experiencia en la operación de sistemas de calibración de gases. El sistema de calibración utilizado actualmente (CMK) tiene la capacidad adicional de contar con un horno de permeación que permitirá a corto plazo la generación de tubos pasivos patrones para dióxido de nitrógeno.

En el caso de la generación de tubos patrones de ozono en la CAC, se concluye que el volumen de la cámara y el material de los tubos pasivos juegan un papel importante respecto al tiempo de estabilización en la misma. Mientras menor sea este tiempo, la exposición de los tubos se realiza a una atmósfera constante durante un mayor intervalo lo que permite la homogeneidad del nivel de ozono obtenido en el lote final de tubos expuesto. En el caso de los tubos pasivos utilizados en Bolivia, el material de polipropileno genera un retardo importante en el tiempo de estabilización obtenido. Posiblemente sea de mejor aplicación la producción de tubos pasivos patrones de vidrio, lo que se está analizando actualmente en el LRCA.

Por otro lado, la CAC ha sido analizada desde el punto de vista de un sistema de mezcla de flujo no ideal donde se verifica la existencia de un volumen muerto que retarda la estabilización o mezcla completa del sistema. El mismo modelo matemático desarrollado en el presente trabajo puede ser utilizado ahora para simular el efecto de otros volúmenes de cámara de exposición sobre el tiempo de estabilización, permitiendo así un diseño óptimo para la CAC.

Actualmente el LRCA en coordinación con la Fundación Swisscontact está trabajando en un sistema de control de calidad intralaboratorial en base a los resultados obtenidos del presente ensayo de aptitud el cual ha mostrado su importancia en términos del control de la calidad de la información emitida por una red de monitoreo de la calidad del aire.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo es el resultado de varios años de investigación los cuales no hubieran sido posibles sin el apoyo de la Fundación Swisscontact bajo el Proyecto Aire Limpio y el soporte de la Universidad Mayor de San Andrés dentro de los Fondos Concursables IDH.

REFERENCIAS

- [1] Norma ISO/IEC 17025:2005. Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración. International Organization for Standardization, 2005.
- [2] DTA-CRI-015. Criterio de Política sobre comparaciones interlaboratorios y programas de ensayo de aptitud. Dirección Técnica de Acreditación. Instituto Boliviano de Metrología, 2007.
- [3] Nicholas A. Martin et al. Measurement of nitrogen diffusive sampling rates for Palmes diffusion tubes using a controlled atmosphere test facility (CATFAC), *Atmospheric Environment* 94 (2014) 529-537.
- [4] H. Plaisance et al. Influence of meteorological factors on the NO₂ measurements by passive diffusion tube. *Atmospheric Environment* 38 (2004) 573-580.
- [5] Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMYA). Informe Nacional de Calidad del Aire de Bolivia, Gestiones 2012-2014.
- [6] S.V. Krupa, A.H. Legge, Sampling of ambient, gaseous air pollutants: an assessment from an ecological perspective. *Environmental Pollution* 107 (2000) 31-45.

NIVELES DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (PAH) ATMOSFÉRICOS EN ZONAS URBANAS DE LATINOAMÉRICA

LEVELS OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHs) IN ATMOSPHERIC ENVIRONMENT OF URBAN AREAS IN LATIN AMERICA

Sánchez, Nazly Efredis¹; Sánchez, Adriana Lorena¹; Espinosa, Paulo Mauricio²

¹Grupo de Investigación en Tecnologías y Ambiente, Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, Popayán, Colombia. ²Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad del Cauca, Popayán, Colombia.

Autor de correspondencia: nazly.sanchez@uniautonoma.edu.co

RESUMEN

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) son compuestos químicos, algunos de ellos considerados de alta prioridad debido a su potencial cancerígeno, los cuáles pueden estar presentes en ambientes urbanos. Como respuesta, desde hace algunas décadas y en mayor medida en los últimos años, el aumento de estudios sobre la concentración de HAP en zonas urbanas es notorio. En consecuencia, el presente artículo se centra en compilar información sobre monitoreo de este tipo de HAP en Latino América y su relación con variables meteorológicas propias de países estacionales o tropicales. La presente revisión documental permitió establecer que Brasil es el País con un mayor número de literatura al respecto; adicionalmente que, para todos los casos investigados, los parámetros climatológicos influyen significativamente en los niveles de contaminación por HAP.

PALABRAS CLAVES: Áreas Urbanas, Parámetros Meteorológicos, Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP), Latino América, Fuentes de Emisión.

ABSTRACT

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) are chemical compounds, some of them considered as of high priority due to their carcinogenic potential, which can be present in urban environment. In this context, an increasing number of paper on atmospheric PAH in urban areas has been observed in the last decades, but especially in the last years. Consequently, this paper is focused in compile information on PAH levels in Latin America and their relationship with typical meteorological variables from seasonal and tropical countries. The present documental revision established that Brazil is the country with the most number of bibliography in that regard. Additionally, for all cases checked, climatological parameters affect meaningfully the PAH concentration.

KEY WORDS: Urban Areas, Meteorological Parameters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH), Latin America and Emission Sources.

INTRODUCTION

The emission of pollutants that come from oxidation and pyrolysis of organic materials might be extremely dangerous. This is a big consideration to be taken into account when these

processes are going to be applied in a large-scale. Among these pollutants, the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are one of the most toxic compounds known. They are a group of over 100 different chemicals that are formed during the

incomplete burning of coal, oil, garbage, gas and other organic substances (ATSDR, 1996). The main source of PAH are engine combustions, industrial processes, domestic heating systems and from natural sources such as volcanic eruptions and forest fires (ATSDR, 1996; Mastral et al., 2003a). The US Environmental Protection Agency (EPA) has classified 16 of them as priority pollutant because of their higher toxic characteristics than other PAHs, this list is frequently considered as reference in environmental samples evaluation (Sánchez et al., 2013). PAH are widely distributed, thus they can occur in soil, water and atmosphere in air or as adsorbed in particle surface like soot or dust easily breathable (Christensen, 2003; A M Mastral & Calle, 2000). Because of this fact, aromatic polycyclic compounds are considered like omnipresent what increase their potential risk to the human health, thus PAH have received big attention around of the world. Although, the measurements of PAH have been mainly focused on foods or under controlled conditions, some effort has been carried out to achieve measurements of PAH concentration in urban areas in different countries. In this way, a direct influence of meteorological parameters from season variability in the evolution of the PAH has been found, some of them correspond to temperature, rain, relative humidity and wind speed. Some previous studies show that the main sources of PAH in urban areas from Asia and Europe were traffic exhaust (diesel or gasoline) and certain industrial processes, i.e. (Kong et al., 2010). Actually, cities from Latin America countries, mainly Colombia, have a considerable presence of PAH in their urban areas due to great number of old vehicles, as well as traffic jam mainly at rush hours and intensive use of fossil fuels such as diesel or by using gasoline with/without catalytic converters, additional reason corresponds to regular fuel quality what caused a delay for incursion of newer technologies, which could be more

environmentally appropriated. The health assessment document from *United State Environmental Protection Agency* (US-EPA) mentions that diesel exhaust (DE) is likely carcinogenic to humans by inhalation and this hazard applies to environmental exposures. In other words, although the majority evidences indicates that cancer is presented in occupational exposure, it is reasonable to presume that the hazard extends to environmental exposure levels (States, 2002). This conclusion is based on the totality of evidence from human and animal. Additionally, recent outcomes from Liu et. al. (2015) had shown that diesel engine contributes to higher amount of PAH than gasoline. However, this latter PAH seems to present more carcinogenic potential. According to Transportation Ministry (MINTRANSPORTE, 2011), the total of motor vehicles in Colombia is around of 6.5 millions of units, including public transportation, official and private ones in two different modalities for freight and passenger transport. This economic sector uses the greatest part of fossil fuels from Colombia, which correspond to 37 % of the total (CONPES, 2013; UPME, 2010), additionally the 72% of passenger transportation vehicles uses diesel as fuel. According to information from Environmental Observatory from Bogotá (Colombia), total of diesel vehicles registered in the capital is around of 83000 for year 2014. In general, the average age of automotive fleet in Colombia is around of 15 years, which is similar to Peru but far from European Countries and others like Brazil and Chile with 7 and 8.5 year, respectively (BBVA-Research, 2013). In this context, a concerned PAH concentration is presented in environment of Latin America cities. Thus, a number of studies aiming atmospheric quantification of PAHs and their relation with climatic variables have been developed. Nevertheless, the bibliography appears to be

disperse. Until our knowledge, there are really few information focuses on bring together the literature on this subject. Considering this fact, the main objective of the present work was compile information on the relation between geographical and climatological conditions and their effect on PAH levels in urban areas from different countries with paying special attention in those from Latin America, identifying at the same time the lacks of knowledge.

RESULTS

The present section will show the main results from studies about levels of PAHs in urban areas and their trends depending on climatic variables in Latin America countries. To do this, revision of bibliography through specific journal, data bases such as ScienceDirect, Scielo, and Scopus and relevant book and thesis from google scholar were done. The search was realized by using the keywords presented in this paper and by using the advanced tools of the different databases with Boolean operators. From revision was possible stablish that wide number of studies have been focused on determination airborne-particulate PAH. Scarce information on gaseous-phase PAH was found. Moreover, it was possible determine that developed countries and others from old world present significantly more data than Latin America countries, just like that Europe (Caricchia, Chiavarini, & Pezza, 1999; Cuoci, Frassoldati, Faravelli, & Ranzi, 2009; Delgado-Saborit, Stark, & Harrison, 2011; Gungormus, Tuncel, Hakan Tecer, & Sofuoglu, 2014; Mastral et al., 2003b; Valavanidis et al., 2006) and Asia (Alghamdi et al., 2015; Hoshiko, Yamamoto, Nakajima, & Prueksasit, 2011) being China the country with a highest amount of contributions to respect this issue in the last years (Kong et al., 2010; Lin et al., 2015; G.-R. Liu et al., 2015; Y. Liu, Liu, Lin, Tang, & Hayakawa, 2006; Shen et al., 2013; Wei et al., 2015; Wu et al., 2014). Despite of the important advance during last decades, countries from Latin America seems to be laggard. Barra et. al. (2007) (Barra, Castillo, & Torres, 2007) mentioned that in developing countries, little attention has been paid to PAH pollution, even when their emission sources could

be greater than in developed countries, such as showed by Hafner, Carlson, & Hites, (2005) who had compared the concentration of PAH vs population among regions in the world. Clearly, they concluded that PAH concentrations in developing countries are consistently over an order of magnitude higher than those in developed countries of the same population. Noticeable lack of information on PAH presence in different Latin America countries were found, this is especially true for atmospheric ones as evidenced by other authors some years ago (Barra et al., 2007). The great part of per-reviewed papers, published in journal with impact factor and well recognized data bases, correspond to Brazil, Chile and Argentina countries. Limited data have been found for Colombia, just few papers were published since one decade ago. Contrasting the present findings with those reported by Barra et. al. (2007), until our search, some countries such as Bolivia, Peru, Paraguay, Uruguay and Ecuador have no information in the consulted scientific databases, this in spite of such gap has been reported in the past. More relevant information available on urban areas for Latin American countries will be shown in the following sections.

1.1 Brazil

Different works have been reported several years ago, which evaluate in the most of cases the atmospheric airborne-particle PAH from different sites. Table 1 shows literature information addressed to determine PAH and its correlation with meteorological variables in different cities from Brazil. The papers in Table 1 aiming for study emission sources of atmospheric PAH by applying diagnostic ratios and one direct correlation between PAH levels in the study area and the frequency or occurrence of mobile sources, especially vehicles with diesel and gasoline emissions, and other fixed sources. The positive correlation between PAH levels and high traffic was the common conclusion in all paper. This is especially true when a great number of diesel vehicles moving through study area. Additionally, they coincide that different meteorological conditions, caused by seasons variability, is the main responsible of change in concentration of airborne particles and their PAH associated.

TABLE 1.
STUDIES ON PAH ASSOCIATED WITH METEOROLOGICAL VARIABLES IN DIFFERENT CITIES FROM BRAZIL

<i>PAH Type</i>	<i>City</i>	<i>Meteorological variables</i>	<i>Source</i>
Particles-bound	Porto Alegre Charqueadas San Antonio da Patrulha	Season variability, precipitation, air temperature, atmospheric pressure, relative humidity, wind speed, frequency and direction of winds	(J. B. Dallarosa, Mõnego, Teixeira, Stefens, & Wiegand, 2005; J. Dallarosa, Calesso Teixeira, Meira, & Wiegand, 2008)
	Porto Alegre Sapucaia do Sul Canoas	Season variability, temperature, relative humidity, wind speed, wind direction	(Teixeira et al., 2012)(Agudelo-Castañeda & Teixeira, 2014)
	Sao Paulo	Radiation, precipitation, temperature, relative humidity, wind speed Season variability	(Vasconcellos, Zacarias, Pires, Pool, & Carvalho, 2003) (Martinis, Okamoto, Kado, Gundel, & Carvalho, 2002)(Bourotte, Forti, Taniguchi, Bícego, & Lotufo, 2005)
Particle-gaseousphase	Rio de Janeiro	Season variability	(Fernandes, Brickus, Moreira, & Cardoso, 2002)
	Campo Grande	Season variability	(Ré-Poppi & Santiago-Silva, 2005)

Analyzing the reported works, the area of study in Brazil presents well-defined seasons and a climate strongly influenced by cold air masses migrating from the Polar Regions (Agudelo-Castañeda & Teixeira, 2014). The most influence parameters in PAH levels corresponded to wind speed, precipitation and temperature/radiation. The concentration of atmospheric pollutants was hardly dependent on meteorological conditions, what could be due to it may contribute to transport, dispersion, and deposition of atmospheric pollutants (J. B. Dallarosa et al., 2005; J. Dallarosa et al., 2008). In this sense, they had mentioned that evaluation of atmospheric PAH concentration have to be analyzed taking into account not only the source but also the meteorological conditions favorable/unfavorable for allowing PAH concentration peaks. The research carried out in State of Rio Grande do Sul (Porto Alegre, Charqueadas, San Antonio da Patrulha, Sapucaia do Sul, Canoas) (Agudelo-Castañeda & Teixeira, 2014; J. B. Dallarosa et al.,

2005; J. Dallarosa et al., 2008; Teixeira et al., 2012) showed that, for all cases, higher PAH concentrations were related to cold periods, especially in winter, characterized by thermal inversion phenomes, lower wind speed (greater incidence of calm winds), decreased photochemical oxidation of PAHs by solar radiation and low atmospheric pressure, this has directly influenced the accumulation of these pollutants in the atmosphere. The warmest days (spring and summer) were reported as seasons with the lowest PAH levels. Similar finding have being reported in other seasonal countries, in contrast to tropical ones in which PAH concentration depends mainly on dry or wet periods (Panther, Hooper, & Tapper, 1999).

1.2 Argentina

As it is shown in Table 2, perhaps Argentina is the first country in report PAH monitoring in South America. Catoggio et. al (1989) presented some PAH concentration in particulate matter over a

period of 2 years in La Plata (Argentina), which majority correspond to EPA-HAP. These results were compared with meteorological parameters, showing that PAH load tends to increase in cold seasons, period in which has not enough photochemical processes for purifying mechanisms of air. Several years after, Rehwagen et. al. (2005) reported similar results at the same city. Higher PAH concentrations were observed in winter, expressing that this phenomena could be caused by chemical and photochemical

degradation due to differences in sunlight intensity, temperature and sources like domestic heating in winter, just as shown by Catoggio. Other researches have been carried out around of a couple of decades ago but monitoring PAH in industrial areas in Puerto Madryn (Ares & Zavatti, 1993) and using not conventional methods for determining the air quality in Mendoza (Abril, Wannaz, & Pignata, 2014; Wenzel et al., 1997).

TABLE 2.
STUDIES ON PAH ASSOCIATED WITH METEOROLOGICAL VARIABLES IN DIFFERENT CITIES FROM ARGENTINA

<i>PAH Type</i>	<i>City</i>	<i>Meteorological variables mentioned</i>	<i>Source</i>
		Season variability, temperatures, rainfall, relative humidity, luminosity and direction and velocity of prevailing winds.	(Catoggio, Succar, & Roca, 1989)
Particles-bound	La Plata	Season variability	(Rehwagen, Müller, Massolo, Herbarth, & Ronco, 2005)

1.3 Pacific Countries and Venezuela

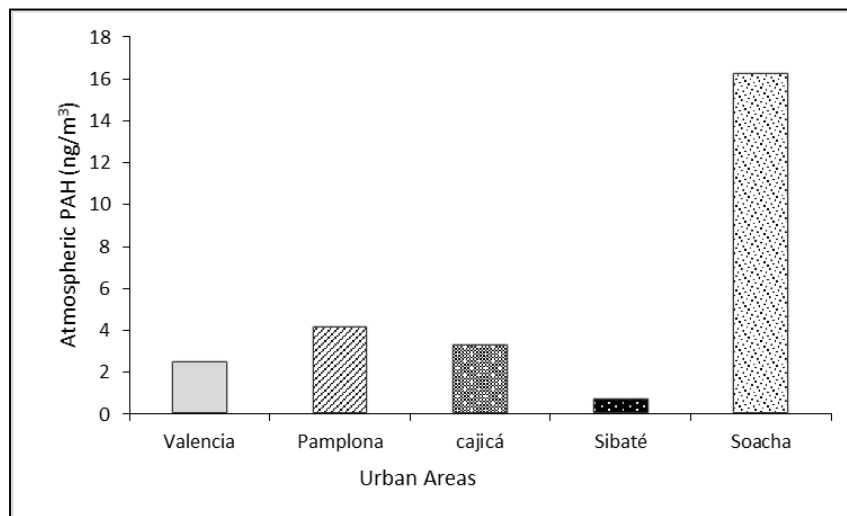
Atmospheric PAH studies from some pacific countries and Venezuela urban areas are shown in Table 3. Campaigns in Santiago de Chile were done in winter and spring (Tsapakis et al., 2002) and another one during all season (Didyk et. al. 2000), Tsapakis et. al. (2002) find PAH concentrations two times higher than the corresponding to Spring but this event was not explained on the basis of season variability. According to authors this difference may be due to higher emissions of PAHs from combustion-related stationary sources in winter period. However, despite of do not be mentioned by authors, it should be considered that winter time in Santiago presents inversion heights below the airshed, occurring higher contaminant accumulation and consequently air quality can deteriorate quickly. In this sense, more attention

should be addressed on correlation between PAH levels vs climatological parameters in that region. Marr et. al. (2005) in their studies on speciation of PAH suggests that motor vehicles and garbage wood burning are important sources in México city. This corresponds to a very interesting work since monitoring PAH in the course of day was realized. The most representative outcomes show that exposure to PAHs would be much higher during the morning rush hour compared to the rest of the day, thus, the rapid transformation of particle-bound PAHs during the late morning implies that the toxicity of new versus aged particles could differ. From our point of view, this seems to be logical due to PAH exposure to radiation and other atmospheric reactions. In any case, as mentioned previously, this phenomena indeed depends on meteorological conditions, such as demonstrated in mentioned paper. Even

so, the authors consulted have not reported discussion in depth of their finding on meteorological parameters variability, just on basis of emission sources (Villalobos-Pietrini et al., 2007). A limited number of studies present speciation of atmospheric PAH in tropical areas from South America, just like that Valencia, Pamplona, Soacha, Sibaté and Cajicá (Pachón, García, Bustos, Bravo, & Sosa, 2004; A. Quijano, Quijano, & Meléndez, 2015; M. J. Quijano, Quijano, & Meléndez, 2014; Vargas, Romero,

Palencia, Rivero, & Piñero, 2013). However, it should be pointed out that, these research communications, under all cases, were found in Spanish version what restrict their dissemination. A comparison between averages of atmospheric EPA-PAH find in tropical urban areas is done in Figure 1. Clearly a marked higher amount of PAH was observed in Soacha, which can be explained by industrial activities in that area. In descendent order, the second most polluted town by EPA is Pamplona, after of Cajicá, Valencia and Sibaté.

Figure 1. AVERAGE OF ATMOSPHERIC PAH IN DIFFERENT TROPICAL URBAN AREAS (SOURCE (Pachón et al., 2004; A. Quijano et al., 2015; M. J. Quijano et al., 2014; Vargas et al., 2013))



The unique trend (Figure 1) evaluated in terms of meteorological variability was done in the work of Pachón et. al. (2004) (Pachón et al., 2004) for towns of Cajicá, Soacha y Sibaté during similar periods of time. A strong influence of wind direction was observed, this factor shifts the contaminant from Sibaté to Soacha, and represents an additional reason why Soacha

presents a major contamination by PAH and really low for Sibaté (Figure 1). Other climatic variables had not influence on PAH levels. Finally, although it is not explained in the paper, perhaps Valencia had low PAH amounts due to higher solar radiation and temperatures, which can vary between 27 and 38 °C.

TABLE 3.
STUDIES ON PAH ASSOCIATED WITH METEOROLOGICAL VARIABLES IN
DIFFERENT CITIES FROM PACIFIC COUNTRIES AND VENEZUELA

<i>PAH Type</i>	<i>Country (City)</i>	<i>Meteorological variables mentioned</i>	<i>Source</i>
Particles-bound	Chile (Santiago, Temuco)	Season variability	(Tsapakis et al., 2002)
	Chile (Santiago)		(Didyk et al., 2000)
	Mexico (Mexico D.F.)	temperature, humidity, pressure, and wind velocity	(Marr et al., 2005)
		atmospheric thermal inversions, rain, relative humidity	(Villalobos-Pietrini et al., 2007)
	Venezuela (Valencia)	Typical tropical parameters	(Vargas et al., 2013)
	Colombia (Pamplona)		(A. Quijano et al., 2015; M. J. Quijano et al., 2014)
Colombia (Soacha, Sibaté, Cajicá)	(Pachón et al., 2004)		

CONCLUSIONS

The present paper shows a comprehensive documental study on the atmospheric PAH in urban areas from Latin America and their relation with meteorological variables. For this purpose, a revision in depth on information in different databases has been carried out. The main outcomes, from the present work, show that Brazil is the country with a higher amount of paper in bibliography and published in the best categorized journals from Latin America. The PAH monitor campaigns have been developed in south cities from Brazil, which seem to be strongly influenced by the seasons and their proximity to south pole. This fact causes a clear effect on PAH concentration between hot and cold periods. This is mainly due to solar radiation, precipitation, wind speed and thermal inversion phenomena. Winter was the season with higher PAH concentration. Similar results were found to Argentina. Tropical Countries such as Venezuela and Colombia show moderate variation of PAH concentration through months, the main influential parameters correspond to precipitation and direction/speed winds. This may be due that tropical countries are characterized by similar

daylight hours and solar radiation intensity, as well as well-defined periods of high and low wind/precipitation. Thus, it was concluded that a major effect on PAH level in urban areas can be caused by sources such as automotive fleet and their high average age. Limited information on atmospheric PAH was found in Colombia, the cities with reported data correspond to Pamplona and 3 towns from metropolitan area of Bogotá. These information was published in Spanish and in no well-recognized databases what restrict their dissemination. In this way, given the world concern on PAH emissions and new evidences of their toxicity, it is imperative more studies aimed to evaluate environmental exposure of Colombians and other Latin American's people in urban areas to define the control measures and their pertinent on target of improving the human health.

REFERENCES

Abril, G. a., Wannaz, E. D., & Pignata, M. L. (2014). Source characterization and seasonal variations of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons at an industrial and semi-urban area through a

- local-scale biomonitoring network using *T. capillaris*. *Microchemical Journal*, 116, 77–86.
- Agudelo-Castañeda, D. M., & Teixeira, E. C. (2014). Seasonal changes, identification and source apportionment of PAH in PM1.0. *Atmospheric Environment*, 96, 186–200.
- Alghamdi, M. a., Alam, M. S., Yin, J., Stark, C., Jang, E., Harrison, R. M., ... Shabbaj, I. I. (2015). Receptor modelling study of polycyclic aromatic hydrocarbons in Jeddah, Saudi Arabia. *Science of The Total Environment*, 506-507, 401–408.
- Ares, J., & Zavatti, J. (1993). Comparative analysis of emissions and diffusion of air PAHs at a coastal arid site (Patagonia, Argentina). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 50(3), 333–339.
- ATSDR, U. S. D. of H. and H. S. (1996). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), (September).
- Barra, R., Castillo, C., & Torres, J. P. M. (2007). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the South American environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 191, 1–22.
- BBVA (Research). (2013). *Situación Automotriz Colombia 2013*.
- Bourotte, C., Forti, M. C., Taniguchi, S., Bicego, M. C., & Lotufo, P. A. (2005). A wintertime study of PAHs in fine and coarse aerosols in São Paulo city, Brazil. *Atmospheric Environment*, 39(21), 3799–3811.
- Caricchia, A. M., Chiavarini, S., & Pezza, M. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy). *Atmospheric Environment*, 33(23), 3731–3738.
- Catoggio, J. A., Succar, S. D., & Roca, A. E. (1989). Polynuclear aromatic hydrocarbon content of particulate matter suspended in the atmosphere of La Plata, Argentina. *The Science of the Total Environment*, 79, 43–58.
- Christensen, A. (2003). *Polycyclic aromatic hydrocarbons in exhaust emissions from mobile sources*. Stockholm University.
- CONPES. (2013). *lineamientos de política para la modernización del transporte automotor de carga y declaratoria de importancia estratégica del programa de reposición y renovación del parque automotor de carga*.
- Cuoci, a., Frassoldati, a., Faravelli, T., & Ranzi, E. (2009). Formation of soot and nitrogen oxides in unsteady counterflow diffusion flames. *Combustion and Flame*, 156(10), 2010–2022.
- Dallarosa, J. B., Mõnego, J. G., Teixeira, E. C., Stefens, J. L., & Wiegand, F. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles in the metropolitan area of Porto Alegre, Brazil. *Atmospheric Environment*, 39(9), 1609–1625.
- Dallarosa, J., Calesso Teixeira, E., Meira, L., & Wiegand, F. (2008). Study of the chemical elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles of PM10 and PM2.5 in the urban and rural areas of South Brazil. *Atmospheric Research*, 89(1-2), 76–92.
- Delgado-Saborit, J. M., Stark, C., & Harrison, R. M. (2011). Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards. *Environment International*, 37(2), 383–392.
- Didyk, B., Simoneit, R., Pezoa, A. L., Riveros, M. L., & Flores, A. A. (2000). Urban aerosol particles of Santiago, Chile: organic content and molecular characterization. *Atmospheric Environment*, 34(8), 1167–1179.
- Fernandes, M. B., Brickus, L. S. R., Moreira, J. C., & Cardoso, J. N. (2002). Atmospheric BTX and polyaromatic hydrocarbons in Rio de Janeiro, Brazil. *Chemosphere*, 47(4), 417–425.
- Gungormus, E., Tuncel, S., Hakan Tecer, L., & Sofuoglu, S. C. (2014). Inhalation and dermal exposure to atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons and associated carcinogenic risks in a relatively small city. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 108, 106–113.
- Hafner, W. D., Carlson, D. L., & Hites, R. (2005). Influence of local population on atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations. *IAGLR Conference Program and Abstracts*, 48(19),

80. Retrieved from <Go to ISI>://BIOSIS:PREV200600035039
- Hoshiko, T., Yamamoto, K., Nakajima, F., & Prueksasit, T. (2011). Time-series analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons and vehicle exhaust in roadside air environment in Bangkok, Thailand. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 87–94.
- Kong, S., Ding, X., Bai, Z., Han, B., Chen, L., Shi, J., & Li, Z. (2010). A seasonal study of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{2.5} and PM_{2.5-10} in five typical cities of Liaoning Province, China. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1-3), 70–80.
- Lin, Y., Qiu, X., Ma, Y., Ma, J., Zheng, M., & Shao, M. (2015). Concentrations and spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and nitrated PAHs (NPAHs) in the atmosphere of North China, and the transformation from PAHs to NPAHs. *Environmental Pollution*, 196, 164–170.
- Liu, G.-R., Peng, X., Wang, R.-K., Tian, Y.-Z., Shi, G.-L., Wu, J.-H., ... Feng, Y.-C. (2015). A new receptor model-incremental lifetime cancer risk method to quantify the carcinogenic risks associated with sources of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from Chengdu in China. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 462–468.
- Liu, Y., Liu, L., Lin, J.-M., Tang, N., & Hayakawa, K. (2006). Distribution and characterization of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in airborne particulates of east asia. *China Particuology*, 4(6), 283–292. [http://doi.org/10.1016/S1672-2515\(07\)60277-2](http://doi.org/10.1016/S1672-2515(07)60277-2)
- Marr, L. C., Dzepina, K., Jimenez, J. L., Reisen, F., Bethel, H. L., Arey, J., ... Molina, M. J. (2005). Sources and transformations of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 5(6), 12741–12773.
- Martinis, B. S. De, Okamoto, R. A., Kado, N. Y., Gundel, L. A., & Carvalho, L. R. F. (2002). Polycyclic aromatic hydrocarbons in a bioassay-fractionated * o Paulo , Brazil extract of PM₁₀ collected in S a. *Atmospheric Environment*, 36, 307–314.
- Mastral, a. M., Callén, M. S., López, J. M., Murillo, R., García, T., & Navarro, M. V. (2003a). Critical review on atmospheric PAH. Assessment of reported data in the Mediterranean basin. *Fuel Processing Technology*, 80(2), 183–193.
- Mastral, A. M., López, J. M., Callén, M. S., García, T., Murillo, R., & Navarro, M. V. (2003b). Spatial and temporal PAH concentrations in Zaragoza, Spain. *The Science of the Total Environment*, 307(1-3), 111–24.
- Mastral, A. M., & Calle, M. (2000). Critical Review A Review on Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Emissions from Energy Generation. *Environmental Science & Technology*, 34(15), 3051–3057.
- MINTRANSPORTE (Ministerio de Transporte de Colombia)-Oficina de Planeación. (2011). *Diagnóstico de Transporte*.
- Pachón, J., García, H., Bustos, M., Bravo, H., & Sosa, R. (2004). Determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en muestras de partículas atmosféricas PM₁₀ en la zona metropolitana d ela ciudad de Bogotá (Colombia). *Meteorología Colombiana*, 8, 27–35.
- Panther, B. C., Hooper, M. a., & Tapper, N. J. (1999). A comparison of air particulate matter and associated polycyclic aromatic hydrocarbons in some tropical and temperate urban environments. *Atmospheric Environment*, 33(24-25),
- Quijano, A., Quijano, M. J., & Meléndez, I. (2015). Cuantificación de Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en el material particulado PM_{2.5} de una zona residencial de Pamplona, Colombia. *Luna Azul*, (40), 85–101.
- Quijano, M. J., Quijano, A., & Meléndez, I. (2014). Identificación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en el PM_{2.5} del aire de Pamplona-Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 17(1), 25–33.
- Rehwagen, M., Müller, A., Massolo, L., Herbarth, O., & Ronco, A. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with

- particles in ambient air from urban and industrial areas. *The Science of the Total Environment*, 348(1-3), 199–210.
- Ré-Poppi, N., & Santiago-Silva, M. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons and other selected organic compounds in ambient air of Campo Grande City, Brazil. *Atmospheric Environment*, 39(16), 2839–2850.
- Sánchez, N. E., Salafranca, J., Callejas, A., Millera, A., Bilbao, R., & Alzueta, M. U. (2013). Quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) found in gas and particle phases from pyrolytic processes using gas chromatography–mass spectrometry (GC–MS). *Fuel*, 107, 246–253.
- Shen, G., Wei, S., Zhang, Y., Wang, B., Wang, R., Shen, H., ... Tao, S. (2013). Emission and size distribution of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from residential wood combustion in rural China. *Biomass and Bioenergy*, 55, 141–147.
- States, U. (2002). *Health Assessment Document For Diesel Engine Exhaust*. (US-EPA, Ed.). Washintong, DC: National Center for Environmental Assessment. Retrieved from
- Teixeira, E. C., Agudelo-Castañeda, D. M., Fachel, J. M. G., Leal, K. A., Garcia, K. D. O., & Wiegand, F. (2012). Source identification and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with atmospheric fine and coarse particles in the Metropolitan Area of Porto Alegre, RS, Brazil. *Atmospheric Research*, 118, 390–403.
- Tsapakis, M., Lagoudaki, E., Stephanou, E. G., Kavouras, I. G., Koutrakis, P., Oyola, P., & Von Baer, D. (2002). The composition and sources of PM_{2.5} organic aerosol in two urban areas of Chile. *Atmospheric Environment*, 36(23), 3851–3863.
- UPME. (2010). *Boletín Estadístico de Minas y Energía*.
- Valavanidis, A., Fiotakis, K., Vlahogianni, T., Bakeas, E. B., Triantafyllaki, S., Paraskevopoulou, V., & Dassenakis, M. (2006). Characterization of atmospheric particulates, particle-bound transition metals and polycyclic aromatic hydrocarbons of urban air in the centre of Athens (Greece). *Chemosphere*, 65(5), 760–768.
- Vargas, M., Romero, G., Palencia, A., Rivero, E., & Piñero, S. (2013). Equivalentes tóxicos de hidrocarburos aromáticos policíclicos en particulado atmosférico en Valencia, Venezuela. *Acta Toxicológica Argentina*, 21(2), 69–77.
- Vasconcellos, P. C., Zacarias, D., Pires, M. a F., Pool, C. S., & Carvalho, L. R. F. (2003). Measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particles from the metropolitan area of São Paulo City, Brazil. *Atmospheric Environment*, 37(21), 3009–3018.
- Villalobos-Pietrini, R., Hernández-Mena, L., Amador-Muñoz, O., Munive-Colín, Z., Bravo-Cabrera, J. L., Gómez-Arroyo, S., ... Ortiz-Muñiz, R. (2007). Biodirected mutagenic chemical assay of PM₁₀ extractable organic matter in Southwest Mexico City. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 634(1-2), 192–204.
- Wei, C., Han, Y., Bandowe, B. a. M., Cao, J., Huang, R.-J., Ni, H., Wilcke, W. (2015). Occurrence, gas/particle partitioning and carcinogenic risk of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxygen and nitrogen containing derivatives in Xi'an, central China. *Science of The Total Environment*, 505, 814–822.
- Wenzel, K. D., Weißflog, L., Paladini, E., Gantuz, M., Guerreiro, P., Puliafito, C., & Schüürmann, G. (1997). Immission patterns of airborne pollutants in Argentina and Germany. II. Biomonitoring of organochlorine compounds and polycyclic aromatics. *Chemosphere*, 34(12), 2505–2518.
- Wu, D., Wang, Z., Chen, J., Kong, S., Fu, X., Deng, H., ... Wu, G. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric PM_{2.5} and PM₁₀ at a coal-based industrial city: Implication for PAH control at industrial agglomeration regions, China. *Atmospheric Research*, 149, 217–229.

BIOCOMBUSTIBLES Y CALIDAD DEL AIRE

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA PRODUCCIÓN DE BIODIESEL A PARTIR DE ACEITE VEGETAL USADO

Vidal Benavides, Ana Isabel
Universidad de Antioquia

Autor de correspondencia: anitavidalb@gmail.com

RESUMEN

El sector energético es uno de los más importantes y decisivos para el desarrollo económico de los países. Dentro de este sector, los biocombustibles se han convertido en un tema relevante, debido a diferentes condiciones como las oportunidades económicas y el cambio en la política energética actual pero también debido a la búsqueda de alternativas energéticas y no menos importante por la preocupación por los efectos que tiene sobre el medio ambiente, la producción y uso de combustibles fósiles. Colombia, a la vanguardia de la producción mundial de biocombustibles, se ha consolidado recientemente como uno de los mayores productores de Biodiesel en el continente americano. Lo anterior constituye las razones que hacen necesario profundizar el estudio sobre la viabilidad ambiental de los biocombustibles. Uno de los métodos reconocidos para obtener esta información es el Análisis del Ciclo de Vida (ACV), herramienta que permite establecer cuantitativamente los impactos ambientales generados por la producción de cualquier producto. En esta investigación se realizó el ACV del biodiesel producido a partir de aceite vegetal usado con el fin de evaluar diferentes categorías de impacto entre las que se encuentran agotamiento del ozono, calentamiento global, acidificación, eutrofización y formación de oxidantes fotoquímicos. Para desarrollar este estudio, se utilizó la metodología de la Norma Internacional ISO 14000 y dos software especializados (SuperPro Designer 4.5, herramienta de cálculo para el diseño de procesos químicos y SimaPro 8.0.1, herramienta diseñada para calcular impactos ambientales asociados a un producto a lo largo de su ciclo de vida). El método de evaluación de impacto utilizado fue el EDP (Environmental Product Declarations) o Declaración ambiental de productos, basado en una evaluación global y multicriterio. Los resultados de esta investigación mostraron que la etapa que genera mayor contribución al impacto ambiental es la transformación del aceite vegetal usado en biodiesel, mediante la reacción de transesterificación, debido al uso de sustancias químicas como metanol e hidróxido de sodio, que traen desde su obtención un alto impacto ambiental asociado; también se estableció que en esta etapa se contribuye al impacto ambiental con un 58% para el calentamiento global, 84% para la formación de oxidantes fotoquímicos y 51% para el agotamiento del ozono. Este estudio representa un aporte a la identificación de emisiones en la producción de biodiesel en el país y a la identificación de oportunidades de mejoramiento del proceso, buscando promover la recolección y reciclado de aceite vegetal usado en Colombia.

PALABRAS CLAVE

Biodiesel, gases efecto invernadero, agotamiento ozono, aceite vegetal usado, análisis de ciclo de vida.

INTRODUCCION

El sector de los biocombustibles es un tema relevante a nivel mundial, debido a diferentes

condiciones como las oportunidades económicas y el cambio en la política energética de algunos países, por la búsqueda

de alternativas energéticas diferentes a los combustibles fósiles y no menos importante a raíz de la preocupación por los efectos que tiene sobre el medio ambiente, la producción y uso de combustibles fósiles. Colombia al igual que otros países del mundo, ha incursionado en el campo de los biocombustibles; en este país existe una política para promover la producción sostenible de biocombustibles, buscando diversificar la canasta energética con criterios de sostenibilidad ambiental, desarrollo agroindustrial y autosuficiencia energética (1). El uso de biocombustibles en Colombia donde se vienen usando en mezcla entre 8% y 10% de biocombustible con combustibles fósiles, supone algunos beneficios de tipo ambiental dado por la mejora de la combustión interna de los motores y la reducción de emisión de gases de efecto invernadero (2), sin embargo existen indicios de efectos ambientales perjudiciales especialmente sobre el suelo y la biodiversidad, y por la generación de emisiones (3). El impacto ambiental mencionado, se puede presentar con los biocombustible de primera generación, procedentes de cultivos comestibles como el maíz, la soja o el girasol, que actualmente se relacionan con la crisis alimentaria a nivel mundial (4). Sin embargo, se han desarrollado además biocombustibles de segunda generación, obtenidos a partir de materias primas que no tienen mucha utilidad y no son comestibles (residuos agroindustriales o alimentarios) como por ejemplo aceite usado (5). Desafortunadamente, el reciclaje de AVU en Colombia aún es incipiente, debido a la inexistencia de legislación, que los clasifique como sustancias peligrosas para la salud humana y para el medio ambiente. Con la finalidad de conocer la viabilidad ambiental del aceite vegetal usado para la fabricación de biodiesel, es necesario analizar el proceso desde la adquisición del aceite usado, su limpieza, su posterior transformación mediante el proceso de transesterificación y su uso final como combustible. Este análisis se

realiza por medio de la herramienta de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), la cual permite determinar el impacto ambiental de la elaboración de un producto cuantificando el uso de recursos y emisiones ambientales. Esta investigación se realizó dada la falta de formación sobre el reciclaje de aceite vegetal usado y sobre el impacto ambiental generado al transformar esta sustancia en biodiesel y tuvo por objetivo evaluar el impacto ambiental generado en el proceso de producción y uso de biodiesel elaborado a partir de aceite vegetal usado, mediante la metodología denominada análisis de ciclo de vida

MATERIALES Y METODOS

El estudio, se basó en el procedimiento establecido en la Norma ISO 14040, que contiene los principios y marco de referencia para la elaboración del ACV (6). La investigación se realizó, mediante las siguientes etapas **BÚSQUEDA DE INFORMACIÓN**: incluyó la descripción detallada de las etapas que comprende la producción de biodiesel de AVU, a partir de la revisión bibliográfica de documentos sobre experiencias reales en el campo de biocombustibles y en artículos de investigación. Se determinaron características específicas y datos cuantitativos relacionados con los materiales utilizados en cada etapa del proceso, y sobre las fuentes de energía necesaria para la transformación de los mismos. Se dio prioridad a datos de investigaciones realizadas en Colombia y cuando no fue posible obtener datos cuantitativos para este país, se utilizaron datos de otros países. También fue necesario realizar suposiciones referentes a datos técnicos de los cuales no fue posible obtener información específica. **BALANCE DE MASA Y ENERGÍA**: se realizó la identificación de entradas y salidas de materiales y energía utilizada en las diferentes etapas de producción. En esta etapa se utilizó el programa SuperPro Designer versión 4.5 el cual es utilizado para realizar la simulación de procesos en estado estacionario (7); este programa contiene modelos

matemáticos para las diferentes operaciones unitarias. Para realizar los cálculos de la energía, se utilizó la teoría básica para el cálculo de la potencia de las operaciones que requieren sistema de mezclado por agitación mecánica (8). ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA: para evaluar los impactos medioambientales del proceso, se utilizó la metodología de análisis de ciclo de vida (Norma ISO 14040) , constituida por cuatro etapas (6): Definición del objetivo y alcance del estudio: se consideró la aplicación real que se dio al estudio, las razones para realizarlo y el público al que se dirigirán los resultados. Para definir el alcance, se buscó garantizar la amplitud y nivel de detalle que permitieran alcanzar el objetivo definido. Análisis de inventario: se determinaron los flujos de entrada y salida de materiales y energía y se calcularon los respectivos requerimientos para la producción de biodiesel y las emisiones producidas con el fin de establecer las fuentes puntuales de emisión de GEI y/o demás sustancias contaminantes. Esta información se ingresó en el software SimaPro 8.0.1, diseñado para realizar ACV, el cual modela y la evalúa procesos integrados de gran variedad de industrias. El software cuenta con la base de datos Ecoinvent (Swiss Centre for Life Cycle Inventories) que proporciona datos a nivel mundial sobre variedad de procesos (9). Evaluación de impacto: se seleccionó el método de cálculo Environmental Product Declarations (EPDs) o Declaración ambiental de productos, el cual aporta información cuantitativa de impactos ambientales de un producto en su ciclo de vida. El método EPD, se encuentra en el software SimaPro 8.0.1, y analiza las categorías de impacto cambio climático, agotamiento del ozono y formación de oxidantes fotoquímicos. Interpretación de resultados: según las emisiones del proceso, esta parte del estudio permitió establecer las conclusiones respecto al potencial de deterioro medioambiental generado por el mismo.

RESULTADOS

Según la estructura planteada por la norma ISO 14040 sobre análisis de ciclo de vida, se presenta a continuación los resultados OBJETIVO Y ALCANCE Dado que esta investigación corresponde a un trabajo de investigación para optar al título de Magister en Ciencias Ambientales de la Universidad de Antioquia, se estableció como objetivo general de la investigación “Evaluar el impacto ambiental generado en el proceso de producción y uso de biodiesel elaborado a partir de aceite vegetal usado, mediante la metodología denominada análisis de ciclo de vida”. Para alcanzar el objetivo, se definieron objetivos específicos; como realizar el balance de materia y energía de las etapas que constituyen la producción de biodiesel, estimar el balance energético de este proceso con el fin de determinar su eficiencia energética, calcular el impacto ambiental en cada uno de las etapas de producción e identificar oportunidades de reducción de impactos ambientales. Público objetivo: Comunidad académica nacional y gestores de residuos actuales y potenciales dedicados a la recolección y reciclado del AVU Alcance: garantiza que se obtenga información de las etapas que incluye el proceso de producción de biodiesel a partir de aceite vegetal usado, de una forma confiable y tan cercana a la realidad como sea posible. El enfoque de este estudio, se denomina “de la cuna a la tumba” (10) , debido a que en este ACV se cuantifican entradas y salidas del proceso, desde la extracción de materias primas hasta el uso del producto. Unidad Funcional: para este estudio de ACV, se determinó como base de cálculo 100 Kg de AVU, que serán sometidos al proceso de producción de biodiesel. Procesos no incluidos en el estudio: proceso de fabricación de los equipos para procesos de limpieza y transformación de AVU, proceso de fabricación de vehículos de transporte, proceso de tratamiento de glicerina generada en la producción de biodiesel y consumo de energía, alimentos e insumos que requieren

los trabajadores en cada proceso analizado.
ANÁLISIS DE INVENTARIO En esta sección se presentan los resultados, producto de la recolección de datos y de cálculos

realizados para la cuantificación de entradas de materiales y salidas de productos y emisiones de cada una de las etapas estudiadas. (Ver tablas 1, 2, 3 y 4).

Tabla 1. Entradas y salidas en etapa de recolección de AVU

Sub Proceso	Entrada				Salida	
	Insumo	Materia (kg)	Energía (kJ)	Fuente de energía	Insumo	Salida/Emisión (kg)
Recolección	Gasolina	4,87*	-	Gasolina	Gasolina	Emisiones calculadas por SimaPro

* Kg corresponden al consumo de la distancia total estimada.

Tabla 2. Entradas y salidas de productos y/o emisiones en etapa de limpieza de AVU

Sub Proceso	Entrada				Salida	
	Insumo	Materia (kg)	Energía (kJ)	Fuente de energía (kJ)	Salida atm (kg)	Salida al proceso (kg)
Secado 1	Ácido Oleico	5,00	-	-	-	5,00
	Solidos	4,00	-	-	-	4,00
	Triglicéridos	84,00	-	-	-	84,00
	Agua	5,00	-	-		
	Agitación	-	7,37	Eléctrica		
	Calentamiento	-	50000	Diésel-Caldera		
	Vapor de agua	N.A.			5,00	-
Filtración	Ácido Oleico	5,00	-	-	0,04	4,96
	Solidos	4,00	-	-	4,00	-
	Triglicéridos	84,00	-	-	0,67	83,33
Neutralización	Ácido Oleico	4,96	-	-		
	Triglicéridos	83,33	-	-	-	83,33
	NaOH	0,71	-	-		
	Agua	0,71	-	-	-	1,03
	Agitación		6,11	Eléctrica		
	Jabón				-	5,35
	Agua enfriamiento				-	-
	Bombeo				-	-
Centrifugación	Jabón	5,35	-	-	5,34	-
	Triglicéridos	83,33	-	-	-	83,33
	Agua	1,03	-	-	0,97	0,05
Secado 2	Triglicéridos	83,33	-	-	-	83,33
	Agua	0,05	-	-	0,05	-
	Agitación	-	5,63	Eléctrica		
	Calentamiento	-	42180	Diésel-Caldera		

Tablas 3. Entradas y salidas en etapa de producción

Sub Proceso	Entrada				Salida	
	Insumo	Materia (kg)	Energía (kJ)	Fuente de energía(kJ)	Salida. atm (kg)	Sal. proceso (kg)
Mezcla Metóxido	Hidróxido de sodio	1,00	-	-	-	1,00
	Metanol	32,80	-	-	-	32,80
	Agitación	-	1,10	Eléctrica		
	Bombeo				-	-
Transesterificación	Metanol	32,80	-	-	-	21,87
	Hidróxido de sodio	1,00	-	-	-	1,00
	AVU	100,00	-	-		
	Agitación	-	5,30	Eléctrica		
	Calentamiento	-	66900	Diésel - Caldera		
	Biodiesel				-	99,70
	Glicerina					11,23
Destilación	Biodiesel	99,70	-	-	0,01	99,69
	Glicerina	11,23	-	-	0,001	11,22
	Metanol	21,87	-	-	21,86	0,002
	Hidróxido de sodio	1,00	-	-	-	1,00
Decantación	Biodiesel	99,69	-	-	0,35	99,33
	Glicerina	11,22	-	-	11,23	0,35
	Metanol	0,002	-	-	-	0,002
	Hidróxido de sodio	1,00	-	-	0,99	0,01
Lavado	Biodiesel	99,33	-	-	-	99,33
	Metanol	0,002	-	-	-	0,002
	Hidróxido de sodio	0,01	-	-	-	0,01
	Glicerina	0,35	-	-		
	Agua	50,00	-	-		50,00
	Agitación	-	9,89	Eléctrica		
Decantación	Biodiesel	99,33	-	-	0,005	99,32
	Metanol	0,002	-	-	-	0,002
	Hidróxido de sodio	0,01	-	-	0,01	-
	Agua	50,00	-	-	0,50	49,50
Secado	Biodiesel	0,005	99,32	-	-	99,32
	Metanol	0,000	-	-	0,002	-
	Hidróxido de sodio	0,01	-	-		
	Agua	49,50	-	-	-	0,50
	Agitación	-	10,13	Eléctrica		

	Calentamiento	-	49915	Diésel- Caldera		
--	---------------	---	-------	--------------------	--	--

Tabla 4. Entradas y salidas en etapa distribución de AVU

Sub Proceso	Entrada				Salida	
	Insumo	Materia (kg)	Energía (kJ)	Fuente de energía	Insumo	Salida/Emisión (kg)
Carga y transporte de biodiesel	Gasolina (Carro tanque)	5,44	-	Gasolina	Gasolina (Carro tanque)	Emisiones calculadas por SimaPro

EVALUACIÓN DE IMPACTO

En las siguientes figuras (ver figura 1 a 4) , se presenta el resultado de la evaluación de impacto de cada etapa del proceso de producción de biodiesel a partir de AVU. En cada figura se puede observar la contribución relativa de cada uno de los insumos utilizados

en el proceso. Adicionalmente se realizó la comparación entre las etapas del proceso, según su contribución en cada categoría de impacto. Como se presenta en la figura 5.

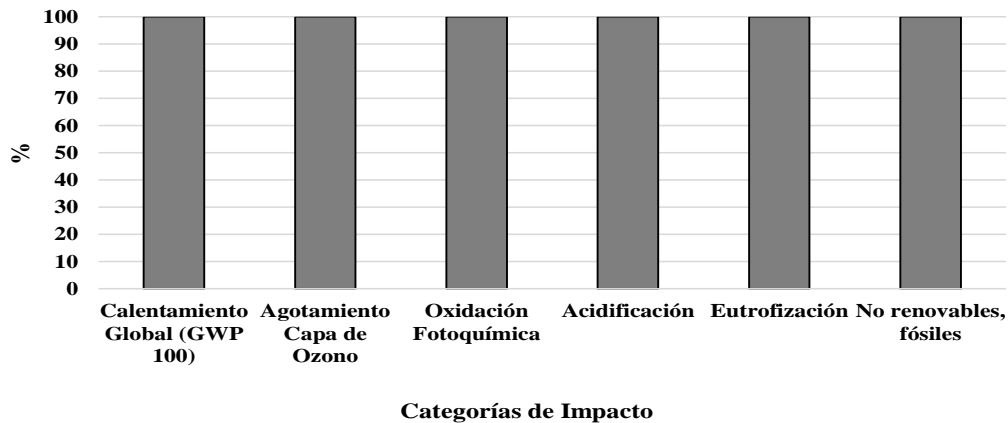


Figura 1. Evaluación de impacto (EPD), etapa de recolección de AVU

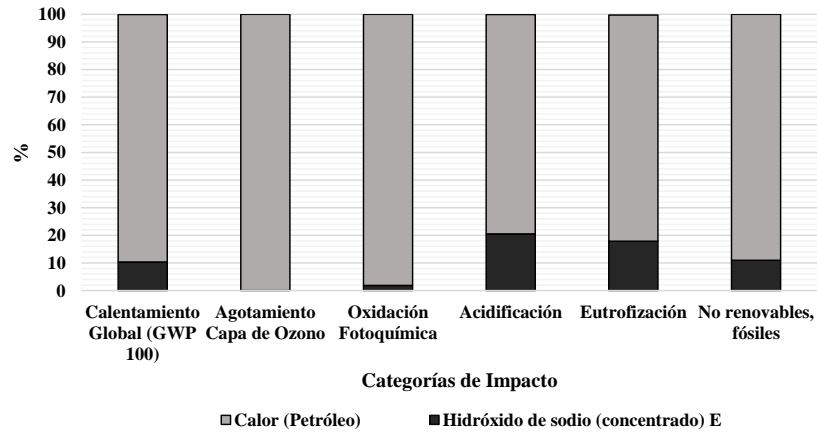


Figura 2. Evaluación de impacto ambiental (EDP), etapa de limpieza de AVU.

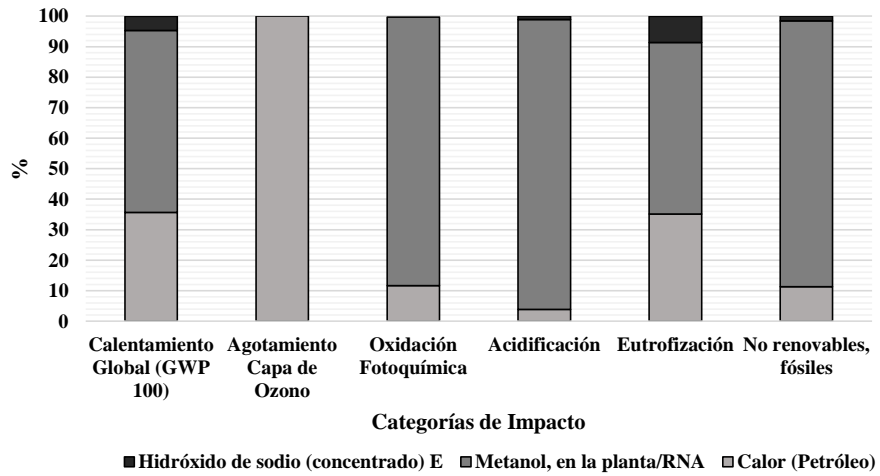


Figura 3. Evaluación de impacto ambiental (EDP), etapa de transformación de AVU

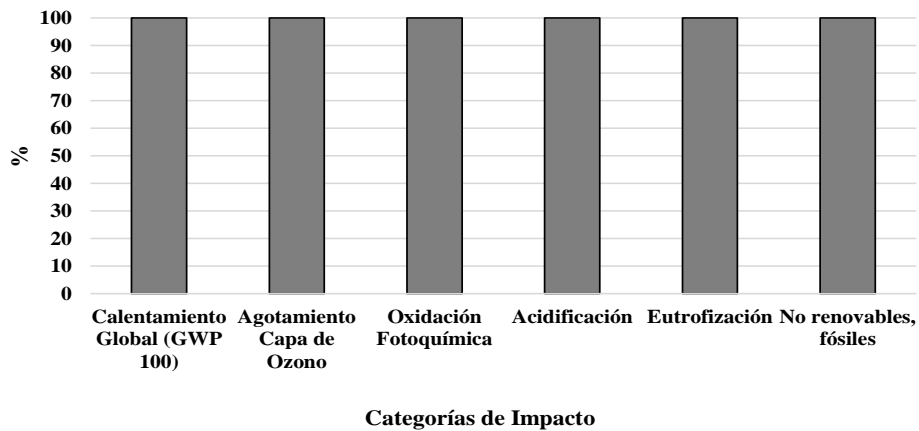


Figura 4. Evaluación de impacto ambiental (EDP), etapa distribución de biodiesel.

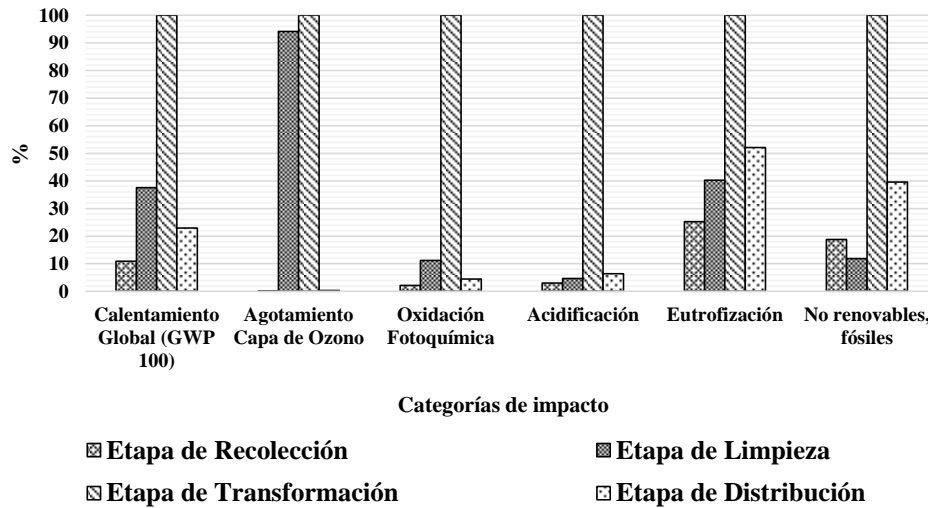


Figura 5. Comparación de impacto ambiental en etapas de producción de biodiesel de AVU

INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

Según los resultados, se encontró que en la categoría de Cambio climático, el mayor porcentaje de contribución se presenta en la etapa de limpieza del AVU (89,5%); en esta etapa se generan emisiones de gases de efecto invernadero originados por la producción y combustión del diésel utilizado en el calentamiento (caldera) y en menor proporción por la emisión que genera la producción del hidróxido de sodio (10,5%). Sin embargo en la etapa de transformación del AVU, el subproceso de calentamiento que se realiza con el mismo combustible que en la etapa de limpieza, contribuye con 37,5% en esta categoría de impacto. Por otra parte, el metanol contribuye con un porcentaje de 59,6% y en menor porcentaje, el uso del hidróxido de sodio con 4,63%. Según estos porcentajes, la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en el proceso analizado está dada por la producción y uso de combustible fósil (aceite), hidróxido de sodio y metanol. Según el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), la combustión de combustibles fósiles causa más del 75% de las emisiones (antropógenas) de dióxido de carbono (CO₂), uno de los principales GEI.

Además, la producción y transporte de combustibles fósiles contribuye también en la emisión de metano (CH₄), contaminante que representa el 9% de la producción de GEI por parte de los seres humanos (66). Respecto al hidróxido de sodio y el metanol, se puede decir que la contribución al impacto ambiental de estos insumos podría estar relacionada directamente a su proceso de producción, más que al uso en el proceso de producción de biodiesel. En este caso, estos insumos traen consigo una carga ambiental propia de su fabricación en la que se utiliza combustible fósil como energía para las unidades de proceso. La emisión de GEI hacia la atmósfera ha sido relacionada directamente con el incremento del forzamiento radiativo (medida del efecto de calentamiento en el clima) debido a que los GEI como el CO₂, metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) y los clorofluorocarbonos (CFC) (67). En la categoría de impacto Agotamiento de la capa de ozono, se encontró que existe una contribución al impacto ambiental de 100% en las etapas de limpieza y transformación del AVU, lo que indicaría que en dichas etapas se presentan emisiones de CFC, sin embargo debido a estas sustancias se utilizan generalmente como refrigerantes en el sector

industrial, es posible que la emisión de éstas no se presente en la producción del biodiesel sino en la fabricación de los insumos utilizados en el proceso, como se mencionó anteriormente estas son las cargas ambientales que cada insumo trae consigo. La formación de oxidantes fotoquímicos tiene una contribución del 98,1% en la etapa de limpieza del AVU dado por el uso de energía para calentamiento, sin embargo en la etapa de transformación del AVU, no es éste el insumo que contribuye mayormente a la formación de estas sustancias. En la etapa de transformación, es la producción y uso del metanol con una contribución de 88% el principal contribuyente para la generación de oxidantes fotoquímicos. La transesterificación de aceites para producir biodiesel se ha relacionado con emisiones de hidrocarburos, de los cuales el metano es capaz de reaccionar con radicales libre hidroxilo, oxígeno y óxidos de nitrógeno, para producir formaldehído y monóxido de carbono, compuestos denominados oxidantes fotoquímicos, que tiene la capacidad de afectar las propiedades de materiales orgánicos, la reproducción y el crecimiento de plantas y producir en el hombre y animales, dolor de cabeza y daños en el aparato digestivo (69). En la categoría de impacto "Acidificación", también se presenta la mayor contribución por parte de la etapa de transformación de AVU (95%) , específicamente por la producción y uso del metanol y en menor porcentaje en la etapa de limpieza por el uso de energía para calentamiento (79,4%) , según estos valores, en estas etapas se producen emisiones de dióxido de azufre (SO₂). Este compuesto puede reaccionar con radicales libre hidroxilos y vapor de agua y convertirse en ácido sulfúrico; este último compuesto se disuelve en el agua de la atmosfera y puede transportarse hacia la superficie terrestre en forma de lluvia acida, llamada reciente deposición acida que produce la alteración de las características químicas del medio que la recibe, disminuyendo el pH y ocasionando

efectos negativos sobre los ecosistemas asociados (70). En las etapas de recolección de AVU y distribución de biodiesel se utilizó un único insumo representado por el combustible para los vehículos recolector y distribuidor respectivamente, por lo cual la contribución para cada categoría de impacto siempre fue del 100%. Según la comparación por etapas, la mayor contribución al impacto por la producción y uso de combustibles fósiles, en estas etapas, se presenta en la categorías de impacto cambio climático en este sentido es importante aclarar que esta afirmación en comparación con las demás etapas estudiadas. Se considera que el uso de combustibles fósiles es la principal causa del cambio climático, debido a que las actividades de suministro (extracción, transporte y distribución) , utilización y quema de combustibles contribuyen en aproximadamente el 75% de este fenómeno. El efecto de la contaminación por la producción y uso de combustibles fósiles no está representado únicamente en el fenómeno del cambio climático sino que además puede tener repercusiones directamente sobre la salud de los seres humanos, al causar enfermedades como conjuntivitis, faringitis, cefaleas, bronquitis asmática, insuficiencia cardiaca y enfermedad pulmonar (66). Como es evidente en todas las categorías de impacto, la mayor contribución está dada por la etapa de transformación de AVU y de forma predominante en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos y en acidificación; esta carga ambiental se atribuye principalmente a la producción y uso del metanol en el proceso. Se ha atribuido a la industria química dedicada a la producción de metanol a gran escala la emisión de residuos conformados por cobre (síntesis) , níquel (generación de gas) y cobalto y molibdeno (desulfurización) (72) y en algunos casos se han evidenciado residuos altamente contaminantes como el glifosato. Finalmente, la identificación de impactos permite establecer cuáles son los subprocesos en los

que se requieren y/o pueden implementarse mejoras de tipo técnico que procuren la disminución del impacto ambiental identificado, en este caso los principales impactos ambientales corresponden a los generados por el cambio climático, la formación de oxidantes fotoquímicos y la acidificación. Debido a la necesidad de ciertos insumos para llevar a cabo las reacciones químicas necesarias del proceso de fabricación como lo es el metanol o el hidróxido de sodio, se dificulta plantear un posible remplazo de estos insumos, sin embargo es posible plantear una mejora en la gestión y uso de la energía que se utilizar en las etapas de limpieza y transformación respectivamente. Además se puede plantear una modificación en la forma de recolectar el AVU, con el fin de disminuir la distancia y consecuentemente el consumo de combustible fósil, sin embargo este aspecto depende estrictamente de condiciones externas que deben ser analizadas cuidadosamente, como lo es el tráfico vehicular de la ciudad, la distancia entre puntos de recolección y la frecuencia de recolección según la cantidad de AVU a recolectar

CONCLUSIONES

- Respecto a la categoría de impacto cambio climático, se encontró que en la producción de biodiesel de AVU se emiten 0,52 kg CO₂e en comparación con el valor reportado en la bibliografía de 2,92 kg CO₂e para biodiesel de aceite vegetal.

- Se pudo establecer que la etapa que genera mayor contribución al impacto ambiental es la transformación de AVU en biodiesel. En la categoría de cambio climático, la contribución a este impacto por parte de esta etapa es del 58%, representado por una emisión de 0,308 kg de CO₂ equivalente. - El ACV permitió evidenciar que la producción de biodiesel de AVU, a pesar de evitar el impacto generado por la inadecuada disposición del aceite usado, genera impactos ambientales

relacionados con las cargas ambientales que trae la producción de los insumos.

- Las etapas de recolección de AVU y distribución de biodiesel son las que reflejan la menor contribución del impacto ambiental al proceso, sin embargo estos resultados son relativos y dependen de la base de cálculo seleccionada (distancia recorrida).

- La principal oportunidad de mejora en el proceso analizado, es el ahorro en el consumo de energía, que mejoren la eficiencia de los procesos de limpieza y transformación de AVU.

- El ACV proporciona información suficiente para determinar la viabilidad ambiental de un producto, siempre y cuando se manifiesten las condiciones específicas en las que se desarrolla el proceso estudiado.

- Sobre la metodología empleada, existen ciertas limitaciones para llevarla a cabo, relacionadas con la disponibilidad de información en Colombia, donde aún no se han desarrollado suficientes bases de datos de procesos industriales, principalmente de la industria química.

- La metodología del ACV permite estudiar en detalle un producto cuyos límites se seleccionan subjetivamente por parte del evaluador, sin embargo esta condición dificulta la comparación con otros resultados del mismo producto mediante la misma metodología.

- La principal recomendación está dirigida hacia la necesidad de continuar en Colombia, con el uso de la metodología ACV y con la investigación del biodiesel fabricado a partir de AVU. También es fundamental el desarrollo de bases de datos que permitan conocer procesos industriales a nivel nacional.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento especial al profesor Juan Carlos Quintero, Jefe de Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de

Antioquia y asesor de esta investigación. Al profesor Leonardo Miranda del grupo de Bioprocesos de la Universidad de Antioquia por su apoyo en el uso del software SuperPro Designer. Al profesor Israel Herrera del CIETMAT por compartir su conocimiento en la metodología del análisis de ciclo de vida. A la Corporación Académica Ambiental de la Universidad de Antioquia por el apoyo durante el desarrollo de esta maestría.

REFERENCIAS

1. CONPES 3510. Consejo Nacional de Política Económica y Social. CONPES 3510. Lineamientos De Política Para Promover La Producción Sostenible De Biocombustibles En Colombia. Bogotá. D.C.: Departamento Nacional de Planeación. República de Colombia., 2008. pág. 44.
2. Consorcio CUE. Evaluación del ciclo de vida de la cadena de producción de biocombustibles en Colombia. Medellín: Banco Interamericano de Desarrollo (BID) – Ministerio de Minas y Energía, 2012. 3. Corredor Avella, Germán. "Tablero de comando" para la promoción de los biocombustibles en Colombia. Santiago de Chile: CEPAL. Comisión Económica para América Latina y el Caribe, 2009. pág. 63.
4. Castello, Luis. Biocombustibles Y Seguridad Alimentaria. Santiago de Chile: FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2008. pág. 2.
5. SIC. Superintendencia de Industria y Comercio Colombia. Tecnologías para una movilidad en beneficio del medio ambiente. Biocombustibles: Biodiesel de segunda y tercera generación. Bogotá D.C.: SIC. Superintendencia de Industria y Comercio Colombia - Grupo Banco de Patentes, 2011.
6. International Organization for Standardization. UNE-EN ISO 14040:2006. Madrid: AENOR, 2006. pág. 30.
7. Intelligent, Inc. SuperPro Designer. [En línea] 25 de Abril de 2014. [Citado el: 25 de Abril de 2014.] http://www.intelligen.com/superpro_overview.html.
8. Perry, Robert y Green, Don. Perry's Chemical Engineers' Handbook. 7. New York: McGraw-Hill, 1999. Pág. 2582.
9. PRé Consultants. SimaPro Software and Sustainability Consulting. [En línea] 25 de Abril de 2014. [Citado el: 25 de Abril de 2014.] <http://www.pree-sustainability.com/>.
10. IHOBE, Sociedad pública de gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida y huella de carbono. Dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto. Bilbao: IHOBE S.A., 2009. Pág. 53.
11. IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Informe del Grupo de Trabajo I - Base de las Ciencias Físicas. [En línea] 2007. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/es/faq-7-1.html.
12. Organización Meteorológica Mundial. La concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera - Comunicado de prensa N° 980. Genève, Suiza: Naciones Unidas, 2013. pág. 4.
13. Pérez Cortes, Alvaro José y Dumar Oyola, Kelly Johana. Análisis de ciclo de vida para la producción de biodiesel a partir de aceite de higuera y etanol. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga: Facultad de Ingenierías Físicoquímicas, 2011. pág. 83.
14. European Environment Agency. El Medio ambiente en Europa: segunda evaluación. Capítulo 4. Acidificación. Madrid, España: European Environment Agency, 2001. pág. 38.
15. Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible. Guía 19. Metanol. [En línea] <http://www.minambiente.gov.co/documentos/Guia19.pdf>.

INDICE

B

Beisiegel, Thorsten, 248
Benítez Ramírez, Dora Marcela, 124
Burbano Ardila, Kelly Johana, 358
Bustamante R, Angélica del C, 108

C

Carmona, Luis Gabriel, 198
Castro, Henry, 238
Cristancho Coy Mónica Alejandra, 56
Cuéllar Álvarez Yohén, 203
Cuero Duque, Jaime Andrés, 336
Cuesta Mosquera, Andrea Patricia, 274, 285

D

Díaz Álvarez, Cristian Julián, 233
Durán Peñafiel, Alexander, 74

F

Fajardo, Sandra, 211
Franco Giraldo, Andrea, 11

G

Gómez O., Carlos D, 223
González D, Carlos M, 161
Gorritty Portillo, Marcelo Antonio, 379
Guadalupe Almeida, Jorge Luis, 188
Gutiérrez, Lara, 364

H

Hernandez, Andrea Juliana, 266

L

León Avendaño, Juan Camilo, 344
Li Ramírez, Jade Alexandra, 24
López Fuentes Tania Margarita, 259
Luján, Marcos, 41

M

Méndez García, Lorena Patricia, 372
Mendez, Juan Felipe, 298
Morales-R Luis Alberto, 83, 90

N

Ncipha, Xolile, 97

O

Orozco Jiménez, Katherín Amparo, 352
Ortiz, Edison Y, 178, 307, 316
Ospina Giraldo Frank, 328

R

Ramírez Casas, Gloria Estela, 131
Ramírez Sánchez, Christian Camilo, 20
Rodríguez Castilla, Jose Luis, 348
Rosso Pinto, Mauricio José, 135

S

Sánchez Erica Yanina, 142
Sánchez, Nazly Efredis, 387
Segura, Julián Felipe, 35

T

Tatis Bautista, Alvaro, 155
Torres, Juan Felipe, 67

V

Valenzuela Vieda, Manuela María, 252
Velandia, Edder Alexander, 116
Vidal Benavides, Ana Isabel, 398

Z

Zambrano, Daissy, 169